ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО НАУЧНЫХ ОРГАНИЗАЦИЙ
РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
НАУЧНЫЙ СОВЕТ ОНЗ РАН «ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ СУШИ»
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ РОССИЙСКИЙ ИНФОРМАЦИОННО-АНАЛИТИЧЕСКИЙ И НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ВОДОХОЗЯЙСТВЕННЫЙ ЦЕНТР

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ: НОВЫЕ ВЫЗОВЫ И ПУТИ РЕШЕНИЯ

ВСЕРОССИЙСКАЯ НАУЧНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ
с международным участием
г. Сочи 02−07 октября 2017 г.

Сборник научных трудов

Посвящается Году экологии в России
и 50-летию Института водных проблем РАН

Москва
2017

УДК 556.18(082)
ББК 26.222я43
В 623

Редакционная группа:
д.т.н. М.В. Болгов
д.ф.-м.н. Е.В. Веницианов
д.ф.-м.н. А.Н. Гельфан
д.г.н. С.Г. Добровольский
д.ф.-м.н. В.Н. Зырянов
к.ф.-м.н. Ю.Е. Казаков
к.г.н. Ю.Г. Мотовилов
д.г.н. Н.М. Новикова
к.т.н. М.И. Степанова
к.г.н. Т.Б. Фащевская
Р.И. Бедная

В 623 **ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ: НОВЫЕ ВЫЗОВЫ И ПУТИ РЕШЕНИЯ.** – Новочеркасск: Лик, 2017. – 632 с.
ISBN 978-5-906993-02-1

В настоящий сборник вошли доклады, представленные на Всероссийскую научную конференцию «Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения», посвященную Году экологии в России и 50-летию Института водных проблем Российской академии наук (г. Сочи, 02−07 октября 2017 г.), организованную Научным советом Отделения наук о Земле РАН «Водные ресурсы суши», Федеральным государственным бюджетным учреждением науки Институтом водных проблем Российской академии наук (ИВП РАН), Федеральным государственным бюджетным учреждением Российским информационно-аналитический и научно-исследовательский водохозяйственный центром (РосИНИВХЦ) ФАВР РФ.

Организация конференции и издание сборника осуществлены при финансовой поддержке Федерального агентства водных ресурсов, Федерального агентства научных организаций, Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 17-05-20368-г).

УДК 556.18(082)
ББК 26.222я43

ISBN 978-5-906993-02-1

© Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем Российской академии наук, 2017
© Федеральное государственное бюджетное учреждение Российский информационно-аналитический и научно-исследовательский водохозяйственный центр, 2017

СОДЕРЖАНИЕ

Стр.

Предисловие…… 12

I. *ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ*……... 14

Данилов-Данильян В.И. Управление водным хозяйством и водными ресурсами: современное состояние и экономические проблемы…… 14

Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Мартышева Н.А. Оценка пространственно-временной динамики загрязненности южных водохранилищ по химическим и биологическим индексам……. 20

Филатов Н.Н. Некоторые актуальные проблемы лимнологии и пути их решения……. 25

Косолапов А.Е. Цимлянское водохранилище в условиях длительного периода пониженной водности……. 31

Беляев С.Д. Водоохранная стратегия для речного бассейна в условиях технологического нормирования …… 36

Болгов М.В.. Основные задачи гидрологии и регулирования стока в условиях неопределённости климатических изменений гидрологических характеристик и роста антропогенной нагрузки 42

Веницианов Е.В. Современные проблемы оценки, регулирования и мониторинга качества поверхностных вод 47

Гельфан А.Н., Мотовилов Ю.Г., Калугин А.С., Крыленко И.Н., Лавренов А.А., Меркулов Н.А. Анализ чувствительности максимального речного стока к изменению климатических условий его формирования……. 53

Добровольский С.Г. Оценка возможных изменений речного стока в XXI веке как проблема глобальной гидрологии…… 59

Джамалов Р.Г., Сафронова Т.И., Егоров Ф.Б. Ресурсы подземных вод Крыма…… 66

Зырянов В.Н., Жмур В.В., Фомин Ю.В. Нелинейная волновая интрузия вод в береговые подземные горизонты: теория, эксперимент ……. 71

Коронкевич Н.И., Бибикова Т.С., Долгов С.В., Кашутина Е.А., Мельник К.С., Ясинский С.В. Гидрологические последствия хозяйственной деятельности на водосборах…… 78

Кучмент Л.С. Эволюция и изменение парадигмы методов гидрологических прогнозов …… 84

Мотовилов Ю.Г., Попова Н.О. Моделирование поля нормы речного стока (на примере бассейна реки Камы)…… 90

Новикова Н.М. Современные водные экологические проблемы.. 95

Поздняков Ш.Р., Румянцев В.А. Дифференцированная система оценки экологического состояния водных объектов ……. 101

Стр.

Пузанов А.В., Безматерных Д.М., Винокуров Ю.И., Зиновьев А.Т. Кириллов В.В., Котовщиков А.В., Красноярова Б.А., Рыбкина И.Д. Современное экологическое состояние Обь-Иртышского бассейна …… 105

Фролова Н.Л., Агафонова С.А., Гончаров А.В., Гречушникова М.Г., Ефимова Л.Е., Заславская М.Б., Киреева М.Б., Крыленко И.Н., Магрицкий Д.В., Чалов С.Р., Чалов Р.С., Эдельштейн К.К. Параметризация характеристик речного стока для диагностики возникновения опасных гидрологических явлений и их экологических последствий ……. 111

I. *РАЗВИТИЕ МЕТОДОВ И ТЕХНОЛОГИЙ ОЦЕНКИ И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ И РЕЖИМА ВОД СУШИ В УСЛОВИЯХ НЕОПРЕДЕЛЁННОСТИ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ*…….. 116

Болгов М.В., Зайцева А.В. Оценка местного стока рек Республики Крым…….. 116

Болгов М.В., Коробкина Е.А., Филиппова И.А., Осипова Н.В. Байесовское прогнозирование в задаче учета неопределенностей (погрешностей) предельных значений стока……. 121

Болгов М.В., Шаталова К.Ю. Оценка антропогенного воздействия на гидрологический режим Волго-Ахтубинской поймы методами гидродинамического моделирования……. 126

Бубер А.А., Талызов А.А. Разработка гидродинамической модели дельты реки Волги и западных подстепных ильменей…….. 131

Власов А.Н., Волков-Богородский Д.Б., Мнушкин М.Г., Королёв М.В., Остякова А.В. Карнет Ю.Н. Расчётно-экспериментальные методы прогноза устойчивости характерных участков берегов Угличского водохранилища…….. 137

Гельфан А.Н. О проблеме валидации гидрологической модели для диагностических задач…… 143

Гельфан А.Н., Калугин А.С., Мотовилов Ю.Г. Сравнение двух методов задания климатических проекций в региональную гидрологическую модель (на примере бассейна р. Амур)…… 150

Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Барабанова Е.А., Зайцева И.С., Кашутина Е.А., Милюкова И.П., Шапоренко С.И. Изменения стока в крупных речных бассейнах Европейской и Азиатской частей России…… 155

Губарева Т.С., Гарцман Б.И., Василенко Н.Г. Количественная оценка источников речного стока в зоне многолетней мерзлоты на основе трассерной модели смешения (на примере бассейна р.Нелки, полигон Могот)…….. 160

Стр.

Дебольский В.К., Дебольская Е.И., Масликова О.Я., Грицук И.И., Ионов Д.Н. Оценка влияния изменения климата на деструктивные береговые процессы и загрязнение окружающей среды в условиях криолитозоны …… 166

Демидов В.Н. Использование ассимиляции измерений стока для краткосрочных прогнозов с помощью физико-математической модели формирования стока с распределенными параметрами… 172

Домнин Д.А., Чубаренко Б.В., Воропаев Р.С. Оценка вариаций гидрологического режима водосборного бассейна реки Преголи (юго-восточная Балтика) при влиянии возможных климатических изменений будущего……. 177

Зайцева А.В. Оценка водообеспеченности населения Республики Крым питьевыми подземными водами…… 182

Зейлигер А.М, Ермолаева О.С. Оценка водного стресса орошаемых агроценозов с использованием данных агрогидрологической модели SWAP, наземного (метеорологического) и космического мониторинга……. 187

Измайлова А.В. Оценка пространственной и временной неоднородности водных ресурсов озер Российской Федерации…… 192

Калугин А.С., Морейдо В.М. Сценарная оценка изменений стока реки Селенги в XXI веке…… 199

Каримова О.А., Зайцева А.В. Оценка влияния техногенных факторов на водные ресурсы в зоне развития многолетнемерзлых пород (на примере Арктической зоны Российской Федерации)… 203

Кирста Ю.Б. Модели водного и гидрохимического стоков: новый метод оценки чувствительности и точности…… 209

Королев М В., Власов А.Н., Остякова А.В., Куцевич О.И. Эффективный изыскательский комплекс экспресс-определения механических свойств грунтов, слагающих берега водохранилищ для прогноза их устойчивости…….. 216

Лапина Л.Э., Успенский И.М., Каверин Д.А., Пастухов А.В. Динамика температурных волн в почвах типичной тундры Европейского северо-востока России…… 222

Лепихин А.П. О корректности некоторых положений современной статистической гидрологии…… 226

Любимова Т.П., Лепихин А.П. Вычислительные эксперименты как новый подход в исследовании водохранилищ……. 231

Михеев П.А., Иваненко Ю.Г., Ткачев А.А., Гурин К.Г., Иваненко Д.Ю. Математическое моделирование гидравлических процессов на водотоках в нижних бьефах водосбросных гидроузлов 236

Морейдо В.М. Оценка предсказуемости притока воды в Чебоксарское водохранилище с помощью численных экспериментов.. 241

Стр.

Мотовилов Ю.Г., Бугаец А.Н., Гарцман Б.И., Гельфан А.Н., Калугин А.Н., Лупаков С.Ю., Морейдо В.М., Сучилина З.А., Фингерт Е.А. Моделирование формирования стока в бассейне р. Уссури на базе модели ECOMAG…….. 247

Музылев Е.Л., Старцева З.П., Волкова Е.В., Василенко Е.В. Моделирование водного режима территории сельскохозяйственного региона с использованием спутниковых данных…….. 253

Остякова А.В., Лупанова И.А., Власов А.Н., Королёв М.В., Мордвинцев К.П. Анализ эффективности берегоукрепительных мероприятий и сооружений на Угличском водохранилище и предложения по их усовершенствованию…… 260

Падалко Ю.А. Использование данных дистанционного зондирования для географо-гидрологического описания речных бассейнов степной зоны Российской Федерации…….. 266

Фролов А.В., Выручалкина Т.Ю. Моделирование многолетних колебаний уровня озера Байкал и его водного баланса……. 270

Фролов А.В., Соломонова И.В. Климатическая неоднородность в многолетних колебаниях водного баланса водосбора р. Северная Двина…….. 275

Чебанова М.К. Несимметричность западных и восточных эстуариев в динамике приливных волн…… 281

II. *РАЗРАБОТКА НОВОГО ПОКОЛЕНИЯ МЕТОДОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ ВОССТАНОВЛЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОД И СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ И ОКОЛОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ*…… 288

Авандеева О.П., Баренбойм Г.М. Некоторые аспекты снижения экологических рисков, генерируемых разливами нефти и нефтепродуктов на водных объектах……. 288

Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А. Методико-методологические аспекты оценки качества вод по комплексу биологических методов…… 293

Бакаева Е.Н., Тарадайко М.Н. Комплексное изучение донных отложений – необходимая составляющая гидробиологического мониторинга…… 299

Белоусова А.П. Подход к унификации методики оценки защищенности подземных вод от загрязнения…… 303

Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Ломова Д.В. Учёт региональных особенностей при оценке качества вод северных рек…… 309

Винокурова Г.В. Возможность повышения экологического реализма в оценке состояния водных экосистем (на примере водорослей разнотипных водных объектов бассейна Оби)…… 314

Стр.

Готовцев А.В., Ларина Е.Г. Оценка точечных и диффузных источников загрязняющих веществ в бассейне реки Москвы…... 318

Губернаторова Т.Н. Экспериментальные исследования биодеструкции гумусовых соединений в водной среде при участии микроорганизмов для выявления кинетических закономерностей и механизмов разложения стойкой органики…….. 325

Гуруев М.А., Османов М.М., Алигаджиев М.М., Абдурахманова А.А. Исследование влияния природно-климатических и антропогенных факторов на изменение гидрологического, гидрохимического и гидробиологического режимов малых речных систем внешнегорного Дагестана……. 329

Даценко Ю.С., Пуклаков В.В., Эдельштейн К.К., Гречушникова М.Г., Ерина О.Н., Соколов Д.И. Модельные исследования гидрологических факторов изменчивости экологического состояния и качества воды стратифицированных водохранилищ… 335

Двуреченская С.Я., Булычева Т.М. О вкладе антропогенной составляющей в формирование химического состава вод (на примере Новосибирского водохранилища)……..... 340

Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Киреева М.Б., Косолапов А.Е, Клименко О.А. Экологическое состояние водных ресурсов бассейна р. Дон…… 344

Домнин Д.А., Горбунова Ю.А., Чубаренко Б.В. Анализ выноса биогенных веществ с водосбора реки Преголи при различных сценариях изменения климата…….. 349

Домышева В.М., Сакирко М.В., Онищук Н.А., Усольцева М.В., Нецветаева О.Г. Основные показатели химического состава воды озера Байкал по данным многолетних исследований…… 353

Закруткин В.Е., Решетняк О.С., Никаноров А.М., Гибков Е.В., Скляренко Г.Ю. Основные гидроэкологические проблемы углепромышленных территорий…….. 358

Измайлова А.В., Корнеенкова Н.Ю. Экологическое картографирование водных ресурсов озер России как возможность визуализации данных по количественным и качественным характеристикам……. 363

Кондратьев С.А., Шмакова М.В. Моделирование заиления водоема речными наносами…….. 368

Литвинов А.С. Экологические условия в озере Неро в XXI веке 374

Лозовик П.А. Антропогенные нагрузки на Онежское озеро от различных источников формирования химического состава воды 378

Мурадов Ш. О., Ражабова Д.А. Мониторинг метаморфизации химического состава природных вод на орошаемых землях…..... 384

Стр.

Немировская И.А, Боев А.Г., Титова А.М., Медведева А.В. Качество вод Волжского бассейна и тенденции изменения в последние годы…… 388

Никитская К.Е. Химические элементы-маркеры ареалов вторичного загрязнения на водосборе малой реки (на примере лантаноидов)……. 394

Овдина Е.А., Страховенко В.Д. Оценка влияния антропогенной нагрузки на состав компонентов озерных систем центральной части Барабинской низменности…….. 399

Панченко М.В. Домышева В.М., Пестунов Д.А., Сакирко М.В., Шмаргунов В.П., Иванов В.Г., Шамрин А.М., Заворуев В.В., Черников Е.В., Праздничных М.И. Комплексные исследования процессов динамики углеродосодержащих газов в системе «вода – атмосфера» на озере Байкал в условиях меняющегося климата и антропогенной нагрузки…… 406

Разумовский Л.В. Междисциплинарный характер графического анализа пресноводных экосистем……. 411

Разумовский В.Л. Геоэкологические исследования и палеоэкологические реконструкции малых озер Западного и Центрального Кавказа…… 416

Решетняк О.С., Даниленко А.О., Кондакова М.Ю., Косменко Л.С. Природные концентрации химических веществ и гидрохимические аномалии в речных водах Европейской части России в пределах природно-территориальных комплексов……. 421

Страховенко В.Д., Овдина Е.А., Ермолаева Н.И.; Зарубина Е.Ю., Салтыков А.В. Особенности химического состава озерных вод и биогеохимические процессы при формировании разнотипных сапропелей на юге Западной Сибири…… 426

Сухоруков Б.Л., Решетняк Н.В. Расширение возможностей мониторинга водных объектов по данным дистанционных спектрометрических измерений видимого диапазона…… 431

Фащевская Т.Б. Статистическая оценка антропогенных изменений гидрохимического режима реки Белой……. 437

Федоров Ю.А., Кузнецов А.Н., Доценко И.В., Гарькуша Д.Н., Зимовец А.А., Михайленко А.В., Савицкий В.А., Трубник Р.Г., Дмитрик Л.Ю., Ярославцев В.М. Использование современных методов и технологий для оценки антропогенного воздействия на донные отложения и изучения хронологии загрязнения водных экосистем…….. 442

Хорошевская В.О. Оценка влияния приоритетных биометаллов на первичную продукцию с использованием результатов натурных экспериментов…… 448

Стр.

Цхай А.А., Агейков В.Ю. Разработка модели прогнозирования состояния экосистемы водоема в условиях интенсивных внешних воздействий……. 454

Чиганова М.А. Программа исследования лекарственного загрязнения водных объектов и выбор оптимальных схем анализа при проведении мониторинга…….. 459

Яныгина Л.В. Оценка уровня биологического загрязнения водоемов……. 464

III. *МОДЕРНИЗАЦИЯ НАУЧНО-МЕТОДИЧЕСКОЙ БАЗЫ И СУЩЕСТВУЮЩИХ ТЕХНОЛОГИЙ ОЦЕНКИ РИСКА И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ЧРЕЗВЫЧАЙНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИТУАЦИЙ НА ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ И ВОДОСБОРАХ*…….. 469

Агафонова С.А., Фролова Н.Л. Ледовый режим рек России: современные особенности, оценка опасности…… 469

Алексюк А.И., Беликов В.В. Схема Годунова для уравнений мелкой воды с коррекцией распада разрыва на неровном дне…. 474

Беликов В.В., Борисова Н.М., Румянцев А.Б., Бугаец А.Н. Численная гидродинамическая модель стоково-приливных течений в Амурском лимане……. 480

Болгов М.В., Трубецкова М.В. Оценка максимальных возможных осадков для бассейна р. Зеи…….. 485

Бубер А.Л., Болгов М.В., Бубер В.Б. Оперативное управление водными ресурсами Волжско-Камского каскада ГЭС в период весеннего половодья на основе методов многокритериальной оптимизации и теории компромиссов……. 490

Бугаец А.Н., Мотовилов Ю.Г., Гончуков Л.В., Соколов О.В., Гарцман Б.И., Калугин А.С., Морейдо В.М., Фингерт Е.А, Сучилина З.А. Разработка интегрированной системы гидрологического мониторинга на базе модели ECOMAG для бассейна р. Уссури……. 495

Гарцман Б.И., Лупаков С.Ю. Опыт сценарного прогноза режима максимального стока рек Уссури и Бурея под влиянием климатических изменений…….. 501

Голубев В.Н., Фролов Д.М. Особенности снегонакопления и термического режима зимних сезонов как факторы формирования ледового покрова и возникновения заторов на реках северных регионов РФ…… 506

Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б. Прогнозы и наблюдения половодий и паводков на Верхней Оби для обоснования режима попусков из Новосибирского водохранилища…….. 510

Стр.

Клименко Д. Е., Черепанова Е.С. Подходы к стохастическому моделированию паводкоформирующих ливней малой продолжительности на территории Урала…… 513

Лебедева И.П. Водохранилища как компонент системы интегрированного управления наводнениями в современных условиях 518

Пасечкина В.Ю., Истомина М.Н., Добровольский С.Г. Оценка масштабов и рисков чрезвычайных социально-экономических и экологических ситуаций в мире в результате экстремальных гидрологических явлений (наводнений и засух)…… 525

Скрипка Г.И., Косолапов А.Е., Беспалова Л.А., Ивлиева О.В. Мониторинг опасных экзогенных процессов в береговой зоне Азовского моря с применением данных дистанционного зондирования и ГИС-технологий…… 531

Филиппова И.А., Осипова Н.В. Обоснование выбора типа распределения вероятности экстремальных осадков в бассейне реки Амур…… 536

IV. *РАЗВИТИЕ МЕТОДОЛОГИИ ОБОСНОВАНИЯ СИСТЕМЫ ИНТЕГРИРОВАННОГО УПРАВЛЕНИЯ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ И ГОСУДАРСТВЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА РОССИИ В УСЛОВИЯХ СОВРЕМЕННЫХ ВЫЗОВОВ*…… 542

Горбатенко Л.В. Трансграничный бассейн р. Амур: условия, факторы, прогноз и особенности водопользования…… 542

Григорьева И.Л., Романов С.Н. Мониторинг водоохранных зон как составная часть государственного мониторинга водохранилищ…….. 548

Данилов-Данильян В.И., Хранович И.Л. Подход к формированию стратегий согласованного использования водных ресурсов.. 550

Демин А.П. Структурные изменения водопотребления и водоотведения в бассейне р. Волги в XXI веке ……. 556

Дмитриева В.А., Нефедова Е.Г. Экодиагностика состояния водных объектов урбанизированных территорий для целей устойчивого водообеспечения……. 561

Зарубина Е.Ю., Ермолаева Н.И., Котовщиков А.В., Яныгина Л.В. Литоральная зона как важнейшая составляющая мониторинга крупного равнинного водохранилища (на примере Новосибирского водохранилища)……. 566

Иманкулов Белек, Кендирбаева Дж. Ж. Применение кяризной системы водоснабжения в межгорных впадинах…… 571

Кирпичникова Н.В., Курбатова И.Е. Деградация водоохранных зон источников водоснабжения: водное законодательство, экологический мониторинг, дистанционные методы оценки…….. 576

Стр.

Корытный Л.М. О негативных последствиях ошибочных решений в управлении водными ресурсами Байкальского региона….. 581

Михеев П.А., Гурина И.В. Экономия водных ресурсов при орошении сельскохозяйственных культур……. 586

Мурадов Ш.О. Проблемы и решения водоустойчивости аридных территорий……. 590

Мурадов Ш.О., Турдиева Ф.А. Некоторые проблемы и решения интегрированного управления водными ресурсами аридных территорий…… 595

Пряжинская В.Г. Методы управления качеством природных вод в рыночных условиях…….. 599

Романов А.Н., Хвостов И.В., Калташов А.А. Дистанционный мониторинг водных ресурсов Западной Сибири……. 606

Савкин В.М. Водные ресурсы Верхней Оби – источник гарантированного водоснабжения сложившегося водохозяйственного комплекса…… 614

Сивохип Ж.Т. К оценке эффективности институциональных механизмов управления трансграничными водными ресурсами 619

Чеснокова И.В. О страховании экологических и природных рисков…….. 624

Щеголькова Н.М. Новые методы биоинформационного мониторинга……. 628

ПРЕДИСЛОВИЕ

Всероссийская научная конференция с международным участием «Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения» посвящена Году экологии в России и 50-летию Института водных проблем Российской академии наук. Конференция

Следует отметить, что организация таких конференций стала хорошей традицией, в этом году отмечается их 10-летний юбилей. За последние годы проведено 9 крупных конференций, посвященных рассмотрению наиболее значимых научных проблем в области исследований вод суши:

- Водные ресурсы суши в условиях изменяющегося климата (г. Псков, 2007 г.).
- Стратегические проблемы водопользования России (г. Азов, 2008 г.).
- Водные проблемы крупных речных бассейнов и пути их решения (г. Барнаул, 2009 г.).
- Проблемы безопасности в водохозяйственном комплексе России (г. Краснодар, 2010 г.).
- Устойчивость водных объектов, водосборных и прибрежных территорий; риски их использования (г. Калининград, 2011 г.).
- Вода и водные ресурсы: системообразующие функции в природе и экономике (г. Цимлянск, 2012 г.).
- Водная стихия: опасности, возможности прогнозирования, управления и предотвращения угроз (г. Туапсе, 2013 г.).
- Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов (г. Москва, 2015 г.).
- Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.» (г. Петрозаводск, 2015 г.).

Конференции неизменно привлекают внимание отечественных и зарубежных специалистов, в них принимают участие ведущие учёные страны и приглашённые иностранные коллеги. Организация конференций способствует развитию межведомственных и междисциплинарных исследований, обмену опытом, концентрации усилий на приоритетных научных направлениях.

Тематика 10-й конференции ориентирована на рассмотрение актуальных научных проблем, решение которых непосредственно связано с реализацией Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года, в том числе: обеспечение надёжного и экологически безопасного водопользования; улучшение качества вод и состояния экосистем; повышение эффективности управления водными ресурсами и водоохранной деятельностью; обеспечение водной безопасности как неотъемлемой части национальной безопасности России.

Сборник содержит доклады представителей ведущих научных коллективов России: институтов Федерального агентства научных органи-

заций, крупных вузов страны; организаций Федерального агентства водных ресурсов, Росгидромета и других ведомств; специалистов проектных и производственных организаций; учёных и специалистов Республики Узбекистан и Кыргызской Республики

Представленные в настоящем сборнике доклады сгруппированы по основным направлениям:

- развитие методов и технологий оценки и прогнозирования водных ресурсов и режима вод суши в условиях возрастающей антропогенной нагрузки и неопределённости гидрологических и климатических характеристик;
- разработка нового поколения методов моделирования и прогнозирования процессов восстановления качества вод и состояния водных и околоводных экосистем при различных сценариях изменений климата и антропогенных воздействий;
- модернизация научно-методической базы и существующих технологий оценки риска и прогнозирования чрезвычайных экологических ситуаций различного генезиса на водных объектах и водосборах;
- совершенствование научно-методических основ системы гидрологического, гидрохимического, гидробиологического мониторинга как неотъемлемой части государственного экологического мониторинга;
- развитие методологии обоснования системы интегрированного управления водными ресурсами и водохозяйственным комплексом России в условиях современных вызовов; создание эффективных механизмов управления трансграничными водными ресурсами; оценка возможности реализации конкурентных преимуществ водоресурсного потенциала России.

Тексты докладов размещены в алфавитном порядке в рамках секций, авторский текст сохранен, в некоторых случаях внесена редакционная правка, не изменяющая сути изложенного.

Оргкомитет конференции выражает благодарность редакционной группе за большую работу по рассмотрению и подготовке к публикации материалов конференции.

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ

УПРАВЛЕНИЕ ВОДНЫМ ХОЗЯЙСТВОМ И ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ЭКОНОМИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ

Данилов-Данильян В.И.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
vidd@iwp.ru

Вопросы управления водными ресурсами и водным хозяйством в течение всего периода реформ в России стоят очень остро. Обусловлено это рядом причин.

Состояние водных ресурсов (прежде всего, в отношении качества воды в источниках питьевого водоснабжения) в наиболее экономически развитых и плотнее заселённых регионах страны нельзя признать удовлетворительным. Материально-техническая база водного хозяйства уже к началу периода была морально устаревшей и физически изношенной и – за редкими исключениями – продолжает деградировать по сей день. Соответственно, неприемлемо часто фиксируются нарушения санитарно-гигиенических норм в системах питьевого водоснабжения, в очень многих случаях совершенно недостаточны системы защиты от опасных гидрологических явлений (наводнения, размыв берегов, на которых расположены жилые дома, хозяйственные объекты, и пр.) – перечисление можно продолжать. Это – «физическая» сторона дела, внушающая обеспокоенность всем и каждому.

Система управления водными ресурсами и водным хозяйством явно не соответствует современному уровню, отставание России от развитых стран составляет здесь несколько десятилетий. Неудовлетворительна система мониторинга водных объектов. Если уровни худо-бедно измеряются, то мониторинг расходов подчас выглядит какой-то экзотикой. На Амуре более чем на ста створах измеряют уровни, в лучшем случае на трёх – расходы. Это предельный случай, но и в среднем ситуация неблагополучная: не более чем каждая четвёртая станция (или пост) даёт информацию о расходах. Мониторинг качества воды поставлен ещё хуже. От регулярного взятия проб остались только воспоминания: там, где раньше брали три, а то и шесть проб в сутки, теперь довольствуются одной в неделю – нет ни приборов, ни реактивов, ни персонала, ни денег. Никакого мониторинга состояния дна нет, хотя его необходимость декларирована в Водном кодексе, действующем с 2006 г. Мониторинг гидроэкосистем (как и экосистем суши) спорадически проводят только научные организации. Единой системы мониторинга, куда должны поступать данные, собираемые различными ведомствами и организациями, не существует даже в проекте (хотя в 1990-е гг. такие попытки были, и даже принималось соответствующее постановление Правительства РФ).

Управление начинается с информации. Но, какова информация, таковы и методы её обработки. Хотя научные исследования вполне соответствуют (пусть даже не всегда и не во всём) мировому уровню, их результаты почти не внедряются в практику. И дело не только в слабой информационной базе. Для использования современных методов управления (а это, прежде всего, информационные системы, компьютерные модели, интерактивные системы и пр.) необходимы квалифицированные кадры гидрологов и водохозяйственников – а их нет, и практически никто их теперь не готовит. А если нет квалифицированных кадров, то нет и спроса на разработки, использование которых невозможно без таких кадров. Круг замкнулся.

Неадекватность структуры существующей ныне в России системы управления водными ресурсами и водным хозяйством стоящим перед этой системой задачам давно стала притчей во языцех, но никаких изменений к лучшему не видно на протяжении многих лет. Нет органа исполнительной власти, который отвечал бы и за количество поставляемой потребителям воды, и за её качество, и за распределение этого количества при этом качестве; решал бы проблемы совместного использования водных ресурсов экономическими агентами, принципиально различающимися по типу водопользования; оптимизировал бы планы защитных мер от негативного воздействия водной стихии; целенаправленно занимался бы проблемой охраны вод; совершенствовал бы как экономические, так и административные методы управления в своей сфере; выступал бы от имени государства заказчиком на научно-исследовательские и проектные работы, на подготовку кадров, на конструирование и импорт оборудования и приборов, и пр. и пр. Без такого органа события развиваются по сценарию, именуемому «лебедь, рак да щука» (вполне подходит и другое название: «у семи нянек дитя без глаза»).

Неразбериха в структуре системы управления водными ресурсами и водным хозяйством имеет «прочное» юридическое основание: такая же неразбериха царит и в законодательстве. Пресловутый Водный кодекс РФ 2006 г. издания, несмотря на все последующие дополнения и изменения, не решает вопросов охраны водных ресурсов, экономики водопользования, распределения полномочий между уровнями и между органами государственной власти и т.д. Водный кодекс РФ 1995 г. содержал хотя бы попытку ответить на некоторые из таких вопросов, пусть даже не самую удачную. Когда было решено его заменить, два с лишним года специалисты рассматривали различные варианты нового закона, вносили свои поправки, дискутировали с депутатами Государственной Думы и пр. Вдруг как чёртик из табакерки выскочил совсем другой, никакими специалистами не рассматривавшийся и нигде толком не обсуждавшийся совершенно новый текст, который и был принят Думой за две или три недели. Авторов этого текста ни в какой мере не интересовали ни гидрология, ни экология, ни география... Заботили их по преимуществу права на владение, пользование и распоряжение водными объектами, да ещё глава о мониторинге (заимствованная из обсуждавшегося варианта) каким-то мистическим образом попала в принятый Думой в 2006 г. Водный кодекс.

Неудачная попытка заменить советскую систему стандартизации и нормирования техническим регулированием по западным образцам имела свои следствием то, что от понятия «стандарт» в сознании производственников и управляющих ими государственных чиновников остались лишь смутные воспоминания. Как в старинном китайском рассказе о юноше из Шоулина, который захотел ходить так, как ходят в Ганьдане, и отправился туда учиться, но из этого ничего не вышло, более того, юноша забыл, как ходят в Шоулине, и вернулся домой ползком (этот рассказ вспоминает Акутагава Рюноскэ – см. его Сочинения в 4 томах, т. 3, М.: изд-во «Полярис», 1998, с. 386).

Особенности российской системы управления водными ресурсами и водным хозяйством заслуживают гораздо более подробного обсуждения, чем позволительно в докладе на конференции. Отметим лишь, что они присущи не только данной отрасли, они характерны для всей системы государственного управления в России. Специфичны лишь конкретные проявления, причём специфичность определяется физическими и прочими свойствами объекта управления, «внешними» по отношению к системе управления факторами. Впору говорить о своего рода коллективном

бессознательном (примерно по К.Г. Юнгу), присущем контингенту занятых в этой системе. Если соответствующего «элемента» в психике у человека нет, он не задержится в этом контингенте, даже случайно попав в него, – какими бы талантами и умениями он ни обладал. Однако оставим социальным психологам задачу выявить основные архетипы, определяющие этот феномен.

Экономический механизм водопользования и охраны вод похож на старый грузовик, который по полному бездорожью тащит непомерный груз, и на каждом ухабе какая-то часть груза вываливается из машины. Груза всё меньше, зато ухабы всё глубже. Самый кричащий недостаток – тарифы на водоснабжение, при которых большинство (едва ли не подавляющее) водохозяйственных организаций, т.е. водоканалов, не могут свести концы с концами. Уму непостижимо, как может существовать экономика, в которой организации, абсолютно необходимые обществу, десятилетиями влачат такое существование. Естественно, никакое законодательство ничего не сообщает о том, что делать, если умереть – с позиций общества, государства – нельзя, а жить невозможно.

Плата за водопользование держится на столь же «безупречных» базовых ставках – подстать тарифам. Одни за воду не платят вообще (орошаемое земледелие, например), другие находятся примерно в той же ситуации, что водоканалы. Скажем, АЭС «Полярные зори» (Мурманская область) с прямоточной системой водоснабжения, включённой, кстати, в перечень наилучших доступных технологий, этими платежами доведена почти до разорения, а перейти к оборотной системе не может – климатические условия не позволяют. Ставки платежей за негативное воздействие на водные объекты никогда, ни при каких темпах инфляции адекватно не индексировались. Поскольку они с самого начала, т.е. с 1992 г., были сильно занижены, то практически всегда выполняли и выполняют только фискальную, но не регулирующую функцию. Далеко не все из вполне наблюдаемых, измеряемых типов негативных воздействий охвачены этими платежами.

Состояние водоохранных зон, как правило, способно внушить ужас. Тут не работают никакие механизмы – ни экономические, ни административные, ни юридические. Казалось бы, надо просто власть употребить, но что делать, если в данном случае, судя по всему, как раз этого власть и не хочет (или, всё-таки, не может)? В случае экономических механизмов (как и административных и судебных) человеческий фактор действует вполне аналогично тому, как это происходит при функционировании сложных технических устройств, только значение уже упомянутого коллективного бессознательного в управлении государством и экономикой несравненно важнее, чем в случае техники.

Экологические фонды, существовавшие с 1992 г., и водные фонды, организованные в 1996 г., были ликвидированы в 1999–2000 гг. в ходе очень неуклюжей бюджетной реформы. Надоело объяснять, зачем эти фонды нужны, почему их ликвидация была ошибкой и пр., надоело слушать обещания и объявления о намерении восстановить их. Сколько можно толочь воду в ступе?

Конечно, есть весьма серьёзные объективные причины сложности задач управления водными ресурсами и водным хозяйством. Они многократно назывались, изучались... Попробуем посмотреть на их совокупность.

1. Монопольность рынка со стороны поставщика воды и производителя большинства видов услуг водного хозяйства, причём монополия естественная, никакими антимонопольными мерами неустранимая. Следствием этого служит отсутствие рыночных цен, более того – каких бы то ни было рыночных ориентиров. Эта ситуа-

ция ещё более усугубляется обстоятельствами, указанными в следующем пункте.

2. Жёсткие социальные ограничения. Именно они – причина неадекватно низких тарифов на воду в ЖКХ, бесплатности воды для орошения и пр. От этих ограничений никуда не уйти, но они должны совсем иначе, чем сейчас, трансформироваться в элементы финансово-экономического механизма в целом (а не в его отраслевую, т.е. водную, часть). Основной экономический способ учёта социальных ограничений – субсидии, вопрос в том, каким требованиям они должны удовлетворять. Во-первых, они не должны наносить никакого ущерба тем экономическим агентам, которые, собственно, и обеспечивают своей производственной деятельностью удовлетворение соответствующих потребностей (например, субсидии потребителям воды не должны осуществляться за счёт водоканалов). Во-вторых, валовой объём субсидии для её получателя (неважно, прямым или косвенным способом осуществляется это получение) должен зависеть от объёма его деятельности (объёма потребления субсидируемого ресурса). В-третьих, удельная величина субсидии для её получателя должна зависеть от качества его деятельности (например, удельная субсидия растениеводу – скажем, в расчёте на единицу продукции – должна быть тем больше, чем меньше он затрачивает воды на эту самую единицу). В-четвёртых, удельная величина субсидии должна зависеть от социальной значимости объекта субсидирования.

Из перечисленных четырёх условий в российской системе управления водопользованием выполнено только второе, здесь всё очевидно, и если не озабочиваться остальными условиями, особых проблем с механизмом субсидирования не возникает. Они возникают при внедрении такого одноногого (вместо четырёх опор) механизма в практику. Невыполнение первого условия извращает саму идею субсидирования; надеяться, что без него система будет удовлетворительно функционировать, можно только при уверенности в том, что любые возникающие осложнения разрешит обком. Третье условие препятствует превращению субсидиарной системы в кормушку для паразитов, способы выполнить его разнообразны, их выбор зависит от конкретных условий. Четвёртое условие, к сожалению, трудно квантифицировать, оно апеллирует к выявлению общественных предпочтений и их количественной оценке или хотя бы упорядочению по значимости – задаче, которая даже в демократических государствах приемлемо решается не так уж часто, и тем чаще, чем меньше масштаб социума, который её поставил (например, кантон в Швейцарии или муниципалитет в Швеции).

3. Как никакой другой объект государственного управления, водные ресурсы и водное хозяйство отличаются высокой неопределённостью входной информации (и, как следствие, параметров управления) – по количеству, качеству, режиму, потребностям и спросу на воду и услуги обеспечения водопользования. Все проблемы гидрометеорологического прогнозирования переносятся в управление водными ресурсами и водным хозяйством, но при этом обусловливаемая ими сложность управления усиливается социально-экономической неопределённостью, в какой-то своей части коррелирующей с «гидрометеорологией», но помимо этого имеющей множество причин, ни с погодой, ни с водой, ни с климатом никак не связанных. Эта многосторонняя, многофакторная неопределённость – вовсе не отсутствие детерминизма, когда вместо детерминистских зависимостей приходится прибегать к теоретико-вероятностным описаниям с известными статистическими характеристиками. «Водная» неопределённость, увы, не обладает такими свойствами, при которых возможны адекватные статистические описания и проверка статистических гипотез даёт

положительные результаты и т.п. При такой неопределённости использование, например, математических моделей оптимизации возможно только в интерактивном режиме, с набором сценариев возможного развития событий.

4. Вода как потребительская ценность характеризуется не только количеством, но и качеством. Ничего особенного в этом ещё нет. Специфика воды проявляется в зависимости качества от количества, в том, что чем больше отбор воды из природного источника, тем ниже её качество. При этом соответствующая зависимость, конечно же, неопределённая (в отличие, например, от ситуации в горном деле, когда заранее достаточно хорошо известно, как будет изменяться концентрация полезного компонента в извлекаемой горной массе, т.е. её качество, по мере отработки месторождения).

5. Водное хозяйство – единственная отрасль, одновременно и ресурсная (производственная, добывающая необходимое другим отраслям сырьё – воду), и инфраструктурная (т.е. создающая условия, необходимые для их деятельности). Производственные и инфраструктурные отрасли неспроста разделены в экономической науке – у них не только различаются роли в народном хозяйстве, но и способы их описания и анализа, характеристики деятельности, методы учёта, прогнозирования и планирования.

6. Водные ресурсы – единственный вид ресурсов, для которых характерны принципиально различные типы пользования, принципиально многоцелевая эксплуатация. Здесь нет необходимости перечислять эти типы. Различия отраслей-водопользователей в зависимости от роли, которую играют вода и водные объекты в их функционировании, хорошо известны. Это обстоятельство вносит радикальное осложнение в задачи планирования и регулирование водохозяйственной деятельности (точнее было бы сказать: водохозяйственных деятельностей). Согласование интересов водопользователей различных типов приводит к задачам управления, не воспроизводимым в других отраслях.

7. Необходимо, наконец, подчеркнуть совершенно особую экологическую роль воды, водной среды, водных объектов. Вода – главный экосистемообразующий фактор в биосфере, и её возможность выполнять эту функцию оказалась чрезвычайно зависящей от водопользования, его объёмов и способов реализации, т.е. технологий, а также и множества других факторов, не входящих в сферу водного хозяйства, но безусловно относящихся к охране вод, т.е. таких, которые должны быть включены в компетенцию управления водными ресурсами. Отсюда проистекают многие следствия. Ещё более возрастает неопределённость исходной информации. ПДК в качестве характеристики водной среды обычно воспринимается как точно заданная величина, хотя сотни публикаций посвящены разоблачению этого мифа. Этому восприятию, естественно, способствуют все методики, методические и руководящие указания и пр., использующие данное понятие.

Такой предельно жёсткий подход вообще типичен для нашей системы нормирования и стандартизации: нормы и стандарты будто бы определены с нулевой ошибкой! Так же воспринимаются ПДК и в качестве характеристик сбросной воды. Подход к нормированию сбросов, основанный на ПДК, сейчас уступает своё место принципу наилучших доступных технологий. Удивительно, сколько по этому поводу написано откровенной чепухи – к счастью, не в научных изданиях. Распространена наивная вера в то, что благодаря изменениям в природоохранительном законодательстве, определившем ориентацию именно на такой принцип, НДТ, как по мановению волшебной палочки, будут активно (или, хотя бы, активнее) внедряться в

практику. Увы, нет: никакие перечни НДТ не будут способствовать их внедрению в материальное производство; пока их единственная роль сводится к использованию при расчёте платы за негативное воздействие на окружающую среду. Для внедрения самих НДТ в производство, а не их перечней в практику начисления экологических платежей, нужны не перечни, а заинтересованность предприятий в природоохранных мерах и наличие у них финансовых и прочих возможностей её материализовать. Изменение системы экологических платежей может способствовать возбуждению такой заинтересованности, но главное здесь – не выбор между ПДК и НДТ, а размер базовых ставок и прочих параметров системы.

Приведённый здесь далеко не полный обзор причин, в силу которых проблема управления водными ресурсами и водным хозяйством оценивается как весьма сложная, возможно, даёт представление об уровне этой сложности. В неё вплетены не только все задачи, которыми занимаются микроэкономика, теория управления отраслями экономики, теория фирмы (на этих задачах в силу очевидной потребности в их применении в рассматриваемой здесь сфере внимание не фиксировалось), но и ряд нетипичных или плохо разработанных задач и, главное, сугубо специфичные для водной отрасли, практически не затронутые экономической наукой вопросы. В совокупности они составляют такую проблему, подходов к комплексному, целостному решению которой современная экономическая теория не имеет. Она может предложить лишь отдельные инструменты, прежде всего – экономико-математические модели со специфической гидрологической и водохозяйственной «начинкой», которые должны помочь работникам системы управления водными ресурсами и водным хозяйством в реализуемых ими процессах принятия решений.

В силу всех изложенных причин эти решения в принципе не могут быть оптимальными. С почти 100-процентной вероятностью они будут нуждаться в корректировке в процессе реализации. Для такой корректировки, естественно, понадобятся те же инструменты, которые использовались при разработке решений. Главное, однако, не в инструментах. Необходима обратная связь системы управления с управляемым объектом. Необходима система мониторинга реализации управленческих решений. Необходимы быстрые реакции на выявляемые несоответствия целей принятых решений практике их реализации. Это – азбучные кибернетические истины. Нынешняя неповоротливая, коррумпированная система управления российской экономикой этим требованиям, очевидно, не соответствует. Очевидно также, что существенно изменить её к лучшему в одной, отдельно взятой отрасли, к тому же самой сложной с точки зрения возникающих в ней задач управления, не удастся. Тем не менее, гидрология и водохозяйственная наука должны хотя бы ради создания задела для будущего, не ослабляя усилий, заниматься этими задачами и бороться за внедрение получаемых результатов в практику.

ОЦЕНКА ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ДИНАМИКИ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ЮЖНЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ ПО ХИМИЧЕСКИМ И БИОЛОГИЧЕСКИМ ИНДЕКСАМ

Никаноров А.М.[1,2], *Хоружая Т.А.*[1,2], *Мартышева Н.А.*[2]
[1]Гидрохимический отдел Института водных проблем РАН,
г. Ростов-на-Дону, Россия
[2]Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону
khorugajat@mail.ru

Цимлянское и Усть-Манычские водохранилища (Пролетарское и Веселовское) – это крупные водохранилища, которые имеют важное хозяйственное значение на юге России. В число задач этих водохранилищ (они функционируют уже более 50 лет) входит удовлетворение нужд водопользователей в воде, соответствующей требованиям по загрязненности и химическому составу. Водохранилища входят в состав государственной наблюдательной сети Росгидромета для осуществления режимного мониторинга загрязнения и оценки качества поверхностных вод суши (ПВС), публикуемой ежегодно [1, 2]. Степень загрязненности воды в системе мониторинга ПВС оценивают по обобщенным показателям загрязненности: химическим и биологическим индексам, сравнивая их величины с соответствующими установленными в [2] классами качества воды.

Авторами предпринята попытка изучить возможность использования, помимо классов качества воды, численных значений химических и биологических индексов, с целью более детальной характеристики пространственно-временных многолетних изменений загрязненности водохранилищ для совершенствования научно-методических основ государственного гидрохимического и гидробиологического мониторинга ПВС. Задачи работы: 1) провести сбор материалов по химическим и биологическим индексам, а также классам качества воды по классификациям [2], 2) выполнить анализ этих материалов по многолетней информации государственного мониторинга Росгидромета и данным собственных экспедиционных исследований.

Использованы сведения по 9 пунктам (створам и вертикалям) наблюдений на Цимлянском и Усть-Манычских водохранилищах за период наблюдений 2003-2015 гг. (табл. 1).

Таблица 1. Характеристика материалов исследований на южных водохранилищах

№ пп	Пункт наблюдений (участок водохранилища)	Местоположение пункта
Цимлянское водохранилище - (ИМ: 1984-1991 гг.; ДЭ 2009-2012 гг.)*		
1	с. Ложки (верхний)	в черте села
2	п.г.т. Нижний Чир (верхний)	1 км ниже п.г.т.
3	х. Красноярский (центральный)	1,5 км ниже хутора
4	ст-ца Жуковская (приплотинный)	1 км выше станицы
5	г. Волгодонск (приплотинный)	3,5 км к северу от города.
Пролетарское и Веселовское (ИМ - 2003-2014 гг.; ДЭ-2014-2015 гг.)*		
6	Пролетарский г/у (нижний)	нижний бьеф
7	ст-ца.Буденновская**	0,5 км ниже станицы
8	х.Валуйский	0,5 км ниже хутора
9	х.Новоселовка	в черте хутора
Примечания: * ИМ – информация мониторинга; ДЭ – данные экспедиций ** деление на участки в Веселовском водохранилище не проводится.		

Краткие сведения о химических и биологических индексах, используемых в государственном мониторинге ПВС. Для общей оценки химического загрязнения в мониторинге ПВС используется обобщенный показатель – удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ). Индекс УКИЗВ характеризует степень загрязненности ПВС, обусловленную одновременным присутствием комплекса загрязняющих веществ (ЗВ) с учетом превышений нормативов их предельно допустимых концентраций (ПДК). При этом используются наиболее жесткие нормативы из числа установленных для различных видов водопользования. Такой подход позволяет обеспечить наиболее благоприятные условия для сохранения и поддержки функционирования пресноводных экосистем.

Расчет УКИЗВ проводят согласно [4]. Количество учитываемых ЗВ при расчете УКИЗВ практически не ограничено, в отличие от других химических индексов. Далее по величинам УКИЗВ определяют класс качества воды, сравнивая их с классификацией согласно [3]. Величина индекса может варьировать от 1 до 16; большему его значению соответствует более высокая загрязненность, т.е. худшее качество воды. Классификатор [3] устанавливает ранжирование качества воды по химическим показателям на 5 классов загрязненности с разрядами (от «а» до «г»): от условно чистой (1-й класс), слабо загрязненной (2-й класс), до загрязненной, очень загрязненной (3а, 3б классы), грязной (4а и 4б), очень грязной (4 в и 4г) и даже экстремально грязной (5-й класс).

Из числа множества индексов по гидробиологическим показателям в мониторинге ПВС класс качества воды определяют по индексам сапробности (ИС) для планктона (фито- и зоопланктона) и перифитона, биотическому и олигохетному индексам для макрозообентоса (БИ и ОИ соответственно). Классификация качества воды по биологическим показателям менее детализирована, чем по химическим и также включает 5 классов, но без выделения разрядов: 1-й – условно чистая, 2-й – слабо загрязненная, 3-й – загрязненная, 4-й – грязная, 5-й – экстремально грязная вода [3].

Характеристика загрязненности водохранилищ по химическим индексам

Цимлянское водохранилище. По результатам статистического анализа многолетней информации высокие максимальные, средние и медианные величины индекса УКИЗВ отмечены у с.Ложки и у х.Красноярский (табл. 2). Наибольший разброс (стандартное отклонение и дисперсия) данных получен для пунктов с. Ложки и х. Красноярский.

На Цимлянском водохранилище максимальные величины индексов находятся в пределах 3,63-5,02 и несколько отличаются по пунктам (табл. 2). По классам качества воды наиболее загрязнен верхний участок (с. Ложки, 4 а, б), ниже по течению происходит снижение загрязненности (идет самоочищение вод у п.г.т. Нижний Чир, 3а, б), хотя далее – на центральном участке у х. Красноярский – загрязненность воды все же повышена (4 а). На приплотинном (у ст-цы Жуковская и г. Волгодонска) она вновь снижается (3а, б). Таким образом, пространственные тенденции изменений загрязненности по классам качества воды и по величинам УКИЗВ практически совпадают.

Временная динамика загрязненности на протяжении многолетнего периода на разных створах носила разный характер. Так, на верхнем участке водохранилища загрязненность к концу периода уменьшилась, и качество воды улучшилось с 4 б до 3 б классов (вода «грязная» – «очень загрязненная»). Для пункта Нижний Чир характерна тенденция увеличения загрязненности по величинам УКИЗВ, которые ме-

нялись от 1,65 до 3,67. В результате качество воды перешло от 2 к 3 б классу. На центральном участке у х. Красноярский наблюдалось улучшение по снижению численных величин УКИЗВ, но класс вод при этом не менялся. На приплотинном участке на протяжении многолетнего периода колебания величин УКИЗВ и классов качества воды были незначительными. Таким образом, на информации по пункту х. Красноярский прослеживается информативность численных величин УКИЗВ для анализа многолетних изменений загрязненности. Иллюстрацией возможности использования УКИЗВ могут служить данные [5] по анализу загрязненности Цимлянского водохранилища.

Таблица 2. Статистическая характеристика пространственной динамики загрязненности водохранилищ по ежегодным величинам УКИЗВ

Параметры величин	УКИЗВ для пунктов наблюдений								
	на Цимлянском водохранилище				на Усть-Манычских водохранилищах				
	с. Ложки	Нижний Чир	х.Красноярский	ст. Жуковская	г.Волгодонск	Пролетарский г/у	ст-ца Буденновская	х.Валуйский	х. Новоселовка
максимальная	5,02	3,67	4,78	3,82	3,63	4,91	4,65	4,28	4,64
минимальная	1,94	1,65	1,60	1,59	1,65	3,24	2,93	3,00	2,73
средняя	3,87	2,97	3,87	2,81	2,71	4,14	4,15	3,93	4,09
медиана	4,24	3,04	4,22	3,10	2,91	4,22	4,25	4,09	4,2
стандартное отклонение	1,02	0,56	1,05	0,75	0,68	0,42	0,47	0,42	0,50
дисперсия	1,04	0,31	1,11	0,56	0,46	0,18	0,22	0,18	0,25

Усть-Манычские водохранилища. Высокие максимальные и средние значения УКИЗВ регистрируются для пункта Пролетарский г/у, наименьшие – для пункта х. Валуйский (табл. 2). Наибольшие колебания (по стандартному отклонению и по дисперсии) отмечены для нижнего пункта - х.Новоселовка.

Величины УКИЗВ и классы качества воды в течение многолетнего периода существенно не менялись (табл. 3). Максимальные величины УКИЗВ составляли 4,28-4,91, что соответствовало 4а классу. Тем не менее, временные изменения величин УКИЗВ (по уравнениям регрессии) направлены на повышение уровня загрязненности к 2015 году.

Таблица 3. Многолетняя характеристика качества воды по обобщенным показателям загрязненности Усть-Манычских водохранилищ (мин.-макс. за 2003-2015 гг.)

Наименование пункта	Диапазон колебаний величин УКИЗВ	Классы качества воды по [3]
Пролетарское водохранилище		
Пролетарский г/у	3,24-4,91	3б - 4а
Веселовское водохранилище		
ст-ца. Буденновская	2,93-4,65	3б - 4а
х. Валуйский	3,00-4,28	3б - 4а
х. Новоселовка	2,73-4,64	3б - 4а

Кривые временной динамики по пунктам наблюдений отличались друг от друга. Для верхних пунктов (Пролетарский г/у и ст-ца. Буденновская, рис.1 а, б) динамика численных величин УКИЗВ начиная с 2006 г. была сходной и более выражен-

ной, чем для нижних (х.Валуйский и х. Новоселовка, рис.1 в, г). Таким образом, использование численных величин УКИЗВ позволило выявить различия в пространственно-временной динамике загрязненности воды Усть-Манычских водохранилищ, хотя такие различия по классам качества воды (3б-4а на всех пунктах, табл. 3) незаметны.

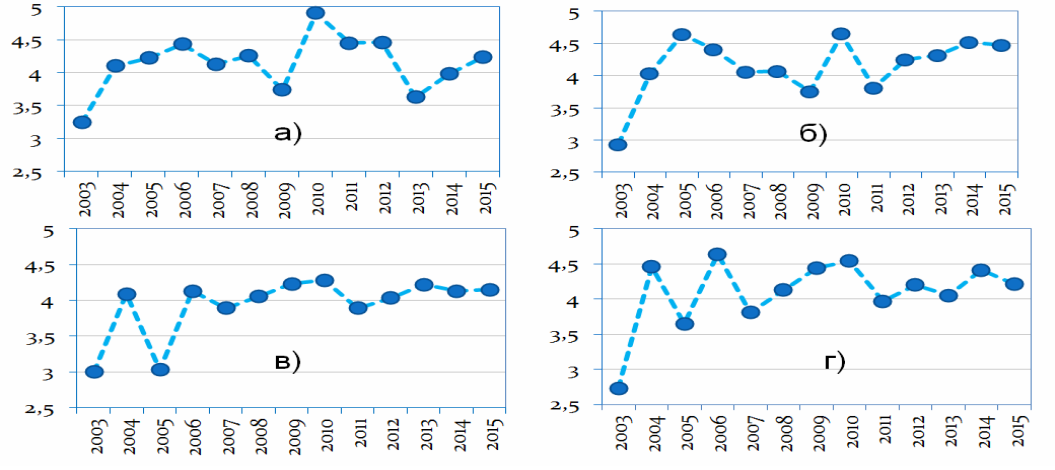


Рисунок 1. Кривые временной динамики УКИЗВ (на абсциссе годы)
для пунктов Усть-Манычских водохранилищ:
а) Пролетарский г/у; б) ст-ца. Буденновская; в) х.Валуйский; г) х. Новоселовка

Как показано выше, подобная ситуация обнаружена и при анализе многолетней временной динамики на одном из пунктов Цимлянского водохранилища.

Характеристика загрязненности водохранилищ по биологическим индексам. Показатели количественного развития водных сообществ на водохранилищах по данным мониторинга и экспедиционных исследований в рассмотренные периоды характеризуются большим разбросом величин общей численности, общей биомассы и числа видов гидробионтов. Однако, межгодовые флуктуации, по мнению специалистов, вполне закономерны вследствие естественных колебаний развития биоты. Например, на Цимлянском водохранилище общее число таксонов водорослей и соотношение крупных таксономических групп за многолетний (почти 35-летний период) существенно не изменилось, но видовой состав, особенно в малочисленных группах все же отличался [6]. Колебания показателей сапробности на разных пунктах наблюдений Цимлянского водохранилища, по нашим данным, в течение 1984-1991 гг., незначительны (1,72-2,85), соответствуют 2-3-му классам загрязненности: слабо загрязненным-загрязненным водам (табл. 4). По средним величинам ИС (2,07-2,19) классы везде одинаковые, соответствуют 2-му классу – «воды слабо загрязненные».

Число наблюдений на разных пунктах разное, так как программы наблюдений и частота отборов проб отличались. Число наблюдений относительно незначительное по сравнению с числом наблюдений по гидрохимическим показателям, поскольку не все пункты охвачены гидробиологическими наблюдениями.

На пунктах Манычских водохранилищ ИС варьировали от 1,77 до 2,62, причем на разных пунктах они отличались. Наиболее благоприятная экологическая ситуация наблюдалась на нижнем участке (х.Новосёловка, х. Валуйский), где показатели ИС, БИ и ОИ варьировали в пределах 2-3-го классов (вода «слабо загрязненная - загрязненная»). В отдельные годы ИС по фитопланктону были низкими, и качество

воды было на уровне 1-го класса (воды «условно чистые»). У ст. Буденновская качество воды было хуже (3-4-й классы).

Таблица 4. Многолетняя характеристика загрязненности воды Цимлянского водохранилища по ИС (1984-1991 гг.)

№ пп.	Наименование пункта (число определений)	Диапазон колебаний ИС	Средняя	Классы качества воды согласно [3]	
				по средним	по максимальным
1	п.г.т Нижний Чир (9)	1,86-2,35	2,07	2-й, «слабо загрязненные»	2-й, «слабо загрязненные»
2	х. Красноярский (23)	1,72-2,85	2,19	2-й, «слабо загрязненные»	2-3-й, «слабо загрязненные-загрязненные»
3	ст-ца Жуковская (14)	1.9-2,63	2,15	2-й, «слабо загрязненные»	2-й, «слабо загрязненные»
4	г. Волгодонск (11)	1,86-2,69	2,19	2-й, «слабо загрязненные»	2-3-й, «слабо загрязненные-загрязненные»

Разброс данных по биологическим показателям обусловлен многими причинами, известными гидробиологам: естественными циклическими колебаниями, ошибками в отборе проб, использованием организмов-индикаторов сапробности (они могут не попасть в пробу) и другими проблемами сапробиологического анализа [7,8], которые усугубляются недостаточной годовой частотой отбора проб в биомониторинге Росгидромета.

Значительное число источников ошибок относится к оценкам состояния бентосных сообществ (несовершенство конструкций дночерпателей, ошибки при фиксации и разборке отобранных материалов, неправильное планирование (мест) сборов из-за зависимости численных величин от местообитаний донных организмов) и др. По мнению специалистов [9], широко рекомендуемый метод на макрозообентосе (по БИ) недостаточно корректно отражает состояние крупных российских водохранилищ. Важно и то, что гидробиологический анализ изначально несет значительную долю субъективизма, требует высокой квалификации и опыта работы специалиста.

Таким образом, полученные результаты, позволяют заключить, что с учетом известных недостатков гидробиологических методов и индексов, приоритетными для количественных оценок изменений загрязненности водных объектов следует считать химические показатели, которые основаны на использовании МВИ (методов выполнения измерений). Найдены различия в загрязненности по межгодовой пространственно-временной динамике (2003-2015 гг.) величин УКИЗВ для пунктов Цимлянского и Усть-Манычских водохранилищ по многолетним данным, хотя по классам качества воды, используемым в обобщенной информации мониторинга [1, 2], такие различия не выявляются.

Результаты исследований указывают на перспективность использования в научных исследованиях и в государственном мониторинге, помимо оценки классов качества вод, численных значений величин химического показателя – УКИЗВ для получения более детальных характеристик за многолетний период по сравнению с менее информативными данными по классам качества вод.

Литература

1. Качество поверхностных вод РФ. Ежегодники (2009-2015 гг.). Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. ФГБУ «Гидрохимический институт». Ростов-на-Дону.

2. Качество поверхностных вод РФ по гидробиологическим показателям. Ежегодники.(2003-2015 гг.). Обнинск: ВНИИГМИ МЦД.

3. Организация и проведение режимных наблюдений в пунктах государственной наблюдательной сети за состоянием и загрязнением водных объектов. РД 52.24.309-2016. МПР России, Росгидромет, ФГБУ «ГХИ», Ростов-на-Дону, 2016.- 107 с.

4. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. РД 52.24.643-2002. СПб.: Гидрометеоиздат, 2002.

5. *Шаврак Е.И., Фесенко Л.Н., Генераленко И.А.* Особенности изменения качества воды Цимлянского водохранилища в период 2000-2009 гг.// Вода: химия и экология. 2011. № 5. С. 11-18.

6. *Голоколенова Т.Б.* Современный эколого-флористический состав фитопланктона Цимлянского водохранилища //Современные проблемы альгологии: Материалы международной научной конференции и У11 школы по морской биологии (9-13 июня 2008 г.). Ростов на-Дону: ЮНЦ РАН, 2008. С. 100-103.

7. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. В.А. Абакумова. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 239 с.

8. Количественные методы экологии и гидробиологии (сборник научных трудов, посвященный памяти А.И. Баканова) / Отв. ред. чл.-корр. РАН Г.С. Розенберг. - Тольятти: Самарский НЦ РАН, 2005. - 404 с.

9. *Баканов А.И., Сметанин М.М., Шихова Н.М.* Основные источники ошибок в гидробиологических и ихтиологических исследованиях // Количественные методы экологии и гидробиологии (сборник научных трудов, посвященный памяти А.И. Баканова) / Отв. ред. чл.-корр. РАН Г.С. Розенберг. – Тольятти: Самарский НЦ РАН, 2005. – С. 124-130.

НЕКТОРЫЕ АКТУЛАЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЛИМНОЛОГИИ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ[1]

Филатов Н.Н.
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, Россия
nfilatov@rambler.ru

В докладе рассматриваются «глобальные» и российские актуальные проблемы лимнологии (озероведения).

Цели и задачи лимнологии менялись в зависимости от вызовов времени. В Х1Х веке и до середины ХХ века лимнология была описательной наукой. Её «идеал» в ХХ веке – натурные эксперименты и использование длинных непрерывных временных рядов наблюдений [5]. Основным математическим инструментом в середине ХХ века были статистические методы, а математическое моделирование с использованием аппарата дифференциальных уравнений считалось экзотикой. Среди лимнологов бытовала мифическая «вера» в могущество статистических методов, которые помогут «вытащить» истину из больших массивов данных. Со второй половины ХХ в. исследователи перешли от описания отдельных фактов по выяснению связей между элементами экологических систем к изучению механизмов процессов

[1] Работа выполнена в рамках гранта фонда ЭЛЕМО «Ладожское озеро – жизнь подо льдом» и при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00740 П).

на всех уровнях. Спектр этих влияний был достаточно широк – от загрязнений до промысловых изъятий [4]. Во второй половине XX в. центр интересов сместился от индивидуума и популяции к сообществам и экологическим системам. Типичной темой для лимнологов в этот период стало выяснение антропогенного влияния на организмы, популяции, сообщества и экосистемы. Основа лимнологии второй половины XX века – энергетический подход, включающий оценку баланса веществ и энергии [13].

В 70-х годах XX века отмечается резкая деградация многих водных систем, сильное антропогенное эвтрофирование, закисление многих озер на Земле в связи с интенсивным развитием промышленности и сельского хозяйства. Была осознана необходимость разработки методов и систем наблюдений для прогнозирования последствий антропогенных воздействий и оценки отклика экосистемы на эти воздействия. В этот период были созданы первые модели озерных экосистем фирмой RAND corp. и Массачусетским технологическим институтом (MIT, США). Ряд достаточно хорошо разработанных моделей экосистем был представлен на конференции по озерам в Международном институте системного анализа (IISA, Австрия,1977 г.)

В 70-90 гг. XX века издано большое число работ, посвященных исследованию указанных проблем. Со временем стала очевидной разработка теории, позволяющей не только констатировать состояние и причины процессов эвтрофирования, закисления, восстановления озер, но и прогнозировать такие явления, а также предотвратить их последствия.

В последние 3-4 десятилетия XX века наблюдалось глобальное потепление климата, которое отразилось в изменениях экосистем озер, происходящих на фоне значительных воздействий деятельности человека. По сравнению с серединой прошлого века значительно увеличилось число опасных природных явлений, обусловленных синергетическим эффектом изменений климата и антропогенным влиянием.

Этот период характеризовался интенсивным развитием и внедрением новых средств измерений, наблюдений и мониторинга озер: аэрофотосъемок, космических снимков, геоинформационных компьютерных систем, а также имитационного моделирования. В конце XX века в лимнологии (по примеру физики, химии и океанологии) стали применяться методы оптимального планирования эксперимента.

В конце XX века лимнология становится наукой об озерных системах, включающей изучение водосборов и социально-экономических проблем на их территориях. Начали разрабатываться 3-D модели и организованы комплексные натурные эксперименты на различных озерах для решения задач управления экосистемами при разной антропогенной нагрузке в условиях климатических изменений. В качестве примеров можно привести многолетние исследования на экспериментальной станции Experimental Lake Area (ELA, Canada), наблюдения ИНОЗ АН СССР на станции оз. Красное (Пуннус-Ярви,) и ряде других станций.

Продуктивным оказался подход к изучению озер и озерных систем на основе использования баз данных и баз знаний (БД и БЗ). При наличии таких баз для озерных регионов можно применять инновационные подходы: методы теории искусственного интеллекта, нечётких множеств, логико-лингвистические и когнитивные модели [4]. Эти методы и модели создаются и используются, прежде всего, в тех случаях, когда уровень знаний о моделируемых процессах (явлениях) не позволяет применять формальный аппарат, а также когда отношения между объектами в мо-

дели не имеют количественной оценки и регулируются только причинно-следственными связями.

Начали применяться разработки в области экологического моделирования: объектно-ориентированный подход, нейронные сети [9]. Свойства ряда инновационных моделей еще не достаточно изучены, поэтому возникают трудности отделения свойств самой модели от присущих природному оригиналу (озерной экосистеме). В качестве примера можно отметить экспертную систему (ЭС) «Озера Карелии», созданную для одного из самых богатых озерами регионов России – Карелии [6] на основе БД «Озера Карелии». Идея разработки когнитивных моделей озерных экологических систем заключается в попытке перенесения методов человеческого мышления на построение моделей в конкретной предметной области [4]. Новые подходы при описании синергетики химико-физико-биологических процессов и явлений в крупных озерах выполнены [14] с использованием метода клеточных автоматов.

Сформулируем некоторые возможные тенденции развития лимнологии в XXI веке. В конце XX века была поставлена грандиозная задача оптимального управления экологическими системами, для решения которой традиционные методы оказались недостаточными. Возникла необходимость не только обладать информацией о биоразнообразии природных сообществ, но и понять, как его сохранить, или изменить видовой состав в желаемом направлении. Лимнология XXI века – это, в первую очередь, подход к озерным системам как социо-эколого-экономическим системам, что требует создания теории динамики экологических систем, способной к практическому прогнозированию, причём не только в обычных, но и в экстремальных ситуациях. Потребовалась разработка теории, которая могла бы стать основой практического прогнозирования в указанных выше ситуациях.

Имеется множество важных проблем современной лимнологии, значимость которых можно представить хотя бы потому, что они обсуждались на заседаниях 38-и секций 33-о конгресса SIL в Италии (2016 г.).

В рамках статьи невозможно обсудить все глобальные проблемы, остановимся на основных (с точки зрения автора).

К актуальным проблемам современной лимнологии можно отнести следующие:

- совершенствование прогноза гидрологического режима и экосистем озер, что необходимо для долгосрочного планирования экономической деятельности и сохранения экосистем озер;
- решение проблем трансграничных озерно-речных систем стран Евразии;
- разработку и совершенствование методов и математических моделей для оценки критической нагрузки, ассимиляционного потенциала (АП); модели такого класса для оценки АП, критической нагрузки по биогенным и загрязняющим веществам (ЗВ) были разработаны лишь для некоторых крупных озер и озерно-речных систем;
- создание интегрированных систем управления водопользованием, обеспечивающих информационную поддержку природоохранных органов;
- обоснование подходов к восстановлению трофического статуса экосистем озер;
- разработку и внедрение инновационных моделей сложных озёрных систем для оценки состояния и возможных изменений трофического статуса, качества вод, водных и биологических ресурсов малоизученных (или неизученных озер);
- решение проблем зимней лимнологии.

В числе актуальных проблем озероведения в России обсудим несколько:

– отсутствие российских моделей–продуктов, на которых основаны системы поддержки принятия управленческих решений (СППУР);

– использование ресурсов озер без строго научного обоснования и соответствующих систем принятия решений;

– недоступность необходимых данных длительных наблюдений, полученных на сети Росгидромета;

– недостаточная разработанность методов долгосрочного и сверхдолгосрочного прогноза гидрологического режима озера;

– проблемы несовершенства законодательства в области охраны и рационального использования ресурсов озер;

– недостатки в организации решения важнейших проблем озероведения; отсутствие общества озероведов России или Евразии, а также тематического журнала, создание которых могло бы объединить отечественных исследователей.

Математические модели, на которых могут быть основаны системы поддержки принятия управленческих решений озерами в России (СППУР), не являются универсальными программными продуктами, а работают только в «руках» создателей, в частности, к ним относится наиболее совершенный комплекс моделей, созданный в Санкт-Петербургском экономико-математическом институте РАН (СПб ЭМИ РАН) [8]. В связи с этим управленческие решения принимаются без соответствующих СППУР. В качестве наиболее яркого примера можно привести Постановление Правительства РФ от 04.02. 2015. № 97 об использовании водных ресурсов озера Байкал при низком уровне воды в последние несколько лет.

Для решения проблемы совершенствования комплекса математических моделей в рамках проекта РНФ «Озера России…» был создан консорциум институтов РАН (ИВМ, ИНОЗ, ИВПС КарНЦ РАН), который поставил задачу – разработать более совершенный, чем указанный выше, комплекс моделей экосистем, а также создать собственный программный продукт, подобный моделям POM (Princeton Ocean Model), NEMO (Nucleus for European Modelling of the Ocean) или BFM (Biogeochemical Flux Model. Для этого используется ранее разработанная Р.А. Ибраевым модель термогидродинамики (ТГД) для Каспия [1]. Модель предназначена для воспроизведения циркуляции климатического масштаба в Ладожском (Ладога) и Онежском (Онего) озерах для построения периодического решения на значительное физическое время, кратное времени условного водообмена озера (для Ладоги и Онего – 11-14 лет) [1]. В разрабатываемом комплексе более корректно, чем в моделях [8] задан форсинг, расчетные сетки более мелкие (0,5-1,0) км, что позволяет точнее описать сложную морфометрию озер и воспроизвести ледяной покров, процессы намерзания, таяния, торошения и т.д. В модели явным образом описываются потоки воды через боковые границы (речной сток) и поверхность раздела «воздух – вода» (испарение, осадки). Для моделирования областей с открытыми границами на них ставятся условия излучения. Блок ТГД сопряжен с блоком термогидроднамики. Создаваемый комплекс моделей для указанных озер будет более универсальным, чем разработанные ранее модели [8], и может использоваться в перспективе при разработке систем поддержки принятия решений для других крупных стратифицированных озер, например, для озера Байкал и других водных объектов России.

Поставленная задача – создание интегрированных систем управления водопользованием таких крупных озер Евразии как Байкал и Каспий при современном состоянии знаний об объектах управления и, особенно, их реакции на внешние воздействия еще далека от практического воплощения. Несмотря на многолетнюю ис-

торию исследований и попыток прогнозирования гидрологического режима, уровня воды и состояния экосистем этих озер, до сих пор не получены надежные долгосрочные прогнозы не только их сложных экосистем, но даже уровня воды [2, 7].

В настоящее время получены новые результаты комплексных исследований Ладожского и Онежского озер при наличии ледяного покрова, выполняемые в рамках Российско-Швейцарского проекта.

Почти 60 лет обсуждаются многочисленные проблемы озера Байкал: влияние Байкальского ЦБК на ухудшение качества вод, эвтрофирование, массовая гибель уникальных пресноводных губок, вселенцы, нитчатая водоросль спирогира, регулирование уровня воды Иркутской ГЭС, низкое качество прогнозов сезонных и многолетних колебаний уровня воды озера; влияние изменений климата и др. В связи с с относительно низким уровнем воды оз. Байкал в последние несколько лет, обусловленным изменениями климата, возникли сложные проблемы управления ресурсами озера, которые, вопреки положениям Закона об охране озера Байкал, принятом в 1999 г., пришлось решать Правительству РФ. Было принято специальное постановление от 04.02. 2015. № 97 об использовании водных ресурсов озера Байкал. Нерешенные проблемы озера-водохранилища Байкал вызваны отсутствием системного эколого-социально-экономического подхода к исследованиям водоема и водосбора; разрозненностью усилий научных организаций из-за не достаточной координации работ; несовершенством существующей системы мониторинга; отсутствием интегрированных систем управления водопользованием, базирующихся на соответствующих математических моделях (основа разработки и внедрения таких моделей для оз. Байкал имеется, например [3, 6]).

Таким образом, необходима координация исследований, которая устранит ведомственную монополию на научно-техническую информацию о состоянии озерной экосистемы и водосбора, позволит консолидировать усилия разных организаций и создать интегрированную систему управления озеро-водосбор. При решении проблем озер Байкала, Чаны, Телецкое и многих других может использоваться богатый положительный опыт, который имелся в Советском Союзе, например, при выполнении проекта «Большие озера СССР», решения проблемы оз. Севан и др.

Для реализации этих проектов были созданы соответствующие координационные советы; проведены комплексные исследования под руководством ИНОЗ АН СССР с участием организаций соисполнителей; по результатам исследований разработаны модели, на основе которых были предложены и частично реализованы соответствующие практические решения. Некоторые из них, направленные на улучшение состояния озера Севан, не были реализованы в связи с распадом СССР.

В рамках проводимых в настоящее время исследований на примере Онежского озера-водохранилища будут созданы основы системы поддержки принятия управленческих решений, которую можно будет использовать в дальнейшем для озера Байкал – Иркутское водохранилище. Создание такой системы позволит отказаться от принятия управленческих решений без строго научного обоснования.

На основе полученных результатов будут созданы интегрированные системы управления водопользованием крупных озер Евразии, в том числе для озера Байкал, обеспечивающие информационную поддержку природоохранных органов. Следует отметить, что проектное предложение «БАЙКАЛ: ВЕЛИКОЕ ОЗЕРО –ВЕЛИКОЙ СТРАНЫ», разработанное в 2016 г, не ставит таких целей. Задача сохранения и восстановления ресурсов, экосистем озера Байкал в этой программы отсуствует.

Одной из важных проблем озероведения России является консолидация возможностей стран Евразии для оценки ресурсного потенциала и качества вод разнообразных озер, количество которых составляет несколько миллионов. В настоящее время изучено менее 1% озер; это означает, что до сих пор корректно не оценены водные, энергетические, биологические и другие ресурсы. Кроме того, важным является совместное решение проблем трансграничных водных объектов России.

Наблюдается заметный кризис мировой лимнологии, что было отмечено на 33-м конгрессе SIL (Международного общества лимнологов), проводимом под лозунгом: «Наука в целях устойчивого использования пресных вод». Как подчеркнул в своем приветственном слове Президент SIL Ив Прери, этот лозунг отражает важность проблемы сохранения и использования пресных вод на Земле из-за растущего спроса и ухудшения качества вод многих пресноводных водоёмов. При этом физическим процессам в лимнологии уделяется значительно меньше внимания, чем биологии. Президентом SIL отмечена также имеющаяся серьезная проблема общества – уменьшение его членов за последние 15 лет (ежегодно на 4%). В международном оргкомитете конгресса не было ни одного представителя России, а в секциях SIL остался лишь один представитель нашей страны – О. Тимошкин. Может быть, именно создание ассоциации озероведов стран Евразии позволит более целенаправленно решать проблемы современной лимнологии многочисленных озер этого континента. Объединению возможностей лимнологов будет способствовать издание специализированного лимнологического журнала. Создание ассоциации лимнологов Евразии представляется особенно важным в условиях сложившейся в мире ситуацией с лимнологией.

Литература

1. *Зверев И.С., Ушаков К.В., Шипунова Е.А., Голосов С.Д., Ибраев Р.А.* Моделирование гидротермодинамики Ладожского озера // Всероссийская конференция по крупным внутренним водоёмам (V Ладожский симпозиум). Сборник научных трудов конференции. СПб.: Издательство "Лема", 2016. С. 41-49.

2. *Выручалкина Т.Ю., Филатов Н.Н., Дианский Н.А., Гусев А.В.* О прогнозе многолетних изменений уровня воды крупных озер // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. 2016. № 9, Серия Лимнология, С. 3-16.

3. *Зилов Е.А.* Математическое моделирование экосистемы озера Байкал: вчера, сегодня, завтра // Известия Самарского НЦ РАН. Т.8. 2006. С. 58-64.

4. *Меншуткин В.В.* Искусство моделирования (экология, физиология, эволюция). Петрозаводск – СПб. 2010. 419 с.

5. *Меншуткин В.В. , Филатов Н.Н.* Некоторые итоги и перспективы изучения озер // Труды КарНЦ РАН. вып. 9. Петрозаводск: 2006. С.154-162.

6. *Меншуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н.* Моделирование экосистем пресноводных озер / (обзор) 2. Модели экосистем пресноводных озер. //Водные ресурсы, Т. 41, № 1, 2014, С. 24-38.

7. *Панин Г.Н., Выручалкина Т.Ю., Соломонова И.В.* Воздействие Северной Атлантики на гидрологический режим бассейна Каспийского моря // Водные ресурсы. 2015. Т. 42. № 4. С. 442-452.

8. *Руховец Л.А., Астраханцев Г.П., Меншуткин В.В., Петрова Н.А.* Комплекс моделей экосистемы Ладожского озера// Обозрение прикладной и промышленной математики. М. 2003. т. 10., вып. 1, С.39-62.

9. *Руховец Л.А., Филатов Н.Н.* Озера и климат: модели и методы // Модели и

методы в проблеме взаимодействия атмосферы и гидросферы / под ред. В.П. Дымникова, В.Н. Лыкосова, Е.П. Гордова. – Томск: Издательский Дом ТГУ, 2014. – Гл.10. – С. 256-326.

10. *Филатов Н.Н., Выручалкина Т.Ю., Дианский Н.А. Назарова Л.Е. ., Синюкович В.Н.* Внутривековая изменчивость уровня крупнейших озер России // Доклады Академии Наук. 2016. Т. 467. № 5. С. 589-593.

11. *Rukhovets L., Filatov N.* (Eds.) Ladoga and Onego – Great European Lakes. Observation and Modeling. Springer Praxis. 2010. 302 p.

12. *Straskraba, M.* 1995. Cybernetic Theory of Ecosystems.// In A. Gnauck, A. Frischmuth and A. Kraft, (editors.) Okosysteme. Modelling and Simulation. Eberhard Blotter Verlag, Taunsusstein.Germany.1996. pp. 31-51.

13. *Винберг Г.Г.* Основы изучения пресноводных экосистем. Л.: ЗИН АН СССР. 1981. – 171 с.

14. *Меншуткин В.В., Филатов Н.Н.* Модель подледной экологической системы крупного озера, основанная на применении клеточных автоматов // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. 2016. № 5. С. 76-87.

ЦИМЛЯНСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ В УСЛОВИЯХ ДЛИТЕЛЬНОГО ПЕРИОДА ПОНИЖЕННОЙ ВОДНОСТИ

Косолапов А.Е.
Российский информационно-аналитический и научно-исследовательский водохозяйственный центр ФАВР России, г. Ростов-на-Дону
akosol@mail.ru

В бассейне р. Дон сформировался и функционирует многоотраслевой водохозяйственный комплекс, включающий: водоснабжение всех категорий (промышленное, в том числе тепло и атомные электростанции, коммунально-бытовое и сельскохозяйственное, обводнение пастбищ и малых рек); рыбное хозяйство (воспроизводство рыбных запасов, аквакультура); орошаемое земледелие; водный транспорт; гидроэнергетика [1] (рис. 1).

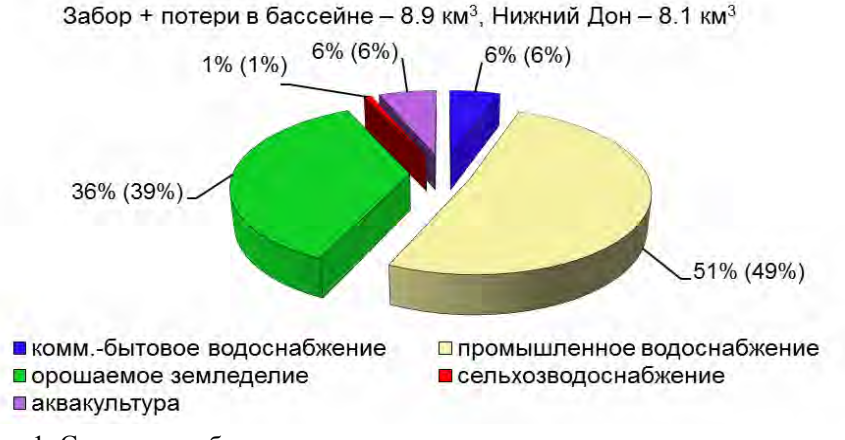


Рисунок 1. Структура забора воды для использования из поверхностных источников в бассейне р. Дон (Нижнего Дона)

Водохозяйственная обстановка в бассейне Нижнего Дона характеризуется как напряженная, а при наступлении маловодных лет и периодов возможно возникно-

вение дефицитов водных ресурсов, проявляющихся не только в недостатке воды требуемого качества для удовлетворения потребностей населения и объектов экономики, но и в невозможности сохранения необходимых условий для существования водных и околоводных экосистем.

Причина маловодий и, как следствие, дефицитов водных ресурсов в бассейне р. Дон связана с расположением 92% его водосборной площади в полузасушливой, засушливой и очень засушливой зонах увлажнения. При наступлении маловодных лет снижение величины стока относительно среднего многолетнего значения в бассейне составляет 25-50%, а при наступлении многолетних маловодных периодов суммарный дефицит может достигать значительной величины (рис. 2, табл. 1).

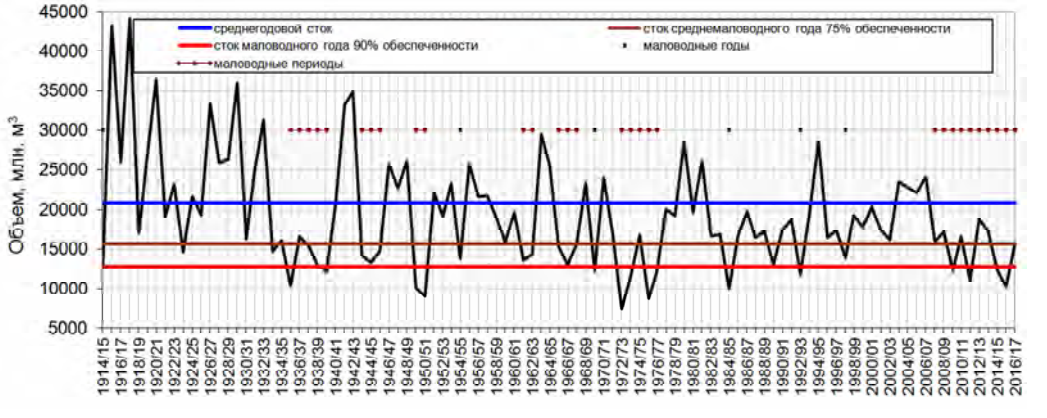


Рисунок 2. Маловодные периоды стока в бассейне р. Дон (створ г. Калач-на-Дону)

Таблица 1. Характеристики маловодных периодов на р. Нижний Дон

Маловодный период	Длительность, лет	Среднегодовой объем стока за маловодный период, км^3	Отклонение от среднегодового притока, км^3	Недополученный сток за маловодный период, км^3
1935/36-1939/40	5	13.46	7.24	36.19
1943/44-1945/46	3	14.08	6.62	19.86
1949/50-1950/51	2	9.56	11.14	22.29
1961/62-1962/63	2	14.01	6.69	18.74
1965/66-1967/68	3	14.63	6.07	18.20
1972/73-1976/77	5	11.33	9.37	46.84
2007/08-2016/17	10	14.77	5.93	59.30

Для обеспечения устойчивого водопользования при наступлении маловодных лет и периодов в бассейне Нижнего Дона построено и функционирует Цимлянское водохранилище многолетнего регулирования стока с полным объемом около 24 км^3, контролирующее 60% площади бассейна и осуществляющее регулирование стока р.Дон. Если учесть, что на Нижнем Дону формируется всего 10% ежегодно возобновляемых водных ресурсов бассейна и одновременно на этот участок приходится основная доля общебассейнового их использования, то становится очевидным, что водохозяйственная обстановка здесь полностью определяется режимом Цимлянского водохранилища. Забор воды из водохранилища и попуски в нижний бьеф обеспечивают гарантированное водопользование участников Нижнедонского водохозяйственного комплекса, нормальное санитарное состояние Нижнего Дона. Однако да-

же Цимлянское водохранилище не в состоянии обеспечить водными ресурсами современные потребности водохозяйственного комплекса при наступлении длительных периодов пониженной водности в бассейне.

Такая обстановка сложилась на Нижнем Дону в период с 2007 по 2016 гг. В условиях наступившего периода пониженной водности 4 года из 10 лет были маловодными (обеспеченностью более 90%) – 2009/10, 2011/12, 2014/15, 2015/16 гг., 3 года: 2007/08, 2009/10, 2016/17 имели обеспеченность от 75 до 90 % и ещё 3 года: 2008/09, 2010/11, 2013/14 – обеспеченность от 62 до 69%. Графическая иллюстрация режима работы Цимлянского водохранилища за длительный период пониженной водности приведена на рис. 3.

Режим работы Цимлянского водохранилища в наиболее маловодные годы, разработанный с учетом действующих на момент расчета Правил [1,2], приведен ниже.

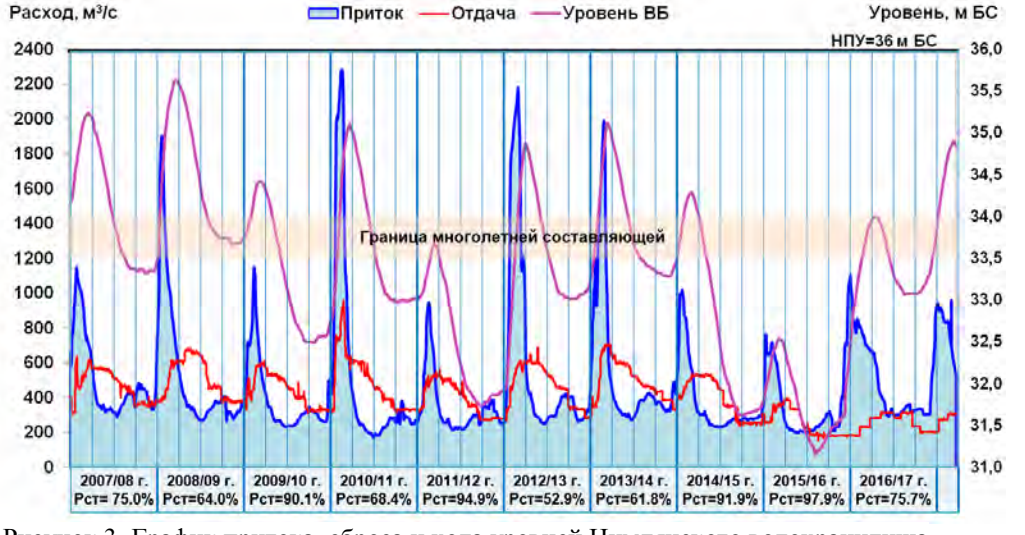


Рисунок 3. График притока, сброса и хода уровней Цимлянского водохранилища в период пониженной водности 2007/08-2016/17 гг.

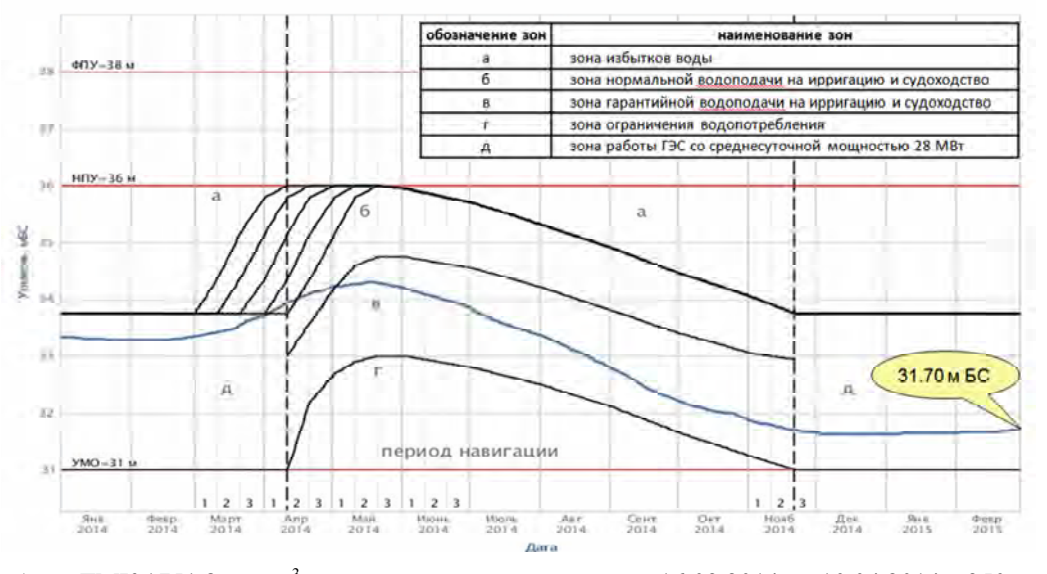
2011/12 год. Половодье 2011 года оказалось одним из самых маловодных за предшествующие 25 лет, приток воды за период половодья составил 4,3 км^3, (всего 38% нормы). В этот период не была полностью восстановлена многолетняя составляющая ёмкости Цимлянского водохранилища, вследствие чего к концу водохозяйственного года водохранилище было практически полностью сработано (отметка 31,9 м БС).

В сложившихся критических условиях по согласованию с Росморречфлотом был незначительно (с июня – на 10 м^3/с и с 10 октября – на 20 м^3/с) снижен гарантированный (340 м^3/с) судоходный попуск.

Для предотвращения значительных экономических ущербов, связанных с возможными дефицитами водных ресурсов, территориальными подразделениями Росводресурсов совместно с администрациями субъектов РФ, муниципальными образованиями и водопользователями был разработан план оперативных мероприятий по устойчивому водообеспечению населения и объектов экономики в бассейне р. Дон в условиях маловодья. В результате принятых мер удалось обеспечить безаварийную работу всего водохозяйственного комплекса бассейна.

2014/15 год. Весеннее половодье на реках бассейна Дона в 2014 году началось раньше обычных сроков на 30 дней и оказалось исключительно маловодным. Весенний приток воды в Цимлянское водохранилище составил 6,1 км^3 (55% от нормы), годовая приточность – 12,4 км^3 (58% нормы).

Напряжённая водохозяйственная обстановка, сложившаяся на Нижнем Дону, потребовала расчета многочисленных вариантов режимов работы водохранилища, на основе анализа которых была выработана стратегия управления, максимально учитывающая интересы всех водопользователей в складывающихся водохозяйственных условиях (рис. 4).



Забор в ДМК 1751.8 млн.м^3, попуски из водохранилища: с 16.03.2014 по 10.04.2014 – 350 м^3/с; с 11.04.2015 по 20.11.2014 - 340 м^3/с; с 21.11.2014 по 28.02.2015 - 250 м^3/с.

Рисунок 4. Режим работы Цимлянского водохранилища в 2014/15 гг.

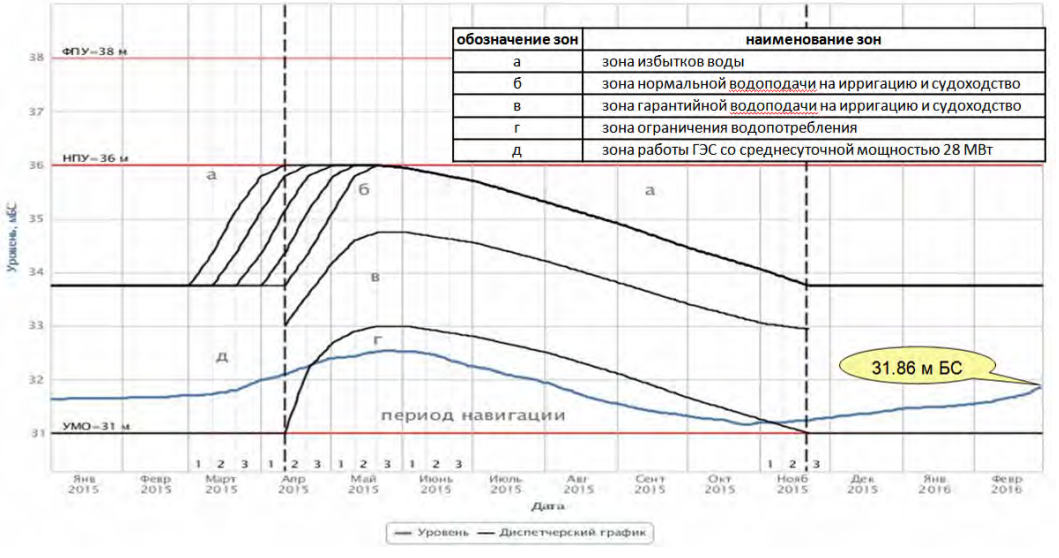
2015/16 год. Зима 2014-2015 года характеризовалась аномально теплой погодой. Температура воздуха в бассейне р. Дон была выше среднемноголетней на 2-4ºС, что обусловило незначительное промерзание почвы (вдвое меньше обычного). Увлажнение почвы накануне весеннего половодья составило 85-90% нормы.

Объем половодья к створу гидроузла Цимлянского водохранилища составил 4.34 км^3 (39% от нормы), годовой объем стока – 10.3 км^3 (50.6% от нормы). Максимальная отметка в водохранилище в период половодья, наблюдавшаяся 23.05.2015, составила 32,54 м БС.

Принятая компромиссная стратегия управления режимом Цимлянского водохранилища в 2015/16 году приведена на рис. 5.

Анализ водохозяйственной ситуации в бассейне Нижнего Дона в условиях периода пониженной водности 2007-2016 гг. позволяет сформулировать состав мероприятий, выполнение которых может обеспечить устойчивое водопользование в бассейне, максимально снизить последствия, связанные с возможными ограничениями нормального режима водопользования. В их числе:

– оптимизация режима использования водных ресурсов водохранилища на основе ежедневного мониторинга водохозяйственной обстановки и постоянной аналитической расчетной работы по подготовке вариантов режима работы водохранилища;



Забор в ДМК 1264.8 млн.м^3, попуски из водохранилища: с 15.03.2015 по 23.03.2015 - 300 м^3/с; с 24.03.2015 по 09.07.2015 - 250 м^3/с; с 10.07.2015 по 29.02.2016 - 180 м^3/с.

Рисунок 5. Режим работы Цимлянского водохранилища в 2015/16 гг.

– оптимизация использования располагаемых водных ресурсов (через режимы) и установление параметров водопользования в соответствующих договорах и решениях о предоставлении водных объектов в пользование;

– координация действий и обеспечение информационного взаимодействия с заинтересованными территориальными органами, администрациями субъектов Российской Федерации, муниципальными образованиями, водопользователями и средствами массовой информации в условиях чрезвычайной гидрологической и водохозяйственной обстановки на водных объектах;

– информирование водопользователей о складывающейся водохозяйственной обстановке с целью проведения первоочередных мероприятий по повышению технических возможностей водозаборных сооружений и подготовки гидротехнической инфраструктуры, обеспечивающей забор и транспортировку водных ресурсов;

– реализация упреждающих мероприятий для исключения аварийных срывов подачи воды населению и объектам экономики на основе проведения обследований водозаборных сооружений жилищно-коммунального хозяйства и промышленных предприятий;

– повышение эксплуатационной надежности и безопасности гидротехнических сооружений, уменьшении количества бесхозных и потенциально опасных гидротехнических соружений;

– снижение потерь воды при транспортировке за счет повышения технического уровня и замены изношенных распределительных водоподающих сетей, реконструкции мелиоративных систем;

– снижение объемов изъятия стока рек за счет рационального использования водных ресурсов (внедрение водосберегающих производственных технологий, использование замкнутого оборотного и повторно-последовательного водоснабжения, повышение степени оснащенности водозаборных сооружений системами приборного учета);

– проведение первоочередных мероприятий по повышению технических возможностей водозаборных сооружений для бесперебойного водоснабжения населения и объектов экономики, направленных на обеспечение устойчивой работы оборудования при сбросных расходах через Цимлянский гидроузел (санитарный попуск);

– соблюдение условий, установленных разрешительными документами на водопользование.

Литература

1. Основные положения правил использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища на р. Дон. Госземводхоз РСФСР, М.: Управление по регулированию и использованию водных ресурсов, 1965.–28 с.

2. Правила использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища. Утверждены приказом Федерального агентства водных ресурсов от 02 июня 2016 г. № 114 (зарегистрирован в Минюсте России 19.09.2016 № 43705).

ВОДООХРАННАЯ СТРАТЕГИЯ ДЛЯ РЕЧНОГО БАССЕЙНА В УСЛОВИЯХ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Беляев С. Д.
Российский НИИ комплексного использования и
охраны водных ресурсов ФАВР России, г. Екатеринбург
belyaev@wrm.ru

Основным инструментом долгосрочного государственного планирования водохозяйственной, в том числе водоохранной, деятельности являются Схемы комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО) [1]. Анализ разработанных в 2007-2015 гг. СКИОВО показал, что нет единого подхода к установлению целей и приоритетов водоохранной деятельности, отсутствует регламентированный способ учета пространственной дифференциации природных условий формирования качества воды при определении целевого состояния водных объектов (ВО). От наличия механизмов определения целевого состояния ВО и оценки его достижения, от увязки задачи выдачи разрешительных документов с задачами бассейнового планирования будет во многом зависеть реальное улучшение состояния ВО в результате предусмотренного Законом [2] внедрения с 2019 г. системы нормирования воздействий на окружающую среду на уровне наилучших доступных технологий (НДТ). Сжатые сроки и потенциально высокие затраты на внедрение новых технологий неизбежно приведут к необходимости обоснованного выбора тех водоохранных мероприятий, на осуществление которых следует направить меры государственной поддержки. Приоритеты водоохранной деятельности, закрепленные в СКИОВО, могут стать основой для принятия таких решений.

В работе предлагается методологический подход к определению водоохранной стратегии (установлению целей и приоритетов водоохранной деятельности) в масштабах крупных речных бассейнов с использованием узаконенного [1] инструмента – целевых показателей качества воды (ЦП), а также способ увязки процедур выдачи комплексных экологических разрешений (КЭР) с ЦП.

Термин ЦП в официальных международных документах был впервые использован в [3]. Развитие и адаптация этого термина к российским условиям привели нас к следующему определению. *Целевые показатели качества воды поверхностных водных объектов* – значения показателей химического состава и физических

свойств воды, на достижение которых направлены водоохранные мероприятия СКИОВО. ЦП устанавливаются для участков речного бассейна (РУ), выделенных по различию природных условий формирования качества поверхностных вод. Значения ЦП рассчитываются в общем случае на основе данных наблюдений за качеством воды на эталонных (не подверженных ощутимому антропогенному воздействию) пунктах контроля качества воды (ПКК), расположенных на РУ.

Очевидно, что ЦП, определенные подобным образом, косвенно учитывают и те антропогенные факторы, которые не могли по тем или иным причинам быть идентифицированы или управление которыми в настоящий момент не представляется возможным. К таким факторам можно отнести, например, многолетнее техногенное загрязнение водосборных территорий старопромышленных регионов. При таком определении ЦП не являются ни нормативами качества воды, ни региональным фоном. Это – отраслевые долгосрочные цели, для достижения которых в рамках СКИОВО разрабатывается план бассейновых водоохранных мероприятий. ЦП являются параметрами управления водными ресурсами и водопользованием, которые назначает и контролирует один государственный орган – Бассейновое водное управление (при согласовании с Бассейновым советом в рамках процедур утверждения СКИОВО). Так создаются предпосылки к искоренению существующего пересечения полномочий органов управления в рассматриваемой сфере. Использование ЦП при управлении водопользованием и планировании водоохранной деятельности позволяет (в отличие от широко применяемых «рыбохозяйственных ПДК» – $ПДК_{рх}$ [4]) учитывать существующие территориальные особенности формирования химического состава поверхностных вод, что создает предпосылки для обоснованного выбора приоритетных водоохранных мероприятий.

Предлагается следующий *общий порядок построения и реализации водоохранной стратегии в речном бассейне*.

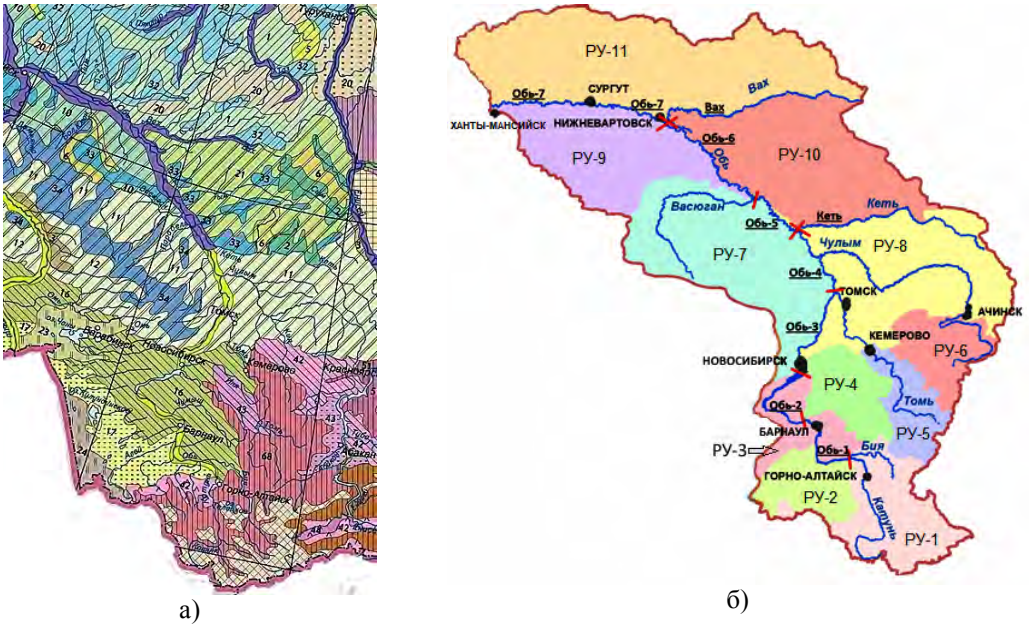
1) По результатам анализа источников антропогенного воздействия выбираются эталонные ПКК. Обязательное требование – отсутствие выше ПКК зафиксированных в отчетности (форма 2-ТП (водхоз) выпусков сточных вод в поверхностные ВО.

2) По сходству/различию природных условий формирования качества воды бассейн разбивается на РУ. В качестве основы предлагается использовать ландшафтно-геохимическую карту из [5] (рис. 1). При проведении границ РУ по мере возможности учитываются: границы водохозяйственных участков, водоразделы, водотоки, наличие эталонных ПКК.

3) На каждом РУ определяются ЦП. Значение ЦП принимается равным верхнему квартилю (Q_3) распределения многолетних значений концентрации соответствующего загрязняющего вещества (ЗВ[2]) на эталонных ПКК (см. рис. 2). Если эталонных ПКК на РУ нет, ЦП принимается равным нижнему квартилю Q_1 многолетнего ряда наблюдений по всем ПКК, расположенным на РУ. ЦП будет считаться достигнутым на каком-либо ПКК (не эталонном, «грязном»), если медиана (*Me*) наблюденных за отчетный период значений концентраций ЗВ будет не больше значения ЦП. Использование в качестве ЦП верхнего квартиля концентраций по данным эталонного ПКК, в отличие от медианы, позволяет не ставить в качестве цели для ВО, подверженных антропогенному воздействию, достижения концентраций ЗВ, характерных для ВО, находящихся в ненарушенном состоянии.

---

[2] Под ЗВ понимается любой физико-химический показатель качества воды в ВО. Под концентрацией понимается характеристика, соответствующая ЗВ.



а) б)

Рисунок 1. Пример выделения расчетных участков для подбассейна Оби (до Иртыша): а) фрагмент ландшафтно-геохимической карты; б) схема расчетных участков; РУ-3 – расчетный участок и его номер.

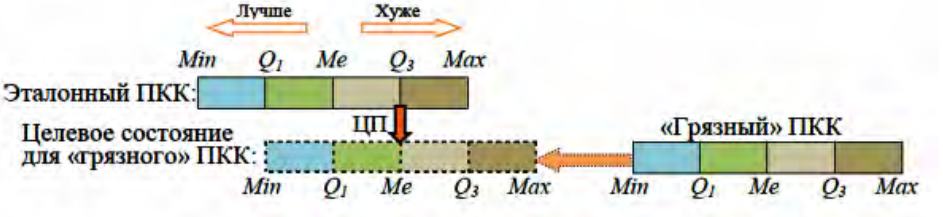


Рисунок 2 – Схема установления ЦП по многолетнему ряду значений концентраций ЗВ, наблюденных на эталонном ПКК: ряды наблюденных значений концентраций ЗВ представлены в виде прямоугольников; *Min* – минимальное значение; Q_1 – нижний квартиль; *Me* – медиана; Q_3 – верхний квартиль; *Max* – максимальное значение.

С учетом характера исходных данных, а также существующей практики оценки загрязнения ВО удобно представлять значения ЦП в виде кратности превышения $ПДК_{рх}$ с точностью до целых (табл. 1). Статистические характеристики рядов наблюдений за концентрациями ЗВ представляются аналогично.

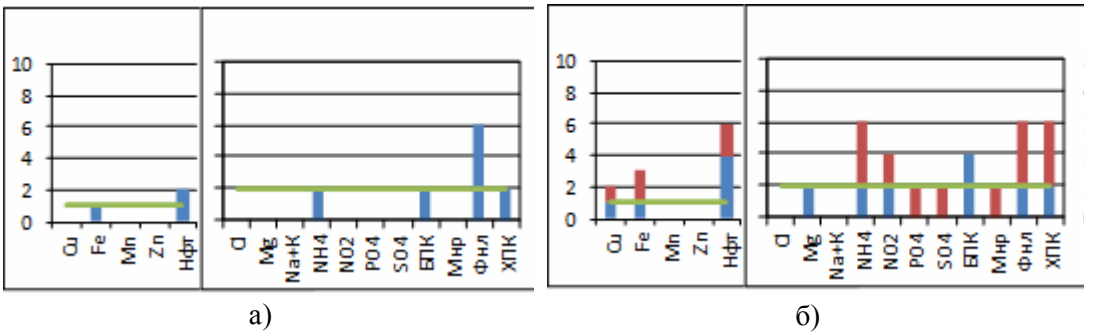
4) По каждому ПКК производится уточнение ЦП, исходя из принципа «не ухудшения качества воды».

5) По каждому ПКК устанавливаются приоритетные ЗВ: те ЗВ, концентрации которых превышают значения ЦП. Установление приоритетных ЗВ дает наглядное представление об основных направлениях водоохранной деятельности по участкам бассейна (рис. 3). Поскольку $ПДК_{рх}$, при всех недостатках, может считаться некоторой мерой опасности ЗВ для биоты, принято решение сопоставлять наблюденные концентрации ЗВ не только с ЦП, но и с $ПДК_{рх}$. Установлена следующая *схема приоритетов* (1 – высший приоритет): **1** – *Me* > ЦП и *Me* > $ПДК_{рх}$ (медиана наблюденных концентраций ЗВ превосходит и значение ЦП, и значение $ПДК_{рх}$); **2** – *Me* > ЦП и *Me* ≤ $ПДК_{рх}$; **3** – *Me* ≤ ЦП и *Me* > $ПДК_{рх}$.

Таблица 1**.** Пример значений ЦП по расчетным участкам подбассейна р. Обь (кратно $ПДК_{рх}$)

Наименование ЗВ	$ПДК_{рх}$, мг/дм^3	РУ										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Азот аммонийный	0,4	1	<	1	1	1	<	2	<	4	2	1
Азот нитратный	9	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Азот нитритный	0,02	<	<	1	<	<	<	1	<	<	<	<
Алюминий	0,04	1	<	1	1	<	1	1	1	1	1	1
$БПК_5$	2*	1	1	2	1	1	1	2	2	1	1	1
Железо общее	0,1	1	2	1	2	1	5	6	2	18	13	17
Кальция ионы	180	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
1/Кислород	1/4*(дм^3/мг)	1	<	<	<	1	<	1	1	1	1	1
Магния ионы	40	<	<	1	<	<	<	<	<	<	<	<
Марганец	0,01	1	1	2	1	<	6	7	1	17	1	14
Медь	0,001	3	1	1	3	<	6	2	<	19	1	16
Нефтепродукты	0,05	3	5	4	8	2	1	8	4	10	9	2
Никель	0,01	1	1	1	1	<	1	1	1	<	1	<
Окисляемость бихр. (ХПК)	15*	1	1	1	1	1	1	4	1	4	2	3
Свинец	0,006	<	<	<	<	<	<	<	<	1	1	1
Сульфатные ионы	100	<	<	<	<	<	<	1	<	<	<	<
Сумма Na и K	170	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Сумма ионов	1000*	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Фенолы летучие	0,001	3	2	1	2	4	2	2	3	3	2	1
Фосфаты	0,2	<	<	<	1	<	<	<	<	1	<	<
Хлоридные ионы	300	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Хром 6+	0,02	<	<	<	<	<	<	<	<	1	1	<
Цинк	0,01	<	<	<	<	<	4	<	<	3	1	2

Примечания: «<» – означает, что ЦП < 0,5 $ПДК_{рх}$, что соответствует ЦП = 0 в принятой системе округления (употребляется во избежание неверной трактовки нулевого значения); «*» – отмечены значения, которых нет в числе $ПДК_{рх}$; обусловленность природными факторами высоких концентраций некоторых ЗВ для Оби подтверждается, например, в [6, 7].



а) б)

Рисунок 3. Пример установления приоритетных загрязняющих веществ (концентрации выражены кратно $ПДК_{рх}$): а) р. Кокши (ниже Алтайского государственного природного заповедника); б) р. Барнаулка (в черте г. Барнаул); - $ПДК_{рх}$; - ЦП (ненарушенное состояние); - превышение над ЦП (антропогенное загрязнение).

6) Последовательно (от истока к замыкающему створу) определяются основные управляемые источники поступления приоритетных ЗВ (в случае невозможности установления источников формулируются потребности в дополнительной информации). Водоохранные мероприятия должны быть направлены в первую очередь на

сокращение поступления в ВО ЗВ приоритета 1, затем – 2. Выявление источников поступления приоритетных ЗВ осуществляется на основе сопоставления годового расхода массы ЗВ через ПКК с массой ЗВ, поступившей от учтенных источников, расположенных между этим и предыдущим (по течению) ПКК. Если доля массы ЗВ от учтенных источников более 1%, то мероприятиям по снижению поступления ЗВ придается приоритет, установленный для этого ЗВ. Такая высокая «чувствительность» (1%) установлена с учётом возможных ошибок вычисления расходов масс ЗВ. Ошибки связаны с тем, что в действующей системе наблюдений пробы отбираются чаще всего из одной точки на ПКК, а степень неоднородности распределения ЗВ по ширине и глубине водотока может быть значительной [8, 9].

7) Составляется программа бассейновых водоохранных мероприятий, направленная на сокращение поступления приоритетных ЗВ от основных источников, а также на получение необходимой дополнительной информации.

8) Осуществляется план мероприятий программы.

9) Достигнутые концентрации ЗВ сопоставляются с ЦП.

10) Если ЦП не достигнуты, анализируются причины, намечаются дополнительные мероприятия, производится уточнение ЦП (по дополненным данным), осуществляется повтор цикла п.п. 2-9 (возможно, начиная с п. 1). Подробное описание перечисленных этапов можно найти в [10].

Использование предложенной методологии и алгоритмов при государственном долгосрочном планировании водохозяйственных мероприятий в масштабах речных бассейнов обеспечивает: выявление тех проблем загрязнения ВО, обусловленность которых антропогенным воздействием подтверждается имеющимися данными наблюдений; определение водоохранных задач, которые можно решить, воздействуя на управляемые источники поступления ЗВ; выделение среди управляемых источников поступления загрязняющих веществ тех, водоохранные мероприятия на которых дадут ощутимый природоохранный эффект, что может стать объективным основанием для предоставления предусмотренных законом государственных преференций при реализации таких мероприятий; обоснование мер по сбору дополнительной информации, развитию системы мониторинга; учет накопленной информации в процессе регламентированной корректировки планов.

Применимость предложенных алгоритмов при определении целей и приоритетов водоохранной деятельности в российских условиях была подтверждена в ходе разработки ряда СКИОВО [10, 11], получивших положительные заключения государственной экологической экспертизы, утвержденных и реализуемых.

В настоящее время идет разработка нормативно-методической базы по регулированию воздействий на окружающую среду на основе технологических нормативов, которые устанавливаются с использованием показателей НДТ [2]. В действующих документах пока не просматривается никакой связи между процедурами выдачи комплексных экологических разрешений (КЭР) с целями водоохранной деятельности, установленными для речного бассейна. КЭР выдается при условии достижения (или наличия программы достижения) сбросов ЗВ на уровне технологических нормативов. Оценка состояния ВО предусмотрена, но никаких дополнительных мер по её результатам не прописано. Таким образом, собственно качество воды в ВО остается за рамками регулирования. При этом вполне очевидно, что экологические последствия сброса ЗВ в пределах НДТ могут существенно зависеть, например, от расхода воды в ВО – приемнике сточных вод.

Предлагается [12] для учета целевого состояния ВО, установленного в рамках СКИОВО, включить в процедуру выдачи КЭР требование соблюдения допустимого сброса (НДС), при котором ЦП достигается в контрольном створе ВО к определенному сроку (рис. 4).

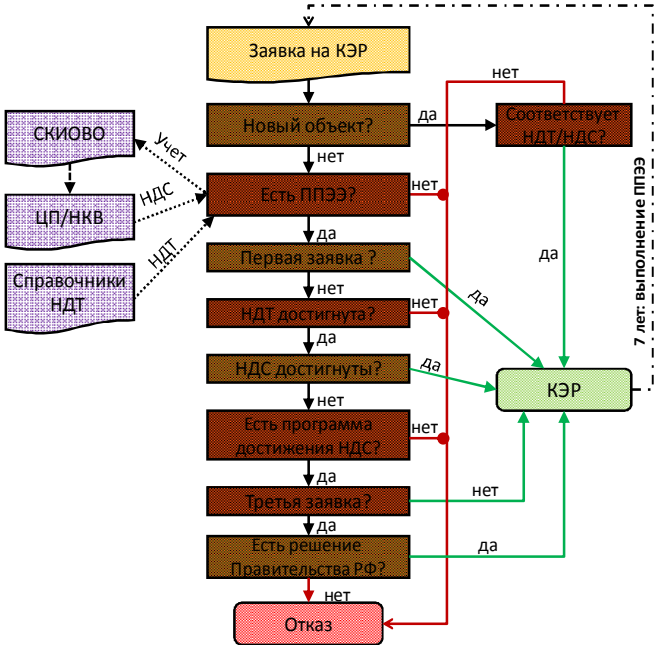


Рисунок 4. Принципиальная блок-схема процедуры выдачи/продления комплексного экологического разрешения
(ППЭЭ – Программа повышения экологической эффективности)

Такой алгоритм выдачи КЭР позволяет: добавить в систему управления водопользованием на основании НДТ недостающие элементы по учету водоохранных требований на конкретном ВО; увязать задачу выдачи разрешительных документов с задачами долгосрочного планирования водоохранных мероприятий в речном бассейне.

Отметим, что предложенные в работе определения и алгоритмы не противоречат действующему законодательству, обеспечивают практическую реализацию так называемого комбинированного подхода [12] и готовы к повсеместному применению в Российской Федерации.

Литература

1. Водный кодекс Российской Федерации от 3.06.2006 г. № 74-ФЗ. Режим доступа: http://www.consultant.ru (дата обращения:16.05.2017).
2. Федеральный закон от 21.07.2014 № 219-ФЗ «О внесении изменений в Федеральный закон "Об охране окружающей среды" и отдельные законодательные акты Российской Федерации». Режим доступа: http://www.consultant.ru (дата обращения: 16.05.2017).
3. Конвенция по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер. ЕЭК ООН. Нью-Йорк-Женева. 1994. 47 с.
4. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 № 552 «Об утверждении норма-

тивов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения». Режим доступа: https://minjust.consultant.ru/documents/22231 (дата обращения: 16.05.2017).

5. Национальный атлас России: в 4 томах. Т. 2. Природа. Экология. – М.: Роскартография, 2007. 495 с.

6. *Савичев О.Г.* Гидрохимический сток рек бассейна Средней Оби и его природно-антропогенная трансформация. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. Барнаул. 2005. 46 с.

7. Современное состояние водных ресурсов и функционирование водохозяйственного комплекса бассейна Оби и Иртыша / Отв. ред. Ю.И. Винокуров, А.В. Пузанов, Д.М. Безматерных. Новосибирск: изд-во СО РАН, 2012. 236 с.

8. *Веницианов Е.В., Лепихин А.П.* Физико-химические основы моделирования миграции и трансформации тяжелых металлов в природных водах / Науч. ред.: В.А. Черешнев, А.М. Черняев, А.Н. Попов. Екатеринбург: РосНИИВХ, 2002. 236 с.

9. *Папина Т.С.* Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в речных экосистемах. Аналитический обзор. Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2001. 58с.

10. *Беляев С. Д.* и др. Установление приоритетов водоохранной деятельности в бассейне реки на основе целевых показателей качества воды (на примере бассейна реки Оби) // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2013. № 2. С. 6-25.

11. *Беляев С. Д., Могиленских А. К., Одинцева Г. Я.* Целевые показатели качества воды Камского бассейна // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2009. № 5. С. 35-48.

12. *Беляев С. Д.* Технологические нормативы и целевые показатели качества поверхностных вод // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2015. № 6. С. 18-36.

ОСНОВНЫЕ ЗАДАЧИ ГИДРОЛОГИИ И РЕГУЛИРОВАНИЯ СТОКА В УСЛОВИЯХ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК И РОСТА АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Болгов М.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
bolgovmv@mail.ru

Основной задачей научной гидрологии является разработка системы знаний о формировании водного режима суши и представление этих знаний в форме, допускающей их использование в различных приложениях (оценки и прогнозы расчетных характеристик стока, регулирование стока, обеспечение задач глобального моделирования и прочие проблемы, требующие учета водного фактора, в том числе и правовые).

В связи с вероятностным характером большинства геофизических процессов, к числу которых относится и речной сток, в гидрологии преобладают стохастические модели и представления, позволяющие формулировать результаты исследований в виде различных статистических характеристик, используемых при проектировании широкого класса сооружений, оценках разнообразных рисков, в том числе и эколо-

гических. Гидрология, таким образом, является в существенной части и прикладной наукой.

Генетические методы гидрологии (иногда называемые детерминированными) объектом своих исследований имеют механизмы формирования стока. Основной задачей генетической гидрологии является выяснение закономерностей перемещения влаги по поверхности водосбора, а точнее в деятельном слое, включающем так называемые контактные зоны, расположенные по контакту с горной породой, обладающей водоупорными свойствами.

Основная методическая проблема генетической гидрологии заключается в том, что в мышлении гидрологов преобладает гипотеза плоско - параллельного стекания воды по склонам, хотя многие исследователи понимают ограниченность этой модели. В течение десятилетий лишь в этой постановке, являющейся приближением к действительности, удавалось получать аналитические решения уравнений формирования стока. Почему гипотеза плоско-параллельного стекания явно или неявно используется в подавляющем числе гидрологических работ, учитывающих механизмы склонового стока, почему получаются и обобщаются обратным путем параметры расчетных схем, определенные на этой основе, хотя все мы знаем, что в природе ничего подобного не существует? Можно ли описать нечто неподобным? Этот вопрос задавал еще Дионисий Ареопагит [3], хотя и несколько по другому поводу. Каким образом увязываются разрозненные эмпирические факты, теории, гипотезы, результаты экспериментальных работ и пр. в некую единую структуру, позволяющую нам говорить о научном предмете в гидрологии? Все вопросы методологии гидрологической науки актуальны и сегодня, когда наблюдаются существенные изменения водной среды.

Значительную часть своей истории гидрология пережила в условиях, когда режим колебаний водности рек носил стационарный характер. Количественные данные по стоку, лежащие в основе водобалансовых исследований и оценок, относятся к периоду инструментальных наблюдений, начало которого находится в основном в первой половине прошлого века. Располагая временными рядами продолжительностью в несколько десятков лет, гидрологи делали вывод о стационарности колебаний речного стока, а для расчетов и прогнозов применялись методы теории стационарных случайных процессов. Во временных рядах стока иногда отмечались периоды экстремальной водности, не укладывавшиеся в рамки теории стационарных марковских процессов, поскольку их вероятность была чрезвычайно мала (сток р. Волги в 30-е годы, приток к озеру Байкал в 80-е и др.), но в целом на общую методологию получения оценок стока эти события не влияли.

Много разнообразных идей обсуждалось в стохастической гидрологии в последние десятилетия, но принципиальные вопросы затрагиваются редко: является ли сток действительно случайным процессом, каков при этом тип распределения, достаточно ли «марковости» для описания многолетних колебаний, что делать в нестационарном случае, обусловленным климатическими изменениями? По всем этим вопросам и сегодня мало что можно сказать с большой определенностью, несмотря на то, что средствами гидрологического мониторинга выявляются нарушения стационарности последовательностей стока во многих регионах и для разных характеристик.

Следующий важнейший гидрологический вопрос – прогнозирование в случае большой неопределенности будущих климатических условий. Здесь приходится распрощаться с так называемым частотным подходом, основанным на эмпирически

определяемых частотах наблюдаемых значений, и обсуждать байесовские идеи и методы, учитывающие нашу «веру» (пусть даже и глубоко научную) в возможность проявления и реализации климатических изменений. Вопрос этот не праздный: климатические изменения стока есть, а что делать с прогнозами стока на будущее – ясности нет, поскольку «межмодельный» разброс на виртуальное будущее (даже для температур) просто огромный.

Характер произошедших изменений стока вынуждает по-новому подходить к назначению параметров водохозяйственных систем и правил их эксплуатации. Например, заметное увеличение стока зимней межени облегчает решение некоторых водохозяйственных задач, но требует развития новых стохастических моделей, пригодных для прогноза его будущих изменений и управления в новых условиях.

На рис. 1 приведены кривые обеспеченности дефицитов воды при функционировании Москворецкой системы водоснабжения г. Москвы для двух условно-стационарных периодов. Результаты водохозяйственных расчетов показывают существенное увеличение надежности систем водоснабжения Москвы в новых климатических условиях. Аналогичные выводы получаются и для водохозяйственной системы бассейна р. Волги в целом.

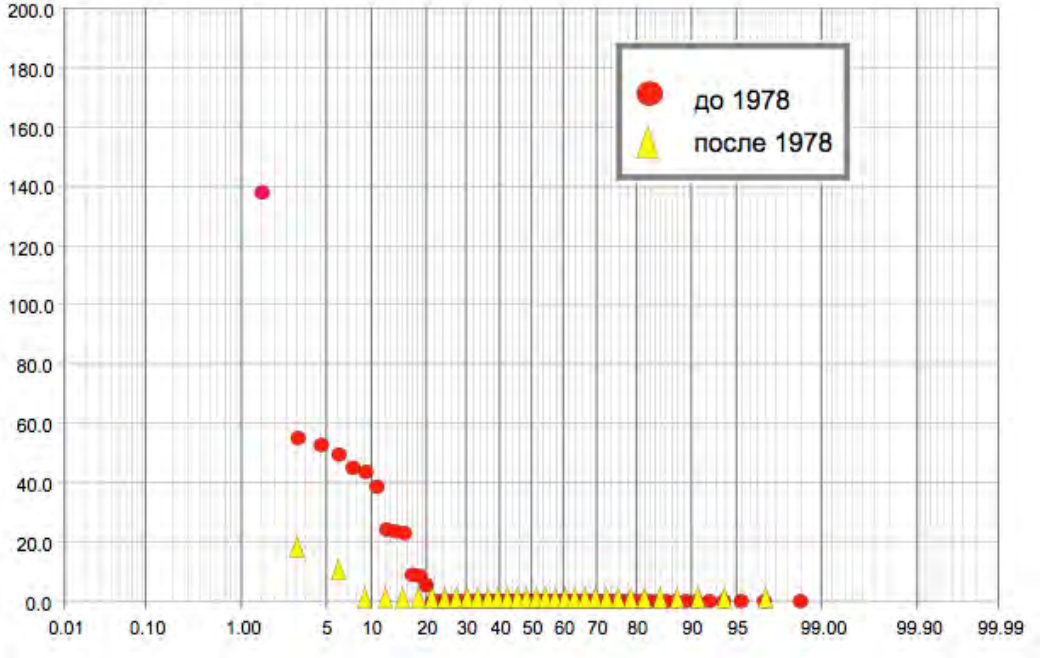


Рисунок 1. Кривые распределения дефицитов воды Москворецкой системы водохранилищ за периоды "до" и "после" 1978 г

Для выявления причин изменения зимнего стока и его прогнозирования исследовались изменения климатических параметров, влияющих на зимний сток, в результате чего было подтверждено, что его рост в последние десятилетия обусловлен увеличением частоты и продолжительности оттепелей, уменьшением глубины промерзания почвы. Соответственно увеличилось питание грунтовых вод, повысился их уровень, выросла доля стока, формирующегося различными подземными горизонтами, которая обеспечивает базовое питание рек. В качестве основного климатического фактора увеличения стока зимней межени определен рост зимних темпера-

тур, а в качестве предиктора использована средняя температура воздуха за период с декабря по март [2].

Большая часть моделей климатической системы Земли указывает на дальнейшее потепление климата в результатае реализации умеренных сценариев дополнительной эмиссии парниковых газов, но, тем не менее, нет оснований утверждать, что климатическая система никогда не вернется в прежнее состояние в силу естественной долгопериодной изменчивости, и мы, например, никогда больше не будем наблюдать в бассейне р. Волги, упоминавшегося выше катастрофического затяжного маловодья 30-х годов, вероятность которого в Марковском стационарном приближении оценивается как 1 раз в 900-1000 лет.

Для решения проблемы оценки вероятностных характеристик стока в нестационарных условиях, необходимо выяснить «характер» нестационарности и предложить общую схему моделирования. Одна из выдвигаемых гипотез основывается на учете нескольких условно-стационарных состояний, в том числе и при прогнозировании характеристик стока на период эксплуатации проектируемого объекта. Основным вопросом является воспроизведение моментов смены состояний процесса. В нашем случае имеется пока только два состояния процесса, и мы можем лишь предположить, что с вероятностями $\boldsymbol{n_1/N}$ и $\boldsymbol{n_2/N}$ гидрологическая система может находиться в одном из них. Здесь $\boldsymbol{n_1 + n_2 = N}$, где $\boldsymbol{N}$ – общая продолжительность неоднородной выборки. Для минимального стока, в случае нарушения однородности временных рядов, предложен метод построения закона распределения исследуемой характеристики в виде суммы двух законов распределения, куда каждое слагаемое входит с определенным в предыдущем абзаце весом, зависящим от продолжительности условно-стационарного периода. Предлагаемая модель названа «смесь распределений», что означает присутствие в одной выборке случайных величин, имеющих различные механизмы формирования (происхождения).

Относительно будущих колебаний стока мы можем только утверждать, что с соответствующими вероятностями система может находиться в одном из двух состояний. В таком случае можно предположить, что математическое ожидание прогнозируемого процесса является смесью двух распределений:

$$\tilde{p}(\theta / x) = \frac{n_1}{N} \cdot \eta(\theta, n_1) + \frac{n_2}{N} p(\theta / x) \quad , \qquad (1)$$

где $\eta(\theta, n_1)$ - выборочное распределение среднего (математического ожидания) для первого условно-стационарного участка длиной n_1, $p(\theta / x)$– апостериорная плотность оценки θ для новых климатических условий. Нетрудно заметить, что плотность (1) является двухмодальной, поскольку выборочная плотность математического ожидания является гауссовской; апостериорная плотность $p(\theta / x)$ при малой дисперсии так же близка к нормальному закону.

Байесовское оценивание (прогнозирование) состоит в вычислении прогнозной плотности по формуле полной вероятности. В этом случае смесь распределений (1) будет выступать в качестве апостериорного распределения, а модельным распределением будет двухпараметрическое гамма-распределение с параметром γ, равным среднему значению для обеих выборок:

$$\pi(y) = \int_{\theta} P(y,\gamma,\theta) \cdot \tilde{p}(\theta / x) d\theta \quad , \qquad (2)$$

Полученная прогнозная плотность распределения $\pi(y)$ определяется путём численного интегрирования уравнения (2). В будущем, если система перейдет в третье состояние, отличающееся от двух предыдущих, процедуру можно повторить ещё раз, записав уравнение (1) для трех компонент.

Прогнозная плотность (2), не является полным заданием случайного процесса, поскольку представляет собой лишь одномерный закон распределения и может быть использована для назначения расчетных значений параметров (квантилей) с учетом возможного нестационарного поведения процесса.

Еще одной важной задачей является оценка гидрологических характеристик в условиях неопределенности будущих климатических изменений. Современное потепление глобального климата имеет как естественно-инерционную, так и антропогенно-обусловленную составляющие. Ввиду ограниченности наших знаний, используемые модельные представления (метеорологические, океанологические, гидрологические, биологические и пр.) несовершенны, и, более того, мы не можем предсказать, каковы будут эффекты при дальнейшем их развитии. Получить прогнозные оценки в таком случае можно, например, на основе байесовского подхода с учетом шансов реализации того или иного сценария. Основная сложность – оценка шансов или вероятностей реализации этих сценариев.

Рассмотрим на примере бассейна р. Амударьи задачу оценки изменения водности рек в условиях значительной неопределенности прогнозов изменений климата и состояния водосбора. Последнее для данного бассейна важно, так как значительная часть стока формируется путем таяния ледников, современное же оледенение в регионе характеризуется существенной скоростью его деградации. Предлагаемый метод состоит в моделировании искусственных последовательностей (реализаций) осадков и температуры воздуха. На основе многолетних данных об осадках и температуре воздуха, а также сведений о состоянии оледенения (современные и прогнозные оценки) осуществлен расчет водности реки по модели формирования стока САРНИГМИ и получены гидрологические ряды для различных сценариев [1]. Применённый подход позволяет учесть возможные климатические изменения и прогнозные оценки оледенения путем корректировки параметров гидрологической модели. В изучаемом регионе используется несколько сценариев будущих климатических изменений как наиболее реалистичные. Два из этих сценариев приводят к наихудшим гидрологическим результатам по сравнению с современным климатом, соответственно каждому из них придан вес 1/4. Остальные сценарии приводят к значениям водности, не сильно отличающимся от тех, которые характерны для современного климата, поэтому параметрам распределения стока, рассчитанным за репрезентативный период, придан вес 1/2. В табл. 1 приведены результаты расчетов стока по формуле байесовского прогноза для р. Амударьи – п. Керки.

Таблица 1. Функция распределения годового стока р. Амударьи – п. Керки

№	Время	Веса, % для сценариево			Вероятность превышения, %				
		Современ. климат	Сценарий A1	Сценарий B1	50	75	90	95	97
1	30 лет	50	25	25	1860	1730	1610	1550	1500
2	50 лет	50	25	25	1800	1644	1516	1440	1400

Еще одним из глобальных вызовов в области водных ресурсов в России и мире является рост рисков возникновения природных катастроф вследствие климатически обусловленных изменений водных ресурсов. Эти вызовы диктуют необходимость повышения обоснованности технических решений, определяющих безопасность гидротехнических и других сооружений, находящихся в зоне воздействия опасных гидрологических процессов. Для наводнений, вызванных дождевыми паводками, важно иметь инструмент надежной оценки максимальных расходов воды малой обеспеченности. В опубликованном в этом сборнике докладе группы авторов рассматривается новая гипотеза оценки формы распределения вероятностей максимальных расходов в диапазоне редких значений в сочетании с байесовским методом прогнозирования.

Выводы. Современные изменения стока характеризуются сложным поведением, отражающим как направленные изменения климата в результате глобальных изменений, так и долгопериодные колебания, носящие естественный характер.

В условиях происходящих слабо предсказуемых климатических изменений, гидрология не располагает пока полноценной системой методов и моделей, позволяющих осуществлять прогноз стока с заданной степенью надежности и достоверности, приемлемой для прикладных задач. Рекомендуются различные по сложности методы, основанные на байесовской идеологии вероятностного прогноза.

Такой же вывод можно сделать и для задач управления и регулирования стока. Большой доверительный интервал прогноза стока на период эксплуатации водохозяйственной установки вынуждает с большой осторожностью относиться к решениям, принимаемым на такой основе.

Литература

1. *Агальцева Н. А., Болгов М. В., Спекторман Т. Ю., Трубецкова М. Д., Чуб В. Е.* Оценка гидрологических характеристик в бассейне Амударьи в условиях изменения климата //Метеорология и гидрология, 2011. – № 10. – С. 58-69.

2. *Болгов М. В., Коробкина Е. А., Трубецкова М. Д., Филимонова М. К., Филиппова И. А.* Современные изменения минимального стока на реках бассейна р. Волга //Метеорология и гидрология, 2014. – №3. – С. 75-84.

3. *Дионисий Аэропагит* Корпус сочинений, 4-е издание, СПб., 2010 г., 464 с.

СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ, РЕГУЛИРОВАНИЯ И МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Веницианов Е.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
eugeny.venitsianov@gmail.com

Современное состояние качества поверхностных вод по данным Государственного доклада о состоянии окружающей среды в Российской Федерации (опубликованы доклады по 2015 год включительно [1]) является стабильным, однако характеризуется рядом проблем.

По критериям, принятым в развитых странах, состояние водного хозяйства Российской Федерации следует характеризовать как кризисное. Услугами централизованного водоснабжения пользуются около 109 млн. человек, или до 75% общей численности населения страны. В крупных и средних городах указанными услугами обеспечено почти все население, в малых городах, поселках городского типа и сель-

ских населенных пунктах этот показатель не превышает 60%. По уровню доступа населения к системам централизованного водоснабжения Российская Федерация уступает развитым странам, в которых этот показатель составляет 90-95% и более. Из общего объема воды, подаваемой в централизованные системы коммунального водоснабжения, через системы водоподготовки пропускается не более 59%, в сельских населенных пунктах этот показатель не превышает 20%. Около 27% водозаборов из поверхностных источников водоснабжения не имеют необходимого комплекса очистных сооружений, из них 16% не оснащены обеззараживающими установками. Каждый второй житель Российской Федерации вынужден использовать для питьевых целей воду, не соответствующую по ряду показателей установленным нормативам [2]

Основная проблема – плохое состояние качества воды в большинстве используемых водных объектов, недостаточное развитие системы водоохранных мероприятий и др. Отсутствует полная и объективная оценка состояния экосистем водных объектов в России, основанная на данных государственного и других видах мониторинга.

Следует отметить, что одну из основных задач Водной стратегии РФ до 2020 года – охрану и восстановление водных объектов до состояния, обеспечивающего экологически благоприятные условия жизни населения – нельзя считать выполненной. Причин этому положению несколько: недостаточное научное обеспечение методов оценки качества природных вод, плохое состояние системы управления качеством (регулирования), отсутствие современной и адекватной задачам водоохраны системы мониторинга, недостаточное финансирование водоохранных мероприятий.

Основные проблемы оценки качества вод. Научно-методическая база оценки и управления качеством природных вод в России устарела. Она построена на представлениях середины XX века, в частности – это ориентация на системы предельно допустимых концентраций (ПДК) и интегральные индексы. Мало внимания уделяется физико-химическим и гидробиологическим процессам формирования качества, взаимодействию компонентов водного объекта – водной массы, донных осадков (отложений), прибрежной зоны, биоты. Особенно тревожное положение в оценке роли источников поступления в водные объекты отходов антропогенной деятельности: статистика сбросов предприятиями загрязняющих веществ (форма 2-ТП водхоз) не достоверна, перечень компонентов устарел, отсутствуют методики оценки неконтролируемого (диффузного) стока и вторичных загрязнений от донных осадков. Характерно неудовлетворительное состояние водоохранных зон практически во всех индустриально развитых регионах страны [3]. Устарели методическая и приборная базы мониторинга качества вод. Не проводится мониторинг микрозагрязнений, прежде всего ксенобиотиков, хотя в развитых странах эти наблюдения проводятся уже 15 лет. Отсутствует методическая база оценки вредного влияния ксенобиотиков на экологическое состояние водных объектов и организм человека; не организован мониторинг донных отложений, необходимый, прежде всего, для водоемов и водохранилищ.

В значительной степени такая ситуация, угрожающая безопасности государства, обусловлена общеэкономическими причинами. В экономике, переживающей нелёгкие времена, трудно найти инвестиции для развития и даже для поддержания (т.е. хотя бы реновации физически изношенного оборудования) инфраструктуры, в том числе и такой отрасли, как водное хозяйство. Существует положительная об-

ратная связь между низким уровнем инвестиций и приростом капитала: чем ниже уровень капиталообеспеченности отрасли, тем меньше инвестиций, и наоборот. В пущенной на самотёк экономической системе почти без исключений действует правило: богатые богатеют, бедные – беднеют (хотя бы по относительным показателям). Это правило относится и к отраслям народного хозяйства, в частности, к обороне и водоохране. Государственное управление обязано противостоять подобной тенденции. Этого требуют интересы страны.

Рассмотрим некоторые, наиболее существенные изъяны системы управления водным хозяйством.

Два подхода к природоохранному регулированию. В России принят подход на основании нормирования воздействия с использованием ПДК, в мировой практике получивший название: *опасность-ориентированного подхода*, или *концепции «нулевого» риска*. Критерием допустимости загрязнения является выполнение неравенства C <ПДК, где C – концентрация загрязняющего вещества (ЗВ) в, так называемом, «контрольном створе». В природоохранном законодательстве развитых стран, в частности, странах ЕС, уже более 20 лет происходит планомерный переход к *риск-ориентированному подходу* [4]. Для каждого из ЗВ на основании информации о его свойствах определяются вероятность воздействия на живые организмы и возможные негативные эффекты такого воздействия, его трансформация в водном объекте, состояние самого водного объекта. Уровень допустимого риска учитывает экономическое состояние предприятий с использованием принципа НДТ – наилучших доступных технологий. Только на основании результатов оценки рисков принимается решение о способах водоохраны, а также о размере платежей за загрязнение.

В настоящее время в России существуют две основные системы нормативов качества природных поверхностных вод – при водохозяйственном (ПДКв) и рыбохозяйственном (ПДКвр) использовании водных объектов. Каждая из этих систем устанавливает единый норматив для всех водных объектов страны, несмотря на огромное различие физико-географических, климатических и социально-экономических условий. При этом рыбохозяйственные нормативы более жёсткие, чем водохозяйственные для большинства контролируемых загрязняющих веществ. На практике именно рыбохозяйственные нормативы используются как основные нормативы качества. Согласно Постановлению Совета Министров СССР №1045 от 15 сентября 1958 г. «О воспроизводстве и об охране рыбных запасов во внутренних водоёмах СССР» все водные объекты (без каких-либо ограничений и исключений) рассматриваются как рыбохозяйственные.

Проблема состоит не только в том, чтобы стандарты и нормативы были научно обоснованы, они должны соответствовать возможностям экономики, которая в экологическом аспекте всё ещё живёт за счёт будущих поколений. Что касается современного бизнес-сообщества России, то оно ни технологически, ни экономически не готово к выполнению действующих высоких стандартов.

Установление технологически недостижимых, экономически неоправданных и экологически необоснованно жёстких нормативов приводит, вопреки намерениям законодателей, не к улучшению экологической ситуации, а к её ухудшению. Любой хозяйствующий субъект, чтобы обеспечить рентабельность своего производства, может выделить лишь ограниченный ресурс на очистку сточных вод, реализацию водоохранных мероприятий и т.п. Если для выполнения установленных нормативов требуются затраты, превышающие этот ресурс, водопользователь вынужден решать

свои проблемы вне рамок правового поля, не заботясь о поэтапным проведении непосильных для него водоохранных мероприятий. Более того, такой способ «решения» проблем взаимодействия с государственными органами начинает интересовать и тех, кому целесообразные меры вполне по силам. Выход за рамки правового поля, конечно, юридически недопустим, но он экономически целесообразен. По некоторым оценкам, стоимость такого решения проблем водоохраны – порядка десятков млрд. руб. в год, что сопоставимо с объемом средств, легально выделяемых на водоохранные цели.

Критика распространения рыбохозяйственных нормативов на все водные объекты страны не означает каких-либо претензий к самому рыбному хозяйству как водопользователю. Рыбное хозяйство (рыболовство и рыбоводство) – один из важнейших видов хозяйственного использования водных объектов, обоснованно предъявляющий наиболее жесткие требования к качеству воды. Оно испытывает немалые трудности из-за того, что до сих пор не сформулированы чёткие условия определения статуса водного объекта (или его участка) как рыбохозяйственного, а также критерии его зонирования для участков нереста, нагула, промысла. При этом должен учитываться видовой состав рыбной фауны с выделением объектов, где обитают ценные виды.

Другим примером непродуманных нормативных требований является приказ Минприроды России № 333 от 17 декабря 2007 г. «Об утверждении Методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей». В п. 8. Методики указано: для сброса сточных вод в черте населённого пункта норматив допустимого сброса (НДС) определяется, исходя из отнесения нормативных требований к составу и свойствам воды водного объекта к самим сточным водам. Однако понятие «черта» (граница) населённого пункта по-разному определяется в различных законах, имеющих отношение к рассматриваемому аспекту проблемы (Земельный кодекс РФ, Градостроительный кодекс РФ и ФЗ-131 «Об общих принципах организации местного самоуправления в Российской Федерации»), и до сих пор не разъяснено, какому из них надлежит следовать при выполнении этого приказа.

Согласно указанным нормативно-методическим документам, качество сточных вод должно быть значительно лучше, чем воды питьевого назначения. Более того, нормативы по алюминию, свинцу, цинку, меди даже более жёсткие, чем требования ГОСТ 6709-72 Вода дистиллированная.

Управление качеством воды в водных объектах Требования к качеству отводимой воды должны учитывать фоновые концентрации, которые различаются для водных объектов, расположенных в разных физико-географических и климатических зонах, а в отдельных случаях необходимо принимать во внимание и локальные особенности водных объектов.

Актуальной проблемой для России является переход на принцип нормирования в соответствии с наилучшими доступными технологиями (НДТ) по отраслям промышленности и ЖКХ. Сделан первый шаг: разработаны Информационно-технологические справочники по НДТ некоторых отраслей. Однако до сих пор отсутствует процедура перехода от действующей системы регулирования сбросов на основе НДС к системе, основанной на НДТ. Мы рискуем повторить печальный опыт с нормативами допустимых воздействий (НДВ), которые были разработаны при затратах в сотни миллионов рублей для бассейнов всех крупных рек и, однако, так и не включены в систему регулирования сбросов сточных вод.

Значительная часть загрязняющих веществ аккумулируется в донных отложениях. Следует иметь в виду, что водохранилища, созданные на многих равнинных российских реках – это огромные отстойники. Научные исследования последних лет показали, что объём и химический состав этих отложений в настоящее время таковы, что вероятность выхода вторичных загрязнений высока; однако у нас не разработаны нормативы содержания загрязняющих веществ в донных осадках. Фактически отсутствует мониторинг донных отложений, хотя Водный кодекс РФ предписывает ведение «мониторинга состояния дна и берегов водных объектов, а также состояния водоохранных зон» (пункт 5.2 часть 4 статья 30).

Публикуемые данные не дают полной картины об источниках загрязнения водных объектов, так как содержат лишь качественные по сути характеристики сточных вод: загрязненные, очищенные и пр. Форма отчетности 2-ТП водхоз заполняется самими предприятиями, и достоверность такой исходной информации сомнительна. К тому же эти данные характеризуют лишь часть источников загрязнения. Диффузные неконтролируемые источники для ряда водных объектов превышают объём загрязнений от контролируемых точечных источников [5]. В условиях недостатка информации о реальном состоянии охраняемых водных объектов появляются весьма спорные документы, например Распоряжение Правительства РФ от 8 июля 2015 г. N 1316-р «Перечень загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области охраны окружающей среды». Не пояснен термин «меры государственного регулирования». Но более важен другой вопрос: в этом Распоряжении приведён список из 140 веществ и 17 стойких органических веществ в воде водных объектов, но количество ПДКв и ПДКвр значительно больше, при этом их списки пополняются. Как быть, если загрязняющее вещество найдено в концентрации, превышающей ПДК, но не входит в Перечень указанного Распоряжения Правительства? И наоборот: концентрация меньше ПДК, но вещество входит в этот Перечень – надо ли к нему применять «меры государственного регулирования», и если надо, то какие?

Наконец, номенклатура поллютантов (ни в каких документах) не включает большие группы ЗВ, называемых ксенобиотиками. Это лекарства, химические бытовые и промышленные средства и др., обладающие высокой биологической активностью. В развитых странах загрязнению ксенобиотиками уделяется большое внимание. Несмотря на относительно низкие концентрации, их воздействие на обитателей водных объектов и человека через потребляемую питьевую воду весьма значительно. Это особенно существенно для рек – источников питьевого водоснабжения, так как типовые системы водоочистки не ориентированы на удаление этих веществ.

Одним из актуальных вопросов в области охраны и рационального использования водных объектов является выделение из всего множества подлежащих охране тех объектов, на которые распространяются действующие нормативно-методические документы в области охраны вод. Забота об использовании ресурсов и сохранении водного объекта должна зависеть от того, в каком качестве он фигурирует в государственном учёте поверхностных и подземных вод, т.е. в государственном водном кадастре (статья 79 Водного кодекса РФ). Однако такой градации «водный объект» вообще и «охраняемый водный объект» в нем не предусмотрено. «Охраняемый водный объект» должен представлять интерес для водного хозяйства, экономики территорий, а техногенные воздействия способны ухудшить его потребительские свойства. Одним из видов водопользования является эксплуатация водотока как коллектора транспортировки сточных вод. Следует разработать критерии до-

пустимости такого вида водопользования. Например, р. Пехорка на 90% состоит из сточных вод Люберецких очистных сооружений, однако рассматривается как рыбохозяйственный объект.

Проблемы экономического обеспечения управления водопользованием. Ключевая проблема российского водного хозяйства – оторванность его экономического механизма от реальных потребностей управления водопользованием, прежде всего – водоохраны. В Государственном докладе «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2015 году» [1] сообщается, что в условно сопоставимых ценах текущие затраты на охрану и рациональное использование водных ресурсов в 2015 г. по сравнению с 2005 г. составили 85-86%.

За последние 5 лет имеет место уменьшение суммарного поступления водного налога и платежей за водопользование в номинальном исчислении. В реальном исчислении с поправками на инфляцию сумма поступлений от водного налога и платежей за негативное воздействие на водные объекты (оценённая по своего рода «покупательной» способности рубля) к 2016 году за 10 лет уменьшилась в четыре раза. Капиталовложения в водоохрану и рациональное использование водных ресурсов из всех источников финансирования за последние 10 лет находились на уровне 25-30 млрд. руб. в сопоставимых ценах, т.е. фактически не росли.

По оценке специалистов, готовящих новый вариант Стратегии развития водного хозяйства России (до 2030 года), по сценарию «не ухудшить» состояние водных ресурсов» требуется ежегодно сумма порядка 45 млрд. руб., а для улучшения состояния – более 70 млрд. Очевидно, что для осуществления подобных предположений требуется либо резко увеличить бюджетную поддержку водоохранных мероприятий, либо в несколько раз повысить ставки водного налога. Радикальное изменение ситуации с финансированием водного хозяйства имеет ключевое значение для экологического благополучия водных ресурсов России и, в конечном счете, для здоровья населения.

Следует также отметить незначительную роль разработанных во всех бассейнах в соответствии с Водным кодексом РФ Схем комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО), которые должны были, в частности, обеспечить экологически и экономически обоснованные программы мероприятий по улучшению состояния водных ресурсов.

Концепция СКИОВО, разработанная еще в 1980-е годы, безнадежно устарела. В большинстве стран влияние сбросов сточных вод предприятий (как действующих, так и проектируемых) оценивается с использованием математических моделей. Заметим, что в США для расчёта Total Maximum Daily Load (TMDL) – нормативного показателя (аналога НДС и НДВ), устанавливающего общую максимальную суточную нагрузку на участок водного объекта или объект в целом, используются сертифицированные программные комплексы, ориентированные на индивидуальный подход для каждого водного объекта и каждого водопользователя [6]. В России до сих пор используются расчётные методы начала 1950-х годов.

Вместо пухлых томов СКИОВО во всех водохозяйственных организациях должны появиться компьютерные информационно-вычислительные системы, оснащённые моделями «подведомственных» бассейнов и их участков. Это будет намного эффективнее и дешевле, чем неработающие СКИОВО. Конечно, переход к использованию информационно-вычислительных систем как основному инструментальному средству в управлении водным хозяйством и водными ресурсами потребует радикальных изменений в подготовке кадров для отрасли.

В заключение подчеркнём, что часто повторяемый тезис о водном богатстве России, будучи справедливым «в общем и целом», не должен заслонять серьёзные проблемы водохозяйственной отрасли.

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов в Российской Федерации в 2015 году». Отв. за выпуск: Н.Г. Рыбальский, В.А. Омельяненко, А.Д. Думнов. Москва, 2016.

2. Распоряжение Правительства Российской Федерации от 27 августа 2009 г. № 1235-р «Водная стратегия Российской Федерации на период до 2020 года».

3. *Гордин И.В.* Кризис водоохранных зон России. М.: Физматлит, 2006. – 196 с.

4. General Report 2015. European Chemicals Agency, Helsinki, March 2016

5. *Кирпичникова Н.В.* Исследование неконтролируемых источников загрязнения (на примере Иваньковского водохранилища). Автореферат на соискание ученой степени кандидата технических наук. М.: ИВП РАН. 1992. 24 с.

6. Guidance for Water Quality-Based Decisions: The TMDL Process. – U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Washington, D.C. Doc. No. EPA 440/4-91-001. April 1991.

АНАЛИЗ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ МАКСИМАЛЬНОГО РЕЧНОГО СТОКА К ИЗМЕНЕНИЮ КЛИМАТИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ ЕГО ФОРМИРОВАНИЯ[3]

Гельфан А.Н.[1], *Мотовилов Ю.Г.*[1], *Калугин А.С.*[1], *Крыленко И.Н.*[1,2], *Лавренов А.А.*[1], *Меркулов Н.А.*[3]

[1] Институт водных проблем РАН, Москва, Россия

[2]МГУ им. Ломоносова, Москва, Россия

[3]Университет Лидса, Лидс, Великобритания

hydrowpi@iwp.ru

Введение. Происходящее глобальное потепление приводит к росту содержания водяного пара в атмосфере, что сопровождается увеличением интенсивности влагообмена поверхности суши с атмосферой, ростом интенсивности и продолжительности осадков (например, [1]; [2]). Наблюдаемые изменения воспроизводятся современными моделями климата, которые прогнозируют нарастание угрозы указанных явлений к концу XXI века [3]. Вместе с тем, рост повторяемости экстраординарных паводков, как возможный отклик гидрологических систем на эти изменения, редко подтверждается эмпирическими данными (например, [3-4]). Указанная неопределенность в эмпирических оценках чувствительности характеристик наводнений к изменениям климата связана со значительной пространственной изменчивостью и нелинейностью процессов их формирования. В оценках возможных изменений характеристик экстремальных гидрологических явлений с помощью численных экспериментов с климатическими моделями также содержится большая неопределен-

[3] Схема оценки чувствительности максимального стока разработана при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00700П); численные эксперименты по моделированию максимального стока северных рек выполнены при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №17-11-01254).

ность, которая связана, в первую очередь, с погрешностями воспроизведения этими моделями гидрологических процессов на масштабах речных бассейнов.

На этом фоне особую актуальность приобретают исследования, направленные на выявление критических условий, приводящих к экстремальным откликам гидрологических систем, анализ их чувствительности к климатически обусловленным изменениям этих условий. Расширение возможностей получения физически обоснованных оценок чувствительности гидрологических систем речных бассейнов к изменениям климата связано с использованием физико-математических моделей гидрологического цикла речного бассейна, что впервые было показано в [5].

Современные подходы к оценке чувствительности характеристик речного стока к изменениям условий его формирования опираются, как правило, на результаты численных экспериментов с гидрологическими моделями и включают методы локального и глобального анализа (например, обзоры [6-7]). Методы локального анализа (в англоязычной литературе – LSA, Local Sensitivity Analysis) позволяют оценить чувствительность функции отклика системы в окрестности заданных точек в пространстве ее параметров (характеристик водосбора или климата), и результаты LSA могут меняться в зависимости от расположения этих точек. Для существенно нелинейных систем, а также при статистически связанных параметрах, это может приводить к ошибочным выводам о чувствительности, и предпочтительными становятся методы глобального анализа (GSA, Global Sensitivity Analysis). Однако устойчивость оценок, полученных с помощью методов GSA, зависит от числа сочетаний параметров, и для небольших выборок локальные оценки чувствительности могут оказаться более надежными.

Исследования, результаты которых обобщены в настоящей статье, направлены на анализ чувствительности рассчитанных характеристик максимального речного стока по данным численных экспериментов с физико-математическими и динамико-стохастическими моделями его формирования. Статья состоит из двух разделов. В первом описано применение метода локального анализа чувствительности максимального стока крупных рек, расположенных в отличающихся физико-географических условиях, к изменению климатических параметров (на примере рек Амур, Лена, Маккензи). Во втором продемонстрированы возможности нового метода глобального анализа чувствительности, основанного на критерии независимости Гильберта-Шмидта, для оценки чувствительности максимального стока к изменению условий его формирования (на примере р. Сейм).

Локальный анализ чувствительности: методика и результаты. Анализировались данные численных экспериментов с моделями формирования стока рек Лена, Маккензи и Амур, разработанными на базе информационно-моделирующего комплекса ECOMAG [8, 9]. Соответствующие модели и используемые базы данных, методы задания параметров моделей, результаты их калибровки и апробации по данным гидрометеорологических наблюдений в бассейнах исследуемых рек описаны в [10, 11].

Для проведения экспериментов в качестве граничных условий в моделях формирования стока задавались трансформированные ряды наблюденных (для бассейнов рек Амура и Лены) или полученных по данным реанализа (для бассейна р. Маккензи) среднесуточных значений интенсивности осадков, температуры и дефицита влажности воздуха. Использовался метод линейной трансформации метеорологических рядов наблюдений (в англоязычной литературе метод «delta-change», DC-метод), впервые примененный в [5].

Алгоритм применения DC-метода заключался в следующем. Ежедневные фактические данные об интенсивности осадков P_i и температуры воздуха T_i (i – номер суток от начала расчетов) изменялись на постоянный множитель ΔP и постоянную величину ΔT, °C соответственно. В результате для каждой из метеорологических станций (или точки реанализа), данные наблюдений которых используются при моделировании стока, получены трансформированные ряды ежедневных значений осадков $P_i^* = P_i \times \Delta P$ и температуры воздуха $T_i^* = T_i + \Delta T$. Для расчета трансформированных величин дефицита влажности воздуха предполагалось, что температура точки росы изменяется на ту же величину ΔT, что и температура воздуха.

Трансформированные описанным способом ряды среднесуточных значений осадков P_i^*, температуры T_i^* и дефицита влажности воздуха D_i^* задавались на входе гидрологических моделей, и рассчитывались характеристики стока, соответствующие разным сочетаниям трансформирующих параметров ΔP и ΔT. Всего использовалось по 30 сочетаний параметров для каждого бассейна. Зависимость изменений характеристик речного стока от изменений климатических параметров (норм осадков и температуры воздуха) считалась показателем чувствительности соответствующих характеристик стока к изменяемым параметрам.

Локальные оценки чувствительности рассчитанной характеристики стока к изменению климатических параметров задавались градиентами изменений искомой характеристики в направлении изменения данного параметра или сочетания параметров, а именно: $S_T = \left.\frac{\partial \overline{Y}}{\partial \overline{T}}\right|_{\overline{P}}$, $S_P = \left.\frac{\partial \overline{Y}}{\partial \overline{P}}\right|_{\overline{T}}$ $S_{T,P} = \left.\frac{\partial^2 \overline{Y}}{\partial \overline{T} \partial \overline{P}}\right|_{\overline{T},\overline{P}}$, где $\overline{Y}$ – среднемноголетнее значение искомой характеристики стока, $\overline{T}$ и $\overline{P}$ – осредненные по площади бассейна среднемноголетние (климатические) нормы температуры воздуха и осадков соответственно. Функции $\overline{Y} = f(\overline{T}, \overline{P})$, по которым рассчитывались искомые производные, подбирались методом наименьших квадратов по 30-ти рассчитанным значениям характеристик стока при заданных сочетаниях ΔP и ΔT.

В качестве характеристик максимального стока рассчитывались среднегодовые объемы стока выше пороговых значений, соответствующих наблюденным расходам воды 10%-й, 25%-й и 35%-й вероятности превышения (в дальнейшем обозначаемые, как $V(Q_{10\%})$, $V(Q_{25\%})$ и $V(Q_{35\%})$, соответственно), которые определялись по кривым повторяемости ежедневных расходов воды. В табл. 1 приведены локальные оценки чувствительности указанных характеристик максимального стока к изменениям осадков и температуры воздуха.

Таблица 1. Показатели чувствительности среднемноголетних характеристик максимального стока к изменению климатических норм температуры воздуха и осадков

	Амур			Лена			Маккензи		
	$V(Q_{10\%})$	$V(Q_{25\%})$	$V(Q_{35\%})$	$V(Q_{10\%})$	$V(Q_{25\%})$	$V(Q_{35\%})$	$V(Q_{10\%})$	$V(Q_{25\%})$	$V(Q_{35\%})$
S_T	$6\Delta T$-42	-26	-20	$1.4\Delta T$-20	-14	-11	$0.8\Delta T$-21	-9.6	-6
S_P	7.6	4.7	3.5	3.7	3.0	2.6	$8\Delta P$	$4.6\Delta P$	3.7
$S_{T,P}$	-1.5	0	0	-0.4	0	0	-1.4	0	0

Величина S_T показывает изменение нормы стока (в %) при изменении нормы температуры воздуха на 1 ^{O}C, S_P – изменение нормы стока при изменении нормы осадков на 1%, $S_{T,P}$ – ковариационный эффект изменения S_P при изменении нормы

температуры воздуха. Приведенные в табл. 1 результаты локального анализа чувствительности показали следующее.

1. Для всех бассейнов увеличение нормы температуры воздуха приводит к уменьшению нормы максимального стока (из-за увеличения испарения), а рост нормы осадков – к росту нормы стока.

2. Для северных бассейнов чувствительность максимального стока к изменению климатических норм ниже, чем для бассейна Амура

3. Норма максимального стока растет быстрее, чем норма осадков, поскольку увеличение последней сопровождается ростом коэффициента стока.

4. Для всех бассейнов чувствительность нормы максимального стока к изменению климатических параметров растет с уменьшением обеспеченности порогового расхода воды. Например, рост нормы осадков на 10% в бассейне Амура может привести (при неизменной норме температуры воздуха) к росту $V(Q_{35\%})$ на 35%, $V(Q_{25\%})$ на 47%, а $V(Q_{10\%})$ на 76%. В том же бассейне рост нормы температуры воздуха на $1^{O}C$ может привести (при неизменной норме осадков) к уменьшению $V(Q_{35\%})$ на 20%, а $V(Q_{25\%})$ на 26%.

5. Для всех рек чувствительность $V(Q_{10\%})$ к изменению климатических норм носит нелинейный характер: показатели чувствительности зависят от ΔT или ΔP, а $S_{T,P}\neq 0$. С ростом обеспеченности порогового расхода воды чувствительность максимального стока к изменению климатических норм становится линейной: S_T и S_P – константы, а $S_{T,P}=0$.

Глобальный анализ чувствительности: методика и результаты. Численные эксперименты проводились с помощью динамико-стохастической модели со случайными входами описанной в [12]. Модель включает две подмодели: физико-математическая (детерминистическая) модель формирования речного стока и стохастическая модель временных рядов метеорологических величин, задаваемых на входе детерминистической модели (так называемый «стохастический генератор погоды»). Используя стохастический генератор погоды, методом Монте-Карло воспроизводится большое разнообразие возможных метеорологических воздействий на водосбор, и затем, с помощью физико-математической модели, описываются гидрологические процессы, обусловленные этими воздействиями. В результате имеется возможность рассчитать очень продолжительные ряды речного стока и оценить по этим рядам его вероятностные характеристики (величины стока редкой повторяемости, моменты распределения и т.п.). Построение динамико-стохастической модели со случайными входами на основе достаточно детальной физико-математической модели формирования талого стока дает возможность всесторонне проанализировать условия формирования весеннего половодья в речном бассейне, в том числе, критические ситуации, приводящие к формированию половодий, превышающих максимальные за период наблюдений, и оценить чувствительность вероятностных характеристик половодья к изменениям этих условий. Расчеты выполнялись на примере бассейна р. Сейм. Результаты испытания используемой динамико-стохастической модели формирования стока р. Сейм и ее применение для оценки распределения вероятности характеристик стока описаны, например, в [12].

Численные эксперименты были организованы следующим образом. С помощью стохастического генератора погоды методом Монте-Карло моделировались временные ряды среднесуточных значений метеорологических входов длиной 50000 лет. По физико-математической модели формирования стока рассчитывались соответствующие временные ряды среднесуточных величин гидрологических переменных в

бассейне р. Сейм, таких как: расходы воды в реке, запас воды в снежном покрове, влажность почвы, глубина промерзания почвы. По смоделированным рядам гидрологических переменных определялись выборки (по 50000 значений каждая) показателей масштаба весеннего половодья (объема и максимального расхода речного стока в период половодья), а также факторов, влияющих на эти показатели (запас воды в снежном покрове, запас воды в метровом слое почвы, глубина промерзания почвы перед началом снеготаяния). Таким образом, были получены большие выборки, что дало возможность применить методы глобального анализа для оценки чувствительности характеристик весеннего половодья р. Сейм к изменениям предшествующих снеготаянию условий формирования стока в речном бассейне.

Авторами был применен (впервые, насколько известно, в гидрологических исследованиях) новый метод глобального анализа, основанный на критерии независимости Гильберта-Шмидта. В [13] показано, что это более робастный метод глобального анализа чувствительности, чем традиционно применяемые, включая широко распространенный метод Соболя. Кроме того, метод Гильберта-Шмидта позволяет решать задачу для нескольких целевых переменных, среди которых могут быть и категориальные. Наконец, важным преимуществом метода Гильберта-Шмидта состоит в возможности учета нелинейных зависимостей между переменными.

Были получены оценки нормированного критерия Гильберта-Шмидта для рассчитанных с помощью динамико-стохастической модели показателей масштаба половодья половодья р. Сейм и обуславливающих факторов. Анализ результатов показал, что объем и максимальный расход весеннего половодья р. Сейм более чувствительны к изменениям запаса воды в снеге перед началом снеготаяния, чем к изменениям увлажнения и промерзания почвы. Однако для объема половодья различия в оценках критерия Гильберта-Шмидта столь незначительны, что ими можно пренебречь и считать все три исследуемых фактора одинаково влияющими на объем половодья в рассматриваемом бассейне. Чувствительность максимального расхода половодья к изменению запаса воды в снежном покрове выше, чем чувствительность объема половодья, при этом влияние предвесенней глубины промерзания и влажности почвы также остается высоким.

Приведенные результаты получены с использованием всей смоделированной выборки характеристик половодья р. Сейм, т.е. с присутствием и высоких, и низких половодий, причем доля низких половодий выше, поскольку распределение вероятности характеристик речного стока имеет положительную асимметрию. Для оценки чувствительности наиболее высоких половодий к факторам предшествующего состояния водосбора из имеющейся выборки были отобраны выдающиеся половодья с максимальным расходом выше 1700 $м^3/с$ (близкий к максимальному за период наблюдений). Цензурированная таким образом выборка, включающая 1016 значений, использовалась для анализа чувствительности наиболее высоких половодий к предвесеннему состоянию водосбора. Результаты анализа показаны на рис. 1.

Полученные результаты показывают, что чувствительность наиболее высоких половодий к факторам предвесеннего состояния водосбора существенно отличается от чувствительности ординарных половодий. Масштаб высоких половодий оказался намного более чувствителен к запасу воды в снежном покрове, чем к промерзанию и увлажнению почвы. Последнее можно объяснить тем, что максимальные половодья на р. Сейм формируются, в основном, в условиях, когда хорошо увлажненные почвы на водосборе глубоко промерзли, в силу чего потери стока на инфильтрацию

в мерзлую почву минимальны. В этих условиях запас воды в снежном покрове становится основным фактором, влияющим на масштаб половодья.

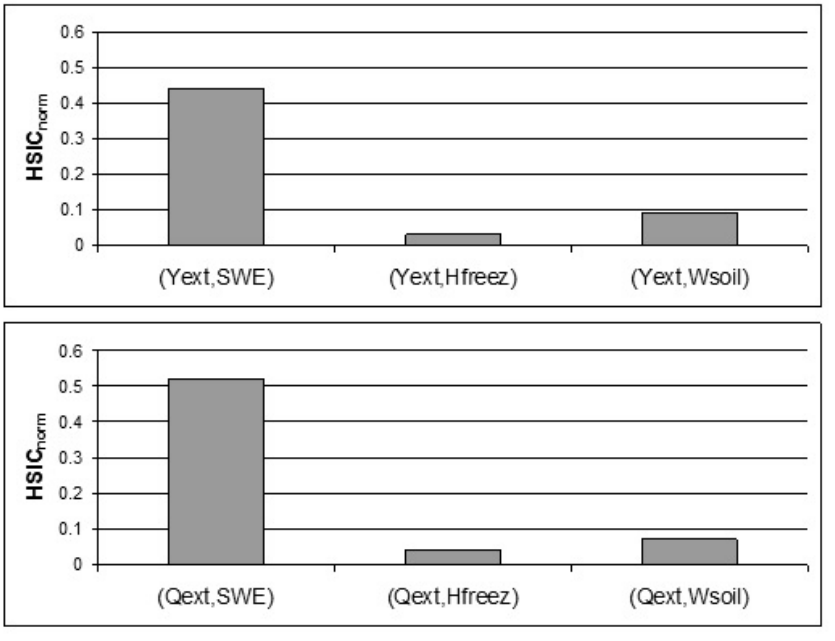


Рисунок 1. Нормированный критерий Гильберта-Шмидта чувствительности объема (вверху) и максимального расхода (внизу) экстраординарных половодий на р. Сейм к изменению предвесеннего состояния водосбора

Литература

1. *Zolina, O., C. Simmer, K. P. Belyaev, A. Kapala, S. K. Gulev*. Improving estimates of heavy and extreme precipitation using daily records from European rain gauges.// J. Hydrometorol., 2009, 10, 701-716.

2. *Groisman, P. Y., Knight, R. W., & Karl, T.R*. Changes in Intense Precipitation over the Central United States// Journal of Hydrometeorology, 2012. 13(1), 47-66

3. *Stocker T.F* et al. Technical Summary. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F. et al (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

4. NRC (2011) Global Change and Extreme Hydrology: Testing Conventional Wisdom. The National Academies Press, Washington, D.C.

5. *Кучмент Л.С., Мотовилов Ю.Г., Назаров Н.А*. Чувствительность гидрологических систем. – М.: Наука, 1990. –144 с.

6. *Razavi, S., H. V. Gupta*. What do we mean by sensitivity analysis? The need for comprehensive characterization of ‘‘global’’ sensitivity in Earth and Environmental systems models // Water Resour. Res., 2015, 51. doi:10.1002/2014WR016527.

7. *Song X., Zhang J., Zhan C., Xuan Y., Ye M., Xu C*. Global sensitivity analysis in hydrological modeling: Review of concepts, methods, theoretical framework, and applications/ // J. Hydrology, 2015. 523, 739-757.

8. *Motovilov Yu. G., Gottschalk L, Engeland K., Belokurov A*. ECOMAG: Regional model of hydrological cycle. Application to the NOPEX region. Department of Geophysics, University of Oslo, Institute Report Series No: 105. 1999, ISBN 82-91885-04-4. 88p.

9. *Мотовилов Ю.Г.* Гидрологическое моделирование речных бассейнов в различных пространственных масштабах: 1. Алгоритмы генерализации и осреднения // Водные ресурсы, 2016, 43(3), С. 243-253.

10. *Gelfan A., Gustafsson D., Motovilov Yu., Arheimer B., Kalugin A., Krylenko I., Lavrenov A*. Climate change impact on the water regime of two great Arctic rivers: modeling and uncertainty issues. // Climatic Change. 2017, 141: 499-515. doi 10.1007/s10584-016-1710-5

11. *Калугин А.С., Мотовилов Ю.Г.* (2017) Модель формирования стока для всего бассейна реки Амур // Водные ресурсы (в печати).

12. *Gelfan A.N.* Extreme snowmelt floods: frequency assessment and analysis of genesis on the basis of the dynamic-stochastic approach // J. Hydrology, 2010, 388, 85-99.

13. *Da Veiga S.* Global sensitivity analysis with dependence measures // J. Statistical Computation and Simulation, 2013. 85(7), 1283-1305

14. *Gretton A., Bousquet O., Smola A., Schölkopf B*. Measuring Statistical Dependence with Hilbert-Schmidt Norms. In: Jain S., Simon H.U., Tomita E. (eds) Algorithmic Learning Theory. ALT 2005. Lecture Notes in Computer Science, 2005. V. 3734. Springer. Berlin, Heidelberg.

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ РЕЧНОГО СТОКА В XXI ВЕКЕ КАК ПРОБЛЕМА ГЛОБАЛЬНОЙ ГИДРОЛОГИИ

Добровольский С.Г.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
sgdo@bk.ru

Оценка возможных изменений речного стока в сверхдолгосрочной перспективе (на протяжении XXI века) представляет собой одну из важнейших проблем не только гидрологии, но и в целом современной науки. Речной сток – основной источник пресной воды на Земле, и от решения проблемы сверхдолгосрочного прогнозирования стока во многом зависит разработка концепции взаимоотношения природы и общества, точнее развития природно-общественной структуры, которая уже давно представляет собой единое целое.

Существуют два крайних варианта подхода к проблеме прогнозирования стока на предстоящие десятилетия. Некоторые гидрологи считают, что указанной проблемой вообще не стоит заниматься, так как ошибки такого рода прогнозов слишком велики, и соответствующие прогнозы не дают никакой полезной информации. Имеются и другие мнения, представляющие собой полную противоположность: во многих работах «предсказываются» заведомо недостоверные тонкие детали изменений увлажненности вплоть до 2100 года – засухи или наводнения в пределах очень небольших по площади водосборов, обеспеченности затопления конкретных мостов или трубопроводов и т.п. Представляется, что в настоящее время полезно и необходимо нечто среднее: попытаться оценить только самые общие, осредненные по пространству и времени, характеристики стока в предстоящие десятилетия, не прибегая при этом к излишней и недостоверной детализации такого рода прогнозов.

Совершенно очевидно, что ключевыми вопросами при решении указанной проблемы являются не только сами прогнозируемые величины речного стока (как правило – их математические ожидания), но и адекватная оценка возможно большего набора неопределенностей прогнозов. До последнего времени осуществлялись подобные оценки только вследствие двух факторов (причем раздельно см., например,

[1]): расхождений между сценариями эмиссии парниковых газов и расхождений между моделями климата. В то же время, очевидно, что необходимо учитывать также возможные погрешности прогнозов вследствие ошибок в оценках математического ожидания стока за реперный период инструментальных наблюдений, а также возможных естественных изменений глобального климата, причем желательно изучение всех видов неопределенностей в их сочетании друг с другом.

Из сказанного выше следует, что задача вероятностного прогноза возможных изменений даже наиболее общего параметра речного стока (его годовых значений) – комплексная проблема, которая требует решения большого числа задач в области гидрологии, климатологии, методов теории вероятностей и математической статистики, интерпретации результатов моделей климатической системы и реанализа и др., причем в глобальном масштабе. Представляется, таким образом, что по своей комплексности, масштабам пространства и времени рассматриваемая задача становится классической задачей «глобальной гидрологии» в том понимании, которое придавал этой области науки Г.П. Калинин в своей монографии «Проблемы глобальной гидрологии» [2].

В заключение вводного раздела статьи приведем блок-схему расчетов, которые были предприняты автором для решения поставленной задачи (см. рис. 1). Более подробные и наглядные основные этапы решения проблемы заключались в следующем.

1. Учет возможных естественных изменений глобального климата. Необходимо отметить, что принятой общей теории естественных изменений климата до настоящего времени не существует. Представляется, тем не менее, что при условии дальнейших проверок такой теорией может стать теория стохастических моделей климата К. Хассельманна [3]. Ранее она проверялась, в основном, на данных изменений температуры воды и воздуха в широком диапазоне периодов и частот – от месяцев до десятков тысяч лет. Нами была предпринята попытка проверки теории Хассельмана на основе данных реанализа и прямых наблюдений над изменениями основных составляющих глобального водообмена (в климатических масштабах времени), – что является необходимым условием адекватности теории применительно к изучению гидрологического цикла.

В качестве примера полученных результатов на рис. 2 показаны изменения месячных величин и месячных аномалий «эффективных осадков», *ЭО* – разности осадков и эвапотранспирации для свободной ото льда суши. Анализ указанных аномалий, годовых значений *ЭО*, а также других составляющих глобального водообмена, полностью подтверждает гипотезу К. Хассельманна о белошумном характере «погодного возбуждения» поверхности суши со стороны атмосферы на климатическом интервале частот и периодов.

Выполненный анализ рядов глобальных температур *T* также указывает на белошумный характер ежегодных приращений *T* и винеровский характер наблюденных до настоящего времени изменений глобальной температуры. В свою очередь, это позволяет учесть рассматриваемый фактор в прогнозах стока.

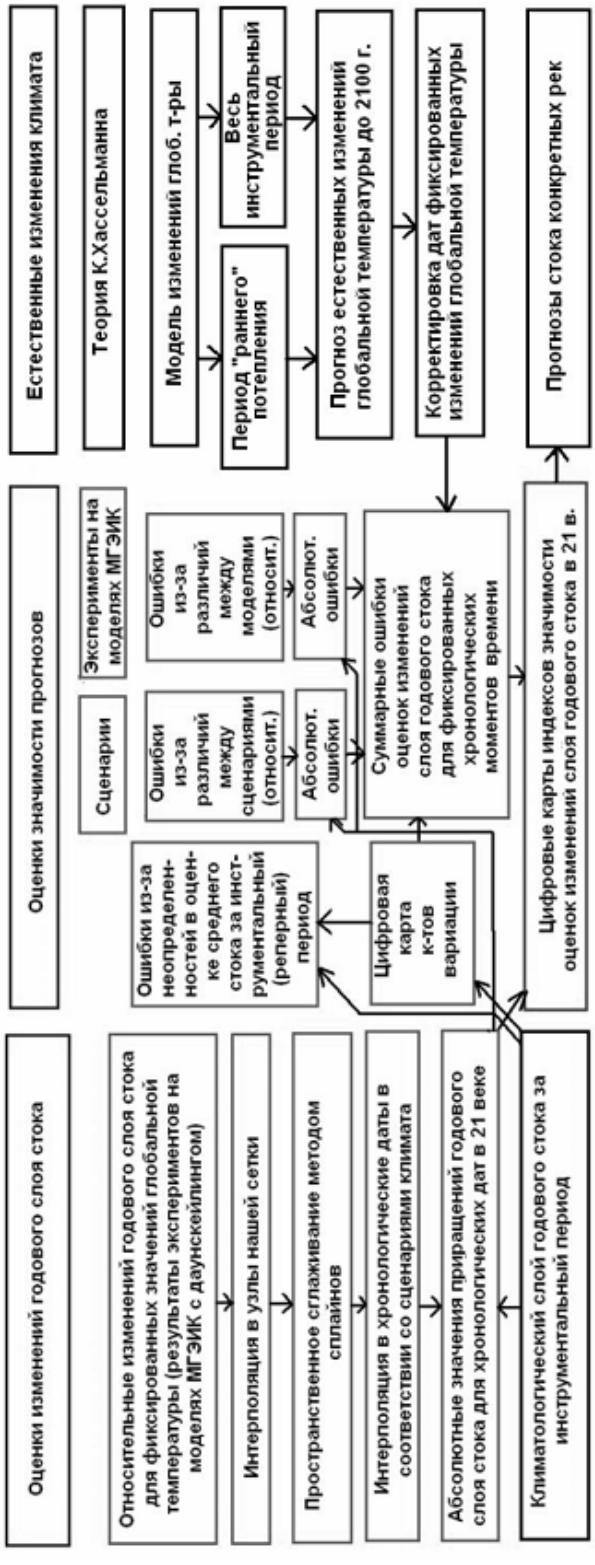


Рисунок 1. Блок-схема расчетов оценок неопределенностей прогнозов годового стока в XXI веке

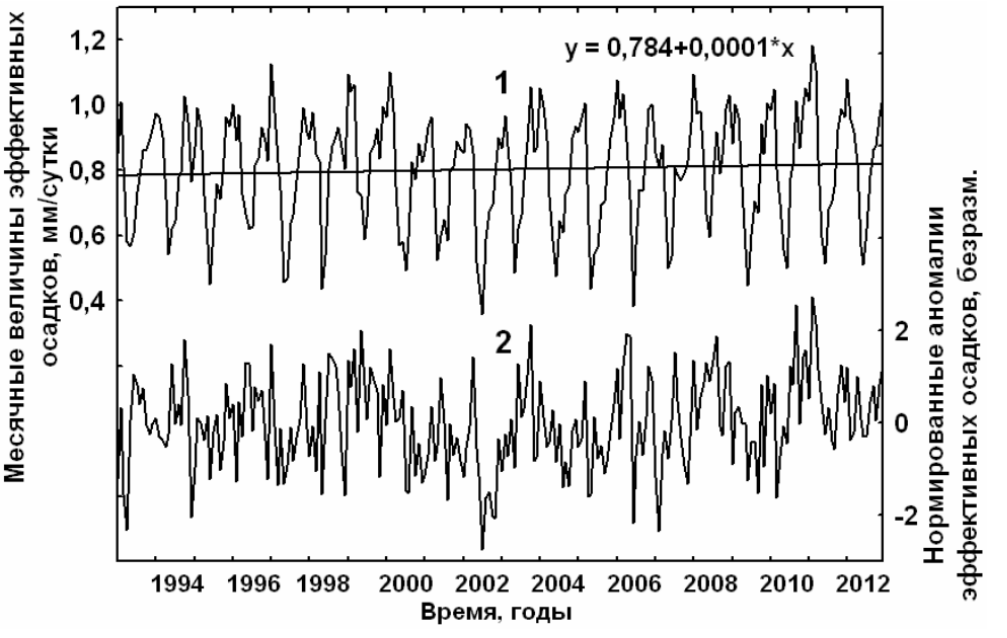


Рисунок 2. Изменения месячных величин «эффективных осадков» (осадки минус эвапотранспирация) по данным реанализа проекта «20th Century» [4] – **1**;
Изменения месячных величин «эффективных осадков» – в аномалиях (с вычетом среднего сезонного хода и нормированием на средний сезонный ход стандартов аномалий) – **2**.
Сплошная прямая – линейная интерполяция (уравнение – в правом верхнем углу)

2. Оценка неопределенностей вследствие ошибок оценок среднего стока за реперный период. Соответствующие расчеты требовали решения серии задач:
- типизации, в глобальном масштабе, речных водосборов – с выделением водосборов основного типа (неозерных незарегулированных);
- разработки методов получения адекватных оценок параметров стохастических моделей многолетних колебаний стока и расчета с использованием этих методов и рядов стока для возможно большего числа створов рек на всех свободных ото льда континентах;
- изучения взаимосвязей между коэффициентом вариации годового стока и основными параметрами водосборов – слоем стока и площадью бассейнов;
- расчета глобальной цифровой карты коэффициентов вариации годового слоя стока;
- расчета, на основе сказанного, карт стандартов ошибок оценок математического ожидания годового слоя стока за реперный период инструментальных наблюдений.

Вследствие ограниченного объема статьи, опуская многие детали, отметим, что большинство длинных рядов годового стока, анализируемых в работе, описывается стационарными моделями белого шума. Следовательно, стандарт ошибок оценок математического ожидания годового стока, в первом приближении, пропорционален коэффициенту вариации годового стока. Ключевую роль в оценке неопределенности прогнозов рассматриваемого типа играет, следовательно, карта Cv. На рис. 3. приведена построенная карта коэффициентов вариации годового слоя речного стока за реперный период (в данном случае – за 1960-1990 гг.). Побочным, но чрезвычайно интересным результатом работы был расчет прогностических карт коэффициента вариации.

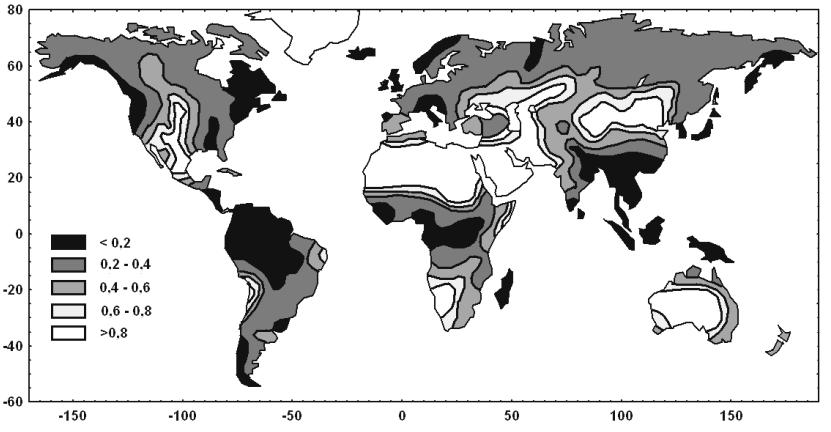


Рисунок 3. Карта оценок коэффициентов вариации слоя годового стока за инструментальный период

На рис. 4 приведена соответствующая карта для крайне высокого гипотетического роста глобальной температуры – на 4°С. Характерно, что даже в этом случае изменения Cv крайне невелики; они тем более незначительны для более реалистичных изменений глобальной температуры в XXI веке.

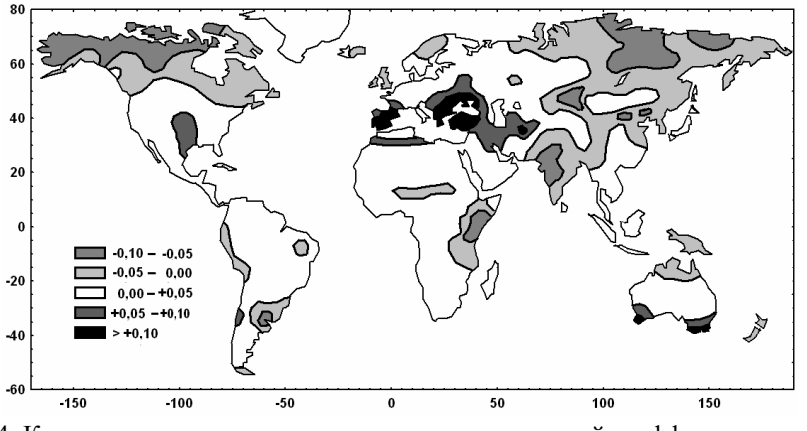


Рисунок 4. Карта прогностических оценок средних изменений коэффициентов вариации слоя годового стока для ситуации глобального потепления на 4°С

3. Расчет ошибок прогнозов изменений стока в XXI веке вследствие суммарного эффекта всех доступных для оценки неопределенностей прогнозов. В соответствии со схемой приведенного на рис. 1 алгоритма выполнен расчет стандартов ошибок прогнозов годового слоя речного стока на протяжении XXI века для характерных срезов по времени – 2025, 2050, 2075 и 2100 гг.

На рис. 5, в качестве примера, показаны карты «индекса неопределенности» прогнозов изменений годового слоя стока для середины века: *а* – для 6-и сценариев эмиссии парниковых газов МГЭИК [1], *б* – для сценария Московского энергетического института [5]. Как следует из рис. 5, сценарий МЭИ (представляется автору более адекватным) дает статистически незначимые изменения годового слоя стока вследствие парникового эффекта для большей части территории суши. Лишь на крайнем севере Евразии и Северной Америки и на северо-востоке Евразии отмечаются изменения, превышающие стандарты ошибок прогноза (но не превышающие двойной стандарт ошибок).

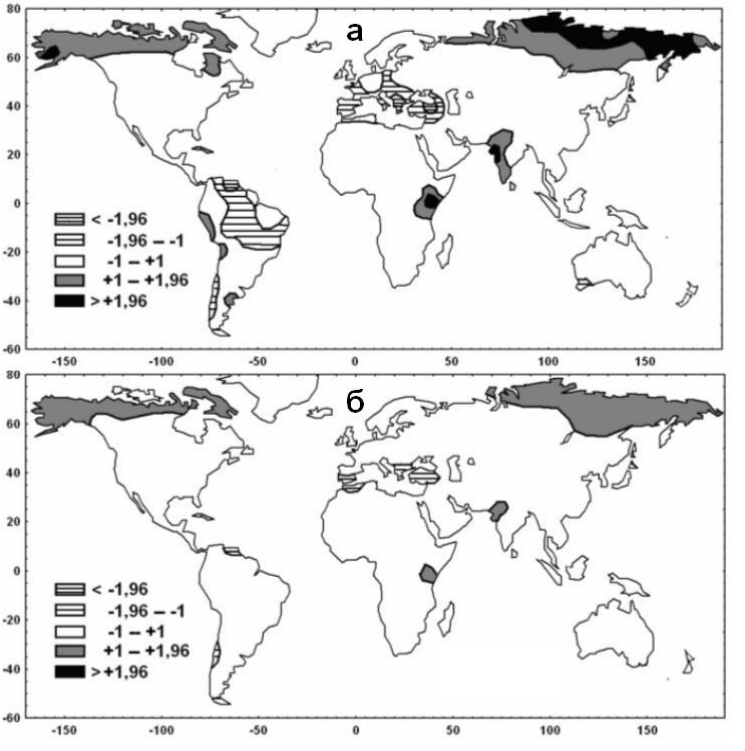


Рисунок 5. Карты «индекса неопределенности» прогнозов годового слоя речного стока – отношения прогнозируемых изменений к стандартам ошибок прогноза для середины XXI в. *а* – с учетом 6 сценариев климата МГЭИК, *б* – с учетом сценария МЭИ

Сценарии МГЭИК, в свою очередь, дают более значительное увеличение стока на севере и северо-востоке Евразии, превышающие двойной стандарт ошибок – то есть, имеющие обеспеченность более 95%. При этом, в отличие от сценария МЭИ, выделяются две обширные области уменьшения стока – в приэкваториальных областях Южной Америки и в регионе Большого Средиземноморья. Следует добавить, что для расчетов использованы результаты моделирования стока на 21-й модели климатической системы МГЭИК (с т.н. «гидрологическим даунскейлингом» и дополнительным гидрологическим блоком).

Отметим также, что для конца первой четверти XXI века аналогичные расчеты по сценарию МЭИ дают повсеместную статистическую незначимость прогнозируемых изменений слоя годового стока: на всей территории свободной ото льда поверхности суши прогнозируемые изменения меньше стандарта ошибок прогноза.

На рис. 6 и 7 показаны рассчитанные автором прогнозы (в среднеквадратичном) изменений годового стока рек Лены и Амура в створах, близких у устьям. Если прогноз стока р. Амур не выявляет статистически значимых изменений на протяжении всего XXI века, то прогнозы стока р. Лены, а также других рек (Юкон, Индигирка, Яна, Колыма) свидетельствуют о возможности существенного увеличения стока уже к середине века. В то же время, с учётом сценария МЭИ, (рис. 5. б) вполне вероятно сохранение современного стока на протяжении всего века.

Представляет интерес рассмотрение эволюции во времени неопределенностей прогнозов стока двух рассматриваемых рек – «антиподов» (рис. 8).

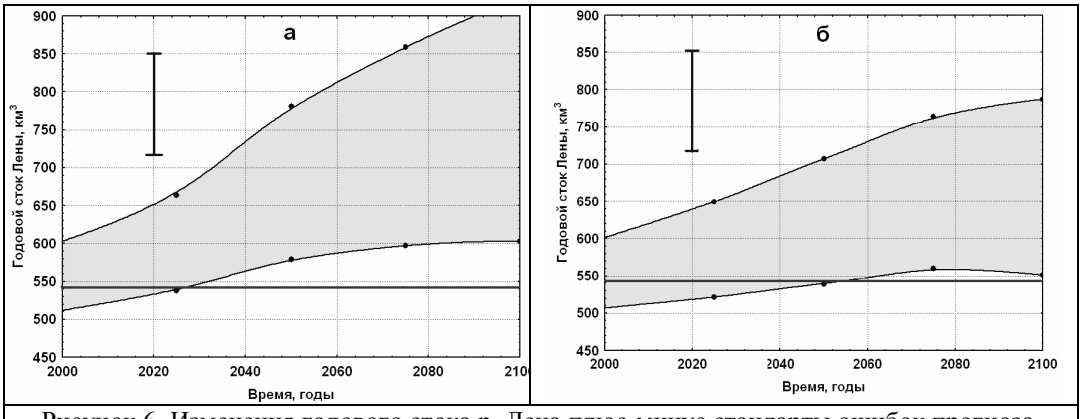


Рисунок 6. Изменения годового стока р. Лена плюс-минус стандарты ошибок прогноза. Горизонтальная прямая – средний сток за реперный период (1960 – 1990 гг.). Вертикальный отрезок обозначает стандарт изменений годовых величин стока за реперный период. *а* – для 6 сценариев МГЭИК, *б* – для сценария МЭИ

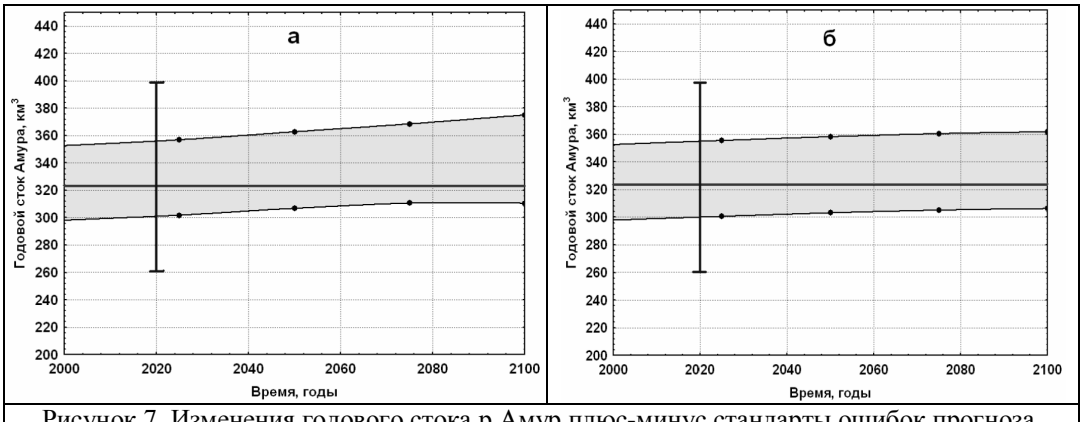


Рисунок 7. Изменения годового стока р.Амур плюс-минус стандарты ошибок прогноза. Горизонтальная прямая – средний сток за реперный период (1960 – 1990 гг.). Вертикальный отрезок обозначает стандарт изменений годовых величин стока за реперный период. *а* – для 6 сценариев МГЭИК, *б* – для сценария МЭИ

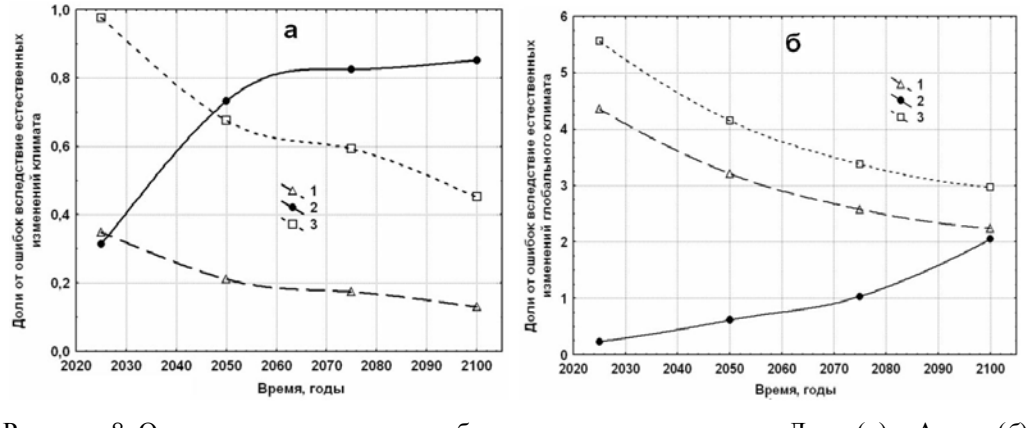


Рисунок. 8. Отношение стандартов ошибок прогноза годового стока Лены (*а*) и Амура (*б*) вследствие ошибок оценок среднего стока за реперный период (1), расхождений между сценариями климата (2), расхождений между моделями климата (3) – к стандартам ошибок вследствие возможных естественных изменений глобального климата

Для р. Лена характерно преобладание неопределенности вследствие возможных естественных изменений глобального климата на протяжении всего века над всеми остальными неопределенностями. При этом относительная неопределенность вследствие ошибок оценки среднего за реперный период и расхождений между моделями уменьшается, а неопределенность из-за расхождений между сценариями растет. В то же время, для р. Амур характерна менее значительная роль неопределенности, связанной с возможными естественными изменениями глобального климата и другие соотношения между неопределенностями, обусловленными иными причинами.

Литература

1. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Адрес в Интернете: http://www.ipcc.ch/ report/ar5/wg1/#.Ut4f4BuGj84.
2. *Калинин Г.П.* Проблемы глобальной гидрологии. Л.: Гидрометеоиздат, 1968. 378 с.
3. *Hasselmann K.* Stochastic climate models. Part I. Theory // Tellus, 1976. Vol. 28. P. 473 – 485.
4. 20 CENTURY, 2016. Сайт в Интернете: http://rda.ucar.edu/datasets/ds131.1/.
5. *Клименко В.В., Клименко А.В.* Глобальное потепление: враг или союзник? М.: Институт проблем энергетической эффективности МЭИ, 2 июня 2010. Адрес в Интернете: www.energy2010.mpei.ru/_Files/KlimenkoVV.ppt

РЕСУРСЫ ПОДЗЕМНЫХ ВОД КРЫМА[4]

Джамалов Р.Г.[1], *Сафронова Т.И.*[1], *Егоров Ф.Б.*[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[2]АО «Центральное ПГО», г. Москва, Россия
roald@iwp.ru

Выполнена региональная оценка возобновляемых ресурсов подземных вод Крыма и составлена карта их пространственного распределения с выделением основных водоносных горизонтов, используемых для хозяйственно-питьевого водоснабжения. Дана характеристика водообеспеченности отдельных районов полуострова и выполнен анализ существующей эксплуатации подземных вод. Показано, что разведанные и оцененные ресурсы подземных вод могут обеспечить водоснабжение местного населения, курортной инфраструктуры и частично сельского хозяйства при рациональном их использовании. Обоснована необходимость дальнейшего изучения режима, баланса и условий эксплуатаций подземных вод, возможности их совместного использования с поверхностными водами и охраны от истощения и загрязнения.

Введение. По количеству местных водных ресурсов Крым относится к наименее обеспеченным регионам южных территорий России. В соответствии с природными особенностями Крым обеспечивает потребности в воде за счет собственных ресурсов только на 16,5%, что достаточно для водоснабжения местного населения. Однако развитое сельское хозяйство Крыма, привлечение большого числа туристов требуют значительно большего количества воды, особенно в летний период.

[4] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 17-17-01262).

По оценкам 2000-х годов доля подземных вод в водоснабжении составляет всего 7%, что примерно сопоставимо с местными ресурсами поверхностных вод. Среднемноголетний сток 150 наиболее крупных рек Крыма – 0,58 км³, а местные ресурсы поверхностного стока 95% обеспеченности составляют 240 млн. $м^3$/год. Из общих поверхностных водных ресурсов 85% сосредоточено в горной части, 15% – в степной (Равнинный Крым и Керченский полуостров). Большинство рек Крыма относятся к малым, с площадями водосборных бассейнов до 2000 $км^2$. Общий объем воды, зарегулированный в 23-х водохранилищах при нормальном подпорном уровне – 399,5 млн. $м^3$. Объём водохранилищ естественного стока равен 250 млн. $м^3$, наливных – 149,5 млн. $м^3$. Строительство водохранилищ осуществлялось с 1925 г. по 1986 год, к настоящему времени практически все они требуют реконструкции. Кроме того, на территории Крыма насчитывается также 1900 прудов общим объемом 186,7 млн. $м^3$ [1, 2].

Равнинный (степной) Крым особенно беден поверхностными водами. Речной сток здесь почти целиком расходуется на испарение и инфильтрацию. Даже самая крупная река Салгир в низовье имеет временный водоток. Среднегодовой модуль речного стока изменяется от 0,1 до 0,5 л/с/ $км^2$. Речные воды в низовьях рек нередко имеют хлоридный состав с минерализацией 0,5-1 г/л и более. Вместе с тем, климатические условия 2015 г. оказались весьма благоприятными для восполнения местных возобновляемых водных ресурсов полуострова. В этот год выпало аномальное количество атмосферных осадков. Так, по данным метеостанции г. Симферополя, уже в начале лета их количество составило 1,5 месячных нормы осадков. В связи с этим, по данным Госкомводхоза Республики Крым, к началу летнего сезона существующие водохранилища были заполнены на 76% (195 млн. $м^3$) [3].

Особую роль в водоснабжении Крыма до 2014 г. играл Северо-Крымский канал (СКК), по которому в 2013 г. подано около 1,1 км³ днепровской воды. Вклад СКК в водохозяйственный баланс полуострова изменялся в зависимости от водности года от 70,3 до 85,6%, доля местного стока – от 3,1 до 20,7%, доля подземных вод – от 6,6 до 9,1%, морских вод – от 0,7 до 3,9%. [4]. С 2014 г. канал перекрыт, и современный дефицит водоснабжения населённых пунктов составил 0,26 км³/год. Основными стали внутренние источники питьевого и технического водоснабжения: в частности, пришлось отказаться от выращивания риса, сократить площади кукурузы и сои, возникли сложности с обеспечением водой г. Керчь и г. Феодосия. Суммарное водопотребление снизилось до 310 млн. м³, или почти в 5 раз. В связи с этим в 2015 г. СКК был частично задействован для подачи 54,5 млн. м³ воды из подземных источников, местных рек и водохранилищ. Рассматривается возможность строительства водовода из подземных источников до Феодосии и Керчи (192 км) [1, 2].

Прогнозные ресурсы подземных вод полуострова освоены лишь на 41%, из них на эксплуатационные запасы по состоянию на конец прошлого века приходится 33% [5]. На территории Крыма оценено и эксплуатируется 11 месторождений подземных вод, пробурено более 3000 скважин. Таким образом, существует потенциальная возможность дополнительного более полного использования уже разведанных запасов пресных подземных вод.

По последним данным, уже началась переброска пресных подземных вод от Просторненского и Нежинского водозаборов в Северо-Крымский канал для наполнения водохранилищ Феодосии, Керчи и др. (около 100 тыс. $м^3$/сут) [3]; т.е. происходит перевод подземного стока в поверхностный. Однако при использовании данной схемы следует учитывать величину испарения в этом районе и техническое со-

стояние ССК, что в совокупности обуславливает существенные потери дефицитных водных ресурсов. В связи с этим необходимо разработать новые адаптивные схемы водоснабжения Южного берега Крыма (ЮБК) и основных городов за счет существующих и прогнозных ресурсов подземных вод с учетом их рационального использования и охраны.

Таким образом, для развития региона сегодня стоит задача всестороннего изучения существующих и перспективных источников водоснабжения Крыма, включая подземные водные ресурсы.

Возобновляемые ресурсы и эксплуатируемые запасы подземных вод. При количественной оценке подземных вод используются термины: запасы и ресурсы. Под запасами понимается объём воды, содержащийся в пустотном пространстве водоносных пород ($м^3$); под ресурсами – суммарная величина питания подземных вод. Термин «возобновляемые естественные ресурсы» означает ту часть общих водных ресурсов, которая ежегодно возобновляется в процессе круговорота воды и обеспечивает постоянный расход подземного потока, количественно равный величине подземного стока в л/с, $м^3$/сут, $км^3$/год. С учётом многолетней и внутригодовой изменчивости возобновляемые ресурсы характеризуются средними за многолетний период (10-30 лет) величинами.

В пределах мегантиклинория Горного Крыма большая часть возобновляемых ресурсов связана с трещинно-карстовыми водами в верхнеюрских известняках Западно-Крымского и Восточно-Крымского синклинориев. Здесь модуль ресурсов пресных подземных вод колеблется от 0,5 до 5 л/с $км^2$. Район распространения верхнеюрского флиша в восточной части Восточно-Крымского синклинория и Судакско-Федосийская дислоцированная зона характеризуются модулем возобновляемых ресурсов от 0,1 до 0,5 л/с $км^2$.

Возобновляемые ресурсы зоны интенсивного водообмена на большей части Равнинного Крыма связаны с породами неогена, начиная со среднемиоценовых, и четвертичными отложениями. На отдельных участках юга Равнинного Крыма (Симферопольское поднятие и др.), при отсутствии водоупорных майкопских глин, возобновляемые ресурсы зоны интенсивного водообмена приурочены также к верхнемеловым и палеогеновым отложениям.

На составленной авторами карте ресурсов подземных вод с некоторой условностью показаны преобладающие модули возобновляемых ресурсов от 0,1-0,5 до 1-2 л/с $км^2$. В северной и юго-восточной частях Керченского полуострова величины модуля не превышает 0,1 л/с $км^2$ (рис.1). Суммарные возобновляемые (естественные) ресурсы подземных вод с расчетной площади Равнинного Крыма в 18 тыс. $км^2$ ориентировочно составляют 1100 тыс. $м^3$/сут (13 $м^3$/с).

Потенциальную возможность использования подземных вод в пределах артезианского бассейна или административного района отражают прогнозные ресурсы, которые представляют собой максимально возможную величину водоотбора при заданных геоэкологических ограничениях. Суммарные прогнозные ресурсы пресных подземных вод Крыма составляют свыше 1300 тыс. $м^3$/сут [6]. К районам с наибольшими прогнозными ресурсами относятся Сакский (204,9 тыс. $м^3$/сут), Джанкойский (144,7 тыс. $м^3$/сут), Нижнегорский (82,4 тыс. $м^3$/сут), Бахчисарайский (116,1 тыс. $м^3$/сут), на долю которых приходится около 47% всех прогнозных запасов подземных вод Крыма, пригодных для питьевого назначения (рис.2).

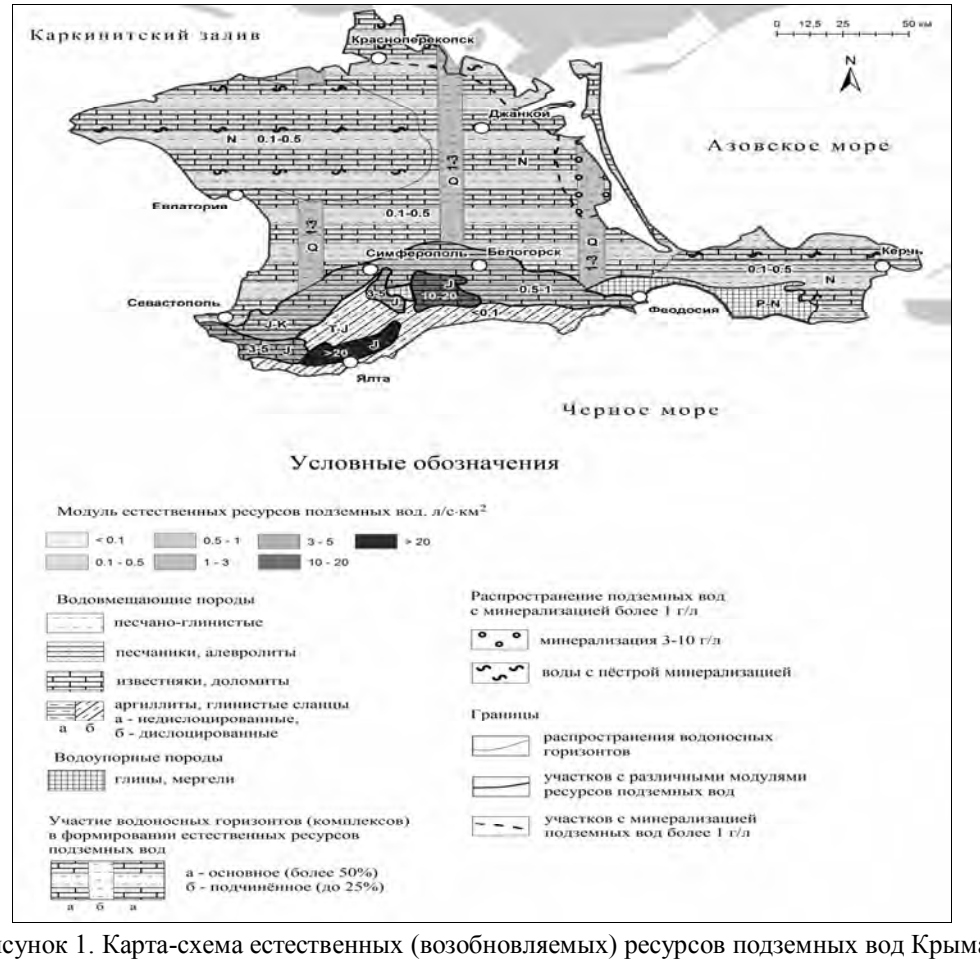


Рисунок 1. Карта-схема естественных (возобновляемых) ресурсов подземных вод Крыма

Рисунок 2. Карта-схема распределения прогнозных ресурсов подземных вод Крыма и степень их освоения

Общий объем утвержденных для эксплуатации запасов пресных и слабоминерализованных подземных вод Крыма составляет 1153,4 тыс. $м^3$/сут, из них с минерализацией до 1,5 г/$дм^3$ – 1045,4 тыс. $м^3$/сут [6]. По действующим водозаборам утверждено 693,2 тыс. $м^3$/сут, что составляет около 2/3 от всех утвержденных запасов. Однако утвержденные запасы подземных вод в Горном Крыму невелики по сравнению с месторождениями Равнинного Крыма и составляют всего 36,8 тыс. $м^3$/сут.

Наибольшее количество запасов подземных вод (около 40%) приурочено к Северо-Сивашскому артезианскому бассейну, где суммарные модули прогнозных ресурсов колеблются от 0,1 до 5 л/с $км^2$, достигая наибольших значений в юго-западной погруженной части бассейна. Значительные запасы подземных вод приурочены также к Альминскому артезианскому бассейну, в пределах которого модули эксплуатируемого сарматского водоносного горизонта колеблются от 0,05 (и менее) до 10 л/с $км^2$. При этом водоносные горизонты в пределах Симферопольского поднятия отличаются низкой водообильностью (от 0,05 до 1,0 л/с $км^2$). Сравнительно низкой водообильностью характеризуется Белогорский артезианский бассейн, где модули ресурсов подземных вод только на участках распространения аллювиальных вод достигает 1,0 л/с $км^2$. Наименьшими ресурсами подземных вод располагают малые артезианские бассейны Керченского полуострова.

Водоотбор из подземных источников Крыма в 2000-е годы составлял 439,07 тыс. $м^3$/сут, в том числе водозаборами с утверждёнными запасами – 328,08 тыс. $м^3$/сут, или 31% от утверждённых запасов.

Водоснабжение городов, предприятий и курортных районов Крыма основывается в значительной мере на использовании подземных вод. Несмотря на то, что утверждённые запасы подземных вод освоены частично, многие районы Крыма, включая города: Алушта, Керчь, Севастополь, Ялта, испытывают дефицит в подземных водах, компенсируя его частично за счет поверхностных вод [7]. Водоснабжение населенных пунктов Южного берега Крыма обеспечивается в основном за счет подземных вод – источников карстовых вод юрских отложений и аллювиальных вод речных долин.

Общий объем забора воды из всех природных источников составляет около 290 млн. $м^3$ (без учета г. Севастополь и вод Северо-Крымского канала), в том числе за счет: местных поверхностных вод –165,0 млн. $м^3$ (57%); подземных вод – 115 млн. $м^3$ (40%); морской воды – 7,2 млн. $м^3$ (2,5%).

Интенсивная эксплуатация подземных вод Степного Крыма привела к значительному снижению их уровней. Уже в 1975 г. водоотбор превышал естественное питание подземных вод на 23%, т. к. они интенсивно использовались и для орошения. За счет эксплуатации тысяч скважин уровень подземных вод ежегодно понижается от десятков сантиметров до 1,5 м, наблюдается процесс повышения минерализации и ухудшения качества подземных вод, используемых для питьевых целей. Только в Красноперекопском районе скорость продвижения солёных вод с севера на юг достигает 440 м/ год. Наряду с этим, многолетняя фильтрация вод из СКК привела к образованию техногенного водоносного горизонта, обладающего по некоторым оценкам значительными запасами пресных вод.

Заключение. Особенности формирования, распределения и использования ресурсов подземных вод Крыма позволяют отметить следующее: разведанные и оцененные ресурсы его подземных вод достаточно велики и при рациональном использовании могут обеспечить водоснабжение местного населения, курортной инфраструктуры и частично нужды сельского хозяйства; ресурсы подземных вод Горного

Крыма требуют дальнейшего тщательного изучения, особенно изменение их режима, баланса, условий эксплуатации и охраны при современном климате; определённое внимание следует уделить изучению глубоких водоносных горизонтов.

Помимо всестороннего изучения подземных вод, учитывая напряжённую ситуацию с водообеспечением Крыма, представляется целесообразным рассмотрение возможности развития альтернативных источников водоснабжения: кондиционирование водяных паров из воздуха, опреснение морской воды, использование субмаринных источников. Перспективным представляется также создание подземных водохранилищ, защищённых от испарения.

Литература

1. Концепция долгосрочного социально-экономического развития Республики Крым и города федерального значения Севастополя на период до 2020 года. М. 2014. 58 с.
2. https://ru.wikipedia.org/ Дата обращения 07.03.2016
3. http://www.gosvodhoz.ru. *Официальный Сайт Государственного комитета по водному хозяйству и мелиорации Республики Крым.* Дата обращения – 01.15.2015.11
4. *Каюкова Е.П., Юровский Ю.Г.* Водные ресурсы Крыма // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2016. № 1. С. 25-32.
5. *Шнюков Е.Ф., Шестопалов В.М., Яковлев Е.А. и др.* Экологическая геология Украины. Справочное пособие. Киев: Наук. думка, 1993. 407 с.
6. *Хмара А.Я. и др*. Атлас «Минеральные ресурсы Крыма и прилегающей акватории Черного и Азовского морей» (Приложение к научно-практическому дискуссионно-аналитическому сборнику «Вопросы развития Крыма»). Симферополь, Таврия-Плюс. 2001. 80 с.
7. *Лущик А.В.* Проблемы рационального использования запасов пресных подземных вод в районе степного Крыма //Водные ресурсы. М., 1976. №4. С. 106-113.

НЕЛИНЕЙНАЯ ВОЛНОВАЯ ИНТРУЗИЯ ВОД В БЕРЕГОВЫЕ ПОДЗЕМНЫЕ ГОРИЗОНТЫ: ТЕОРИЯ, ЭКСПЕРИМЕНТ[5]

Зырянов В.Н.[1], *Жмур В.В.*[2], *Фомин Ю.В.*[2]

[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия

[2]Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, г. Москва, Россия

v.n.zyryanov@yandex.ru, yury.fomin88@gmail.com

Интрузия морских вод в проницаемый берег под действием приливных волн является актуальной задачей гидродинамики подземных вод. Значительные колебания уровня грунтовой воды под действием приливов могут привести к различным инженерным, экологическим и социальным проблемам. Существует большое количество работ, в которых изучены факторы, влияющие на формирование уровня грунтовых вод [1]. В [2–5] представлено математическое описание процесса интрузии в грунт прибрежной зоны в различных условиях.

Воздействие приливных волн на грунтовые воды побережья приводит к тому, что уровень грунтовой воды оказывается выше среднего уровня моря. Данный эф-

[5] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-00209).

фект связан с нелинейностью процесса фильтрации морской воды внутрь грунта и называется пампинг-эффектом (*pumping-effect*) [2]. Начало математического изучения явления пампинг-эффекта для нелинейных параболических уравнений типа уравнения теплопроводности было положено в [2]. Позже в [3, 4] развитая в [2] теория была использована при анализе уравнения Буссинеска для безнапорной фильтрации морских вод в береговые подземные горизонты в приливных морях. Необходимо отметить, что в [3, 4] берег принимался отвесным, что редко соответствует реальным профилям. В [6] теория пампинг-эффекта была развита для произвольного профиля берегового откоса и как частный случай рассмотрен плоский наклонный берег. В [7] описан натурный эксперимент на побережье о. Шпицберген по изучению воздействия приливных волн на грунтовые воды в прибрежной береговой зоне.

Пампинг-эффект. Многие физические процессы в природе, в том числе и фильтрация грунтовых вод, описываются нелинейными параболическими уравнениями типа уравнения теплопроводности с коэффициентом теплопроводности, являющимся функцией искомой характеристики среды:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = b\,\mathrm{div}\left[F(T)\,\mathrm{grad}\,T\right], \tag{1}$$

где b – некоторая константа, а функция среды $F(T)$ имеет различные зависимости для разного класса задач.

Будем рассматривать одномерный аналог уравнения (1). Именно для одномерного уравнения удается найти один важный инвариант. Рассмотрим периодическую задачу для одномерного уравнения (1) на полупрямой $x > 0$ с граничными условиями

$$T\big|_{x=0} = f(t), \qquad T\big|_{x\to\infty} < C < \infty, \tag{2}$$

где $f(t)$ – периодическая функция с периодом τ или с частотой $\omega = 2\pi/\tau$. Обычно $f(t)$ имеет вид $f(t) = T_0 + T_1\cos\omega t$. Очевидно, что в отсутствие колебаний на границе ($T_1 = 0$) функция $T = T_0$ будет решением уравнения (1).

Введем оператор осреднения по периоду

$$\langle T\rangle = \frac{1}{\tau}\int_t^{t+\tau} T\,dt\,. \tag{3}$$

Пусть $\Psi(T)$ – первообразная функция от $F(T)$, т.е.

$$\Psi(T) = \int F(T)dT\,. \tag{4}$$

Будем предполагать, что $\Psi(T)$ – однозначная функция. Обозначим обратную к Ψ функцию как $\Psi^{(-1)}$. Тогда справедливо утверждение [2]: *периодическое решение уравнения* (1) *с граничными условиями* (2) *стремится при* $x \to +\infty$ *к константе* $T^{(\infty)}$, *равной*:

$$T^{(\infty)} = \Psi^{(-1)}\left[\langle\Psi(f(t))\rangle\right], \tag{5}$$

и, вообще говоря, не совпадающей с T_0.

Итак, чисто гармоническое колебание характеристики среды T на границе области приводит к увеличению или уменьшению ее значения внутри области относительно ее среднего значения на границе. Следовательно, имеем эффект либо накачки, либо, наоборот, откачки субстанции на бесконечности гармоническими колеба-

ниями на границе. Этот эффект в [2] получил название пампинг-эффекта. Разность $T^{(\pm)} = T^{(\infty)} - T_0$ дает величину пампинг-эффекта. Знак $\pm$ означает, что эта величина может быть как положительной, так и отрицательной. В линейном случае при $F(T) = \text{const}$ очевидно, что $T^{(\infty)} = T_0$ и никакого пампинг-эффекта не возникает.

Пампинг-эффект в фильтрации грунтовых вод. Рассмотрим задачу безнапорной фильтрации грунтовых вод. В приближении Буссинеска будем иметь одномерное нелинейное параболическое уравнение относительно уровня грунтовых вод $H(\eta,t)$:

$$m\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{1}{\eta^n}\frac{\partial}{\partial \eta}\left(\eta^n k_f H \frac{\partial H}{\partial \eta}\right) + \varepsilon(H,\eta,t), \tag{6}$$

где m – пористость (недостаток насыщения), t – время, k_f – коэффициент фильтрации, $\varepsilon(H,\eta,t)$ – источники и стоки (перетекание в нижние пласты, инфильтрация или испарение с поверхности грунтовых вод). При $n = 1$ уравнение (6) соответствует осесимметричному случаю в полярных координатах ($\eta = r$), при $n = 0$ – одномерному случаю в декартовой системе координат ($\eta = x$), когда фильтрация рассматривается в вертикальной плоскости.

Если рассматривать динамику грунтовых вод в декартовой системе координат, то $H(x,t)$ будет описываться уравнением (6) с $n = 0$. При отсутствии перетекания в нижние пласты, а также инфильтрации и испарения $\varepsilon(H,\eta,t) = 0$. Если уровень воды в водоеме на входе в водоносный пласт имеет периодическое изменение во времени, тогда $H(x,t)$ описывается уравнением (1) на полупрямой $x > 0$ с периодическим граничным условием при $x = 0$:

$$H(0,t) = H_0 + H_1\cos(\omega t), \tag{7}$$

где H_1 – амплитуда колебания уровня грунтовых вод при $x = 0$, ω – частота колебаний, H_0 – среднее значение уровня грунтовых вод.

Для нахождения величину пампинг-эффекта необходимо вычислить инвариант $\langle F(H(x,t))\rangle$, который имеет постоянное значение во всех точках отрезка. Это означает, что его значения должны быть одинаковыми на границе $x = 0$ и на бесконечности $x = +\infty$, где колебания затухают. Первообразной для функции $K(H) = H$ будет функция $F(H) = \frac{1}{2}H^2$. На бесконечности имеем

$$\left\langle F(H^{(\infty)})\right\rangle = \frac{1}{2}(H_0 + H^{(\pm)})^2. \tag{8}$$

Величина $H^{(\pm)}$ и будет значением пампинг-эффекта. Значение инварианта при $x = 0$ равно

$$\langle F(H(0,t))\rangle = \frac{\omega}{4\pi}\int_0^{2\pi/\omega}(H_0 + H_1\cos\omega t)^2\,dt = \frac{1}{2}\left(H_0^2 + \frac{H_1^2}{2}\right). \tag{9}$$

Приравнивая (8) и (9), получим

$$H^{(+)} = \left(H_0^2 + \frac{H_1^2}{2} \right)^{1/2} - H_0 . \qquad (10)$$

Из (10) видно, что величина пампинг-эффекта в задаче о безнапорной фильтрации всегда положительная. Если амплитуда колебаний H_1 в (7) мала по сравнению с H_0, то выражение (10) можно упростить

$$H^{(+)} \approx \frac{H_1^2}{4H_0} . \qquad (11)$$

Итак, периодические колебания уровня грунтовых вод на входе в водоносный пласт около своего среднего положения H_0 приводят за счет пампинг-эффекта к стационарному повышению уровня грунтовых вод на бесконечности на величину $H^{(+)}$. Формула (11) была получена также в [8].

Если длина водоносного пласта имеет конечную протяженность L, то для величины пампинг-эффекта на конце пласта при $H_1 << H_0$ имеем выражение [4]:

$$H^{(+)}(L) \approx -\frac{H_1^2}{4H_0}\left[\frac{1}{\cosh(\lambda L)\cosh(\lambda^* L)} - 1\right], \text{ где } \lambda = (1+i)\sqrt{\frac{\omega m}{2H_0 k_{\text{f}}}} . \qquad (12)$$

Для наклонного берега имеем выражение для осредненного за период прилива профиля вдоль пласта, полученное в работе [6]:

$$\langle H(x) \rangle = \frac{H_1^2}{H_0}\left[\frac{1}{4}(1 - e^{-2kx}) + \frac{\beta}{2}(1 - \sqrt{2}e^{-kx}\sin(x + \frac{\pi}{4}))\right], \qquad (13)$$

где $k = \sqrt{\frac{\omega m}{2H_0 k_{\text{f}}}}$, $\beta = H_0 k \operatorname{ctg}(\alpha)$, α – угол наклона берега. Из (13) видно, что величина пампинг-эффекта в глубине пласта в случае наклонного дна будет равна [6]:

$$\text{H}^{(+)} = \frac{H_1^2}{H_0}\left[\frac{1}{4} + \frac{\beta}{2}\right], \qquad (14)$$

т.е. наклонный берег дает дополнительную добавку в пампинг-эффект.

Эксперимент. Лабораторные эксперименты проводились с целью экспериментального подтверждения возникновения пампинг-эффекта в задачах фильтрации грунтовых вод под действием волн и количественной проверки теоретических формул (11) и (13).

Лабораторная установка состояла их прямоугольного канала (кюветы) из плексигласа длиной 60, шириной 12 и высотой 15 см. Схема лабораторной установки приведена на рис. 1.

В качестве экспериментального материала, имитирующего грунт, использовались полиэтиленовые гранулы диаметром ~ 3.7 мм. Гранулы насыпались в правую часть кюветы высотой 6 см. Передняя граница насыпи удерживалась латунной сеткой. Проводилось два вида экспериментов – с вертикальным береговым откосом и с береговым уклоном 30 ^{0}. Высота воды составляла $H_0 = 3$ см.

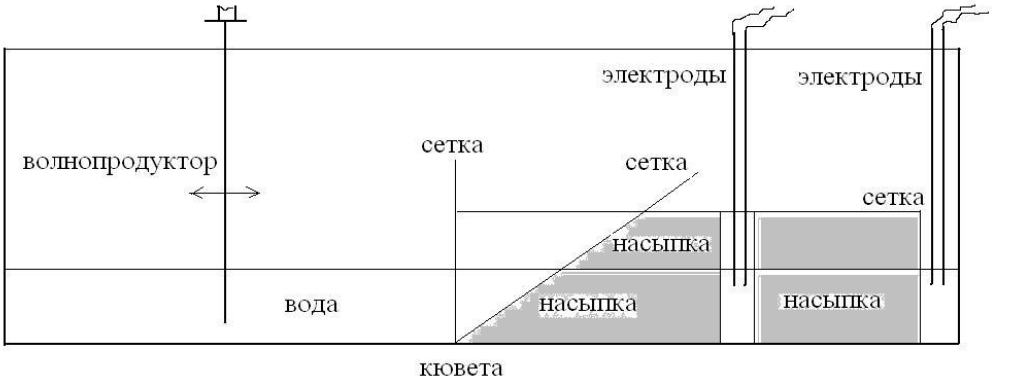


Рисунок 1. Схема экспериментальной установки

Пористость материала определялась экспериментально заливкой воды. Взвешивался контрольный объем сухой засыпки, затем по верхнюю границу засыпки наливалась вода, и контрольный объем вновь взвешивался. После этого засыпка высушивалась, и опыт повторялся с целью набора статистики. Всего было проведено пять измерений. Зная удельный вес полиэтилена и воды, вычислялись их объемы, и находилась пористость (табл. 1).

Таблица 1. Выборка измерений по определению пористости лабораторного материала

Измерение	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Масса сухого материала M_1, гр.	38	39	39	37	38
Масса заполненного водой материала M_2, гр.	55	55	56	57	55
Пористость (m)	0.277	0.261	0.273	0.317	0.277

Среднее значение пористости лабораторного материала составляло 0.28. Оценку коэффициента проницаемости $\tilde{k}$ сначала провели по теории идеальных грунтов Козени - Кармана [9]. Откуда получили для коэффициента фильтрации оценку: $k_f \approx 290$ см/с. Затем величина k_f была вычислена обратным путем по экспериментальным данным через декремент затухания волны в грунте. По данным эксперимента амплитуда волны при прохождении через насыпку в кювете длиной в 29 см уменьшается с 5 мм на входе до 0.17 мм в конце кюветы. Зная экспоненциальный закон затухания волны для вертикального берега, вычислили k_f. Было получено $k_f \approx 96$ см/с, т.е. в три раза меньше, нежели по теории идеальных грунтов. Из-за того, что в носике насыпки не удалось выдержать по техническим причинам угол в 30^0, эффективный угол наклона берега в зоне наката волны составил ~ 45^0. Соответственно, для β получено значение $\beta \approx 0.3$.

Набегающая на берег волна генерировалась в левой половине кюветы лопаточным волнопродуктором (рис. 1). Вертикальная лопатка волнопродуктора осуществляла синусоидальное возвратно-поступательное движение вдоль оси канала с периодом 1.1 с. Такой период движения лопатки задавался с целью возбуждения первой моды сейшевых колебаний в левой части кюветы. Это необходимо для того, чтобы накат воды на насыпь имел одну четко определенную гармонику без наложения волн других периодов.

Регистрация уровня воды в грунте производилась в самом конце кюветы, где был оставлен отгороженный сеткой свободный от насыпного материала промежуток до стенки в 1 см. Кроме того, в середине насыпки на расстоянии 18 см от ее передней кромки также имелась вертикальная круглая полость с сеточным ограждением для регистрации уровня в промежуточной точке насыпки. Регистрирующая аппаратура состояла из двух проволочных параллельных электродов, которые нижними концами опускались в воду. На контакты подавалось переменное напряжение через мост, с которого снимался аналоговый сигнал. Чувствительность системы менялась с помощью компенсатора напряжения. Точность измерения составляла 0.01 мм. Аналоговый сигнал (напряжение тока) подавался на микропроцесссор Arduino Uno, с которого оцифрованный массив колебания напряжения поступал в компьютер. Связь между изменениями напряжения тока и уровня воды для метрической оцифровки значений устанавливалась с помощью винтового микрометра.

Обсуждение результатов. На рис. 2 в качестве примера приведена запись колебания уровня в конце кюветы после прохождения волн через насыпку для вертикального берегового откоса. Из рис. 2 видно, что после возбуждения волнопродуктором волны средний уровень колебаний в конце кюветы поднимается. Это и есть пампинг-эффект. Аналогичные записи были получены для наклонного берега, в том числе и в средней точке насыпки

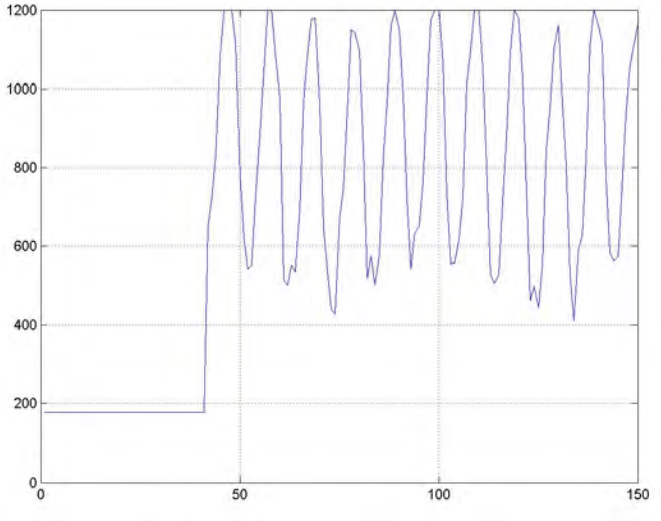


Рисунок 2. Запись оцифрованного сигнала колебания уровня для отвесного берега.

На рис. 3 приведены графики осредненного за период уровня воды, построенные по зависимости (13) для наклонного под углом 45^0 берега и для отвесного берега ($\beta = 0$). Звездочками нанесены экспериментальные точки.

Видно что, эксперимент подтверждает теоретические результаты. Для отвесного берега экспериментальная точка очень близко лежит от теоретической кривой, для наклонного берега соответствие несколько хуже. Это, по-видимому, связано с неточностью определения коэффициента фильтрации и угла наклона берега в зоне наката волны. Но качественно эксперимент подтвердил еще один важный теоретический результат – локальный максимум на кривой 2 для среднего уровня для наклонного берега, который отсутствует в случае отвесного берега.

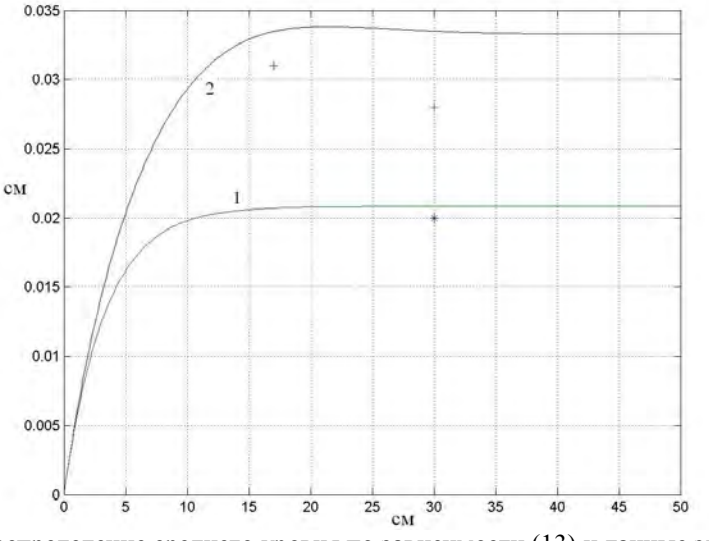


Рисунок 3. Распределение среднего уровня по зависимости (13) и данные экспериментов: **1** – для отвесного берега (звездочка); **2** – для наклонного берега (крестики).

Литература

1. *Li Hailong Jiao Jiu Jimmy*. Review of analytical studies of tidal groundwater flow in coastal aquifer systems // Proceedings of International Symposium on Water Resources and the Urban Environment, November 9-10, 2003, Wuhan, P.R. China, P. 86-91.

2. *Зырянов В.Н., Хубларян М.Г.* Пампинг-эффект в теории нелинейных процессов типа уравнения теплопроводности и его приложение в геофизике // Доклады Академии Наук, 2006. Т. 408, № 4. С. 535-538.

3. *Зырянов В.Н., Хубларян М.Г., Фролов А П.* Нелинейная динамика безнапорной фильтрации грунтовых вод // Доклады академии наук, 2009. Т. 426, № 1, С.101-105.

4. *Зырянов В.Н., Фролов А.П., Хубларян М.Г.* Некоторые нелинейные режимы фильтрации грунтовых вод // Известия РАН. Механика жидкости и газа, 2009. № 5. С.109-119.

5. *Хубларян М.Г., Фролов А.П., Юшманов И.О.* Интрузия морских вод в прибрежные водоносные горизонты // Водные ресурсы, 2008. Т. 35, вып. 3, С. 288-301.

6. *Жмур В.В., Марченко А.В., Фомин Ю.В.* Нестационарная фильтрация морских вод в водоносные слои прибрежной зоны моря // Водные ресурсы. 2017. Т. 44. № 1. С. 19-27.

7. *Fomin Y.V.. Zhmur V.V., Marchenko A.V., Onishenko D.A*. Heat flow and filtration of seawater in the coastal zone of the Arctic Shelf // SPE Arctic and Extreme Environments Conference and Exhibition,2013. ISBN 978-1-61399-284-5 (DOI 10.2118/166940-RU).

8. *Philip J.R*. Periodic nonlinear diffusion: an integral relation and its physical consequences // Australian J. Phys. 1973. Vol. 26. P. 513 – 519.

9. *Полубаринова-Кочина П.Я*. Теория движения грунтовых вод // М.: Наука 1977. С. 431-451.

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ВОДОСБОРАХ[6]

Коронкевич Н.И., Бибикова Т.С., Долгов С.В., Кашутина Е.А., Мельник К.С., Ясинский С.В.
Институт географии РАН, г. Москва, Россия
hydro-igras@yandex.ru

Введение. На водосборах, т.е. вне русловой сети, формируется основная часть речного стока. Очевидно, что состоянием водосбора, которое во многом зависит от характера хозяйственной деятельности, определяется величина, режим речного стока, качество воды. Учитывая масштабы хозяйственной деятельности можно достаточно уверенно говорить о том, что на значительной части суши земного шара речной сток давно уже не является естественным, а антропогенно изменен. На всей суше земного шара (без Антарктиды) антропогенно измененные (нарушенные) ландшафты занимали к концу XX столетия почти ¾ всей площади, в том числе в Европе более 80%, Азии свыше 55%, Африке 50%, Северной Америке более 40%, Южной Америке и Австралии около 40% [1]. В настоящее время эти масштабы еще больше. По сравнению с началом XX столетия, т.е. за 100 лет, площадь нарушенных территорий во всем мире увеличилась более чем в 3 раза. На всех этих территориях рассчитанные нормы стока уже включают влияние хозяйственной деятельности за период их исчисления. Поэтому оценка гидрологической роли хозяйственной деятельности обычно представляет собой сравнение стока или испарения за исследуемый период с периодом исчисления их нормы. Долгое время норма стока для большинства рек СССР определялась за период с конца XIX века до 60-х гг. XX столетия [2]. В последние годы Государственный гидрологический институт (ГГИ) предложил определять норму стока за период 1930-1980 гг. Вообще же сравниваемые периоды для различных видов хозяйственной деятельности могут существенно отличаться. Например, при оценке гидрологической роли агротехнических мероприятий в России особый интерес представляет сравнение гидрологических показателей современного периода с периодом до 1930-х гг., когда практически не применялся такой широко распространенный агротехнический прием, как зяблевая пахота под яровые культуры, пришедший на смену весенней вспашке на огромных площадях и существенно уменьшивший поверхностный сток на водосборах (до нескольких раз в степных и лесостепных районах).

Хозяйственная деятельность на водосборах весьма многообразна. В числе основных ее видов, наиболее преобразующих ландшафты – неорошаемое земледелие, лесохозяйственная деятельность, урбанизация территории. Исследованию гидрологической роли каждого из этих видов хозяйственной деятельности посвящено немало работ: неорошаемому земледелию и сопутствующим ему агротехническим и агролесомелиоративным приемам – И.А. Кузника [3], М.И. Львовича [4], А.М. Грина [5], В.Е. Водогрецкого [6], Н.И. Коронкевича [7]; лесному хозяйству – И.С. Шпака [8], Н.А. Воронкова [9], О.И. Крестовского [10]; урбанизации ландшафтов – В.В. Куприянова [11], М.И. Львовича [12] и др. Большинство этих работ описывают гидрологические ситуации, сложившиеся довольно давно. К тому же нередки противоречивые оценки гидрологической роли одного и того же вида хозяйственной дея-

[6] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 15-05-04207).

тельности. Авторы настоящей статьи в последнее время вновь обратили внимание на указанную тематику [13-15]. Сейчас появился ряд новых данных и разработок, позволяющих уточнить полученные ранее результаты. Некоторые из них представлены ниже.

Механизм влияния хозяйственной деятельности на водосборах на сток и испарение. Рассматриваемые виды хозяйственной деятельности влияют на сток и испарение косвенно – через рельеф, почвы, биоту. Так, мероприятия неорошаемого земледелия изменяют микрорельеф, инфильтрационные и водоудерживающие свойства почвы, растительный покров, т.е. влияют на факторы, которые воздействуют на структуру водного баланса на водосборе, в засушливых районах обеспечивают дополнительное влагонакопление и рост урожайности. В случаях, когда после вегетационного периода остается неиспользованная влага, рост урожайности приводит к дополнительному увеличению испарения и, как следствие, к уменьшению стока. Кстати, следует обратить внимание на распространенное заблуждение, когда в расчетах гидрологических последствий в весенний период ведения неорошаемого земледелия оперируют понятием «пашня» без учета того, является ли она зяблевой пахотой или весновспашкой, влияние которых на сток диаметрально противоположно.

Рубки леса приводят к резкому снижению транспирации и увеличению поверхностного стока, а последующее восстановление леса и сопутствующие ему сукцессионные процессы способствуют увеличению транспирации и суммарного испарения, уменьшению стока и, в конечном счете, во многих случаях приводят к восстановлению через много лет первоначальной структуры водного баланса. Это хорошо показано О.И. Крестовским [10].

Урбанизация территории, появление водонепроницаемых или мало водопроницаемых участков приводит к увеличению поверхностного стока. Существует мнение, разделяемое, правда, не всеми исследователями, что городской рельеф способствует увеличению осадков [16].

При всем своеобразии проявлений различных антропогенных факторов для большинства из них довольно отчетливо выделяются две фазы изменения водного баланса и водных ресурсов: сравнительно непродолжительная начальная и последействие. Первая характеризуется быстрым, взрывным, революционным изменением сложившегося водного баланса в ходе и сразу же после антропогенного воздействия и выраженной нестационарностью всего процесса. Второй фазе присуще сравнительно медленное, эволюционное изменение водных ресурсов вплоть до возвращения геосистемы в первоначальное состояние (если таковое возможно под действием компенсационных механизмов) после окончания конкретной деятельности человека или стабилизация на новом уровне. Наиболее ярко эти фазы антропогенного воздействия на водные ресурсы и водный баланс проявляются при рубках леса.

Еще одно важное обстоятельство, на которое следует обратить внимание, – процессы саморегулирования и компенсации гидрологических изменений, происходящих на водосборе. Наиболее известно увеличение подземного стока при уменьшении поверхностного. Но оно происходит не всегда – лишь при относительно близком залегании грунтовых и подземных вод. В условиях непромывного водного режима (по А.А. Роде [17]), который был свойствен водосборам степных районов, уменьшение поверхностного стока приводит и к уменьшению подземного как в результате отсутствия сплошного промачивания зоны аэрации, так и уменьшения притока к так называемым потускулам (гидрографическая сеть, замкнутые отрицательные формы рельефа, участки с повышенной инфильтрационной способностью поч-

вы). Правда, в последние десятилетия в связи с улучшением условий увлажнения почвогрунтов, территории с отсутствием сплошного промачивания в Европейской части страны резко сократились, и назрела необходимость пересмотреть положения А.А. Роде о распространении типов водного режима почвы. Компенсационным можно считать и увеличение ветрового сноса снега с зяби в гидрографическую сеть, где коэффициент стока выше, чем на склонах.

Методы исследования. Для условий большинства регионов России с ярко выраженным весенним половодьем и засушливым вегетационным периодом основным методом расчета гидрологических изменений под влиянием мероприятий неорошаемого земледелия является водобалансовый, основанный на результатах наблюдений на водно-балансовых станциях и учитывающий трансформацию стока на пути к реке, включая компенсационные факторы. Расчет изменения речного стока базируется на методе М.И. Львовича [4] с учетом корректив, внесенных автором [7]. Для районов с хорошим увлажнением в вегетационный период, а также для ориентировочных расчетов при отсутствии данных водобалансовых станций, можно использовать зависимость испарения от биологической продуктивности и урожайности зерновых (рис. 1), составленную по данным Л.И. Зубенок [18] и А.И. Булавко, Н.И. Логиновой [19] .

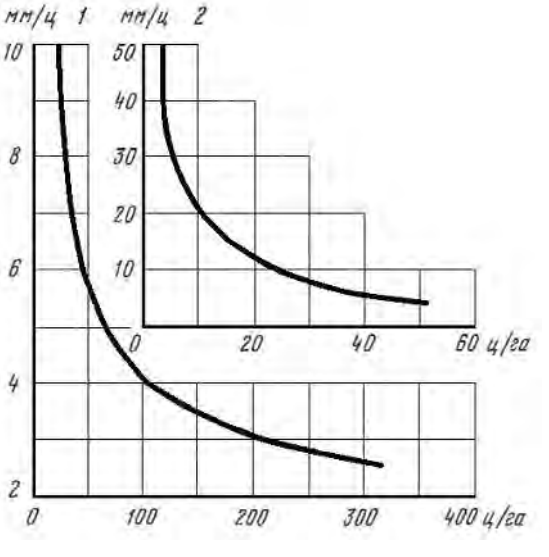


Рисунок 1. Удельное водопотребление (мм/ц):
(1) – общая биодогическая продуктивность; (2) - урожай зерна (2)

Влияние лесного хозяйства на сток и испарение оценивается на основе принципиальной схемы изменения этих элементов водного баланса после вырубки и восстановления леса, разработанной О.И. Крестовским [10], реализованной для Европейской части страны Е.А. Кашутиной и Н.И. Коронкевичем [13].

В основу расчетов влияния урбанизации ландшафтов на сток положен метод М.И. Львовича [4], усовершенствованный Н.И. Коронкевичем и К.С. Мельником [14].

Влияние на сток мероприятий неорошаемого земледелия. Рассчитанный на основе обобщения данных воднобалансовых станций поверхностный склоновый сток с пахотных угодий России за период исчисления нормы по К.П. Воскресенскому [2] оценивается в среднем более чем в 40 км^3/год, в том числе на Европейскую

часть приходится более 2/3. На дерново-подзолистых и подзолистых почвах слой поверхностного склонового стока составлял 60-70 мм, на серых лесных почвах, оподзоленных и выщелоченных черноземах – 40-60 мм, на типичных, обыкновенных и южных черноземах – 20-40 мм, на темно-каштановых почвах – 10-40 мм. За счет агротехнических мероприятий к середине 1980-х гг. этот сток уменьшился в зоне дерново-подзолистых и подзолистых почв на 10-20%, в зоне серых лесных почв, оподзоленных и выщелоченных черноземов – на 20-40%, в зоне типичных, обыкновенных и южных черноземов – на 25-60%, в зоне темно-каштановых почв – на 65-90%. Это привело к уменьшению полного речного стока в бассейнах рек Волги – на 2-3%, Дона – на 12-13%.

В последние десятилетия в связи с распадом СССР с сопутствующими социально-экономическими последствиями, в том числе в сельском хозяйстве, а также климатическими изменениями, в сложившиеся представления о величине поверхностного склонового стока и влиянии на него и речной сток мероприятий неорошаемого земледелия необходимо вносить коррективы. К сожалению, по большинству водно-балансовых станций сделать это невозможно, так как они или закрылись, или ведут наблюдения в очень ограниченном объеме. В этой связи особый интерес представляют результаты продолжающихся наблюдений ВНИАЛМИ на трех стационарах – Новосильской АГЛОС (лесостепь, серые лесные почвы), Поволжской АГЛОС (степная зона, обыкновенный чернозем), Волгоградском стационаре ВНИАЛМИ (южная часть степной зоны, светло-каштановые почвы). Они были обобщены авторами вместе с А.Т. Барабановым и другими сотрудниками этой организации.

Сравнение поверхностного склонового стока за периоды до 1980 гг. и после показало, что сток на зяби под влиянием в основном климатических факторов снизился в среднем за последние годы (1981-2015) на Новосильской АГЛОС с 39 до 8 мм, на Поволжской АГЛОС – с 12 до 9 мм, Волгоградском стационаре – с 6 до 1 мм, а с уплотненной к весне пашни – с 49 до 21, с 48 до 42 и с 23 до 7 мм соответственно. То есть, сток с зяби стал меньше, чем с уплотненной пашни на этих станциях соответственно в 2.6 раза, 4.7 раза и в 7 раз. Тогда как до 1980 г. эти соотношения были 1.3, 4, 3.8 раза.

Таким образом, налицо увеличение гидрологического эффекта зяблевой пахоты. Однако вклад водосборов в формирование стока половодья под влиянием климатических факторов снизился, что отразилось на уменьшении стока половодья и, отчасти, на уменьшении годового стока. В то же время изменение общего склонового стока могло быть и больше, если бы не изменение структуры земельных угодий, в результате чего снизилась площадь зяблевой пахоты и возросла доля полей с уплотненной к весне пашней с более высокими значениями стока. В районе Новосильской АГЛОС доля площади зяблевой пахоты снизилась почти в 1.6 раза, Поволжской АГЛОС – в 1.5 раза, Волгоградского стационара – в 1.9 раза. В результате, это способствовало увеличению среднего взвешенного склонового стока в районе рассматриваемых станций на 10-20%, что все же значительно меньше, чем уменьшение поверхностного склонового стока под влиянием климатических факторов.

При расчете изменений речного стока под влиянием агротехнических мероприятий, помимо климатического фактора и изменения структуры угодий, необходимо иметь в виду, что по предварительным данным изменения склонового стока в лесной зоне были существенно ниже, чем в степной и лесостепной зонах, а также существенную роль такого компенсационного фактора как улучшение условий инфильтрации и увеличение в 1.5-2 раза подземного стока [20, 21]. С учетом выше из-

ложенного современное уменьшение стока Волги под влиянием агротехнических мероприятий по сравнению с нормой стока по К.П. Воскресенскому [2] можно оценить в 1-1.5%, а Дона – в 4-6%, то есть, по крайней мере, в 2 раза ниже, чем прежде.

Ориентировочные расчеты по зависимости испарения от урожайности на неорошаемых землях для всего мира подтверждают ранее выполненные оценки [22], которые дают величину уменьшения речного стока в результате роста продуктивности земледелия в последние десятилетия примерно на 10%.

Лесное хозяйство. Анализ состояния лесов в Европейской части страны свидетельствует о продолжающемся их омоложении, сопровождающимся увеличением испарения и уменьшением стока. Если для бассейна Дона, ввиду незначительной площади, занимаемой лесами, этим обстоятельством можно пренебречь, то для бассейна Волги уменьшение стока можно оценить в размере 2%. Процесс омоложения лесов имеет место и во многих районах мира, но пока неясно, как в этих районах соотносится уменьшение стока вследствие роста биологической продуктивности лесов с увеличением стока вследствие их вырубки и замены сельскохозяйственными и другими угодьями.

Урбанизация территории. Расчеты, выполненные для бассейнов рек Волги и Дона, показали, что при современной площади урбанизированных территорий, составляющих, соответственно, 2% и 3.5% от общей площади, где 1/3 - 1/4 занимают водонепроницаемые участки, годовой речной сток возрастает по сравнению с периодом исчисления нормы стока ~ на 1.5-2% в бассейне Волги и 3-5% в бассейне Дона в основном за счет теплого периода года.

Руководствуясь полученными соотношениями между общей площадью урбанизации, площадью водонепроницаемых территорий, с одной стороны, и изменениями годового речного стока, согласно которым один процент урбанизации речного бассейна приводит приблизительно к такому же увеличению стока, а один процент водонепроницаемых участков – к 2-3% его увеличения, выполнены расчеты влияния урбанизированных ландшафтов на речной сток рр. Шпрее (площадь бассейна 10105 км^2, средний слой годового стока 112 мм), Темзы (12900 км^2, 160 мм), Москвы (17600 км^2, 180 мм), Сены (78650 км^2, 212 мм). Вначале определено влияние на сток столичных городов, соответственно, Берлина (площадь 892 км^2), Лондона (2303 км^2), Москвы (1081 км^2 до ее расширения в 2012 г.) и Парижа (1796 км^2) при доле водонепроницаемых площадей 53, 38, 50, 36%, а затем всех урбанизированных площадей в рассматриваемых бассейнах, которые составили по данным Института политики землепользования Линкольна [23], соответственно, 25, 35, 20, 20%.

По сравнению с периодом исчисления нормы стока значительнее всех увеличилась площадь Парижа (в 5.5 раза), Лондон вырос почти в 4 раза, Москва – в 2.6, Берлин – в 1.6 раза. Площади прочих урбанизированных территорий в бассейнах рассматриваемых рек за период исчисления нормы стока определены весьма приближенно – в среднем в 2 раза меньше, чем в настоящее время. Было выполнено несколько вариантов расчета, учитывающих увеличение коэффициентов стока с урбанизированных участков с течением времени, – учет только всей урбанизированной площади и только водонепроницаемых участков.

В результате получены следующие величины увеличения годового стока рассматриваемых рек. Для Шпрее 6.3% за счет Берлина и 10.3% за счет всей урбанизированной площади, для Темзы 12.4 и 19.7%, для Москвы 5 и 11%, для Сены 1.7 и 10.8%.

В зарубежной Европе площадь урбанизированных территорий достигает в настоящее время около 12%. Ориентировочно они возросли вдвое по сравнению с периодом исчисления нормы стока (с конца XIX века до 1960-х гг.). В основном урбанизированные площади приурочены к равнинным территориям и к среднегорью, на долю которых приходится, по ориентировочным расчетам, половина ресурсов речного стока Европы, то есть около 1100 км^3/год. Исходя из того, что 1% урбанизированной территории на столько же увеличивает сток, можно полагать, что общий сток в зарубежной Европе возрос в результате прироста урбанизированных площадей на 60-70 км^3/год (на 3% по сравнению с периодом его исчисления) [24]. Конечно, это весьма приблизительный расчет, требующий уточнения.

Заключение. Различные виды хозяйственной деятельности на водосборах неоднозначно влияют на речной сток и испарение и в значительной мере в отдельные периоды это влияние взаимокомпенсируется. В то же время необходимо отметить все возрастающую роль урбанизации ландшафтов.

Выполненные ранее расчеты гидрологической роли хозяйственной деятельности на водосборах, в основном характеризующие ее влияние в средних климатических условиях прошлого, нуждаются в коррективах, учитывающих современные и ожидаемые изменения климата.

По-прежнему актуальна проблема реанимации работы водобалансовых станций с целью совершенствования информации о современной роли различных видов хозяйственной деятельности на водосборах.

Литература

1. *Hannah L., Lohse D., Hutchinson Ch*., et al. A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. Ambio. 1994, № 4-5. P. 246-251.

2. *Воскресенский К.П.* Норма и изменчивость годового стока рек Советского Союза. Л., Гидрометеоиздат, 1962. 548 с.

3. *Кузник И.А.* Агролесомелиоративные мероприятия, весенний сток и эрозия почв. Л.: Гидрометеоиздат, 1962. 230 с.

4. *Львович М.И.* Человек и воды. – М.: Географгиз, 1963. 568 с.

5. *Грин А.М.* Динамика водного баланса Центрально-Черноземного района. – М., Наука. 1965. 148 с.

6. *Водогрецкий В.Е.* Влияние агролесомелиораций на годовой сток. Методика исследований и расчеты. – Л.: Гидрометеоиздат, 1979. 184 с.

7. *Коронкевич Н.И.* Водный баланс Русской равнины и его антропогенные изменения. – М.: Наука, 1990. 205 с.

8. *Шпак И.С.* Влияние леса на водный баланс водосборов. Киев: Наукова думка, 1968. 284 с.

9. *Воронков Н.А.* Роль леса в охране вод. – Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 287 с.

10. *Крестовский О.И.* Влияние вырубок и восстановления лесов на водность рек. – Л.: Гидрометеоиздат, 1986. 119 с.

11. *Куприянов В.В.* Гидрологические аспекты урбанизации. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. 184 с.

12. *Львович М.И.* Вода и жизнь. – М.: Мысль, 1986. 254 с.

13. *Кашутина Е.А., Коронкевич Н.И.* Влияние изменения состояния лесов европейской части России на годовой речной сток // Водные ресурсы. 2013. Т. 40. № 4. С. 339-349.

14. *Коронкевич Н.И., Мельник К.С.* Антропогенные воздействия на сток реки

Москвы. – М.: МАКС Пресс, 2015. 168 с.

15. *Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Милюкова И.П., Кашутина Е.А., Барабанова Е.А.* Современные и сценарные изменения речного стока в бассейнах крупнейших рек России. Часть 2. Бассейны рек Волги и Дона. – М.: МАКС Пресс, 2014. 214 с.

16. Влияние урбанизации на гидрологический режим и качество воды. Методическое пособие. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1991. 64 с.

17. *Роде А.А.* Водный режим почв и его регулирование. М.: Издательство Академии наук СССР, 1963. 119 с.

18. *Зубенок Л.И.* Испарение на континентах. – Л.: Гидрометеоиздат, 1976. 264 с.

19. *Булавко А.Г., Логинова Н.И.* Основы комплексной оценки динамики испарения сельскохозяйственных культур и интенсификации земледелия // Тр. IV Всесоюз. гидрологического съезда. Т. 2. Л.: Гидрометеоиздат, 1976. С. 337-344.

20. Водные ресурсы России и их использование. – СПб.: ГГИ, 2008. 600 с.

21. Современные ресурсы подземных и поверхностных вод Европейской части России. Формирование, распределение, использование / Отв. ред. Р.Г. Джамалов, Н.Л. Фролова. – М.: Геос, 2015. 320 с.

22. *Коронкевич Н.И., Барабанова Е.А., Бибикова Т.С., Долгов С.В., Зайцева И.С., Кашутина Е.А., Мельник К.С., Ясинский С.В.* Гидрологические последствия хозяйственной деятельности на водосборах // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Труды Четвертой Всеросс. научн. конференции с международным участием. Москва, 15-18 сентября 2015 г. М., ИВП РАН, 2015. С. 305-308.

23. http:// www. lincolnist.edu/

24. *Коронкевич Н.И., Мельник К.С.* Влияние ландшафтов Берлина, Лондона, Москвы, Парижа на речной сток // Геология, география и глобальная энергия. Т. 1. № 64. С. 62-72.

ЭВОЛЮЦИЯ И ИЗМЕНЕНИЕ ПАРАДИГМЫ МЕТОДОВ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ПРОГНОЗОВ

Кучмент Л.С.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
kuchment@ mail.ru

Гидрологические прогнозы – один из наиболее важных разделов прикладной гидрологии, связанный с разработкой методов предсказания возможных временных изменений количественных характеристик гидрологических процессов, необходимых для минимизации возможных ущербов, связанных с опасными гидрологическими явлениями, и повышения эффективности управления водноресурсными системами при их хозяйственном использовании.

Первые научно обоснованные гидрологические прогнозы начали выпускаться в 1854 г. Ф.Э. Бельграном для предсказания возможных размеров дождевых паводков на р. Сене. В 1890 г. Конгресс США обязал Бюро погоды США вместе с прогнозами погоды выпускать оповещения о возможных паводках по всей территории страны. В 1946 г. в США начала организовываться самостоятельная служба прогнозов стока. В России регулярный выпуск гидрологических прогнозов начал проводиться с 1894 г., а после катастрофического наводнения на реках Европейской части России в период весеннего половодья 1908 года была создана служба гидрологических прогнозов. Вместе с созданием подобных служб в разных странах мира начали прово-

диться разработки методов прогнозов, которые, ввиду отличия физико-географических условий, основывались на различных представлениях о гидрологических процессах и разных исходных данных, однако со временем стали вырабатываться общие методические подходы. При разработке методов прогнозов, наряду с учётом природной предсказуемости гидрологических явлений, наличием необходимых гидрометеорологических измерений и изученностью физических механизмов гидрологических явлений, важную роль стала играть трудоёмкость расчетов. Это привело к тому, что в течение длительного времени методы прогнозирования представляли собой в основном простые уравнения регрессии, полученные графическим методом или с помощью статистического анализа имеющихся рядов гидрометеорологических наблюдений. Исключение составляли не требующие большого объема вычислений методы прогнозов водного режима, основанные на упрощённых моделях движения воды в речных руслах, что позволяло рассчитать время добегания паводковых волн и их трансформацию.

Возможности разработки методов гидрологических прогнозов радикально изменились в шестидесятых годах прошлого века, когда появились быстродействующие электронные вычислительные машины и проблема допустимого объема вычислений начала исчезать. К этому времени накопились также значительные материалы экспериментальных исследований гидрологических процессов и достаточно длинные ряды гидрометеорологических наблюдений за формированием стока в различных физико-географических условиях, позволившие существенно уточнить представления о механизмах формирования речного стока и разрабатывать для прогнозов стока сложные математические модели, включающие описание различных гидрологических процессов. За время, прошедшее с момента появления в практике гидрологического прогнозирования электронных компьютеров, были созданы десятки разнообразных моделей формирования стока, отличающихся использованием различных представлений о гидрологических процессах и пространственно-временными масштабами воспроизведения гидрологических явлений.

Модели, которые используются в настоящее время для гидрологических прогнозов, можно разделить на три группы.

1. Гидрологическая система рассматривается как «черный ящик» и при построении модели априорная информация о структуре и параметрах гидрологической системы полностью игнорируется или используются лишь общие гипотезы о механизмах генезиса стока; идентификация гидрологической системы (определение структуры и параметров модели) производится при этом путем их подбора (калибровки) по данным наблюдений на входе и выходе гидрологической системы.

2. Модели, при построении которых используются упрощенные физические представления о гидрологической системе и эмпирические зависимости или эвристические связи, которые могут быть применены при определении структуры модели или ее параметров (такие модели в гидрологии обычно называют концептуальными). Использующиеся зависимости и параметры считаются осредненными по рассматриваемой площади и сосредоточенными в точке (такие модели часто называют также моделями с сосредоточенными параметрами). В общем виде концептуальные модели представляют собой обыкновенные дифференциальные уравнения. Большинство параметров концептуальных моделей калибруются, причем их число при сложных условиях формирования стока может быть достаточно большим.

3. Физико-математические модели, основанные на достаточно полных физических представлениях о процессах формирования стока и параметры которых могут

быть выражены через измеряемые или заданные априорно физические константы. В общем виде эти модели представляют собой уравнения в частных производных и позволяют учитывать пространственную изменчивость гидрологических процессов и параметров моделей (ввиду чего их также называют моделями с распределенными параметрами).

Модели типа «черного ящика» с включением некоторых эмпирических зависимостей получили наибольшее распространение для прогнозов гидрографа стока в речных руслах. Широко используются до сих пор (из-за простоты определения их параметров и сравнительно небольшого объема необходимой исходной гидрометрической информации) линейные модели с сосредоточенными параметрами, описывающие стекание воды по водосбору или в речном русле и основанные на применении интеграла Дюамеля, единичного гидрографа, методов Маскингама, Калинина-Милюкова. Для описания стекания воды во многих работах применяются нелинейные модели с сосредоточенными параметрами. Большинство этих моделей основаны на использовании нелинейных связей расходов воды на входе и выходе речных участков с объемами воды на этих участках. Для сложных речных русел применяются модели, основанные на связи входного и выходного гидрографа в виде функционального ряда Вольтерры в квадратичном приближении. В качестве примера такого подхода можно привести построение модели Нижней Волги, где нелинейное преобразование входного гидрографа разбивается на две последовательные операции: преобразование с помощью линейных систем, функции влияния, которых представляют собой нормированные функции Лагерра, и нелинейное безынерционное преобразование. В итоге полученная связь входного и выходного гидрографов включает 7 параметров, которые находятся путем подбора. Выбор структуры модели «черного ящика» значительно упрощается и калибровка модели становится более надежной, если при этом удается хотя бы частично использовать физические соображения и представления о моделируемых процессах.

Особой категорией моделей «черного ящика» являются искусственные нейронные сети [5]. Подобно мозгу, искусственные нейронные сети образуются путем соединения простых нелинейных систем, связь входа и выхода которых можно представить в виде сигмоиды или гиперболического тангенса. Соединенные между собой нейтроны, образуют слои, которые также связаны друг с другом. В результате образуется скрытая нейронная сеть с произвольным расположением нейронов в различных слоях и различными межслойными соединениями. В процессе обучения по данным наблюдений на входе и выходе с помощью проб и ошибок определяется число скрытых нейронов в сети, расположение и параметры описывающих их зависимостей. Ряд работ по применению искусственных нейронных сетей для моделирования гидрологических систем показывает, что по имеющимся данным наблюдений удается добиваться высокой точности воспроизведения выходных переменных, однако при этом надежность и точность прогнозов может быть низкой, так как при прогнозах физическая структура гидрологической системы может значительно отличаться от той, которая соответствует имеющимся наблюдениям.

Концептуальные модели получили наибольшее применение в краткосрочных гидрологических прогнозах. При разработке методов краткосрочных прогнозов обычно имеются длинные ряды наблюдений, что обеспечивает достаточную точность определения параметров этих моделей. Создание концептуальных моделей формирования стока и систем, обеспечивающих эти модели текущей гидрометеорологической информацией и метеорологическими прогнозами в автоматическом ре-

жиме, способствовало внедрению в оперативную практику систем гидрологического прогнозирования, с помощью которых можно выпускать непрерывные прогнозы стока различной заблаговременности по всем основным створам информационной сети речных систем. Так, например, в США непрерывные ежедневные прогнозы речного стока выпускаются с помощью концептуальных моделей для более чем 4000 створов. Плотная информационная сеть пунктов, для которых выпускаются ежедневные гидрологические прогнозы, охватывает и территорию Европейского Союза.

Физико-математические модели разрабатываются на основе детальных физико-математических описаний гидрологических процессов и использования материалов лабораторных и полевых экспериментальных исследований, что позволяет с достаточной полнотой воспроизводить сложные механизмы формирования стока и связанных с ними широкого круга гидрологических явлений. Однако возможности практического применения этих моделей для гидрологических прогнозов оказались весьма ограниченными, т.к. качество моделирования стока зависит не только от полноты и детальности математического описания физических процессов, но и от наличия экспериментальной информации о характеристиках речных бассейнов, в которых эти процессы происходят. Входящие в модели коэффициенты (параметры) должны быть согласованы по физическому смыслу и пространственно- временным масштабам с выбранной схематизацией описываемых физических процессов. Часть параметров моделей формирования стока удается определить по априорной информации или по данным прямых измерений характеристик водосбора, но большинство параметров приходится калибровать. Чем сложней структура выбранной модели, тем более трудной и неопределенной становится задача калибровки параметров, и увеличиваются требования к объему и качеству исходной экспериментальной информации. При недостаточной обеспеченности экспериментальной информациией уточнение математического описания физических процессов, происходящих в речном бассейне, может приводить к снижению точности определения параметров и в итоге к снижению точности всей модели. В то же время можно предположить, что детальные модели формирования речного стока могут обладать значительной избыточностью в воспроизведении гидрологических процессов для многих практических задач, и эта избыточность может приводить к уменьшению возможной достигаемой точности интересующих потребителя величин. Важным преимуществом физико-математических моделей является увеличение возможностей усвоения различных видов гидрометеорологической информации по сравнению с концептуальными моделями. Увеличению этих возможностей способствует совершенствование методов измерения пространственно-временных метеорологических воздействий на водосбор (радарные измерения интенсивности осадков, аэрокосмическая съемка полей снегозапасов и влажности почвы, спутниковые методы измерения эвапотранспирации), расширение наземных гидрологических наблюдений, создание геоинформационных систем.

В последние десятилетия, благодаря широкому использованию моделей формирования стока и увеличению объема исходной информации, точность и надежность гидрологических прогнозов, а также охват ими речных водосборов значительно возросли. В то же время необходимость увеличения безопасности гидротехнических сооружений и повышения эффективности использования водноресурсных систем, расширение экологических требований делают все более актуальной проблему более полного и в то же время более осторожного использования гидрометеорологи-

ческой информации с учетом возможных ошибок и неопределенностей, содержащейся в гидрологических прогнозах. В связи с этим заметно активизировались исследования по качественному изменению парадигмы гидрологического прогнозирования, и происходит переход от детерминированных (однозначных) прогнозов к вероятностному прогнозированию, позволяющему предсказывать не только наиболее вероятные значения прогнозируемых величин, но и оценивать вероятности экстремальных и редких событий. Основными источниками неопределенности в гидрологическом прогнозировании являются ошибки в метеорологических прогнозах и измерениях, используемых в качестве входной информации, а также неопределенность, связанная с применением гидрологических моделей (пространственно-временные ошибки в задании начальных условий, неопределенность в выборе структуры моделей и калибровке их параметров, ошибки измерений на выходе гидрологической системы).

Одним из наиболее перспективных направлений в разработке методов вероятностных прогнозов и учета их неопределенности оказалось так называемое ансамблевое прогнозирование, при котором прогнозы представляют собой ансамбли прогнозируемых величин, полученных путем моделирования гидрологических процессов при задании исходной информации в виде ансамблей входных данных или различных сценариев неопределенностей, содержащихся в исходных данных (ошибки моделей, назначении начальных условий и входов, ошибки параметров гидрологических моделей и т. д.) [2, 3] Важным преимуществом ансамблевого прогнозирования является возможность уточнения прогноза при появлении новой информации о состоянии гидрологической системы или прогнозируемой записи значений. Ансамблевые прогнозы выпускаются в настоящее время в большинстве крупных прогностических центров мира. К сожалению, в большинстве случаев при этом используются только метеорологические прогнозы [3].

В Институте водных проблем РАН проведены исследования возможностей применения различных методов ансамблевых прогнозов для долгосрочного и краткосрочного прогнозирования весеннего стока на нескольких речных бассейнах. Методика долгосрочных (с заблаговременностью 2-3 месяца) ансамблевых прогнозов объёмов и максимальных расходов весеннего стока основана на использовании физико-математической модели формирования стока и ансамблевого моделирования входных данных [1, 4]. Модели включают описание формирования снежного покрова и снеготаяния, впитывания воды в талую и промерзшую почвы и процессы стекания воды в речной системе. Ансамбли входных данных состоят из исторических суточных значений температур, осадков и влажности воздуха по данным наблюдений за предыдущие годы.

Качество краткосрочных гидрологических прогнозов в значительной степени зависит от точности задания начальных величин, которые характеризуют запасы воды в речном бассейне. Измерения этих величин, за исключением расходов воды, как правило, отсутствуют, и их обычно рассчитывают, начиная расчеты по прогностической модели за довольно длительное время до момента выпуска прогноза. При этом может происходить значительное накопление ошибок в характеристиках состояния гидрологической системы. При ансамблевых прогнозах появляется возможность уточнения начальных условий по мере поступления новой информации до момента выпуска прогноза. Уменьшение неопределенности исходной информации и улучшения качества вероятностных ансамблевых прогнозов может быть достигнуто путем оптимального совместного учета ошибок, обусловленных несовер-

шенством моделей, с ошибками измерений состояния гидрологической системы. Эта процедура, которую называют ассимиляцией данных наблюдений в модели, состоит из двух этапов: 1) количественной оценки ошибок гидрологической модели и измерений состояния гидрологической системы и 2) пошаговой корректировки характеристик состояния гидрологической модели с учетом соотношения указанных ошибок модели и характеристик измерений гидрологической системы. Из различных процедур ассимиляции данных в последние годы для гидрологических прогнозов стал чаще всего применяться ансамблевый фильтр Калмана [7, 8]. Основные трудности ассимиляции данных связаны с количественной оценкой неопределенностей, связанных с различием процессов формирования стока и разными гидрологическими моделями, а также подбором стохастических моделей для описания и моделирования этих неопределенностей. Количественная оценка неопределенности значительно упрощается, если используются упрощенные, физически обоснованные гидрологические модели, параметры которых имеют ясный физический смысл. Разработка методики непрерывных ансамблевых краткосрочных прогнозов на основе ансамблевого фильтра Калмана проводилась с помощью физико-математической модели тало-дождевого стока р. Дон до г. Лиски [6].

Литература

1. *Кучмент Л. С., Гельфан А. Н.*, Ансамблевые долгосрочные прогнозы весеннего половодья с помощью физико-математических моделей формирования стока // Метеорология и гидрология. 2007, №2, С. 83-95.

2. *Кучмент Л.С.* Методические основы ансамблевых гидрологических прогнозов // Водное хозяйство России № 3, 2014. С 5-16.

3. *Cloke, H.L., Pappenberger, F.* Ensemble flood forecasting: A review. J. Hydrol., 2009.

4. *Gelfan, A. N., Motovilov, Yu. G., and Moreido, V. M.*: Ensemble seasonal forecast of extreme water inflow into a large reservoir // Proc. IAHS, 369, P.115-120, doi:10.5194/piahs-369-115-2015, 2015.

5. *Govindaraju R. S.* Artificial Neural Networks in Hydrology. I: Preliminary Concepts .Journ. Hydrol. Engn., vol.5, issue 2 Apr.2000 .

6. *Kuchment L.S., Demidov V.N.* The new paradigm in hydrological forecasting (ensemble predictions and their improving based on assimilation of observation data). Труды Международной научно-практической конференции «Водный форум БРИКС», Москва, 2016.

7. Liu Y. et al. Advancing data assimilation in operational hydrologic forecasting. Hydrol. Earth Syst. Sci., 16, 3863–3887, 2012.

8. *McMillan H. K. et al.* Operational hydrological data assimilation with the recursive ensemble Kalman filter. //Hydrol. Earth Syst. Sci., 17, 21–38, 2013.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПОЛЯ НОРМЫ РЕЧНОГО СТОКА (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА РЕКИ КАМЫ)[7]

Мотовилов Ю.Г., Попова Н.О.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
motol49@yandex.ru

Введение. Результаты сравнения эффективности различных типов гидрологических моделей в гидрологических расчетах и прогнозах для небольших водосборов не выявили заметных преимуществ распределенных моделей перед моделями с сосредоточенными параметрами, в особенности, когда анализировались расчеты стока в замыкающих створах водосборов. Эти преимущества возникают при необходимости расчета гидрографов стока в различных точках речной сети и пространственных полей других характеристик гидрологического цикла суши [1]. В данной работе акцент делается на исследовании возможностей гидрологических моделей при воспроизведении пространственной картины режима стока как реакции гидрологической системы на воздействия метеорологических полей, что особенно важно для решения научно-прикладных задач, связанных в первую очередь с регулированием и управлением водными ресурсами на крупных речных бассейнах, а также для водохозяйственного проектирования.

В качестве основы гидрологической модели описания процессов формирования стока в работе задействована пространственно-распределенная физико-математическая модель ECOMAG (ECOlogical Model for Applied Geophysics) [2, 3]. Модель прошла испытания на многих речных бассейнах, в разных физико-географических зонах и в различных пространственных масштабах. В [4] показаны возможности модели ECOMAG при моделировании динамики полей влажности почвы и запасов воды в снежном покрове в бассейне реки Волги. Данная работа посвящена вопросам моделирования пространственных полей стока, и в частности, поля среднемноголетнего модуля стока, в бассейне р. Камы – крупнейшего волжского притока.

Объект исследований. Площадь водосбора р. Камы до створа Камского гидроузла у г. Пермь – 168000 км^2. Основные правобережные притоки – Обва, Кондас, Иньва – равнинные реки; впадающие в Камское водохранилище левобережные притоки Вишера, Яйва, Косьва, Чусовая берут начало в Уральских горах и имеют черты горных рек. Среднегодовой расход у Камской ГЭС 1630 м^3/с, максимальный расход половодья в створе Камского гидроузла 18700 м^3/с наблюдался в 1914 г.

Бассейн реки неоднороден по рельефу. Его восточная часть расположена на западном склоне Уральских гор с преобладающими высотами 500-600 м, остальная часть – на холмистых возвышенностях (200-300 м) и низменностях (100-200 м) Русской равнины.

Господствующими типами являются дерново-подзолистые и подзолистые почвы. В предгорных районах Урала развиваются горные луговые почвы. На северо-западе бассейна Камского водохранилища значительные площади занимают болотно-подзолистые почвы, которые формируются в таежно-лесной зоне на слабодренированных территориях. На водосборе преобладают таежные типы ландшафтов. Леса

[7] Модель формирования стока р. Кама разработана при финансовой поддержке Российского флонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-00864); численные эксперименты по построению полей стока выполнены при финансовой поддержке РНФ (проект № 16-17-00105).

занимают около 70% территории. Основные породы деревьев – темнохвойные: ель и пихта. По мере продвижения с севера на юг постепенно увеличивается доля лиственных пород. Под лугами и пастбищами занято около 10% территории. На 5% территории представлена болотная растительность.

Климат бассейна умеренно-континентальный. Среднегодовые температуры воздуха держатся выше 0°С, и только на крайнем севере проходит средняя годовая изотерма 0°С. Большую роль в формировании климата Камского бассейна играют Уральские горы, которые задерживают влажные массы воздуха, приходящие с Атлантического океана. Из общего количества осадков около 60–70 % выпадает в теплый период года. Годовое количество осадков составляет 600-750 мм на равнинной части бассейна и повышается до 1000 мм в районах предгорий Урала.

Реки бассейна относятся к типу рек с четко выраженным весенним половодьем, летне-осенними дождевыми паводками и длительной устойчивой зимней меженью. В питании рек преимущественное значение имеют снеговые воды (50-60% суммарного стока), роль дождей достигает 10-20%, примерно 25-30% годового стока формируется подземным путем.

Технологические и информационные ресурсы. Пространственно-распределенная модель формирования стока в речных бассейнах ECOMAG [2, 3] описывает основные процессы гидрологического цикла суши в бассейнах рек со смешанным дождевым и снеговым питанием. Модель была адаптирована к условиям и информационному обеспечению в бассейне р. Камы. Модельная пространственная схематизация речного бассейна и его русловой сети выполнялась с помощью технологии *ECOMAG–extension*, которая, анализируя линии тока по цифровой модели рельефа (ЦМР) в автоматическом режиме с различной степенью детальности, позволяет прорисовывать структуру речной сети, выделять линии водоразделов (границы элементарных водосборов), являющихся пространственными расчетными единицами модели. Указанная технология дает возможность на основе почвенной и ландшафтной цифровых карт местности задавать статистику типов почв и ландшафтов на расчетных участках.

В качестве картографических информационных ресурсов для схематизации водосборной площади р. Камы использовались ЦМР на основе SRTM с разрешением 1x1 км и цифровые почвенная и ландшафтная карты бассейна масштаба 1:2500000, разработанные для территории России Почвенным институтом РАН. При модельной схематизации бассейна были выделены частные водосборные площади 453 расчетных элементов, их средняя площадь составляет около 370 км^2, модельная речная сеть кроме главной реки включает 46 притоков 1-го порядка, впадающих в главную реку, 102 – 2-го порядка, 64 – 3-го, 14 – 4-го и 1 притока 5-го порядка.

Для задания метеорологических воздействий на водосбор использовались ежесуточные метеорологические данные по 16-ти метеостанциям (температура и влажность воздуха, осадки) за период 1966 – 2011 гг.

Калибровка параметров модели. Калибровка параметров модели ECOMAG проводилась по суточным гидрографам стока на 9-ти гидропостах и гидрографам притока в Камское водохранилище для периода 2002–2011 гг., валидация по гидрографам притока в Камское водохранилище выполнялась для периода 1966-2001 гг. Одна часть параметров модели ECOMAG определялась по информации баз данных характеристик почв, растительности и речных бассейнов. Начальные значения для другой части параметров принимались на основе поэтапной калибровки по данным о влажности почвы и запасов воды в снежном покрове за многолетний период для

всего бассейна Волги [4]. Указанные параметры, как и некоторые другие, характеризующие фильтрационные свойства почвогрунтов, затем уточнялись в процессе калибровки по отклонениям рассчитанных и фактических гидрографов стока на гидропостах в бассейне Камы. В качестве целевой функции за основу был принят распространенный в гидрологических расчетах критерий Нэша–Сатклифа (NS):

$$\mathrm{NS} = \frac{F_0^2 - F^2}{F_0^2}, \qquad (1)$$

где $F_0^2 = \sum_i (Q_i - Q_{\text{ср}})^2$, $F^2 = \sum_i (Q_{i,p} - Q_i)^2$, $Q_{i,p}$ – рассчитанный по модели расход воды в i–е сутки, Q_i – фактический расход, $Q_{\text{ср}}$ – средняя величина фактического расхода воды за период расчета. Чем ближе NS к единице, тем выше точность моделирования.

При гидрологических расчетах по модели ECOMAG на каждом временном шаге выполняется моделирование характеристик стока во всех ячейках речной сети, поэтому в рамках одного расчета имеется возможность сопоставления рассчитанных и измеренных гидрографов стока во всех точках модельной речной сети, соответствующих пунктам расположения мониторинговой гидрометрической сети. Критерий (1) показывает степень соответствия рассчитанных и фактических гидрографов для одной мониторинговой точки речной сети, например, в замыкающем створе водосбора. Для целей одновременного учета эффективности модели в нескольких мониторинговых точках использовался средневзвешенный критерий $\mathrm{NS}_{\text{total}}$ в виде (1), в котором $F_0^2 = \sum_k \sum_i (Q_{i,k} - Q_{\text{ср}})^2$, $F^2 = \sum_k \sum_i (Q_{i,k,p} - Q_{i,k})^2$, $Q_{i,k,p}$ – рассчитанный по модели расход воды в i–е сутки в k–ом пункте сравнения, $Q_{i,k}$ – фактический расход в i–е сутки в k–ом пункте сравнения, $Q_{\text{ср}} = \frac{1}{MN} \sum_k \sum_i Q_{i,k}$ – средневзвешенная по всем пунктам сравнения M величина фактического расхода воды за период расчета в N суток. Кроме критерия NS, для характеристики точности расчетов по модели рассчитывались также значения корреляционного отношения R^2 связей рассчитанных и фактических месячных и квартальных объемов стока.

В табл. 1 приведены значения критериев NS и R^2 по отдельным гидропостам для всего периода расчетов с суточным, месячным и квартальным временным разрешением. Значение средневзвешенного для всех гидропостов и створа Камской ГЭС критерия $\mathrm{NS}_{\text{total}}$ для суточных гидрографов стока составило 0.88.

Из табл. 1 видно, что более высокие значения критериев отмечаются для гидропостов с большими водосборными площадями. Для замыкающего створа у плотины Камской ГЭС соответствие фактических и рассчитанных гидрографов притока в водохранилище можно признать хорошим (NS>0.75), для остальных гидропостов – удовлетворительными (NS>0). По критерию R^2 для гидрографов в месячном и квартальном разрешением лишь для одного створа р. Вишера – Рябино значения оказались менее 0.8. Таким образом, можно заключить, что в целом модель позволяет с удовлетворительной точностью воспроизводить гидрографы стока в различных створах мониторинговой сети р. Кама.

Таблица 1. Значения критериев соответствия фактических и рассчитанных гидрографов на гидропостах в бассейне р. Кама

Река-Пункт наблюдений	Площадь водосбора, км^2	Период сравнения	NS	R^2	R^2
			сутки	месяц	квартал
Приток к водоохран.	168 000	1966 - 2011	0.90	0.94	0.96
Кама - Бондюг	46 300	2002 - 2011	0.69	0.95	0.94
Вишера - Рябино	30 900	2002 - 2011	0.46	0.79	0.51
Яйва - Усть-Игум	5 320	2002 - 2011	0.59	0.93	0.89
Иньва - Слудка	5 210	2002 - 2011	0.18	0.80	0.91
Обва - Карагай	4 310	2002 - 2011	0.21	0.81	0.91
Косьва - Пермское	6 220	2002 - 2011	0.49	0.88	0.83
Усьва - Усьва	2 170	2002 - 2011	0.59	0.87	0.80
Чусовая - Лямино	21 500	2002 - 2011	0.74	0.92	0.93
Велва - Ошиб	836	2002 - 2011	0.46	0.82	0.91

Расчеты поля среднемноголетних модулей стока. Среднемноголетний модуль годового стока является одной из наиболее удобных для картирования характеристик речного стока: он зависит от физико-географических условий и ландшафтных особенностей территории и, являясь устойчивой гидроклиматической характеристикой, отражает средний уровень баланса тепла и влаги на земной поверхности [5].

Существует несколько способов построения карт модуля стока. В одном из них модуль стока определяется путем обработки данных гидрометрических наблюдений на гидропостах. Относительно постепенное изменение годового стока на равнинных территориях, связанное с географической зональностью, позволяет применять метод географической интерполяции путем нанесения значения стока в геометрический центр каждого изученного водосбора и проведения между ними изолиний. В условиях недостаточности гидрометрических данных используются методы, связанные с определением модуля стока по метеорологическим данным [6], либо – расчеты стока по уравнению водного баланса.

Методика построения карты среднемноголетнего модуля стока с использованием модельного подхода сводится к следующему [7]. По модели ECOMAG осуществляются расчеты гидрографов стока во всех элементах модельной речной сети за многолетний период. В узлах (центрах тяжести) расчетных водосборов определяется величина эффективного водообразования за счет поверхностного, подповерхностного и грунтового стока в локальную речную сеть и при осреднении за многолетний период рассчитываются среднемноголетние модули речного стока. Затем с помощью ГИС-технологии значения модуля стока в узлах расчетных пространственных элементов модели (расчетных водосборов) отображаются на карте речного бассейна.

На рис. 1а представлена приведенная в [8] карта среднемноголетнего модуля стока, построенная по данным гидрометрических наблюдений, а на рис. 1б – рассчитанная по модели. Визуальное сравнение этих картосхем показывает подобие пространственного распределения фактического и модельного полей модуля стока. В северо-восточной части бассейна выделяется область чрезвычайно высокого модуля стока; в центральной и южной его частях отмечаются области пониженного стока. Из анализируемых рисунков видно, что фактические и рассчитанные поля среднемноголетнего модуля стока в различных частях бассейна Камы, как правило, отличаются не более чем на одну градацию легенды рисунков. Диапазон фактиче-

ских значений модуля стока в бассейне колеблется в пределах от 4 до 19 л/(с*км^2), диапазон расчетных значений – от 5 до 26 л/(с*км^2). Осредненные по площади бассейна значения фактического и рассчитанного модуля стока составили соответственно 10.6 и 9.6 л/(с*км^2), а объемы среднегодового стока (интеграл по площади от поля среднемноголетнего модуля стока) – 56.2 и 50.9 км^3. Фактический среднегодовой приток в Камское водохранилище за период 1966–2002 гг. составил 53.3 км^3.

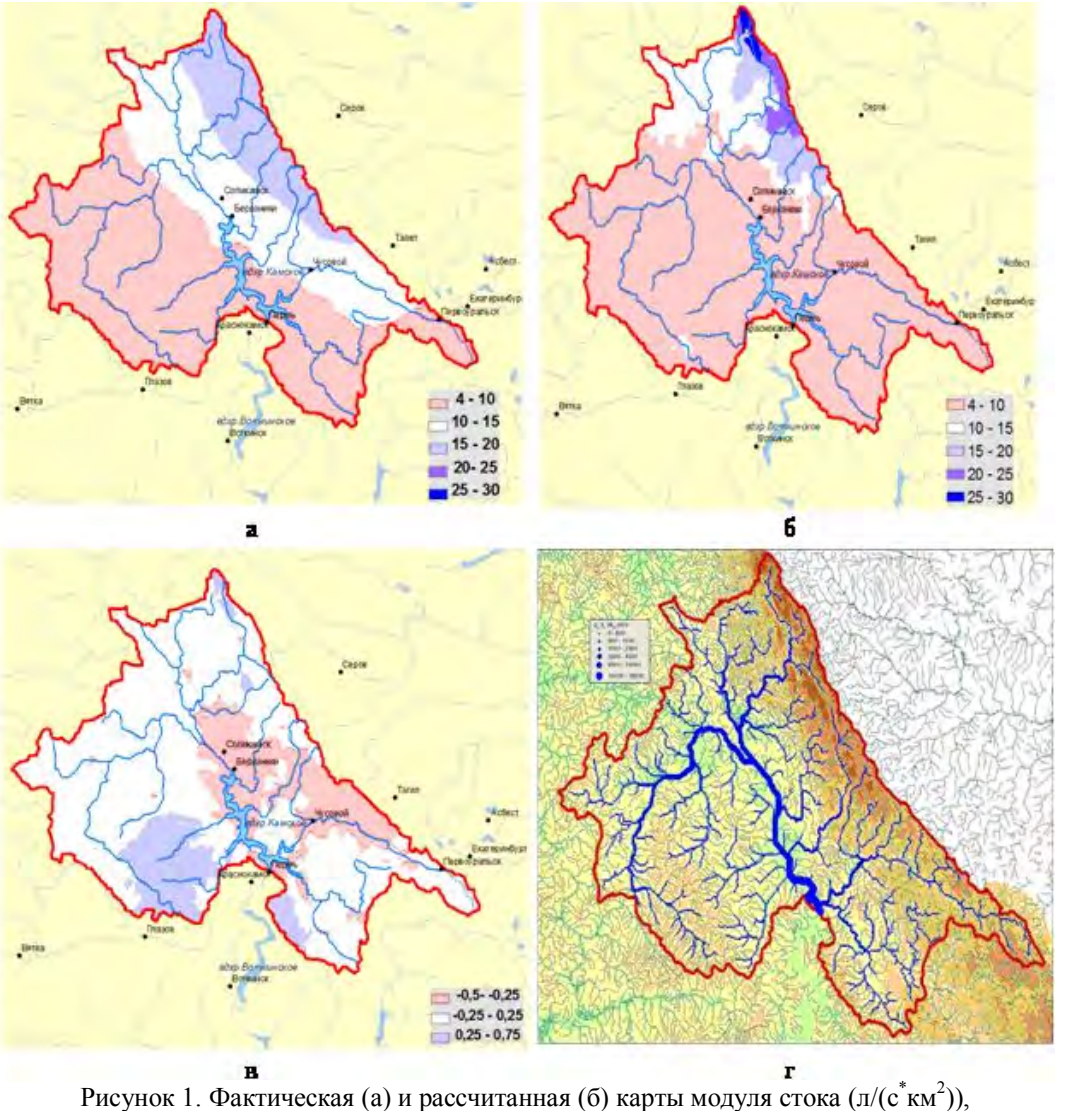


Рисунок 1. Фактическая (а) и рассчитанная (б) карты модуля стока (л/(с*км^2)), относительные ошибки расчета (в) и распределение рассчитанных среднемноголетних расходов воды (м^3/с) в речной системе (г) бассейна р. Кама

На рис. 1 в приведено поле относительных ошибок расчета модуля стока, оцененных в каждой ячейке километровой сетки речного бассейна как результат деления разности между фактическим и рассчитанным значениями модуля на его фактическое значение. Из этой картосхемы видно, что на большей части речного бассейна относительные ошибки находятся в пределах от -0.25 до 0.25. Среднее значение по контуру водосбора составило -0.07.

Дополнительный гидрологический анализ результатов расчетов может быть проведен средствами ГИС-технологий. Как уже отмечалось, в рамках единого расчета по модели ECOMAG осуществляется моделирование гидрологического режима бассейна Камы для всех элементов модельной речной сети. На рис. 1 г представлена карта распределения рассчитанных среднемноголетних расходов воды в речной системе бассейна Камы за период 1966-2011 г. Толщина линии указывает на величину расхода воды в русловой сети в соответствии с легендой. Точность определения среднемноголетних расходов в различных узлах речной сети должна быть сопоставима с точностью определения характеристик стока, представленной в табл. 1.

Литература

1. *Кучмент Л.С.* Проблемы выбора моделей формирования стока для решения практических задач. // В сб.: Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.». Т. 1, Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015, С. 74-80.
2. *Motovilov Yu.G., L.Gottschalk, K.Engeland and A.Rodhe.* Validation of a distributed hydrological model against spatial observation. Agricultural and Forest Meteorology. 1999, 98-99, pp.257-277.
3. *Мотовилов Ю.Г.* Моделирование формирования стока в речных бассейнах при изменении пространственных масштабов. 1. Алгоритмы генерализации и осреднения // Водные ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 243-253.
4. *Мотовилов Ю.Г.* Гидрологическое моделирование речных бассейнов в различных пространственных масштабах. 2. Результаты испытаний // Водные ресурсы. 2016. Т. 43. № 5. С.467-475.
5. *Воскресенский К.П.* Норма и изменчивость годового стока рек Советского Союза. Л.: Гидрометеоиздат, 1962, 552с.
6. *Вуглинский В.С.* Расчет нормы годового стока неизученных горных рек с применением уравнения водного и теплового балансов // Труды ГГИ, 1972, вып. 200, С. 186-207.
7. *Motovilov Yu., Popova N.* Modeling spatial patterns of terrestrial water cycle components for large river basins // Geophysical Research Abstracts. V. 18, EGU2016-15621, 2016.
8. СНиП 2.01.14-83 Определение расчетных гидрологических характеристик // *Госстрой СССР*, М.: Стройиздат, 1985, 36 с.

СОВРЕМЕННЫЕ ВОДНЫЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ НА СУШЕ

Новикова Н.М.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
nmnovikova@gmail.com

Вода – важный компонент биосферы и необходимое условие существования живых организмов. При осуществлении хозяйственной деятельности вода необходима для трех основных целей [1]: производства продовольствия; производства энергии и промышленной продукции; обеспечения бытовых и санитарно-гигиенических потребностей. При этом в существующих технологиях использования водных ресурсов для всех указанных целей большое значение имеют не только количество и качество вод, но и пространственно-временное распределение водных

ресурсов. Существенная изменчивость этих характеристик приводит к возникновению «водных экологических проблем», под которыми автором понимаются *негативные последствия для жизнедеятельности и устойчивого ведения хозяйства человеком, возникающие в результате изменения среды и приводящие к несоответствию обеспеченности территории потребностям человека в водных ресурсах (количестве, качестве, режиме или пространственном распределении)*. Водные экологические проблемы обнаруживаются по ответной реакции биотических компонентов экосистем на изменение характеристик водных ресурсов. Переувлажнение или сокращение влагообеспеченности нарушает экологическое равновесие: на конкретных участках территорий изменяются биоразнообразие и биопродукционные функции природных и агроэкосистем, а также количество производимых ими биоресурсов, что создает проблемы для человека.

Интенсивная хозяйственная деятельность на фоне современных изменений климата в лесостепных и степных районах на юге Европейской части России обусловила возникновение переувлажнения на обширных территориях. Цель данного исследования – рассмотреть на конкретных примерах современные водные экологические проблемы разного масштаба.

Основным методическим подходом к их изучению является анализ причинно-следственных экологических связей в системе: «действующий фактор (причина) –> трансформация водных ресурсов (водного фактора), обусловленная изменением среды в результате совокупного действия климатических условий и хозяйственной деятельности –> процессы изменения функционирования биоты –> формирование экологических проблем (рис. 1).

Рисунок. 1. Методический подход к выявлению причин возникновения водных экологических проблем

В предложенном подходе учитываются природные и антропогенные факторы (агенты), а также их совместное действие, которое может приводить как к усилению и углублению водных экологических проблем (если воздействия направлены в одну

сторону), так и к ослаблению (если воздействия разнонаправленные). Экологические проблемы объединены в группы по условиям возникновения: богарные, ирригационные, водохранилищные и урболандшафтные; каждая группа имеет свои особенности проявления, масштабы и значимость.

Обследование водных экологических проблем в полевых условиях позволило охарактеризовать особенности и закономерности возникновения и развития процессов. В ряде случаев появилась возможность рекомендовать мероприятия по ослаблению или ликвидации негативных процессов или явлений.

Водные экологические проблемы в условиях богарных агроландшафтов. Интенсивная хозяйственная деятельность на фоне современных изменений климата в лесостепных и степных районах на юге России обусловила возникновение переувлажнения на обширных территориях.

Локальное переувлажнение и часто сопутствующее ему засоление почв становятся причиной деградации высокопродуктивных черноземов и вывода земель из сельскохозяйственного оборота, что снижает эффективность хозяйственной деятельности человека в агроландшафте. На переувлажнённых землях формируются вторично гидроморфные комплексы, не имеющие аналогов в естественных степных биомах. Каждый из участков локального переувлажнения характеризуется небольшой площадью проявления (в среднем 200 м^2) но на территории административного района они суммарно могут составить значительные площади и нанести существенный урон общему урожаю.

Явление современного локального переувлажнения земель характерно для плакоров и склонов лесостепных и степных районов и описано в литературе для участков территорий Молдавии, Украины, Центрально-Черноземной области России, Восточного Донбасса, Предкавказья. Все исследователи этого явления едины во мнении, что оно сформировалось в результате сочетания природных предпосылок (климатические флуктуации, состав поверхностных отложений, рельеф) и хозяйственной деятельности, направленной на задержание влаги в почве.

Распашка территорий, использование однолетних культур и агротехнические приемы, связанные с переводом поверхностного стока во внутрипочвенный – предпосылки повышения грунтовых вод или появления верховодки. Эти процессы усиливаются при соответствующих изменениях климата. По наблюдениям авторов в 1997-2006 гг., полученных на 58 обследованных участках очагов локального переувлажнения на плакорах в пределах юго-восточной окраины Донецкого кряжа (Ростовская обл.), выявлена зависимость изменения площади переувлажнения земель от обеспеченности осадков конкретного года за период с ноября по май. При обеспеченности осадков P>75% наблюдается максимум площадей переувлажнённых земель, при P<25% –минимум. Устойчивая тенденция роста площадей, обусловленных переувлажнением в отдельные периоды, создает проблемную ситуацию [2, 3].

Исследования показали, что указанные участки имеют сложную структуру, определяемую количеством влаги и засолением почв (рис. 2). В центре, как правило, располагаются участки (№ 1, рис. 2) с постоянным сильным переувлажнением, они выделяются по высоким (до 2,5-3,0 м) зарослям тростника. Из-за переувлажнения агротехническая обработка почвы производится крайне редко или прекращена полностью. Они окружены участком (№2, рис. 2,) с периодическим высоким и стабильно средним переувлажнением, занятым пырейными или вейниковыми сообществами, они длительное время агротехнически не обрабатываются. Далее следует территория (№3, рис. 2) со средним переувлажнением, периодически сокращающимся,

из-за чего эпизодически распахивается и занята сорнотравьем (распашки текущего года нет). К предыдущему массиву примыкает территория (№ 4, рис. 2.) с регулярно пульсирующим переувлажнением от сильного к среднему (в зависимости от водности года), с разреженными экземплярами тростника или пырея в посевах по распашке этого года. Участки со слабым переувлажнением (№5, рис. 2.) являются переходными к агроценозам, наряду с культурными растениями на них развито сорнотравье, культурные растения угнетены.

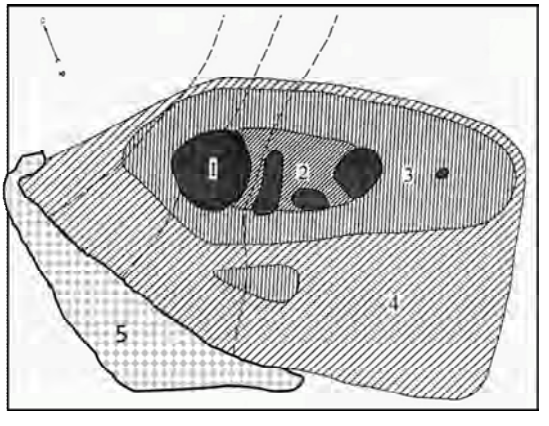


Рисунок 2. Пространственная структура растительности на переувлажнённом участке в агроценозе: 1 – сомкнутые заросли тростника южного; 2 – заросли пырея ползучего; 3 – сорная растительность на распашке; 4 – тростник по распашке этого года; 5 – распаханный участок без всходов культурных растений [2]

Засоление почв может изменяться от слабого (0-0,25%) до среднего (0,25-0,50%). В составе солей преобладают сульфаты, но при возрастании засоления увеличивается содержание ионов хлора. Источниками засоления являются соленосные скифские глины, содержащие легкорастворимые соли в больших количествах, и локальные выходы грунтовых вод, приближающиеся к поверхности (или имеющие выходы на поверхность) на склонах.

С точки зрения оценки связей растительности с характером увлажнения почв наиболее показательным является почвенный слой 0-50 см, поскольку 95% корней концентрируется на этой глубине. Весной наибольшие запасы влаги (до 280 мм), находятся в зарослях тростника, во всех остальных сообществах – около 200 мм. Сезонный ход запасов влаги по профилю наиболее выражен в слое 0-50 см и сглаживается с глубиной. В мае запасы влаги по всем точкам профиля превышают августовские показатели: на 100 мм – в нижних слоях почвы, на 200 мм – в верхних.

Нераспахиваемые участки сильного и среднего переувлажнения со временем зарастают корневищными злаками, которые целесообразно оставлять в залежном состоянии и использовать в качестве сенокосов. На участках слабого переувлажнения, периодически распахиваемых, происходит концентрация сорных видов. Для снижения массового скопления сорняков желательно такие участки не подвергать распашке и переводить в другой вид землепользования – сенокосы (возможно также засевание кормовыми злаками, например, костры, пыреи и пастбища).

Орошаемое земледелие и сопутствующие водные экологические проблемы. Вывод земель из сельскохозяйственного оборота, вызванный подтоплением и засолением почв, до сих пор остается основной проблемой в орошаемом земледелии. На Европейской части России существуют природные предпосылки к развитию нега-

тивных процессов при орошении: равнинный рельеф, слабая дренированность, лессовидные, глинистые засоленные отложения морского генезиса. Антропогенная причина – избыточные нормы полива, приводящие к подъему уровня грунтовых вод, подтоплению прилегающих земель и засолению почв.

Региональные водно-экологические проблемы в условиях развития орошаемого земледелия слабо проработаны в плане их возможной в дальнейшем динамики и научного обоснования рекомендаций в связи с прогнозируемыми изменениями климата.

Выполненное в лаборатории динамики наземных экосистем ИВП РАН картографическое исследование [4] позволило выявить территории (по состоянию на 1982-2006 гг.), имеющие тенденции к развитию негативных процессов – подтоплению и засолению почв (рис. 3). На основании полученных результатов и анализа существующих тенденций изменения климатических параметров рассчитан процент площадей (с учётом развития этих явлений) для всех субъектов РФ Южного федерального округа. Составлена карта опасности возможных негативных последствий рассматриваемых процессов в условиях возрастания влагообеспеченности.

Пример негативных экологических последствий крупномасштабных водохозяйственных мероприятий – проблема бассейна Аральского моря (сопряженные проблемы нерационального землепользования и предельно допустимых объемов изъятия стока). Из оборота выведены самые лучшие земли (по причине их засоления), опустыниванию подвержены уникальные земли тугаев дельтовых равнин, утеряно высокопродуктивное солоновато-водное озеро-море.

Экологические последствия создания водохранилищ. Проблемы, обусловленные созданием водохранилищ, многочисленны. Для изучения «водохранилищного» переувлажнения, одного из наиболее широко распространенных типов современного гидроморфизма на юге России, были проведены полевые исследования в различных ландшафтных условиях на побережьях Краснодарского, Цимлянского, Веселовского и Пролетарского водохранилищ (рис. 3).

Исследования показали, что в зоне гидрологического воздействия (заливание и близко залегающие к поверхности грунтовые воды), наблюдается смена степной растительности на луговую, при этом формируются также луговые почвы. В зоне гидрогеологического влияния, которая наиболее выражена на Веселовском водохранилище, вследствие подпора сильно засоленных грунтовых вод, создаваемого водохранилищем, широкое развитие получило засоление почв, вплоть до формирования мокрых солончаков, на расстоянии от 50 до 500 м от уреза воды в летний период. На Цимлянском водохранилище в условиях заливания распространены луговые и древесные сообщества – ивово-тополевые, ветловые, аморфово-ясеневые; на Веселовском и Пролетарском – тростниковые и лугово-солончаковые.

Зоны сработки водохранилища испытывают наиболее контрастные смены увлажнения, не имеющие аналогов в природе: они ежегодно (от 6 до 10 месяцев) находятся под водой. Обследование Краснодарского водохранилища показало, что в период с июня по ноябрь отметки уровня воды опускаются на 4,0 м, при этом постепенно обнажаются новые участки дна водохранилища, лишенные почв и растительности.

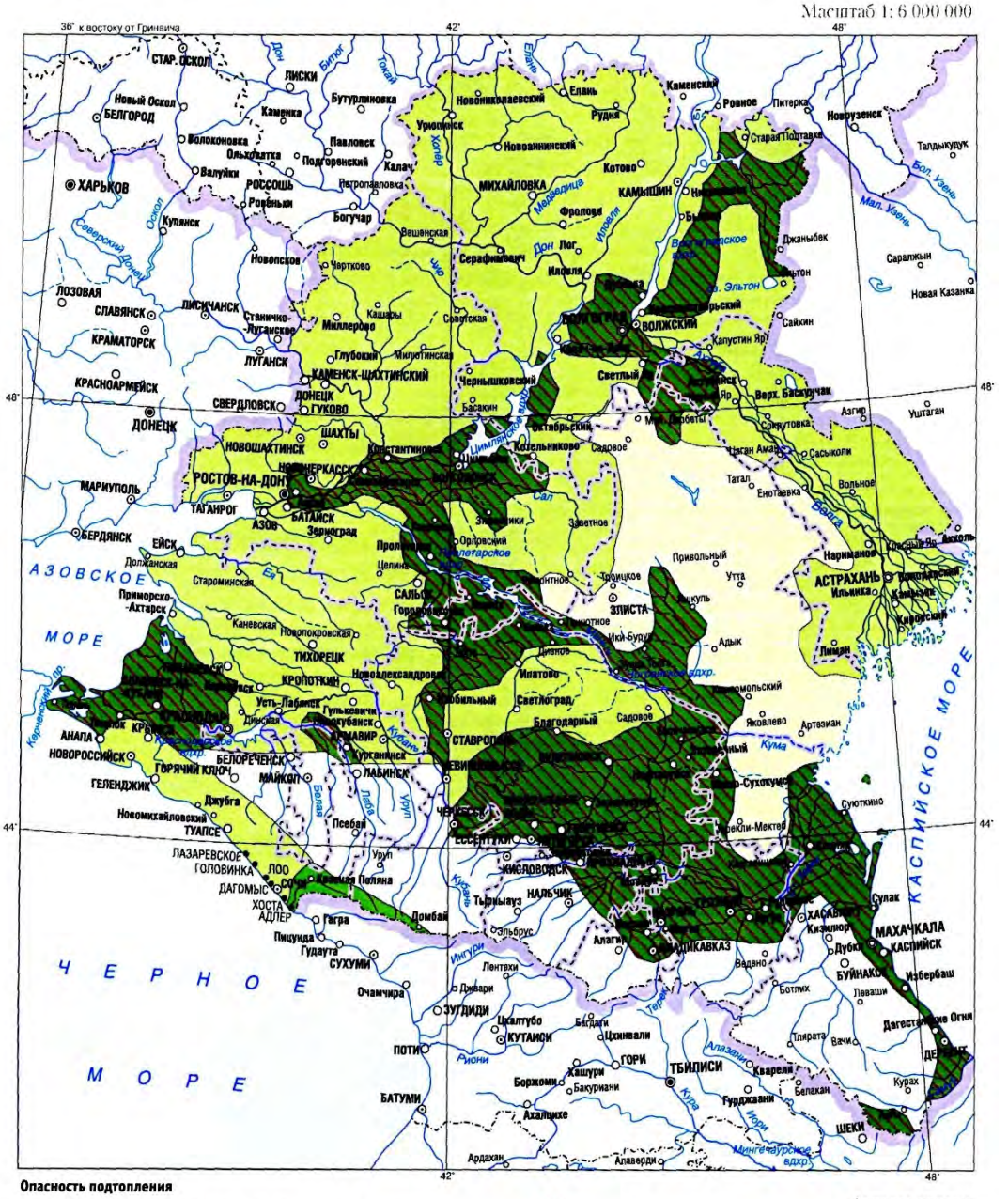


Рисунок 3. Подтопление земель под влиянием гидромелиорации в Южном федеральном округе [4]

Выводы. Интенсивная хозяйственная деятельность в лесостепных и степных районах юга России на фоне современных изменений климата обусловила возникновение переувлажнения на обширных территориях; исходно гидроморфные ландшафты трансфор-мировались в гидроморфные. Развитие засоления, сопутствующего переувлажнению, обусловило потерю плодородия почв и вывод земель из сельскохозяйственного оборота. Эти процессы – основная причина современных водных экологических проблем региона.

Несмотря на различные ландшафтные условия и причины, провоцирующие развитие гидроморфных природных комплексов, процессы неспецифичны – они развиваются по природному типу.

Литература

1. *Лосев К.С., Мнацаканян Р.А., Дронин Н.М.* Потребление возобновляемых ресурсов: экологические и социально-экономические последствия (глобальные и региональные аспекты). М.: ГЕОС. 2005. 158 с.

2. *Волкова Н.А., Назаренко О.Г.* Геоэкологическая характеристика природно-территориальных комплексов современного гидроморфизма (на примере юго-восточных отрогов Донецкого кряжа). М.: РАСХН. 2005. 237 с.

3. *Новикова Н.М., Назаренко О.Г.* Современный гидроморфизм: процессы, формы, проявления, признаки // Аридные экосистемы. 2007. Т.13. № 33-34. С. 68-80.

4. *Новикова Н.М., Кузьмина Ж.В., Шумова Н.А., Кутузов А.В.* Опасность изменения грунтовых вод и подтопления земель // Атлас природных и техногенных опасностей и рисков чрезвычайных ситуаций Южного федерального округа Российской Федерации. М.: ИПЦ «Дизайн. Информация. Картография». 2007. С. 240-245.

ДИФФЕРЕНЦИРОВАННАЯ СИСТЕМА ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Поздняков Ш.Р., Румянцев В.А.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия
tbgmaster@mail.ru

Существующая современная система мониторинга экологического состояния водных объектов дает возможность в целом оценивать динамику изменения их основных гидрологических, гидрохимических и гидробиологических характеристик. Вместе с тем для решения многочисленных проблем, связанных с прогнозированием тенденций трансформации экосистем водных объектов, разработкой практических рекомендаций по оздоровительным мероприятиям на них и оценки результатов их проведения, такого мониторинга часто оказывается недостаточно. При этом основная часть малых и средних водных объектов не охвачена и не может быть охвачена стационарными наблюдениями в силу своей многочисленности и практических возможностей стационарной сети Росгидромета. Вместе с тем, увеличивающаяся антропогенная нагрузка на водотоки и водоемы, вызывает все большую неоднородность их экологического состояния и ставит под сомнение возможность использования метода аналогии при решении практических задач. Количество таких задач постоянно увеличивается в силу возрастания водохозяйственного и рекреационного значения водных объектов. Таким образом, возникает необходимость одновременного охвата комплексными наблюдениями как можно большего количества водных объектов на обширных территориях. Стандартные приемы и методы оценки, вклю-

чающие большое количество измеряемых параметров оказываются неприемлемыми из-за своей трудоемкости. Возникает задача более гибкого подхода к решению данной проблемы и применения экспресс диагностики, включающей оптимизированное минимальное количество измеряемых параметров за короткий промежуток времени в важные и лимитирующие фазы гидрологического режима. Такой подход позволяет выполнять одновременные измерения на значительно большем количестве объектов. Важно, чтобы такая оптимизация имела необходимое научное обоснование. В настоящее время такая методика разработана в ИНОЗ РАН на основе системы ранней диагностики экологического состояния водных объектов.

В соответствии с данной методикой выполняются измерения следующего ограниченного количества параметров:

- гидрохимические исследования ограничиваются определением значений температуры, водородного показателя (pH), удельной электропроводности (УЭП), содержания растворенного кислорода (O_2), диоксида углерода (CO_2), общего фосфора (TP), азота нитритов (NO_2^-), органолептической характеристики – интенсивности запаха.
- исследования фитопланктона на акваториях водоемов, предусматривают анализ видового состава и выявления доминирующих таксонов и групп водорослей (в том числе, сине-зеленых водорослей), определение содержания хлорофилла «а» в воде.
- обследования макрофитных сообществ, предусматривают оценку их видового состава, структуры и пространственного распределения, а также степени зарастания водоемов.
- определения токсичности воды выполняются с использованием искусственных сенсорных систем.
- наконец, проводится визуальное обследование водной поверхности и береговой зоны водоема для выявления возможных источников загрязнения и характера негативных процессов, развивающихся в водоеме.

Данный перечень показателей необходимо определять в период летней межени. Кроме того, необходимы измерения в конце ледоставного периода и во время весеннего половодья, но без обследований макрофитных сообществ и фитопланктона.

Следует отметить, что значительная часть определений требуемых параметров может осуществляться в оперативном режиме непосредственно в полевых условиях. Контроль данного комплекса показателей обеспечивает достоверное выявление развития в водоемах негативных процессов и позволяет оценить не только качество воды, но состояние водных объектов в целом, включая водную поверхность и береговую зону, а также «отклик» биологических сообществ.

Реализация указанной методики оценки позволяет за весьма короткое время обеспечить получение реального представления об экологическом состоянии водных объектов на обширных территориях и спроектировать проведение масштабных комплексных работ по оздоровлению всех водных объектов на территории даже таких крупных городов, как Санкт-Петербург, Москва или Казань за 2-3 календарных года.

Вместе с тем, для крупнейших и стратегически важных водных объектов, таких как Ладожское, Онежское озера или озеро Байкал и ряда других, также требуется изменение подхода к мониторингу их экологического состояния. Поскольку стандартная система мониторинга не может обеспечить достаточную оценку особенностей таких крупных объектов, требуется индивидуальный подход к каждому из них.

В результате для каждого такого водного объекта должна быть разработана своя эксклюзивная система наблюдений, учитывающая их особенности.

В частности, как показывают результаты исследований и опыт многолетней работы специализированной экспедиции ИНОЗ РАН, для Ладожского озера предлагается трехуровневая система мониторинга. Данная система предусматривает, прежде всего, использование опорных наблюдений на постах и на акватории Ладожского озера, осуществляемых в настоящее время Росгидрометом, и дополненных комплексными исследованиями специализированных научных учреждений, прежде всего ИНОЗ РАН. Это первый базовый или макромасштабный уровень мониторинга, который должен осуществляться с периодичностью нескольких съемок в год по всей акватории озера и обеспечивать информацией об общей экологической ситуации на Ладожском озере.

Однако, для Ладожского озера характерно наличие нескольких кризисных зон, где требуются более тщательные оценки большего числа параметров и с большей частотой измерений для своевременной оценки развития нежелательных процессов, способных повлиять на экологическое состояние озера в целом. Как показывают исследования, проведенные ИНОЗ РАН, такие зоны расположены преимущественно в прибрежных районах озера и приурочены либо к устьевым участкам основных притоков озера, либо к крупнейшим промышленным предприятиям, находящимся в непосредственной близости от озера или на притоках. Конкретно, к кризисным зонам отнесены следующие районы (см. рис. 1.):

1. устье реки Сясь и территории, прилежащие к Сясьскому ЦБК;
2. устье реки Волхов с прилежащими территориями;
3. бухта Петрокрепость, г. Шлиссельбург, прилежащие территории южного Приладожья;
4. устье реки Бурной, Светогорский ЦБК;
5. г. Приозерск, Лесокомбинат, Щучий залив;
6. г. Лахденпохья, прилежащие территории;
7. г. Сортавала, прилежащие территории;
8. п. Ляскеля, прилежащие территории;
9. г. Питкяранта, Целлюлозный завод ;
10. устье реки Свирь;
11. п. Импилахти, прилежащие территории;
12. Монастырская бухта о. Валаам

Это второй мезомасштабный уровень, позволяющий контролировать ситуацию в кризисных районах, развитие негативных процессов в которых может отразиться на экологическом состоянии всего озера.

Наконец, важнейшее практическое значение имеет оценка целого ряда параметров, характеризующих ситуацию в районе Ладожского озера, примыкающего к истоку р. Нева. Качество воды в этом районе озера практически характеризует таковое в зоне водозаборных сооружений питьевого водоснабжения Санкт-Петербурга ниже по течению р. Нева. Поэтому должен быть предусмотрен третий (локальный) уровень, предусматривающий непрерывный контроль качества воды в истоке Невы. Оперативная оценка изменений характеристик воды в указанной зоне и констатация наступления неблагоприятных событий, обеспечивает учет их появления в районе водозаборов через период, равный времени добегания водных масс. Данная информация позволяет своевременно перестроить систему водоподготовки с учетом наступления неблагоприятного события. В этой связи требуется установка в районе

истока р. Невы из Ладожского озера автоматической буйковой станции, обеспечивающей непрерывную передачу данных измерения ряда параметров качества воды. Указанная информация с учетом анализа ситуации в кризисных районах Ладожского озера позволит перейти от констатации наступления неблагоприятного события (что в настоящее время и происходит в результате мониторинговых работ) к их купированию или своевременному практическому учету, в частности, при организации очистки воды. Предлагаемая система оценки для Ладожского озера предусматривает учет специфических особенностей данного водного объекта. Аналогичный индивидуальный подход должен быть обеспечен при переходе к другим объектам такого же порядка.

Рисунок 1. Кризисные зоны Ладожского озера

Таким образом, переход к описанной дифференцированной системе мониторинга позволит, с одной стороны, охватить наблюдениями значительно большее количество обследуемых водных объектов, а, с другой стороны, учесть индивидуальные особенности крупнейших из них. В результате, за короткий период времени может быть получена достоверная информация о современном экологическом состоянии многочисленных небольших водных объектов на обширных территориях и обеспечен переход на более качественный уровень оценки экологического состояния крупнейших водоемов для целей моделирования и прогнозирования.

СОВРЕМЕННОЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОБЬ-ИРТЫШСКОГО БАССЕЙНА[8]

Пузанов А.В., Безматерных Д.М., Винокуров Ю.И., Зиновьев А.Т., Кириллов В.В., Котовщиков А.В., Красноярова Б.А., Рыбкина И.Д.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, Россия
iwep@iwep.ru

Река Обь берёт своё начало на Алтае, длина ее от слияния рек Бии и Катуни составляет 3660 км, а от истока Иртыша (ее основного притока) – 5410 км. Площадь Обь-Иртышского бассейна (***ОИБ***), самого крупного речного бассейна в России – 2990 тыс. км^2. Среднемноголетний объем речного стока Оби – 403 км^3/год, что соответствует слою стока в 134 мм/год. Река пересекает с юга на север территорию Западной Сибири и на всем своем протяжении, кроме истока, Обь представляет собой типично равнинную реку с малыми уклонами и широкой заболоченной долиной, достигающей местами ширины несколько десятков километров. Впадая в Обскую губу Карского моря, река образует дельту с многочисленными рукавами и островами. Иртыш берет начало в Монголии и далее пересекает территории трех государств: Китая, Казахстана, России; протяженность реки в пределах России составляет 48 % от общей длины. ОИБ охватывают практически всю Западную Сибирь, а также часть территории Казахстана и Китая. Его водосбор выходит далеко за пределы Западно-Сибирской низменности: истоки Оби и Иртыша, их притоков находятся в горах Алтая и Саян, Урала, Казахского мелкосопочника, являясь основной зоной питания рек и подземных вод рассматриваемых территорий [1].

ИВЭП СО РАН на протяжении 30 лет проводит комплексные экологические исследования в ОИБ. В 2013-2016 гг. Институтом в рамках государственного задания были выполнены следующие научные работы по этой тематике: «Исследование внутриводоёмных процессов и динамики экосистем водных объектов Сибири, включая субарктическую зону», «Исследование современного экологического состояния реки Оби» и «Исследование процессов формирования стока и разработка информационно-моделирующих систем оперативного прогнозирования опасных гидрологических ситуаций для крупных речных систем Сибири».

Особенности гидрологического режима рек ОИБ обусловливают вероятность возникновения чрезвычайных ситуаций в бассейне, оцениваемую как наиболее высокую для наводнений, вызванных половодьями и паводками, равную 40 % для левых притоков р. Тобол и р. Чулым. Для рек Томь, Вах (в верхнем течении), Тобол (остальные притоки), Тавда (в среднем течении) характерна вероятность наводнений 30–40 %. Вероятность наводнений, составляющая 20–30 % характерна для р. Иртыш (ниже устья Ишима), р. Обь (район Новосибирского водохранилища), р. Вах (в среднем течении), р. Сев. Сосьва. Для остальных рек ОИБ характерна вероятность наводнений менее 20 %. Русловые процессы, выражающиеся в изменении плановых очертаний русел, вертикальных отметок дна, смещении аллювиальных форм руслового рельефа также могут сопровождаться частыми опасными проявлениями, особенно характерными для рек юга Западной Сибири. Прогноз изменения водности на основе метода линейных трендов показал, что изменение водности от-

[8] Работа выполнена при поддержке СО РАН (проект II.2П/IX.134-1) и ФАНО (Сводный план экспедиционных исследований на научно-исследовательских судах).

дельных участков реки Обь по отношению к 2010 году составит к 2020 и 2030 гг. от –6,2 % до 5,7 % и от –12,3 % до 11,5 % соответственно [2, 3].

Ландшафтно-геохимические, биогеохимические условия и степень хозяйственного освоения водосборных бассейнов отражаются на величине стока загрязняющих веществ. Геохимическая обстановка в исследуемом бассейне варьирует от окислительной слабощелочной и щелочной в повышенных элементах рельефа до восстановительной глеевой слабокислой в пониженных, избыточно увлажненных и на участках развития слабопроницаемых пород. В условиях низкой антропогенной нагрузки качество поверхностных вод формируется за счет поступления веществ из почвенного покрова и почвенно-грунтовых вод [4].

Водохозяйственный комплекс. В ОИБ создан и функционирует мощный водохозяйственный комплекс, обеспечивающий потребности в воде населения, промышленности, сельского хозяйства, очистку сточных вод, выработку электроэнергии, судоходство, рыбный промысел, нужды рекреации, ограничение негативного воздействия вод. На его территории в пределах России расположены более 200 крупных водохранилищ объемом свыше 1 млн м^3, в том числе 11 – объемом более 100 млн м^3. Среди них крупнейшими являются Новосибирское (8800 млн м^3), Аргазинское (740 млн м^3), Гилёвское (471 млн м^3) и Белоярское (250 млн м^3). Большинство водных объектов находятся в Алтайском крае (80), Кемеровской (57), Свердловской (44), Новосибирской (34) и Челябинской (8) областях. Только в бассейне Верхней Оби, по данным Верхне-Обского бассейнового водного управления, функционирует свыше 1850 водохозяйственных систем и гидротехнических сооружений, в том числе 561 ГТС водохранилищ и прудов емкостью 100 тыс. м^3 и более, защитные дамбы, водозаборы, очистные сооружения, накопители и отстойники.

В 2013 г. водоотбор в бассейнах рек Обь и Иртыш на территории РФ не превышал 8 млн м^3/год. За последние десятилетия в ОИБ, как и в целом по России объемы забранной воды снизились [5]. Основные потребители воды расположены в бассейнах рек Иртыш и Томь на территории Тюменской, Кемеровской и Свердловской областей, на которые приходится более 60 % общего водозабора.

Основные объемы водоотведения также приурочены к бассейнам рек Иртыш и Томь. При общем объеме сбросов сточных вод в ОИБ на уровне 6,1 км^3/год (2013 г.), на территории бассейнов рек Иртыш и Томь образуется около 65 % сточных вод всех категорий, 84 % загрязненных стоков и 80 % сточных вод, не прошедших очистку. В целом объемы водоотведения сокращаются, исключение составляет бассейн Томи (см. рис. 1).

Неравномерное обеспечение населения и экономики водными ресурсами предопределило разработку в 1970-х годах многочисленных проектов внутрибассейновых и межбассейновых перераспределений речного стока. К ныне существующим внутрибассейновым переброскам водного стока относятся Кулундинский канал и Чарышский групповой водопровод. Среди других действующих межбассейновых перераспределений водного стока переброска части стока р. Камы в бассейн Тобола, каналы Иртыш-Караганда и Черный Иртыш – Карамай – Урумчи. Периодически происходит возврат к рассмотрению ряда проектов внутрибассейновой и межбассейновой переброски. В настоящее время однозначного мнения по этим проектам не существует. Для оценки всех возможных последствий перебросок необходимо проведение комплексных исследований.

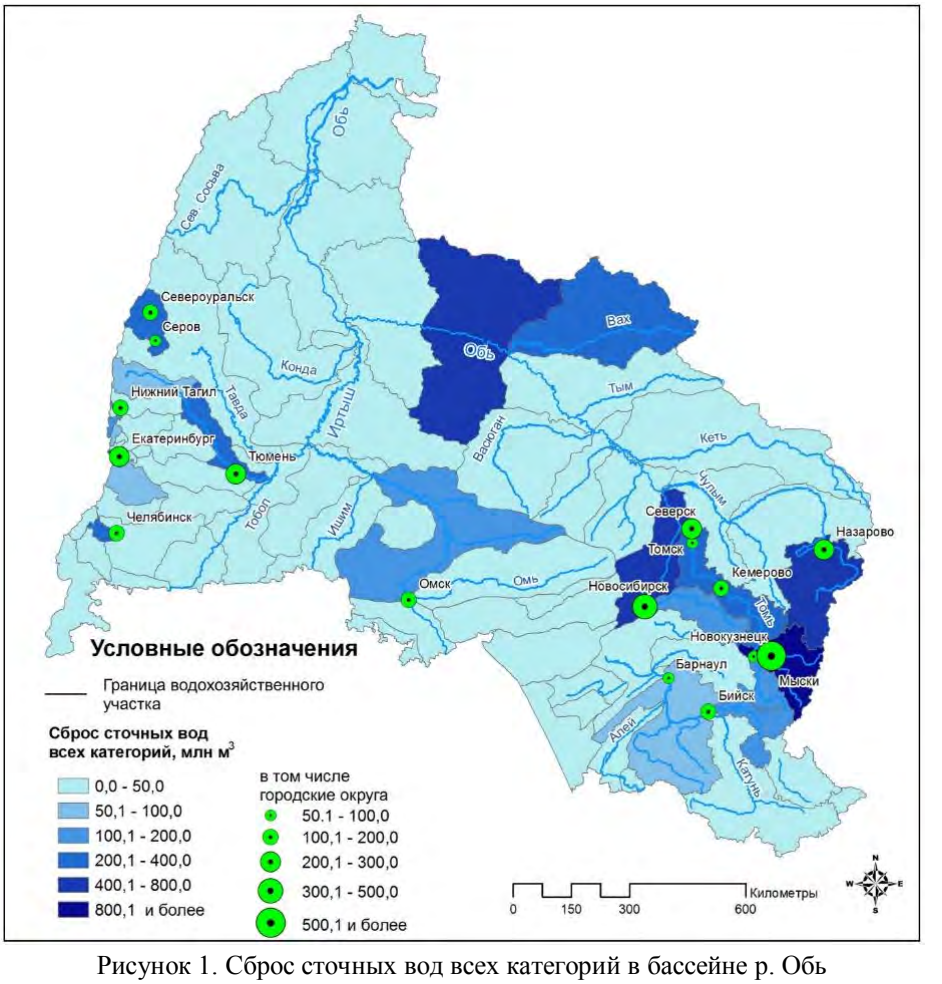


Рисунок 1. Сброс сточных вод всех категорий в бассейне р. Обь
(в разрезе водохозяйственных участков, 2013 г.)

Анализ современной обеспеченности поверхностными водными ресурсами в расчете на одного жителя показал закономерное увеличение водообеспеченности с юга на север, по мере нарастания водности рек и увеличения увлажнения территории. Наиболее всего ресурсами поверхностных вод (свыше 1000 тыс. м^3/чел. в год) обеспечены малообжитые северные территории, в том числе население в нижнем течении Иртыша и Оби, а также в бассейнах рек, впадающих в Обскую губу и Карское море. Менее обеспечено поверхностными водными ресурсами (5-50 тыс. м^3 в год на человека) население основной полосы расселения, приуроченной к лесостепной и степной зонам, густо заселенные и интенсивно освоенные бассейны Чулыма и Томи, а также горно-таежный пояс Урала. Наименьшей водообеспеченностью отличаются территории области внутреннего стока и южная часть Уральского региона.

В целом, с учетом подземных вод, результаты оценки показывают, что в условиях катастрофически низкой потенциальной обеспеченности водными ресурсами (менее 1,0 тыс. м^3 / чел. в год) проживает около 130 тыс. человек, очень низкой потенциальной водообеспеченности (1-2 тыс. м^3 / чел. в год) – 1678 тыс. чел., низкой (2-5 тыс. м^3 / чел. в год) – 1477 тыс. жителей ОИБ, что суммарно составляет около 15 % общей численности населения.

Трансграничный характер Иртыша и его притоков Ишима и Тобола также в значительной мере определяет экологическую ситуацию в бассейне. Остаются нерешенными вопросы институционального регулирования водопользования в межнациональных и межрегиональных сегментах водохозяйственной системы бассейна. Нет согласованных лимитов вододеления, что особенно актуально в маловодные годы и сезоны; нет и жестко согласованных графиков попусков трансграничных вод с учетом безопасного функционирования имеющихся ГТС и водохозяйственных систем; отсутствует или низка технологическая дисциплина водопользования на предприятиях – основных потребителях водных ресурсов и в жилищно-коммунальных хозяйствах крупных городов; велики потери водных ресурсов в открытых водоемах и каналах.

Экспедиционные исследования 2016 г. В соответствии с планом экспедиционных исследований на научно-исследовательских судах Федерального агентства научных организаций России на 2016 г. ИВЭП СО РАН впервые за последнее десятилетие выполнены комплексные экспедиционные водно-экологические исследования в бассейне реки Оби с использование научного флота. Основной целью экспедиции было изучение пространственной неоднородности гидрологических, гидрохимических и гидробиологических характеристик речной системы Оби и связанных с ней крупных водоемов, а также характеристик стока и влияния поймы [6].

В 2016 г. проведено 3 экспедиции на различных участках р. Оби (от г. Бийск до г. Салехард) и Новосибирского водохранилища и 5 экспедиций на Телецком озере. В экспедициях было задействовано 2 судна: на Оби и Новосибирском водохранилище. Подробно изучался верхний участок р. Оби: от г. Бийска до г. Камня-на-Оби и Новосибирское водохранилище. Получен массив актуальных комплексных данных о характеристиках русла (плановая конфигурация, морфометрия) и гидравлических характеристиках речного потока (скорости течения, расходы воды, продольные уклоны водной поверхности, пропускная способность русловых разветвлений и пойменных проток), собранный в опорных створах, рассредоточенных по протяжению русла реки, с целью уточнения одномерной горизонтальной компьютерной модели течений в системе русел Верхней Оби. Это необходимо для увеличения достоверности прогнозирования чрезвычайных гидрологических явлений.

Проведено два этапа экспедиционных исследований по реке Оби, от г. Бийск до г. Барнаул и от г. Бийск до г. Камень-на-Оби. В ходе выполнения первого этапа выполнено 16 промерных створов по главному руслу реки Обь, 2 створа на реке Бия, 1 створ на реке Катунь и 9 створов в притоках и протоках реки Обь. В ходе выполнения второго этапа экспедиционных работ выполнено 57 промерных створов по главному руслу реки Обь, 2 створа на реке Бия и 12 створов в притоках и протоках реки Обь. В ходе исследований по второму этапу синхронно с комплексными измерениями руслового потока были организованы два временных уровенных гидрологических поста на участке Шелаболиха – Камень-на-Оби и выполнены согласованные по времени с наблюдательной сетью Росгидромета измерения отметки уровня на этих временных постах для оценки продольных уклонов реки Обь. На третьем этапе проведены рекогносцировочные исследования на участках Верхней, Средней и Нижней Оби от г. Новосибирска до г. Салехарда.

По многолетним данным выявлено, что разнообразие природных и антропогенных факторов обусловливает значительную вариабельность содержания химических веществ в природных водах (от низкого, до превышающего ПДК). По условиям самоочищения за счет разбавляющей способности, интенсивности трансформации

загрязняющих веществ, температуры и цветности воды, уровня развития планктона и бентоса, а также по содержанию растворенного в воде кислорода, биогенных и органических веществ, результатам биоиндикации р. Обь в период открытой воды на всем протяжении характеризуется высокими потенциалом и интенсивностью самоочищения; наблюдается снижение интенсивности самоочищения в подледный период, особенно в условиях поступления с заболоченного водосбора на участке Средней Оби вод [7]. Содержание легкоокисляемых органических веществ (по БПК$_5$) в 2016 г. достигало наиболее высокого значения в устье притоков (рис. 2).

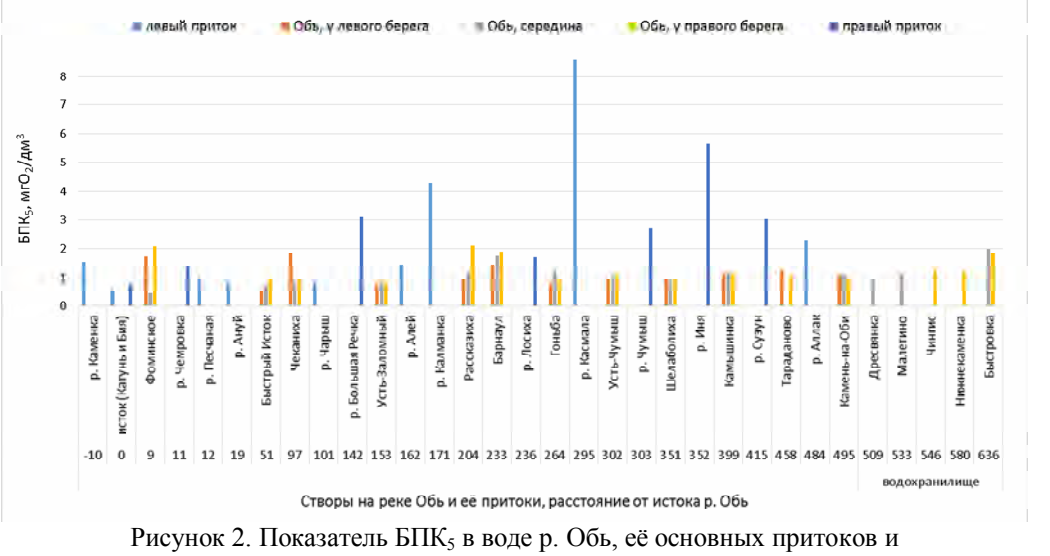


Рисунок 2. Показатель БПК$_5$ в воде р. Обь, её основных притоков и Новосибирского водохранилища 22 июля – 8 августа 2016 г.

Максимальные уровни развития фитопланктона в р. Оби, как свидетельствует содержание хлорофилла *a*, отмечаются на участках ниже поступления стоков г. Новосибирска и ниже впадения р. Томь, а также ниже впадения крупнейших притоков – Чулым и Иртыш. Минимумы наблюдаются в средней части зарегулированного участка реки, а также под влиянием притоков с заболоченными водосборами (Кеть, Васюган). В целом, в реке Обь практически на всем протяжении поддерживается высокий уровень развития фитопланктона, что указывает на высокий трофический статус и самоочищающую способность реки (рис. 3).

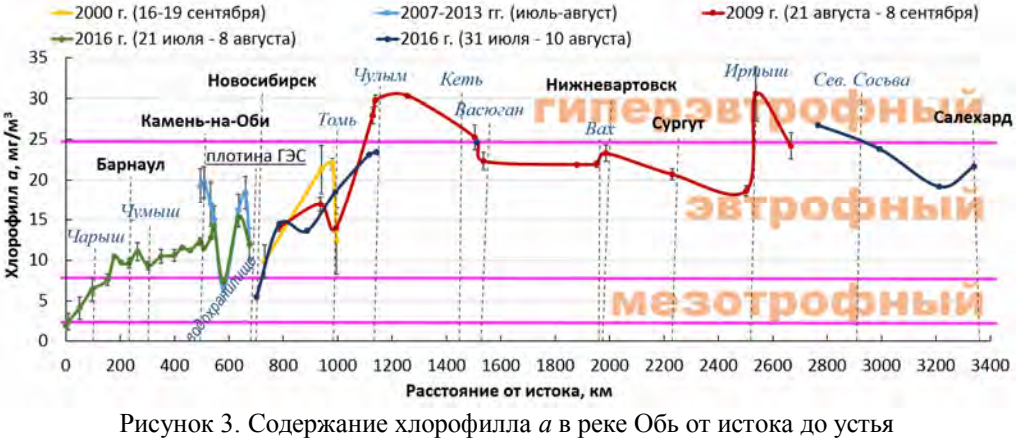


Рисунок 3. Содержание хлорофилла *a* в реке Обь от истока до устья

Таким образом, многолетнее функционирование в бассейне Оби крупнейших в России радиохимических, угледобывающих, металлургических, нефтехимических, нефте- и газодобывающих производств привело к локальному загрязнению вод и донных отложений рек, озер, болот и искусственных водоемов, подземных горизонтов. Однако благодаря высокому потенциалу самоочищения крупных рек и водоемов это негативное воздействие не распространяется на большие бассейны.

На 2017 г. запланировано изучение межгодовой и многолетней динамики основных показателей, характеризующих экологическое состояние реки Оби.

Литература

1. Современное состояние водных ресурсов и функционирование водохозяйственного комплекса бассейна Оби и Иртыша / Ю.И. Винокуров, А.В. Пузанов, Д.М. Безматерных и др. Новосибирск: СО РАН, 2012. 236 с.

2. *Винокуров Ю.И., Пузанов А.В., Атавин А.А.* и др. Научное обеспечение устойчивого функционирования водохозяйственного комплекса бассейнов крупных рек (на примере Обь-Иртышского бассейна) // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Материалы III всерос. конф. с междунар. участием. Барнаул: АРТ, 2010. С. 504-507.

3. *Винокуров Ю.И., Пузанов А.В., Безматерных Д.М.* и др. Проблемы формирования и рационального использования водных ресурсов Обь-Иртышского бассейна // XIV Съезд Русского географического общества. СПб., 2010. Кн. 3. С. 135-138.

4. *Пузанов А.В., Винокуров Ю.И., Безматерных Д.М.* и др. Водные ресурсы и водохозяйственный комплекс Обь-Иртышского бассейна // Водные ресурсы Центральной Азии и их использование: Материалы Междунар. науч.-практ. конф. Алматы, 2016. Т. 1. С. 388-394.

5. *Рыбкина И.Д., Стоящева Н.В., Губарев М.С. и* др. Особенности водопользования в регионах Обь-Иртышского бассейна // Известия Алтайского отделения Русского географического общества. 2016. № 4 (43). С. 19-29.

6. *Пузанов А.В., Безматерных Д.М., Винокуров Ю.И.* и др. Оценка современного экологического состояния реки Оби // Экологический риск: Материалы IV Всерос. конф. с междунар. участ. Иркутск: Институт географии СО РАН, 2017. С. 49-51.

7. *Кириллов В.В., Безматерных Д.М., Яныгина Л.В.* и др. Факторы и показатели самоочищения реки Оби // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Материалы III всерос. конф. с междунар. участием. Барнаул: АРТ, 2010. С. 137-140.

ПАРАМЕТРИЗАЦИЯ ХАРАКТЕРИСТИК РЕЧНОГО СТОКА ДЛЯ ДИАГНОСТИКИ ВОЗНИКНОВЕНИЯ ОПАСНЫХ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ЯВЛЕНИЙ И ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ[9]

Фролова Н.Л., Агафонова С.А., Гончаров А.В., Гречушникова М.Г., Ефимова Л.Е., Заславская М.Б., Киреева М.Б., Крыленко И.Н., Магрицкий Д.В., Чалов С.Р., Чалов Р.С., Эдельштейн К.К.
МГУ им. М.В.Ломоносова, г. Москва, Россия
frolova_nl@mail.ru

Вероятность и масштабы опасных гидрологических явлений, а также естественных и антропогенных сукцессий водных биоценозов ставятся в соответствие с составляющими речного стока и диапазонами их изменения под влиянием природных зональных факторов и антропогенных нагрузок. Частота и масштабы затопления освоенной местности, степень выраженности маловодий, опасность ледовых, русловых и устьевых процессов изменяются под влиянием многолетних, сезонных, синоптических и иных флуктуаций расходов воды, мутности, содержания в воде растворенных и взвешенных химических соединений. Эти флуктуации создают специфику водного режима рек, озер и водохранилищ, абиотического (нередко негативного) фона существования водных биоценозов и, в частности, рыбных сообществ. Для определения опасности этих процессов проводится параметризация характеристик речного стока в их природном и техногенном диапазоне изменения. На основе разделения этого диапазона на интервалы, соответствующие разным гидрологическим и экологическим функциям речного стока, определяются региональные сценарии изменения гидроэкологической безопасности освоенных территорий в ряду событий «норма – кризис – бедствие – чрезвычайная ситуация – катастрофа».

В работе изложены результаты исследований, начатых по инициативе Н.И. Алексеевского в 2014 г. и продолженных в 2014-2016 гг.. Исследования направлены на разработку концепции изменения гидроэкологической безопасности территорий, водных объектов, участков рек и побережий, гидрологических ограничений для водопользования, вероятности опасных гидрологических и экологический явлений под влиянием природных и антропогенных изменений составляющих речного стока. Организация экономически эффективного и безопасного водопользования предполагает определенное соответствие между масштабами, интенсивностью использования ресурсов рек и их гидрологическими характеристиками. Природное и техногенное изменение гидрологического состояния и режима рек способно проявляться в таком диапазоне гидрологических характеристик, при котором возникает опасность для жизни людей, социальных и производственных объектов, снижения экономического эффекта их использования и эксплуатации. Были введены представления о гидрологических ограничениях для водопользования. Они соответствуют разным пороговым значениям гидрологических характеристик, связаны с возможными нарушениями работы водохозяйственных систем, изменениями состояния экосистем, условий жизни и здоровья населения.

Гидрологические ограничения учитывают природные особенности изменения составляющих речного стока и задают значения гидрологических характеристик,

[9] Исследования выполнены при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00155).

при которых обеспечивается безопасность водопользования при допустимом риске опасных гидрологических явлений. В зависимости от отклонений гидрологических функций водных объектов от некоторого их приемлемого уровня для населения и хозяйства можно говорить о возможности водопользования, в условиях изменения гидроэкологических функций водных объектов на шкале событий «норма – риск – кризис – бедствие – катастрофа».

Изучение временной и пространственной изменчивости различных составляющих стока для отдельных регионов, речных бассейнов позволило перейти к параметризации гидрологических характеристик, соответствующих различным условиям водопользования и существования гидробионтов. В зависимости от вида водопользования возможность, эффективность и безопасность использования ресурсов рек зависит от одной, нескольких или многих гидрологических характеристик. Выделение диапазонов изменения гидрологических характеристик (проведение операции параметризации), отвечающих норме, риску, кризису, бедствию или катастрофе – сложная многоэтапная научная задача. Разные диапазоны изменения таких характеристик могут оказаться приемлемыми для организации экономически эффективного и экологически безопасного водопользования или отвечать условиям нарушения безопасности для населения, хозяйства, экосистем по одному, некоторым или всем гидрологическим ограничениям.

Наибольший опыт параметризации гидрологических характеристик накоплен при определении влияния характерных расходов и уровней воды на условия водопользования. Для этого используется статистическая обработка рядов соответствующей информации. Шкала параметризации для оценки использования водных ресурсов (водного стресса) была дополнена расчетами дефицита водных ресурсов для всех субъектов Европейской территории России (ЕТР) [1]. Схема параметризации характеристик водного режима использована с целью выявления предпосылок возникновения маловодий в бассейне Дона и особенностей минимального стока рек Черноморского побережья Кавказа.

Для оценки опасности наводнений предложен комплекс показателей, характеризующих площадь, продолжительность и глубину затопления при прохождении максимального стока, вероятность этих событий и степень воздействия на население и хозяйство. Одновременно определен комплекс социально-экономических показателей, учитывающих материальные ресурсы освоенной территории и величину потенциального ущерба в случае ее затопления. Детальность используемых данных определяется масштабом исследований. В результате проведенного исследования построены карты для отдельных признаков опасности наводнений в пределах речных бассейнов ЕТР [2].

Параметризация опасных ледовых явлений включает оценку изменчивости сроков ледовых явлений, учет их продолжительности, повторяемости формирования максимального годового уровня воды в период с ледовыми явлениями, вероятности затопления поймы в период образования затора льда. Предложенная схема параметризации характеристик опасных ледовых явлений и процессов была апробирована на реках Арктической зоны России и ЕТР за современный период (1981 – 2010 гг.). Проведено районирование по степени опасности наводнений заторного, стокового, нагонного происхождения на участках Северной Двины (в том числе ее устьевой области), Томи, Лены, Преголя и многих других рек [2-4].

Рассмотренные подходы к параметризации характеристик опасных гидрологических событий в полной мере применимы к изучению опасных гидрологических

явлений в устьях рек и на участках морского побережья речного типа. В этом случае процедуре параметризации подвергаются характеристики транзитного, местного и эфемерного речного стока. Одна из проблем – переход от стоковых характеристик в замыкающих створах к значениям гидрологических характеристик в устьях. Другая проблема – большое разнообразие опасных гидрологических явлений в этой части речных бассейнов. Третья – влияние морских факторов, интенсивные морфологические процессы. Тем не менее, разработаны подходы для перехода от изменчивости гидрологических характеристик в устьях рек к оценке уязвимости территории, населения и объектов, ущербам на основе экспертных оценок и др. Они позволили сопоставить разные устья рек по степени указанной уязвимости. Параметризация для оценки опасных гидрологических явлений в устьях рек разработана отдельно для устьев больших рек, где она определяется соотношением речных и морских факторов (на примере устья Терека), и малых (на примере побережья Черного моря) [4].

Одним из вариантов комплексной параметризации русловых процессов является разработка критериев, оценивающих различные участки рек по сложности их водохозяйственного, транспортного, гидротехнического освоения, предотвращения опасных проявлений русловых процессов и т.д. Для каждого критерия как признака, на основе которого оценивается сложность и опасность русловых процессов, определены параметры – количественные (числовые) значения или качественные характеристики, обосновывающие типизацию участков реки, объемы мероприятий по обеспечению безопасности водохозяйственных, воднопутейских мероприятий и гидротехнических сооружений на реках, экономическую целесообразность их выполнения. Их применение на р. Оби позволило выделить ряд участков разной протяженности, отличающихся по условиям судоходства, необходимости выполнения и объему дноуглубительных работ для его обеспечения, дать оценку влияния на них других инженерных и водохозяйственных мероприятий [5].

Рассмотрены различные подходы параметризации характеристик качества воды с диагностикой возникновения изменений экологического состояния рек. Установлены и обоснованы диапазоны изменения параметров качества воды (по всем используемым в настоящее время индексам), соответствующих большей или меньшей безопасности для населения и хозяйства, а также водных биоценозов [6]. Сравнительная оценка результатов оценки качества воды разными методами проведена для рек и озер Норильского гидрологического района, активно используемых в промышленности, а также для замыкающих створов крупных рек европейской части Арктического бассейна – Северной Двины, Онеги, Мезени и Печоры. Апробация предложенной единой шкалы параметризации качества воды наиболее применяемыми в России и за рубежом методами позволила оценить целесообразность использования каждого из них для водных объектов с разной интенсивностью и направленностью хозяйственной деятельности на их водосборах.

Особый характер носит параметризация характеристик состояния водохранилищ. Для них правомерно существование лишь первых 2-3 градаций в опасности трансформации их гидрологического состояния и режима. При определении степени отклонения гидроэкологического состояния водохранилищ оцениваются значения критериальных диапазонов наиболее важных показателей качества воды [7]. В качестве таких характеристик рассматривались: биомасса фитопланктона (средняя за вегетационный сезон и эпизодически максимальная), объем (в процентах) зоны аноксии; продолжительность существования такой зоны. Рассмотрена возможность наступления состояния «риск», «кризис» для Можайского и Истринского водохра-

нилища, в водохранилищах канала имени Москвы в случае сильно изменяющегося годового притока воды. Проведение многовариантных диагностических и прогностических расчетов по модели В.В. Пуклакова [8] для получения диапазона изменения физических, химических и биологических характеристик состояния некоторых водохранилищ Москворецкой и Волжской водохозяйственных систем, обеспечивающих водоснабжение г. Москва, позволило определить степень трансформации базовых характеристик состояния искусственных водоемов от чрезвычайно сильных природных изменений речного стока.

Создана функциональная схема зависимости водных биоценозов от изменчивости внешней нагрузки. Их состояние определено комплексом абиотических факторов, к которым относится изменение водного режима, речного стока, температуры воды, содержания в воде взвешенных частиц, химических элементов и соединений, скорости течения и др. С помощью биотического индекса Вудивиса и индекса загрязнения вод (ИЗВ) выполнена параметризация антропогенного воздействия на донные биоценозы малых рек Московской области при возрастании численности населения населенных пунктов.

Важнейшим фактором среды, оказывающим наиболее выраженное влияние на формирование ихтиофауны и в значительной мере проявляющимся в пространственной неоднородности ихтиокомплексов, является перенос нерастворенных частиц речными потоками. На основе литературного обзора и анализа результатов лабораторных исследований для основных групп рыб, встречающихся в реках России (лососевые, сиговые, сомовые, окуневые, карповые), предложена шкала параметризации воздействий поступления твердых частиц на рыбное население. Определены 4 группы экологически значимых параметров (характеристик) речных наносов, проявляющихся на разных уровнях функционального воздействия. Средняя величина мутности воды, а также частота и продолжительность экстремальных повышений мутности воды, характеризуется поведенческими эффектами для рыб разных классов. Гранулометрический состав взвеси, особенно доля глинистых фракций и крупных песчаных, состоящих из неокатанных частиц с острыми гранями, фракций, связаны с эффектами механического контакта. Интенсивность оседания взвеси и заиления субстратов оказывает эффекты заиления нерестовых субстратов и угнетения нереста рыб, и, соответственно, в первую очередь влияет на литофильные (нерестящиеся на дне русла) рыбы (класса лососевых и др.). Химический состав мелкодисперсных (глинисто-илистых фракций) фракций, минералогический состав крупных (песчаных) фракций связан с токсическими эффектами. Выделенные параметры переноса речных наносов проанализированы с точки зрения пространственного распространения основных групп рыб в реках России и критических условий изменения рыбных сообществ. Выявлена широтная закономерность в составе ихтиоценозов и средней мутности рек, которая растет с севера на юг. В частности, наиболее чувствительны к замутнению воды лососевые и сиговые рыбы – типичные обитатели северных рек и озер. Напротив, карповые, сменяющие лососевых в более южных регионах, менее чувствительны к взвесям.

Для рек Камчатки и бассейна Селенги для оценки силы воздействия химических загрязнителей на развитие рыб адаптировалась методика параметризации влияния качества воды на состояние сообществ лососевых рыб по средней кратности превышения нормативов наблюдаемых концентраций по 12 наиболее распространенным примесным элементам. На основе обобщения сведений о пересыхании и промерзании рек, повышенной мутности речных вод и заилении донного субстра-

та, химическом составе речных вод с избыточной концентрацией тяжелых металлов, евтрофикации рек и загрязнении речных вод органическими и ароматическими соединениями и нарушениями мест нереста, нагула и зимовки рыб для бассейна Селенги предложена региональная экологическая классификация трансформации речных экосистем. Сопоставление в бассейне Селенги концентраций биодоступных металлов (Cu, Zn, Pb, Cd, As) во взвешенной и растворенной форме, мутности воды (средних за год) с распределением концентраций этих элементов в рыбах и состоянием сообществ позволило провести количественную параметризацию речных экосистем. Большая часть сообществ относится к состоянию «норма», которая отличается низкими концентрациями микроэлементов в рыбах и определяется отсутствием значимых техногенных изменений качества воды и наносов. Превышение от одного до трех ПДК металлов в воде соответствует состоянию «кризис», в условиях бассейна Селенги отмечающееся в районе г. Улан-Удэ и проявляющиеся в повышенном содержании ряда элементов в рыбах. Наиболее значимые воздействия на состояния сообществ («бедствие» и «чрезвычайная ситуация») характерны для малых рек, испытывающих влияние крупных индустриальных центров (Улан-Батор, Дархан, Закаменск) и разработок россыпных месторождений [9, 10].

Литература

1. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Киреева М.Б.* и др. Современные ресурсы подземных и поверхностных вод Европейской части России: Формирование, распределение, использование. – М.: ГЕОС, 2015. - 315 с.
2. *Frolova N. L., Kireeva M.B., Magrickiy D.V.* et al. Hydrological hazards in Russia: origin, classification, changes and risk assessment // Natural Hazards. 2016. - V. 84. - P. 1–29. Doi: 10.1007/s11069-016-2632-2
3. *Agafonova S.A., Frolova N.L., Krylenko I.N., Sazonov A.A., Golovlyov P.P.* Dangerous ice phenomena on the lowland rivers of European Russia // Natural Hazards. 2016. V. 39. P. 1–18. Doi: 10.1007/s11069-016-2580-x
4. *Alexeevsky N.I., Magritsky D.V.* et al. Causes and systematics of inundations of the Krasnodar territory on the Russian black sea coast // Natural Hazards and Earth System Science. 2016. – Pp.1289–1308. DOI:10.5194/nhess-16-1289-2016.
5. *Чалов Р.С.* Русловые процессы (русловедение). М.: ИНФРА-М. 2016. 569 с.
6. *Алексеевский Н.И., Заславская М.Б., Гончаров А.В.* Методические подходы к изучению и параметризации качества воды // Вестник Московского Университета. Сер. 5. География. 2016. № 2. С. 13-21.
7. *Пуклаков В.В., Даценко Ю.С., Гончаров А.В., Эдельштейн К.К.* и др. Гидроэкологический режим водохранилищ Подмосковья (наблюдения, диагноз, прогноз) – М.: «Перо». 2015.– 284 с.
8. *Пуклаков В.В.* Гидрологическая модель водохранилища. Руководство для пользователей. – М.: ГЕОС, 1999. – 96 с.
9. *Chalov S.* et al. Spatio-temporal variation of sediment transport in the Selenga River Basin, Mongolia and Russia // Environmental Earth Sciences, 2016. – V. 73, № 2. – Pp. 663-680.
10. *Чалов С.Р., Есин Е.В.* Принципы экологической классификации рек районов современного вулканизма (на примере Камчатки) // География и природные ресурсы. 2016. № 1. С. 80-87.

I. *РАЗВИТИЕ МЕТОДОВ И ТЕХНОЛОГИЙ ОЦЕНКИ И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ И РЕЖИМА ВОД СУШИ В УСЛОВИЯХ НЕОПРЕДЕЛЁННОСТИ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ*

ОЦЕНКА МЕСТНОГО СТОКА РЕК РЕСПУБЛИКИ КРЫМ

Болгов М.В., Зайцева А.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
4etverikova.anna@gmail.com

В силу особенностей рельефа и климата большинство рек Республики Крым имеет небольшие размеры водосборных бассейнов, пересыхают в летний период, и в целом водные ресурсы региона ограничены. Однако, несмотря на это, они играют решающую роль в водообеспечении населения, а сама оценка местного стока крымских рек представляет собой актуальную и сложную научную задачу.

Климатические зоны Крыма характеризуются достаточно высоким уровнем разнообразия при относительно небольших размерах территории. Крым подразделяется на степную часть (умеренно континентальный климат, жаркое сухое лето и прохладная влажная зима), горную часть (слабоконтинентальный теплый климат, относительно влажное лето и прохладная влажная зима), и южнобережную часть (субсредиземноморский слабоконтинентальный климат, жаркое сухое лето и относительно теплая, влажная зима). Наиболее холодным месяцем чаще всего является январь или февраль, особенно на морском побережье. Наиболее низкая средняя температура (-4°) наблюдается в январе в горах, а наиболее высокая (около 5°) – на Южном берегу. Самая высокая средняя месячная температура чаще всего бывает в июле, достигает 23-24° на большей части полуострова, а в горах — 16° [1].

Крымский полуостров в целом характеризуется недостаточным увлажнением. Распределение осадков по его территории неравномерно, их количество резко колеблется от года к году (см. табл. 1).

Таблица 1. Распределение осадков по территории п-ова Крым [2]

Районы Крыма	Годовая сумма осадков (x), мм		
	$x_{\min}$	$x_{\max}$	$x_{ср}$
Степные районы	115-250	490-720	340-425
Предгорье	190-340	715-870	450-490
Южный берег	160-180	1030	430-550
Западные вершинные плато	410	1650	960

По сезонам года осадки также распределяются неравномерно. Так, в степном и предгорном Крыму максимум их приходится на июнь − июль, на Южном берегу и в южной части гор — январь или декабрь, на западном и восточном побережьях осадки выпадают относительно равномерно в течение года.

В гидрографическом отношении Крым подразделяется на горную и равнинную (степную) части. В горной части густа речной сети составляет 0,7 км/км^2, а в равнинной – не превышает 0,12 км/км^2. Средняя густота речной сети полуострова составляет 0,22 км/км^2. В горах берут начало все реки Крыма, за исключением малых водотоков и балок крайней северной его части. На Керченском полуострове речная сеть представлена в основном балками, по которым сток воды осуществляется в

Азовское море, Чёрное море и Керченский пролив. Некоторые балки впадают в озёра, расположенные по побережью. Водотоки длиной менее 10 км составляют 92,1% от общего количества рек полуострова [3]. Наиболее значительными как по водности, так и по протяженности являются реки бассейна Азовского моря (Салгир, Индол, Восточный Булганак). Среди значительных рек бассейна Черного моря – Альма, Кача, Черная, Бельбек. Из факторов подстилающей поверхности на водный режим рек в первую очередь оказывает влияние наличие трещиноватых известняков, значительно регулирующих поверхностный и подземных сток. Естественный режим большинства рек искажается регулирующим влиянием искусственных водоемов и забором воды на орошение и хозяйственно-питьевое водоснабжение. В связи с этим отмечаются различия в водном режиме для разных водотоков и даже по длине одной и той же реки [4].

На территории Республики Крым насчитывается 22 крупных водохранилища, 14 из которых относятся к водохранилищам естественного стока с общим объёмом 188,920 млн м^3 или 20% всего поверхностного стока Крыма [3]. Водохранилища естественного стока заполняются во время осенне-зимнего периода и весенних паводков, иногда – летом при ливнях, остальные водохранилища − наливные.

Распределение стока по территории Крыма подчинено вертикальной и, в гораздо меньшей степени, географической зональности. Кроме того, на водность рек, берущих начало в горах, влияет экспозиция склонов. Распределение среднего стока по территории таково, что на западных и юго-западных склонах наблюдаются наибольшие его значения, затем, по мере продвижения по южному побережью, величины стока уменьшаются, приближаясь к практически нулевым значениям на равнине Керченского полуострова. Сток рек, стекающих с северных склонов, имеет пониженные значения по сравнению со стоком рек западных и южных склонов и по мере продвижения на север практически уменьшается до нулевых значений [4]. Для крымских рек характерно уменьшение максимальных расходов по выходу с гор и предгорий к устью, что объясняется, помимо естественной трансформации паводков на бесприточных участках, потерями воды при пересечении участков распространения карста, забором воды на орошение, заполнение прудов и водохранилищ.

Крымские реки отличаются зимне-весенними паводками (декабрь-апрель) за счет оттепелей с одновременным выпадением дождей и длительным летне-осенним (май-ноябрь) периодом с низким стоком (иногда до полного пересыхания), прерываемым кратковременными, интенсивными, иногда катастрофическими поднятиями уровня за счет ливней. На рис. 1 представлено осредненное распределение стока внутри года для р. Кача – с.Баштановка, являющееся типовым для рек крымского типа (по классификации Б.Д. Зайкова).

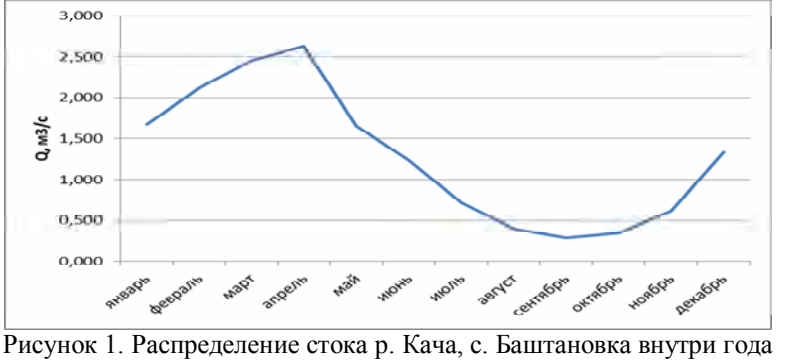
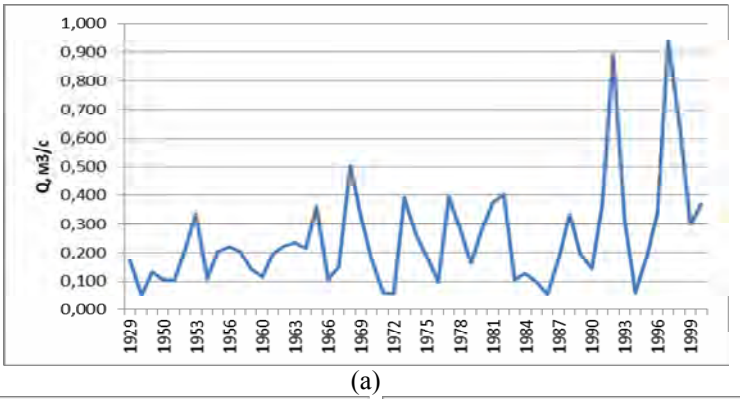


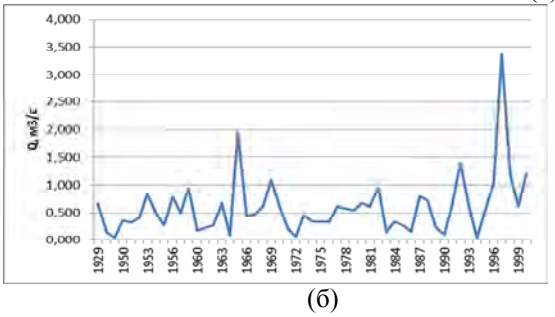
Рисунок 1. Распределение стока р. Кача, с. Баштановка внутри года

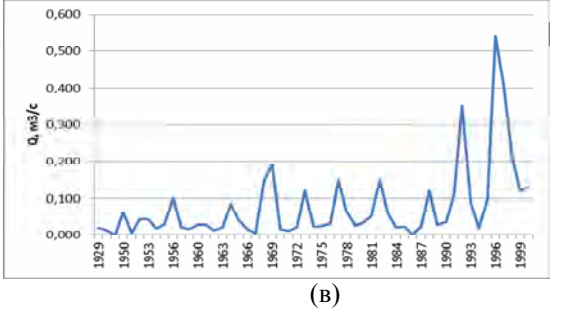
Большинство рек Крыма зарегулированы водохранилищами и используются для нужд водоснабжения и орошения. Проведенный анализ по 74 гидрологическим постам показывает, что для большинства рек характерен нарушенный режим. В качестве примера на рис. 2 приведены среднегодовые (рис.2а) и среднемесячные расходы р. Кучук-Карасу у с. Богатое (рис.2б – апрель и рис.2в – октябрь).

Реки Крыма относятся к категории малых, в которых прослеживается значительное влияние местных факторов на сток. При этом приемлемые связи стока с площадью водосбора отсутствуют в связи с высотной зональностью, особенностями орографии, несовпадением поверхностных и подземных водосборов (рис 3).



(а)





(б) (в)

Рисунок 2. Среднегодовые и среднемесячные расходы р. Кучук-Карасу, с. Богатое:
(а) - среднегодовые, (б) – апрель, (в) – октябрь

Рисунок 3. Зависимость модуля стока от площади водосбора
по данным 56 гидрологических постов

Для выяснения условий формирования водных ресурсов Крыма выполнено районирование рек региона по синхронности колебаний годового стока. Основная идея метода районирования территории по синхронности была предложена В.А. Жуком и

Е.А. Романовой в 80-е годы прошлого века [5-7], и получила развитие в работах последующих лет [8]. Для анализа отобрано 38 гидрологических постов с продолжительностью ряда наблюдений не менее 15 лет, при этом продолжительность пересекающихся интервалов – не менее 7 лет.

Получив корреляционную матрицу среднегодовых расходов воды для 38 рек полуострова, с использованием алгоритма В.А. Жука и Е.А. Романовой выделены 15 районов (рис. 4), из которых только 9 включали два и более пункта наблюдений. Следует отметить, что районы выделялись по координатам центров тяжести водосборов, а анализ корреляционной матрицы по всем рассматриваемым гидрологическим постам позволил провести классификацию с целью выделения групп, элементы которых связаны между собой корреляцией не ниже критического значения (r_{kp}). В данном случае r_{kp} принималось равным 0,7 так как при более низком значении связности стока рек размеры районов резко увеличивались, а очертания самих районов и их размеры явно не соответствовали представлениям об их географической однородности.

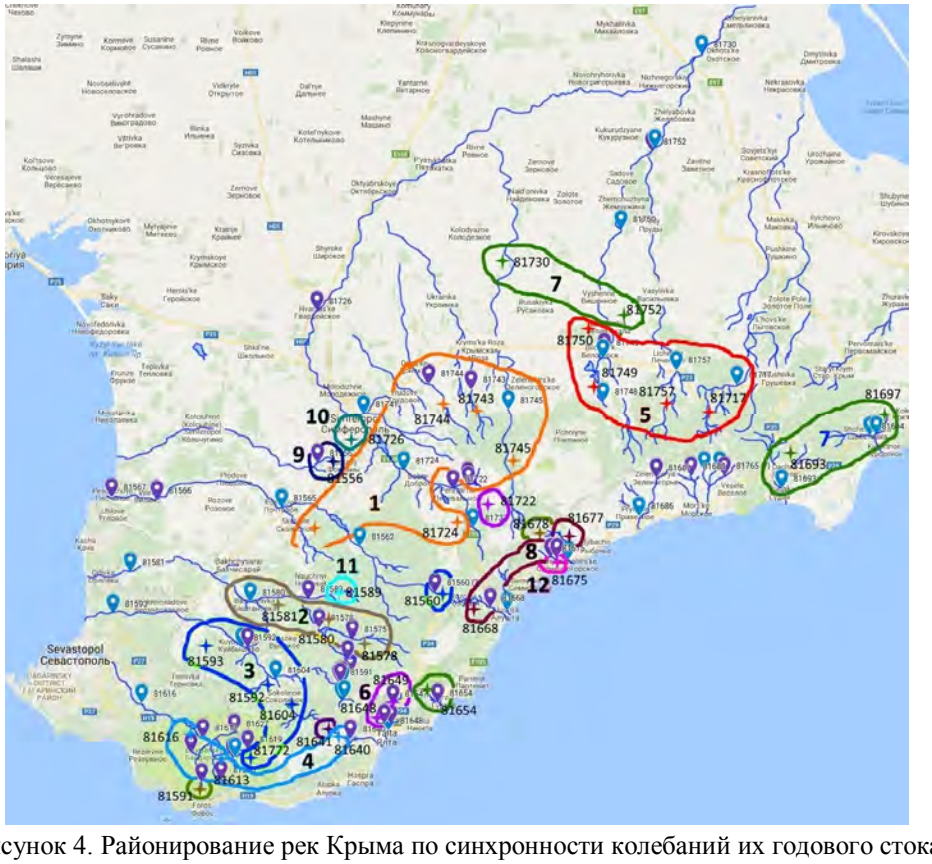


Рисунок 4. Районирование рек Крыма по синхронности колебаний их годового стока для критического значения $r_{kp} = 0{,}7$

Полученное районирование в целом отражает имеющиеся представления о пространственной дифференциации условий формирования стока рек Крыма и может быть положено в основу дальнейших гидрологических и водохозяйственных обобщений. В частности, построенные для выделенных районов зависимости среднемноголетних модулей речного стока от средней высоты водосбора (см. рис. 5), уже

могут представлять задел при разработке методики расчёта стока неизученных рек в горной части Крыма.

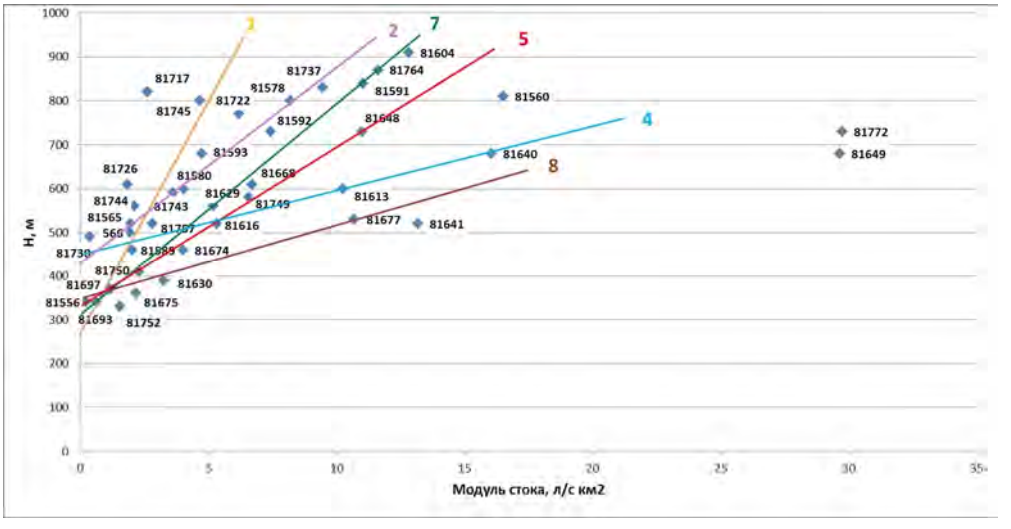


Рисунок 5. Зависимость модуля стока от средней высоты водосбора

Таким образом, можно заключить, что гидрологическая изученность рек территории Крыма в целом достаточна для обобщений, построения расчетных методик и обеспечения водохозяйственных проектов. Отмечается существенное во многих случаях воздействие на сток рек водохозяйственных мероприятий, приводящее к искажениям гидрологического режима. Выполненное на территории Крыма районирование рек региона по синхронности колебаний годового стока позволило получить достаточно устойчивые кластеры, в пределах границ которых выявлены зависимости годового стока от средней высоты водосбора.

Литература

1. http://krymology.info/index.php/Климат Крыма
2. http://meteo.crimea.ru/?page_id=213
3. Доклад о состоянии и охране окружающей среды на территории Республики Крым в 2015 году. Симферополь; ИП Бондаренко Н.Ю., 2016. – 294 с.
4. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 6, Вып. 4 Крым, – Л.: Гидрометизд, 1966. – 344 с.
5. *Жук В.А., Романова Е.А*. Об одном методе автоматических классификаций гидрометеорологических величин // Вестник Московского ун-та. Сер. геогр. – 1981. – № 5. – С. 33–38.
6. *Жук В.А., Скорняков В.А*. Оценка синхронности многолетних колебаний годового стока на основе анализа корреляционной матрицы //В кн.: Расчеты речного стока (Методы пространственного обобщения). – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1984. – С. 7–21.
7. *Жук В.А., Романова Е.А*. Исследование однородности и анизотропности полей годового стока // Оценка ресурсов и качества поверхностных вод. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. – С. 49–55.
8. *Болгов М.В., Коробкина Е.А.* Исследование закономерностей многолетних колебаний годового стока рек Сибири и Дальнего Востока// География и природные ресурсы, 2011. – №2. – С. 5-11.

БАЙЕСОВСКОЕ ПРОГНОЗИРОВАНИЕ В ЗАДАЧЕ УЧЕТА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ (ПОГРЕШНОСТЕЙ) ПРЕДЕЛЬНЫХ ЗНАЧЕНИЙ СТОКА[1]

Болгов М.В., Коробкина Е.А., Филиппова И.А., Осипова Н.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
bolgovmv@mail.ru

Одним из основных глобальных вызовов в области водных ресурсов в России и мире является рост рисков возникновения природных катастроф вследствие климатически обусловленных изменений водных ресурсов. Эти вызовы диктуют необходимость повышения обоснованности технических решений, определяющих безопасность гидротехнических и других сооружений, находящихся в зоне воздействия опасных гидрологических процессов. Для наводнений, вызванных дождевыми паводками, важно иметь инструмент надежной оценки максимальных расходов воды малой обеспеченности. В докладе рассматривается новая гипотеза для оценки формы распределения вероятностей максимальных расходов в диапазоне редких значений. Обсуждаемая идея заключается в предложении ограничить сверху диапазон экстремальных значений стока (или осадков) за счет введения верхнего предела в виде вероятного максимального паводка (PMF – Probable Maximum Flood) или осадков (PMP – Probable Maximum Precipitation) со своей случайной ошибкой. Предлагаемая методика решения задачи учета неопределенностей (погрешностей) предельных значений характеристик стока основана на Байесовской теории оценивания и заключается в построении прогнозной плотности распределения максимальных значений расхода с учетом распределения вероятностей предельного максимума и вероятностной модели рассматриваемых величин в виде усеченной плотности распределения, адекватно описывающей распределение вероятностей максимальных значений стока.

Распределение вероятностей максимальных значений стока. При построении функции распределения максимальных расходов воды и дождевых осадков стандартным методом является подбор кривой обеспеченности из известных распределений вероятностей, как правило, не ограниченных сверху. Основной научной проблемой при этом является выбор теоретического распределения на «хвостах» для лучшего соответствия имеющимся эмпирическим данным. Достаточно часто для расчета максимальных расходов воды малой обеспеченности (редкой вероятности превышения) используется процедура усечения теоретической модели с целью учета для построения распределения не всей имеющейся информации, часто к тому же генетически неоднородной, а той части ее, которая отражает условия формирования стока во время выдающихся дождевых паводков [1, 2]. Решение этой, самой по себе непростой задачи, вследствие усечения усложняется еще и сокращением объема независимой информации, привлекаемой при статистической обработке наблюденных последовательностей стока. Вопрос выбора нижней точки усечения является при этом основным. Опыт применения процедуры усечения показывает [3], что степень усечения более 50% приводит к неустойчивым результатам, и в задаче оценки распределения максимальных значений выборки лучше ограничиться усечением в медиане, по крайней мере, для случая паводков дождевого происхождения.

[1] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-00766).

Предполагается, что существует и может быть оценен каким-либо способом предельный максимум расхода воды (для отдельного створа, или какой-либо однородной территории) [4], и расходов выше этого значения физически быть не может никогда. Принятие этого значения в качестве точки усечения вводит верхний предел в используемые распределения экстремумов, чем обеспечивает учет в стохастической модели предельного значения стока. При этом функция плотности распределения будет иметь кусочный вид, выше точки усечения ее значение будет равно нулю.

Одним из паводкоопасных регионов РФ, представляющих интерес с точки зрения реализации предлагаемой методики, является бассейн Амура. В этом бассейне созданы и проектируются крупные высоконапорные гидроузлы, оценка безопасности которых должна основываться на учете максимально возможного гидрологического события, примером такого учета и является предельный максимум стока.

Предварительный анализ данных по максимальному стоку и результаты некоторых обобщений, полученных после исследования причин и гидрологических особенностей наводнения на р. Амур в 2013 г. на китайской и российской частях бассейна р. Амур [5], позволили в качестве исходной функции распределения, адекватно описывающей вероятности максимальных значений, выбрать логарифмическое распределение Пирсона III типа (ЛРП), плотность распределения которого имеет следующий вид:

$$f(x,a,b,m)=\frac{|a|}{\Gamma(b)x}\left[a(\ln x-m)\right]^{b-1}\exp\left[-a(\ln x-m)\right] \qquad (1)$$

где и a,b,m – параметры распределения, $b>0$, Г– гамма-функция. Причем, существует ограничение на область определения функции в зависимости от параметра a: $x>e^m$, если $a>0$; $0<x<e^m$, если $a<0$.

Усеченная сверху (в точке предельного максимума θ) и снизу (в медиане x_{me}) функция распределения нормируется так, чтобы для плотности ее распределения выполнялось основное свойство равенства единице интеграла от плотности распределения вероятности по всей области определения случайной величины. Тогда усеченные функция распределения $F^*(x,\theta,x_{me})$ и плотность $f^*(x,\theta,x_{me})$ будут иметь вид

$$F^*(x,\theta)=\frac{2}{1+2F(\theta)}\int_{x_{me}}^{\theta}f(x)dx\,, \qquad (2)$$

$$F^*(x,\theta)=\frac{2}{1+2F(\theta)}f(x),\quad x_{me}<x<\theta\,. \qquad (3)$$

Функция распределения, определяемая формулой (2), имеет особенность в точке верхнего предела θ, а именно плотность распределения равна нулю при всех значениях $x>\theta$.

Параметры усеченного логарифмического распределения Пирсона III типа определяются выражением, связывающим моменты усеченного распределения μ_k^* с моментами полного распределения μ_k, в которое пределы усечения входят в виде параметров неполной гамма-функции

$$\mu_k^* = \mu_k \frac{2}{1+2F(\theta)} \cdot \frac{1}{\Gamma(b)} \left[\gamma(b,\theta) - \gamma(b, x_{me})\right] , \qquad (4)$$

где γ – неполная гамма-функция.

Учет вероятностей предельного максимума стока. Очевидно, что оценка предельного максимума характеризуется ошибкой, поскольку основывается на некоторых оценках и допущениях. В этом случае не приходится говорить о каком-то абсолютном (детерминированном) пределе стока, а в распределении с верхним пределом необходимо этот предел рассматривать как случайную величину θ, описываемую некоторым распределением вероятностей. Относительно распределения вероятностей вводимого таким образом верхнего предела можно предположить, что оно аппроксимируется нормальным законом распределения, как и любые другие оценки, характеризующиеся ошибками разного рода:

$$p(\theta) = \frac{1}{\sigma_\theta \sqrt{2\pi}} e^{-\left[\frac{\theta - \bar{\theta}}{2\sigma_\theta^2}\right]} , \qquad (5)$$

где $\bar{\theta}$ – значение предельного максимума, определяемое в соответствии с существующими методиками, а σ_θ – его среднеквадратическая погрешность.

Байесовский подход. Предлагаемая методика решения задачи учета неопределенностей (погрешностей) предельных значений характеристик стока основана на Байесовской теории прогнозирования и заключается в построении прогнозной плотности распределения максимальных значений расхода по известной формуле полной вероятности Байеса

$$\pi(x,\theta) = \int_0^\infty f^*(x,\theta) p(\theta) d\theta \qquad 6)$$

Прогнозная плотность, как следует из уравнения (6), может рассматриваться как некоторое осреднение ординат функции исходной плотности распределения вероятности $f^*(x,\theta)$ по апостериорной плотности параметра θ, который в нашем случае является верхним пределом исходного распределения.

Таким образом, методика решения задачи учета неопределенностей (погрешностей) предельных значений характеристик стока (или осадков) на основе Байесовской теории оценивания заключается в построении прогнозной плотности распределения максимальных значений расхода (или осадков) по формуле (6) с учетом распределения вероятностей предельного максимума θ по формуле (5) и вероятностной модели рассматриваемых величин в виде усеченной сверху и снизу плотности логарифмического распределения Пирсона III типа. Схема, иллюстрирующая процесс построения прогнозной плотности, приведена на рис. 1: полная и усеченная нормированная плотности – рис. 1а; распределение верхнего предела – рис. 1б; усеченная и прогнозная байесовская плотность (пунктирной линией) – рис. 1 в.

Пример расчета ординат прогнозной кривой обеспеченности на основе Байесовской теории оценивания представлен на рис. 2. В качестве априорной плотности использовалось усеченное сверху логарифмическое распределение Пирсона III типа. Усечение снизу не рассматривалось, нижний предел задавался в соответствии с областью определения плотности.

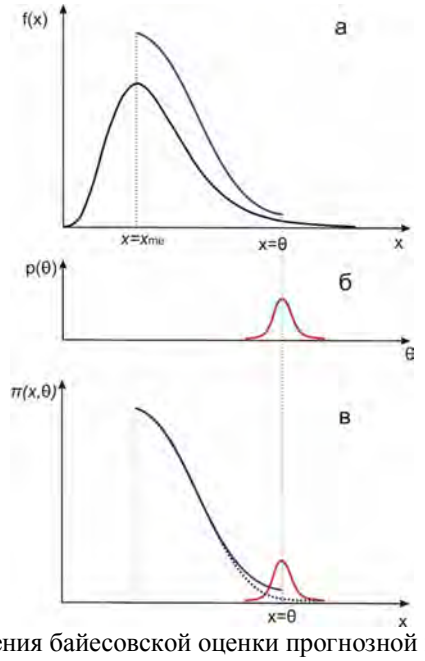


Рисунок 1. Схема построения байесовской оценки прогнозной плотности распределения с учетом предельного значения

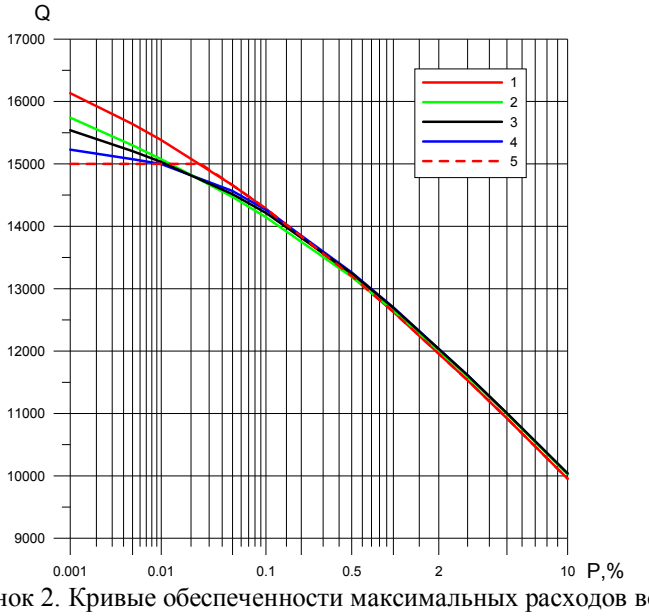


Рисунок 2. Кривые обеспеченности максимальных расходов воды при реализации различных подходов

Для исходного ряда максимальных расходов (р. Зея-Заречная Слобода) получена кривая обеспеченности 1 (рис. 2) на основе логарифмической модификации распределения Пирсона III типа с параметрами $\overline{x}$=6680 м^3/с, C_v=0.36, $\frac{C_S}{C_V}$=2,39. Значение верхнего предела исследуемого ряда определено для данного расчета как значение 0,025% обеспеченности, равное θ=15000,0 м^3/с. Применение процедуры усечения сверху в точке верхнего предела θ к исходному полному распределению ЛРП дает кривую 5.

Для иллюстрации эффективности метода при трех значениях погрешности верхнего предела θ (σ_θ=1000, σ_θ=500, и σ_θ=100) выполнен расчет путем численного интегрирования уравнения прогнозной плотности (6) по специально разработанному алгоритму. Результаты расчета представлены на рис. 2 в виде трех кривых: для σ_θ=1000 – кривая 2, для σ_θ=500 – кривая 3 и для σ_θ=100 – кривая 4. Расположение кривых показывает, что, чем больше ошибка верхнего предела, тем ближе байесовская оценка к полному распределению вероятностей. При повышении точности определения верхнего байесовская прогнозная плотность приближается к плотности распределения, ограниченной сверху в точке предельного максимума.

Выводы. Проблема определения расчетных величин стока в диапазоне экстремальных значений решается различными способами. Инженерные методы рекомендуют использование одномерных распределений стока, как правило, неограниченных сверху, в сочетании с набором расчетных обеспеченностей, нормируемых для сооружений различного класса ответственности. Альтернативным является подход, основанный на детерминированном задании максимального расхода воды в виде физически возможного предельного (в данных климатических условиях) стока. Актуальной задачей гидрологии является совмещение двух идеологий, позволяющее добиться уточнения расчетных значений на основе композиции результатов детерминированных расчетов и вероятностных представлений об изменчивости природных процессов и погрешностях параметров.

Предложен метод учета неопределенностей (погрешностей) предельных значений характеристик стока при построении функции распределения максимальных расходов воды. Метод основан на использовании байесовской идеологии, которая заключается в построении прогнозной плотности распределения максимальных расходов воды в случае наличия верхнего предела, определенного на основе физических представлений, но имеющего, тем не менее, вероятностный характер, т.е. некоторое распределение вероятностей.

Значение верхнего предела вводится в рассматриваемой схеме путем применения процедуры усечения сверху одного из известных распределений экстремумов, и, тем самым, обеспечивается учет в стохастической модели предельного значения стока, оцененного физическим (детерминистическим) методом.

Литературы

1. *Блохинов Е.Г.* Усеченные распределения вероятностей для расчета максимального стока рек // Сб. Проблемы изучения и комплексного использования водных ресурсов. – М.: Наука, 1973. С. 30-35.

2. *Сотникова Л.Ф.* Опыт применения усеченного гамма-распределения к расчету максимального стока рек // Сб. Проблемы регулирования и использования водных ресурсов. – М.: Наука, 1973. – С. 56-86.

3. *Осипова Н.В.* О выборе точки усечения в задаче аппроксимации распределения вероятностей максимальных расходов воды //Водные ресурсы, 2009. № 6. С. 668-682.

4. World Meteorogical Organization. Manual on Estimation of Probable Maximum Precipitation (PMP), 2009. – WMO-No. 1045. 290 P.

5. *Cai J., Bolgov M.* Chinese-Russian Joint Report on the Analysis of the Extreme Flood in Amur River in 2013. 2015. – 196 p.

ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ МЕТОДАМИ ГИДРОДИНАМИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

Болгов М.В., Шаталова К.Ю.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
bolgovmv@mail.ru, k.shat@mail.ru

Обводнение Волго-Ахтубинской поймы (ВАП) и состояние ее экосистемы в современных условиях определяются, главным образом, гидрологическим режимом, формирующимся под воздействием Волжско-Камского каскада (ВКК). На Нижней Волге, вследствие работы ВКК, имеет место существенное снижение межгодовой изменчивости важнейших гидрологических параметров – уровней и расходов воды на пике половодья, сократилась продолжительность подъема половодья, резко увеличилась интенсивность роста и спада уровня воды. В последние десятилетия произошли заметные климатические изменения в условиях формирования стока и в самом бассейне реки Волги – увеличился меженный сток и сократился сток весеннего половодья [1]. Все эти факторы неблагоприятным образом повлияли на биоразнообразие и экологическое состояние Волго-Ахтубинской поймы. Как отмечалось в [2,3] водность ВАП, помимо режима и величины попусков из Волгоградского гидроузла, существенно зависит от распределения стока между Волгой и Ахтубой, поскольку из-за особенностей рельефа обводнение ее верхней части при прохождении весеннего половодья происходит в первую очередь из Ахтубы [4]. Именно ее воды текут по левостороннему, наиболее обширному, пространству поймы практически не соединяясь с Волгой до г. Ахтубинска. Далее русла Волги и Ахтубы приближаются друг к другу на расстояние до 6 км, и потоки имеют уже одни горизонты. Вода Волги начинает заходить в пойму, когда уровень поднимется на 1.5-2 м выше, чем в Ахтубе. Но так как западная часть поймы, расположенная ближе к руслу Волги, приподнята, то залитие ее водой половодья происходит при еще более высоких горизонтах, а собственно и Волга заливает лишь незначительную площадь пространства поймы вдоль своего русла (до 6-8 км шириной). Однако по руслу Волги в половодье проходит основная масса воды пропускаемой через плотину воды - не менее 90%, тогда как на Ахтубу с поймой остается не более 10%. А это значит, что при сбросе в 28000 м^3/с по Волге идет 25200, а по Ахтубе с поймой 2800 м^3/с. В межень это соотношение еще разительнее – через Ахтубу проходит не более 5% от всей протекающей воды. Так что, наполнение поймы водой, – не прямой результат количества пропускаемой воды через плотину.

Чтобы сохранить уникальную Волго-Ахтубинскую пойму необходимо увеличить количество поступающей в Ахтубу и водоемы ВАП воды. При этом надо иметь в виду, что ни дноуглубительные работы, ни расчистка русла Ахтубы не помогут направить дополнительный объем воды в пойму. Это, наоборот, осушит ее, так как ерики и озера располагаются выше ее русла, и произойдет «слив» водоемов, в том числе и через подземные горизонты.

Таким образом, один из путей сохранения Волго-Ахтубинской поймы – увеличение количества поступающей в Ахтубу воды. Такая идея была предложена в при выполнении исследований в ИВП РАН по реализации Федеральной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах» по научному обоснованию мероприятий, обеспечивающих рациональ-

ное использование водных ресурсов и устойчивое функционирование водохозяйственного комплекса Нижней Волги, сохранение уникальной системы Волго-Ахтубинской поймы.

В работе рассматривается схема принудительной подачи дополнительного объема воды в исток реки Ахтубы непосредственно из Волгоградского водохранилища. В современных условиях истоком Ахтубы служит Волго-Ахтубинский канал, берущий свое начало из р, Волга.

Исследования реализуемости и эффективности данного подхода проводились с помощью гидродинамической модели бассейна Нижней Волги, созданной в Институте водных проблем РАН на базе программного продукта “*SOBEK*”, разработанного Дельфтской гидравлической лабораторией (Голландия) [3,5,6].

Общая схема гидродинамической модели распространяется на территорию от плотины Волжской ГЭС до побережья Каспийского моря [6]. На рис. 1 представлен фрагмент ее структуры, моделирующий верхнюю часть ВАП.

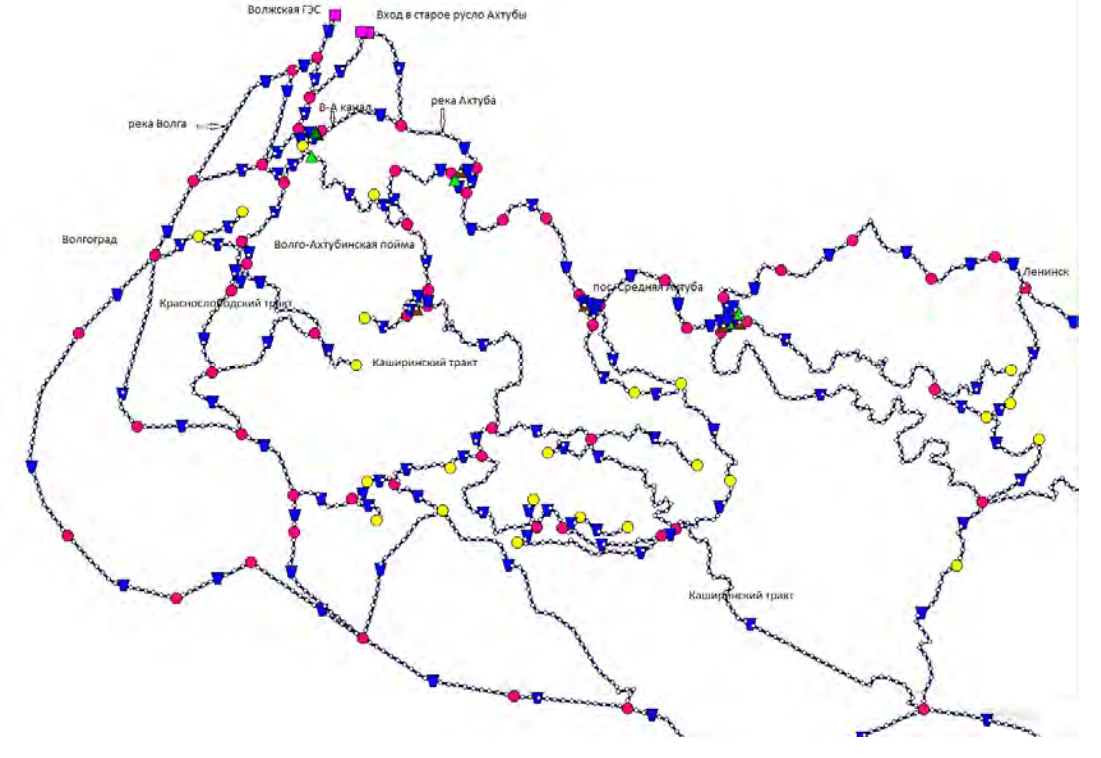


Рисунок 1. Фрагмент топографической схемы гидродинамической модели (Волгоградская область)

Условные обозначения: квадраты – входные граничные узлы; темные круги – назначенные расчетные узлы; трапеции – поперечные сечения; светлые круги – емкости с последующей отдачей воды; треугольники – шлюз-регулятор и насосные станции; белые точки – автоматические расчетные точки; соединительные линии – участки рек и каналов.

В структуру модели включены все основные рукава рек Волги и Ахтубы, протоки дельты и Волго-Ахтубинской поймы, ширина которых в период межени превышала 20 – 25 м, и существующие в бассейне гидротехнические сооружения. Более детально моделировались участки ВАП в пределах Волгоградской области. В структуре модели учтены важнейшие протоки ВАП как постоянно действующие,

так и пересыхающие (независимо от их ширины), отражена система ериков, составляющих Каширинский и Краснослобдский тракты. Такие как, протоки Куропатка, Коршевитая, Роговая, Затон, Владимировка, Митинка с Кирпичным ериком, Старая Ахтуба, Булгаков, Каширин, Лещев, Судомойка, Бугай, Бугроватый, Проран, Пахотный (Гнилой), Парашкин Ерик и т.д. В тех случаях, когда у водотока отсутствует постоянная связь с основным руслом, параметры поперечных сечений в этом месте назначались так, чтобы вода поступала туда только при половодье. Для учета механизмов пойменного регулирования в структуру модели введены дополнительные емкости, в которых вода на подъеме половодья накапливается, а затем сбрасывается в основное русло. Кроме того, в модели учтены гидротехнические сооружения как существующие, так и планируемые (Волжский вододелитель, регулирующие сооружения, насосные станции, трубчатые переезды, мосты и т.п.). В структуру модели включались мосты (не понтонные), расположенные на постоянно действующих водотоках и водопропускные трубы диаметром больше 1 м (на непересыхающих руслах), дамбы учитывались в модели путем соответственного увеличения высоты берегов рек и водотоков.

В модели задействовано 67 граничных узлов: 3 входных, через которые моделируется водоподача-сброс через Волжскую ГЭС, сброс воды от шлюзования и дополнительная подпитка в старое русло р. Ахтубы (рис. 1), в них граничные условия описываются расходами, м^3/с; и 64 выходных, расположенных практически на взморье Каспийского моря и определяющих условия поступления воды в него. Граничные условия в этих точках задаются уровнем воды, м абс..

При дополнительной водоподаче в р. Ахтубу в меженный период в ней установится уровень воды выше, чем в Волге. Чтобы воспрепятствовать перетоку (сбросу) воды из р. Ахтубы в р. Волгу через Ахтубинский канал в структуре модели предусмотрено регулирующее сооружение, представляющее собой низкую переливную плотину, частично сужающую живое сечение истока р. Ахтубы на участке присоединения к Волге. Для подачи воды непосредственно в водотоки Волго-Ахтубинской поймы в структуру дополнительно введены 4 насосные станции у истоков ериков: Пахотный (Старая Ахтуба), Кривой, Сухое русло Старой Ахтубы и Бугай (рис. 1).

В качестве базовых вариантов для расчета выбраны три года: 2005, 2006 и 2007 гг. с обеспеченностью второго квартала (по ряду 1961-2013 гг.) соответственно P=13%, P=87%, P=31%. В целом, 2005 г. – многоводный, 2006 г. – маловодный, а 2007 г. – ближе к среднему (см. рис. 2).

Моделирование работы подпитывающей системы в маловодном 2006 г. подробно рассмотрено в [3]. Основной вывод – в маловодный год данная схема водоподачи в р. Ахтубу эффективна, если она подает не меньше 100 м^3/с. Далее приведены результаты исследований для многоводного и средневодного годов.

Результаты моделирования для многоводного 2005 *года*. Гидрограф сброса в Нижний бьеф Волжской ГЭС за 2005 г. задавался в соответствующем входном граничном узле. Во входном граничном узле, расположенном в шлюзовом канале, расходы задавались равными 15 м^3/сек, соответственно величине потерь на шлюзование. Подкачка в Старое русло реки Ахтубы (третий входной граничный узел) начиналась на спаде половодья при расходе примерно15000 м^3/сек и продолжалась до стабильного установления расходов 6500–6000 м^3/сек, (период от 12.06 до 12.08. 2005 г.). Для выходных граничных узлов задавались соответствующие уровни Каспийского моря за 2005 г. Шлюз-регулятор в Волго-Ахтубинском канале моделировался плоским затвором шириной 200 м и включался то же от 12.06 до 12.08.2005 г.

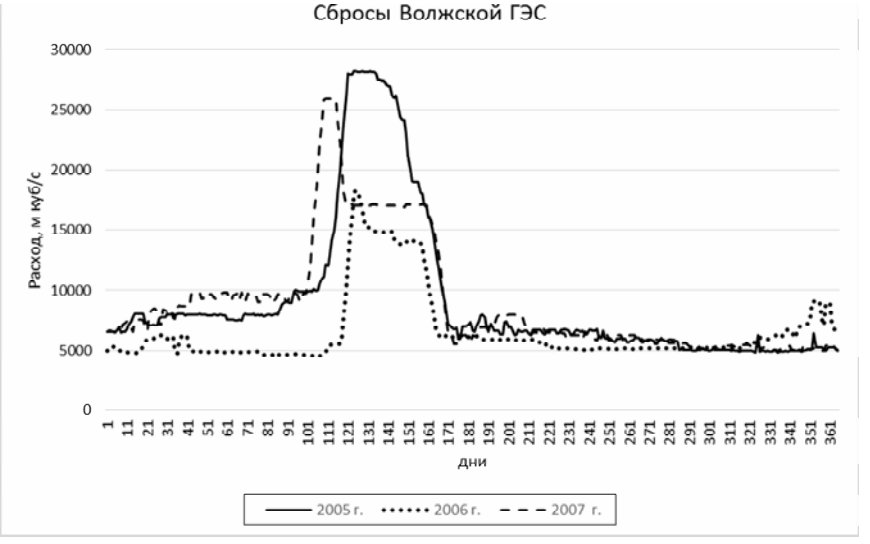


Рисунок 2. Гидрограф расходов в нижнем бьефе Волжской ГЭС за 2005-2007 годы

На рис. 3 показаны полученные по модели результаты для пгт. Средняя Ахтуба на р. Ахтубе (модельный узел 2013).

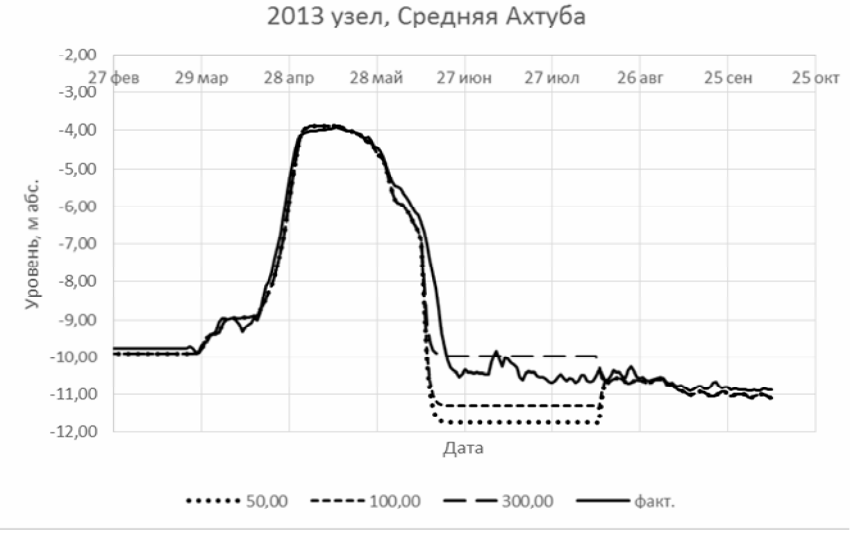


Рисунок 3. Наблюденный и модельные уровни воды при разных вариантах водоподачи (50, 100 и 300 м^3/сек) и работе шлюза регулятора в Волго-Ахтубинском канале в 2005 г.

Из анализа результатов видно, что в многоводный год работа шлюза-регулятора имеет отрицательный эффект, перекрывая ток воды по каналу из Волги и таким образом, уменьшая величину расхода и уровня воды в Ахтубе. Только при водоподаче 300 м^3/сек, такого падения уровня не происходит, и наблюдается положительный эффект. Имеющиеся данные наблюдений в этом створе подтверждают адекватную работу модели.

Аналогично предыдущему примеру *для средневодного 2007 года* во входных створах задаются - гидрограф расходов воды в Нижнем бьефе Волжской ГЭС за 2007 г. и расходы на шлюзование 15 м^3/сек. Подкачка в третий входной граничный узел также начинается на спаде половодья при расходе примерно 15000 м^3/сек и

продолжается до стабильного установления расходов около 6000 м^3/сек, соответственно – это период от 13.06 до 12.08.2007 г. В выходных граничных узлах задавались соответствующие уровни Каспийского моря за 2007 г. Шлюз-регулятор в Волго-Ахтубинском канале включался в период от 13.06 до 13.08.2007 г.

На рис. 4 показаны полученные по модели результаты для того же расчетного узла, где отчетливо видно, что длительность залития Волго-Ахтубинской поймы существенно увеличивается.

Рисунок 4. Модельные уровни воды при разных вариантах водоподачи (50, 100 и 300 м^3/сек) и работе шлюза-регулятора в Волго-Ахтубинском канале в 2007 г.

Результаты исследований демонстрируют, что предложенный способ анализа последствий изменения антропогенного воздействия путем моделирования гидрологического режима и режима проточности водоемов и водотоков гораздо более эффективен, чем используемые сегодня в практике различные регрессионные уравнения, связывающие режимные характеристики (уровни, расходы, продолжительности, приращения и т.д.).

Литература

1. *Болгов М.В., Коробкина Е.А., Трубецкова М.Д., Филимонова М.К., Филиппова И.А.* Современные изменения минимального стока на реках бассейна р. Волги // Метеорология и гидрология, 2014. №3. С. 75-85.

2. *Горяйнов В.В., Филиппов О.В., Плякин А.В., Золотарев Д.В., Филиппов О.В.* Волго-Ахтубинская пойма: особенности гидрографии и водного режима // Волгоград: Волгогр. науч. изд-во, 2004. – 111 с.

3. *Болгов М.В., Шаталова К.Ю.* Моделирование проточности Волго-Ахтубинской поймы для оценки экологического благополучия водных объектов// Сб. научных трудов: Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г:».. Т. 1. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2015. С. 210-215.

4. *Горелиц О.В., Землянов И.В.* Современный механизм заливания территорий Волго-Ахтубинской поймы в период половодья (в пределах Волгоградской области) //Инженерно-строительный вестник Прикаспия. 2013. № 2(5). С.9-18.

5. Sobek-rural. Delft Hydraulics Software manual/ Delft.DelftHydraulic, 2004. 250 p.

6. *Болгов М. В., Г.Ф. Красножон, К. Ю. Шаталова.* Компьютерная гидродинамическая модель Нижней Волги // Водные ресурсы, 2014, Т. 41, № 1, С. 10–23.

РАЗРАБОТКА ГИДРОДИНАМИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ДЕЛЬТЫ РЕКИ ВОЛГИ И ЗАПАДНЫХ ПОДСТЕПНЫХ ИЛЬМЕНЕЙ

Бубер А.А., Талызов А.А.
Всероссийский научно-исследовательский институт
гидротехники и мелиорации имени А.Н. Костякова, г. Москва, Россия
alina020387@bk.ru

До строительства Волжской ГЭС в период весеннего половодья волжские воды почти ежегодно в объеме 2-5 км^3 устремлялись по цепочке ильменей и ериков на западные территории, в ильменных замкнутых понижениях вода оставалась до осени. В некоторых ильменях с помощью земляных перемычек вода искусственно задерживалась и оставалась до следующего половодья. Южная часть Западных подстепных ильменей (ЗПИ) была подвержена периодическим нагонным явлениям со стороны Каспия, и в ильмени «нагонялась» волжская пресная вода.

В 40-50 гг. приточность к ильменям и нагоны пресной воды прекратились из-за зарегулирования стока реки Волга, строительства железной дороги и автодороги. Площадь акватории ильменей сильно сократилась. Зарегулирование Волги привело к сокращению количества и продолжительности паводковых затоплений. В конце 80-х годов отсутствие финансирования каскада насосных станций привело к уменьшению поступления воды из р. Бахтемир по построенным оросительно-обводнительным трактам вглубь территории ЗПИ.

В настоящее время обводнение ЗПИ происходит только в многоводные годы в пределах узкой Прибахтемирской полосы. «Остепение» земель, заболачивание и засоление межбугровых понижений повлекло за собой снижение продуктивности кормовых угодий, ухудшение водного режима ЗПИ, а вторичное засоление земель привело к сложным проблемам с питьевой водой и ухудшению экологической обстановки [1, 2, 3].

Обводнение ЗПИ в достаточном объеме происходит при попусках с Волгоградского гидроузла 24-25 тыс. м^3 сроком не менее 7 дней, однако обеспечить такой режим с гарантированной надежностью не удается.

Целью исследования является разработка инструментария, основанного на технологиях компьютерного моделирования, позволяющего проанализировать современное состояние водообеспечения дельты р. Волги и ЗПИ, выполнить поиск и обосновать эффективность возможных мероприятий по улучшению режимов обводнения указанных территорий. Для достижения поставленной цели в программном комплексе MIKE 11 разработана гидродинамическая модель водотоков дельты р. Волги и ЗПИ с вершиной в с. Верхне-Лебяжий и концевыми точками – местами впадения водотоков в Каспийское море, с помощью которой выполнена оценка влияния проектируемых русловых гидротехнических сооружений (ГТС), обеспечивающих подачу воды в самотечном режиме на территорию дельты Волги, в Прибахтемирские протоки и далее в ЗПИ [4, 5].

При подготовке компьютерной гидродинамической модели был создан набор поперечных сечений, характеризующий русловую и пойменную части исследуемого водотока [6]. На основе картографических материалов откорректированной модели SRTM и лоций разработана цифровая модель рельефа (ЦМР), охватывающая исследуемый участок поймы реки, и имеющая достаточное пространственное разрешение. Впоследствии, полученная ЦМР была использована для анализа и отображения затапливаемых территорий.

В качестве источника информации о рельефе поймы использовался набор данных дистанционного зондирования земли SRTM. Разрешение сканирования составляло 3 угловых секунды, что соответствует размеру ячейки 90 м на местности. Проведено исследование достоверности этих данных, путем сравнения значений отметок высот со значениями на топографических картах. При этом была выявлена систематическая ошибка, и выполнена высотная коррекция данных SRTM для участка исследования (рис. 1).

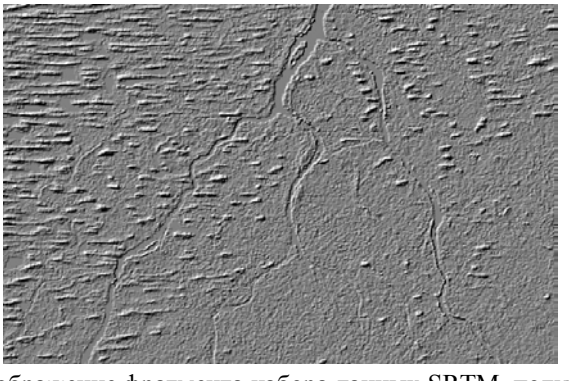


Рисунок 1. Изображение фрагмента набора данных SRTM, полученное в ГИС

Поскольку набор данных SRTM не содержит информации о рельефе дна в русловой части, возникла необходимость дополнения полученной ЦМР. Оптимальным, с точки зрения достоверности, источником информации о русловом рельефе являются данные, полученные в результате русловой съемки. Однако для столь протяженных участков реки, выполнение русловой съемки является весьма затратным мероприятием, не всегда возможным по временным и финансовым возможностям. Поэтому было принято решение об использовании в качестве источника данных о русловом рельефе листов атласа единой глубоководной системы водных путей РФ.

Далее выполнена привязка листов атласа к соответствующим листам топографических карт путем аффинных преобразований (масштабирование и поворот). В результате получены комбинированные изображения, содержащие фрагменты листов атласа в русловой части, но сохранившие координатную привязку и рельеф надводной части от листов топографических карт (см. рис. 2). Данные листов атласа при этом переведены в векторную форму, после чего построена ЦМР русловой части, учитывающая особенности формирования модели рельефа по информации с изолиний [7].

Рисунок 2. Листы атласа единой глубоководной системы в ГИС проекте

Создание набора поперечных сечений по полученной цифровой модели рельефа выполнено с использованием разработанной в лаборатории гидроэкологии отдела гидротехники Института программы Profile Utility (рис 3).

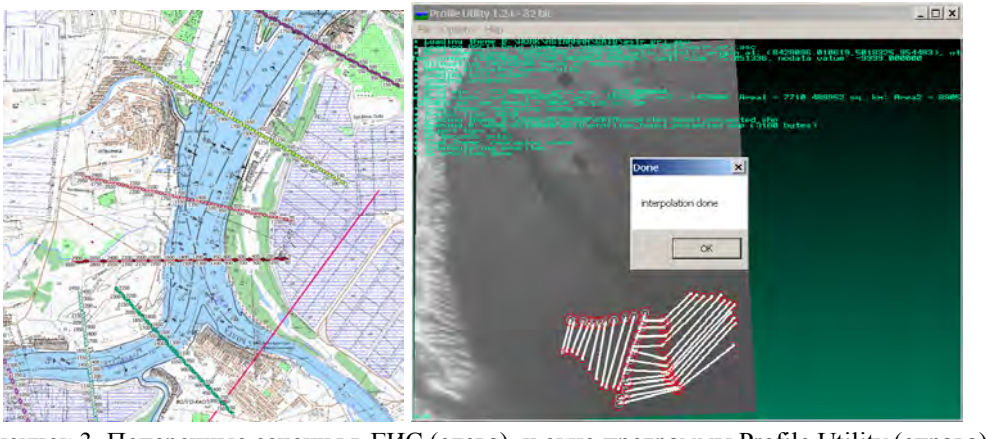


Рисунок 3. Поперечные сечения в ГИС (слева), и окно программы Profile Utility (справа)

Основными функциями данной программы являются: расстановка поперечных сечений с заданным интервалом перпендикулярно оси потока; определение длины поперечных сечений (задается охватывающим полигоном); вычисление значений отметок высот в каждой точке поперечного сечения с заданным шагом; запись результирующих данных в текстовом формате с разделителем. Для удобства использования в программе реализована работа непосредственно с файлами форматов ESRI Shape (для линий) и ESRI ASCII Raster для цифровой модели рельефа, поддерживаемыми большинством современных ГИС. Использование программы Profile Utility позволяет существенно сократить трудоемкость подготовки модели за счет автоматизации рутинных операций, таких как расстановка поперечных сечений, удаление их неиспользуемой части, и др.

Программный комплекс MIKE 11 предназначен для разработки имитационных компьютерных моделей гидродинамических процессов в бассейнах рек. Математическая модель реализует квази-двумерную неявную разностную схему решения уравнений Сен-Венана, описывающих неустановившееся движение воды в речных сетях [8].

Плановое положение речной сети задавалось инструментом Network на основе топографической карты, привязанной по координатам. Трасса речной сети была построена по руслу и пойме реки Волга и ее левобережным протокам – Бузан, Прямая Болда, Царев, Камызяк, Каныча; и правобережным протокам – Бахтемир, Хурдун Ерик, Хурдун, Большая Кара, Бакланенок, Ямная, Старая Волга.

Поперечные сечения реки Волга и ее рукавов по координатам X, Z были введены инструментом Cross-sections (246 поперечных сечений), их плановое положение привязано к карте-подложке. На рис. 4 представлена трасса речной сети с правобережными и левобережными протоками и нанесенными поперечными сечениями в среде MIKE 11 [4, 5].

В качестве входного граничного условия в Верхнем Лебяжьем задан гидрограф приточности по наблюденным данным 2006 г. (маловодного) и 2012 г. (средней водности). Граничными условиями концевых точек рук. Бахтемир, Царев, Камызяк, Каныча, Старая Волга и р. Волга был уровень воды в Каспийском море. Для концевых точек рук. Бузан и Прямая Болда заданы также функции Q(h) в зависимости от

уклона и шероховатости концевых поперечных сечений. Подача воды в ЗПИ и возврат в период половодья моделировались граничными условиями Q(t) (расходы воды во времени) с условием забора 4 км^3 и возврата 3 км^3. Данные по уровням и расходам 2006 и 2012 гг предоставлялись ФГБУ «ГОИН».

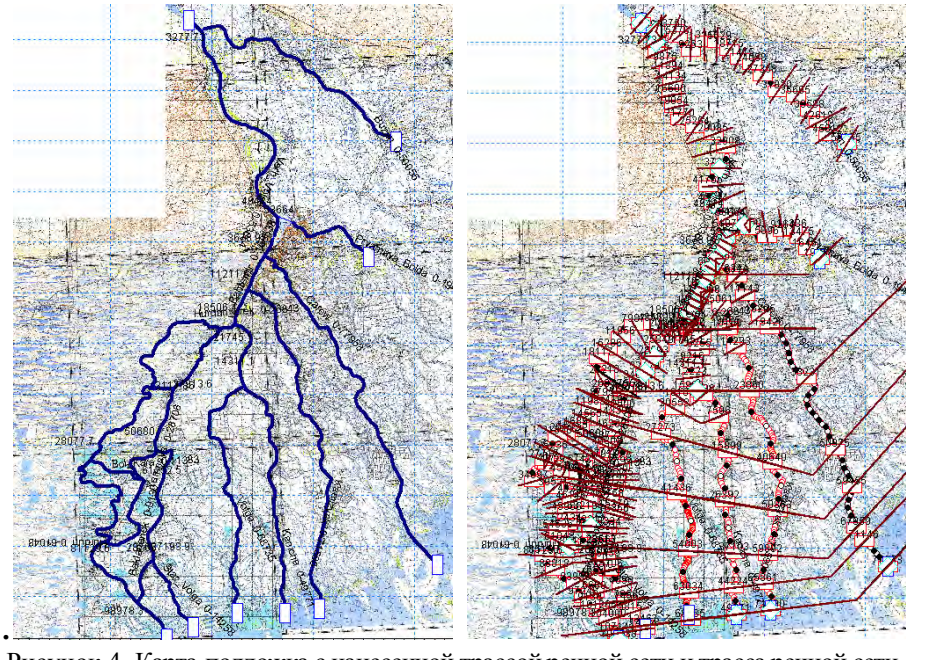


Рисунок 4. Карта-подложка с нанесенной трассой речной сети и трасса речной сети с нанесенными поперечными сечениями в среде MIKE 11

По наблюденным данным выполнена горизонтальная и вертикальная калибровки шероховатостей по Маннингу *n*. Также на основе наблюдений по вододелению в точках бифуркации за счет концевых граничных условий сделана корректировка шероховатостей. Средняя ошибка в створах наблюдения составила 20-30 см. На рис. 5 представлены результаты калибровки по данным модели 2012 года (уровни на в/п г. Астрахань наблюденные и расчетные). В качестве основного ориентира взят уровень воды в г. Астрахань (если уровень воды выше отметки минус 23.5, то вода поступает самотеком в ЗПИ в объеме 2-5 км^3, что обеспечивает затопление ильменей). Емкость ильменей составляет – 1,6 км^3, поэтому остальная вода возвращается в р. Волга, если протоки специально не перекрываются перемычками.

Рисунок 5. Сравнение результатов калибровки в/п г. Астрахань

С помощью разработанной модели в среде MIKE 11 выполнены расчеты по данным 2006 и 2012 гг. без подпорных ГТС (существующее состояние) и с ГТС, обеспечивающими сужение русла до 200 м (около села Икряное, рукав Бахтемир и у истока рукава Камызяк), см. рис. 6. Рассмотрен также вариант установки руслового ГТС на Старой Волге, но по результатам моделирования его влияние на уровни воды в рукавах дельты Волги, Бахтемир и Хурдун практически отсутствует.

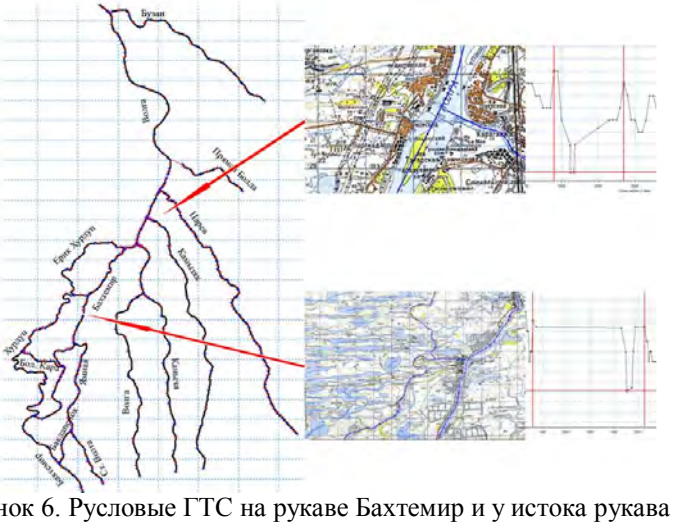


Рисунок 6. Русловые ГТС на рукаве Бахтемир и у истока рукава Камызяк

На рис. 7 представлены результаты моделирования, полученные в среде программы MIKE View – продольный профиль участка реки с 2-мя запроектированными ГТС. MIKE View позволяет просмотреть и получить расчетные гидравлические характеристики потока в виде диаграмм и табличном.

Рисунок 7. Продольный профиль участка р. Волга и рук. Бахтемир

На основе табличных данных по уровням воды в створах модели построены графики сравнения уровней воды при спецпопуске половодий 2006 и 2012 гг. до и после установки подпорных сооружений для створов на рук. Бахтемир (село Икряное), рук. Царев (исток) и р. Волге (г. Астрахань). Уровни воды в модели маловодного 2006 г. с сооружениями практически достигают (а для с. Икряное превышают) соответствующие уровни года средней водности (2012 г.) без сооружений (рис. 8).

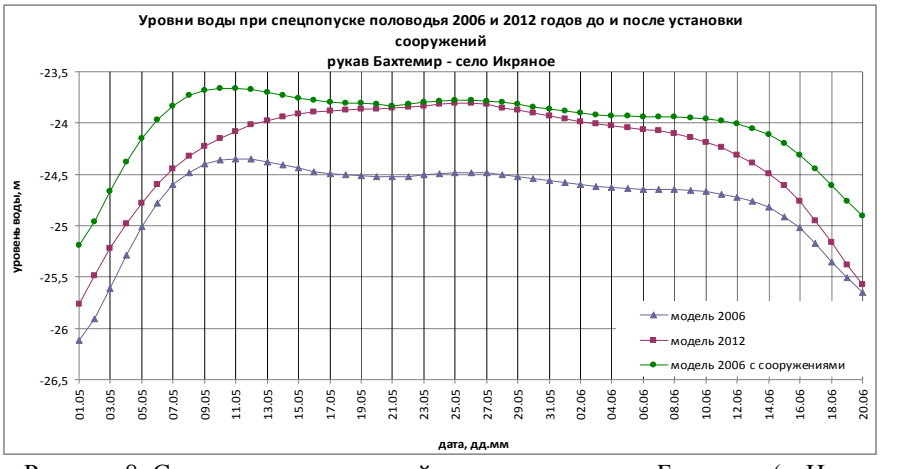


Рисунок 8. Сравнение хода уровней воды в створе рук. Бахтемир (с. Икряное)

Заключение. 1. Разработанная гидродинамическая модель позволяет выполнить анализ и обоснование мероприятий, необходимых для обводнения нерестилищ дельты р. Волги и ЗПИ.

2. Для обеспечения нормальной приточности в ЗПИ необходимо предусмотреть строительство русловых подпорных ГТС на рук. Бахтемир (с. Икряное, после истока рук. Хурдун) и в истоке рук. Камызяк; для пропуска транспорта необходимо также обеспечить подпор в селе Оля (рук. Бахтемир).

3. Подпорные ГТС могут конструктивно быть выполнены в виде сужающих до 200 м русло сооружений.

4. В зоне ЗПИ для промывки засоленных земель и поддержания экологического режима функционирования поймы необходимо построение дренажной сети.

Литература

1. *Русанов Н.В., Бухарицин П.И, Беззубиков Л.Г.* Волго-Каспийский морской судоходный канал – современное состояние проблемы и пути их решения //Конференция АФ ФГУП Росморпорт, Астрахань, 2015.

2. Природа и сельское хозяйство Волго-Ахтубинской долины и дельты Волги // Труды Прикаспийской экспедиции МГУ им. М.В. Ломоносова, М., МГУ. 1962.

3. *Бубер А.А*. Экологические проблемы Западных подстепных ильменей // Сборник «Мелиорация и водное хозяйство: проблемы и пути решения». Материалы международной научно-практической конференции. 2016. М.: С. 84-88.

4. Компьютерное моделирование речных потоков. Теоретические основы. – М.: Научная консалтинговая фирма «Волга», 2013. С. 7–79.

5. Компьютерное моделирование систем рек и каналов Mike11. – М.: Научная консалтинговая фирма «Волга», 2013. С. 15–47.

6. *Щербаков А.О., Талызов А.А., Головинов Е.Э., Ермаков Г.Г., Кромер Р*. Разработка компьютерной модели участка слияния рек Москвы и Оки // Мелиорация и водное хозяйство. № 5, 2009. С. 42-44.

7. *Кошель С.М*. Моделирование рельефа по изолиниям // Университетская школа географической картографии / под ред. А. М. Берлянта. – М.: Аспект Пресс, 2005. – С. 198–208.

8. *Штеренлихт Д.В*. Гидравлика для студентов вузов – М.: Энергоатомиздат, 1984. С. 370 – 374.

РАСЧЕТНО-ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ МЕТОДЫ ПРОГНОЗА УСТОЙЧИВОСТИ ХАРАКТЕРНЫХ УЧАСТКОВ БЕРЕГОВ УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Власов А.Н.[1], *Королев М.В*[1]., *Карнет Ю.Н.*[1], *Мнушкин М.Г.*[2], *Волков-Богородский Д.Б.*[2], *Остякова А.В.*[3]
[1]Институт прикладной механики РАН, г. Москва, Россия
[2]Институт геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН, г. Москва, Россия
[3]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
alex-ost2006@ya.ru

К настоящему времени разработано большое число численных и аналитических методов расчета устойчивости склонов. Каждый из методов не универсален, имеет свои особенности и может применяться в ограниченном диапазоне условий. Все они имеют свои границы области применения, и полученные с их применением результаты расчетов обладают разной точностью решения для различных случаев и конкретных задач. Для выбора конкретного метода расчетов устойчивости реального массива, необходимо, чтобы фактическое поведение массива, механизмы и формы его разрушения максимально соответствовали допущениям и расчетной схеме выбранного метода.

Для выявления типичных схем и механизмов обрушения в результате переработки берегов Угличского водохранилища, была проделана большая работа по наблюдению, фотофиксации, измерениям геометрии характерных склонов (в основном озерной части водохранилища), систематизации форм и механизмов переработки берегов. Дополнительно формы обрушения берегов под различными воздействиями изучались в ходе модельных экспериментов в грунтовом лотке. На основе собранного материала установлено, что для многих участков берега озерной части Угличского водохранилища наиболее характерной формой обрушения является смещение масс грунта по круглоцилиндрической поверхности скольжения. Такие формы разрушения типичны для берегов озерной части водохранилища высотой 5÷10 м (рис. 1 а). При наличии высоких (более 12-15 м) берегов и больших глубин у берега местами наблюдаются признаки медленного пластического смещения более значительной части массива с захватом и выдавливанием донной части пород (рис. 1 б). На ряде участков водохранилища смещение оползневых масс носит характер солифлюкционного движения или вязкопластичного течения (рис. 1 в).

Причины активизации оползней носят комплексный характер. В основном, потеря устойчивости происходит за счет увлажнения массива грунтовыми и атмосферными водами, возникновения порового давления, уменьшающего сопротивление грунта сдвигу и снижения прочностных характеристик. Наиболее интенсивно обрушения происходят в годы обильного выпадения осадков в весенний и иногда осенний периоды. При этом на многих участках заметной стабилизации склонов не наблюдается из-за постоянного медленного размыва нижней, удерживающей части оползня течениями, ветровыми и судовыми волнами.

В весенний период на Угличском водохранилище, в силу климатических особенностей региона, наблюдается достаточно быстрый переход от отрицательных температур к положительным. Наиболее активное снеготаяние начинает происходить на откосах, ориентированных в южном направлении, расположенных, в основном, на левом берегу водохранилища и на ровных поверхностях, где глубина промерзания небольшая (0.5-0.7 м). Склоны же, ориентированные в северном и северо-

западном направлениях и находящиеся большую часть дня в тени, промерзают на более значительную глубину (до 1.5-1.7 м) и поэтому оттаивают весной значительно дольше. Вышеописанные особенности обуславливают специфические формы обрушения высоких северных берегов озерной части Угличского водохранилища.

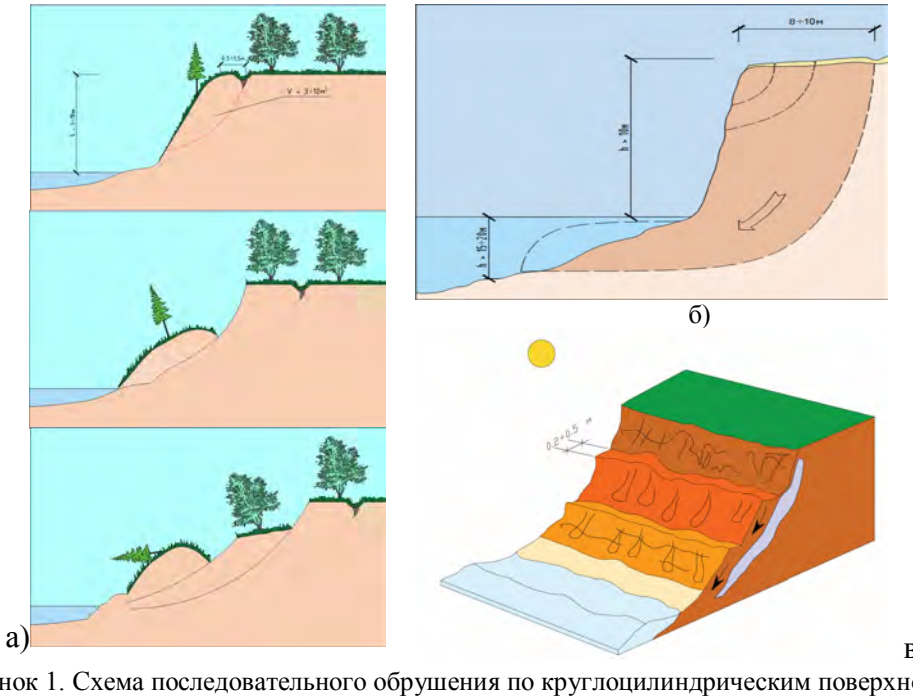


Рисунок 1. Схема последовательного обрушения по круглоцилиндрическим поверхностям (а), с захватом донной части грунтов б) и схема вязко-пластического течения (в)

В результате описанных процессов весной грунтовый массив этих берегов активно насыщается водой, и уровень грунтовых вод (УГВ) повышается. Однако свободному выходу на поверхность откоса грунтовых вод препятствует еще не оттаявший к тому времени слой мерзлого грунта склона, который создает своеобразный противофильтрационный экран. К моменту полного оттаивания грунта на ровной поверхности толщина этого экрана составляет 0.4-0.7 м, а его нижняя граница располагается на расстоянии около 0.8-1.0 м от поверхности откоса. Это создает условия для возникновения специфической формы смещения склона по контакту мерзлого и талого грунта (рис. 2).

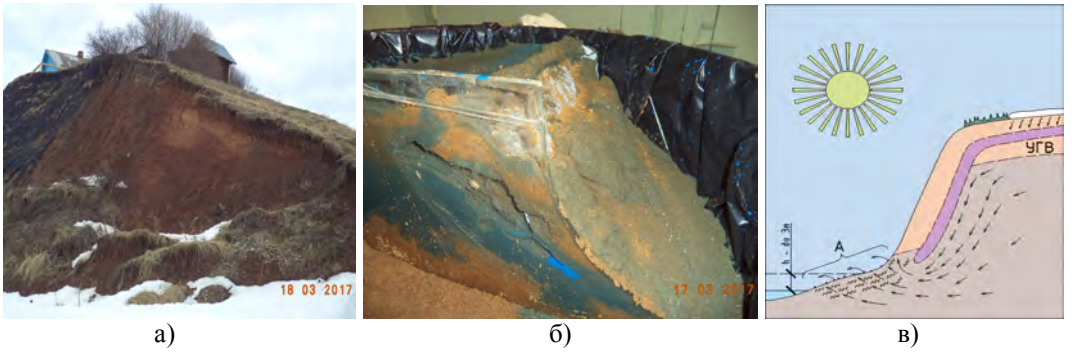


Рисунок 2. Фото откоса (а), механизм обрушения в лабораторном лотке (б) и схема (в) обрушения берега по контакту талого и мерзлого грунта

К наиболее известным методам расчета устойчивости откосов относятся медоы: круглоцилиндрической поверхности обрушения, горизонтальных сил, касательных сил, прислоненного откоса, Р.Р. Чугаева, равнопрочного откоса Н.Н. Маслова, Г.М. Шахунянца (аналитический, графоаналитический, многоугольников сил, ускоренный способ); вариационные методы А.Д. Гиргидова, М.Н. Гольдштейна, А.Г. Дорфмана, У.Х. Магдеева; метод Ю.Н. Соловьева; графостатический метод Л.Л. Перковского, метод Л.П. Ясюнас, ДИИТа (А.Г. Дорфман, Д.В. Смирнов, М.И. Шевченко под рук. М.Н. Гольдштейна), блока и призм, Феллениуса (Петерсона), Терцаги, Бишопа, Спенсера и другие.

Рассмотрим устойчивость склонов по заданной поверхности скольжения, которые характерны для северных берегов Угличского водохранилища в весенний период активного оттаивания промерзших склонов и, в частности, проблему прогноза скорости оползания склона.

Оползни течения. Можно выделить несколько принципиальных схем поведения оползающей толщи:

– «глубинное» течение – скорость изменяется от $V(h)$ до $V(0)$ (h – мощность оползающей толщи);

– движение оползающей толщи ($V=const$) мощностью h по тонкой прослойке, являющейся своеобразной «смазкой»;

– движение части оползающей толщи с переменной скоростью в плоском канале, ниже которого массив неподвижен, а выше либо движется со скоростью $V=const$, либо также является неподвижным.

При решении задач движения оползней и солифлюкционного течения склонов применяют уравнения гидромеханики. Как правило, для этой цели пользуются уравнениями движения вязкой жидкости Навье-Стокса и уравнениями неразрывности. При очень медленных движениях, как это имеет место в рассматриваемом случае, инерционными членами в уравнении Навье-Стокса можно пренебречь, что существенно их упрощает. Такие течения образуют, так называемый, класс «ползущих течений». Далее будем предполагать, что оползание склона происходит по плоской поверхности под действием гравитационных сил и, возможно, что на оползающий слой также действует равномерно распределенная по всей его поверхности нагрузка. Будем также считать, что при течении грунт несжимаем и скорость движения V зависит от глубины (координаты y), причём $V(0)=0$. Тогда, при сделанных предположениях, из уравнения Навье-Стокса и уравнения неразрывности следует, что скорость V будет определяться по формуле:

$$V(y) = -\frac{\gamma}{2\eta} y^2 \sin\alpha + Ay,$$

где γ – объёмный вес оползающего грунта; η – коэффициент динамической вязкости оползающего грунта; α – угол наклона склона к горизонту; A – константа, которая может быть определена из дополнительных условий по скорости или из условий по касательным напряжениям.

Приведём окончательные выражения для определения скорости вязкого течения склона при наиболее часто используемых в инженерной практике условиях.

1. На свободной поверхности оползающего склона касательные напряжения отсутствуют:

$$V(y) = -\frac{\gamma}{2\eta} y^2 \sin\alpha + \frac{\gamma h}{\eta} y \sin\alpha \ , \qquad (1)$$

где h – глубина оползающего слоя.

2. На плоскости, по которой происходит течение, выполняется условие Кулона:

$$\tau_{xy} = c + p_0 \mathrm{tg}\varphi \, .$$

Тогда

$$V(y) = -\frac{\gamma}{2\eta} y^2 \sin\alpha + \frac{c + p_0 \mathrm{tg}\varphi}{\eta} y \, , \qquad (2)$$

где p_0 – напряжение, нормальное к плоскости, по которой происходит оползание склона; φ и c – параметры прочности по Кулону.

3. На поверхности текущего склона перемещения равны нулю, то есть $V(h)=0$:

$$V(y) = -\frac{\gamma}{2\eta} y^2 \sin\alpha + \frac{\gamma h}{2\eta} y \sin\alpha \ , \qquad (3)$$

где h – мощность текущего слоя.

Таким образом, в случаях (1) и (3), получаются классические зависимости, описывающие гравитационное плоскопараллельное движение вязкой жидкости.

В качестве примера приведём результаты расчётов, выполненных с использованием программы FoS-Way [1], полученных при прогнозе оползания склона по разработанной программе. Использовались следующие исходные данные: мощность слоя h = 1 м, угол наклона склона к горизонту $\alpha = 10^{\circ}$, коэффициент вязкости $\eta = 10^{13}$ Пуаз, угол внутреннего трения $\varphi = 20^{\circ}$, удельное сцепление c = 0.005 МПа, объёмный вес γ = 20000 Н/м^3, внешняя нагрузка p_0 = 0 МПа.

Простота полученных аналитических выражений и наличие реализующей их программы позволяет легко прогнозировать большое число вариантов, связанных с различными значениями исходных характеристик (α, h, γ, φ, c, η, p_0), и более обоснованно и с меньшими трудозатратами переходить (если это требуется) к решению численным методом уже достаточно сложной краевой задачи, связанной с проблемой укрепления склона.

Оползни скольжения. Для расчётов устойчивости использовалась модель Г.М. Шахунянца [2, 3], позволяющая определять коэффициент устойчивости k_s при круглоцилиндрической и произвольной форме поверхности возможного смещения грунта:

$$k_s = \frac{e\sum_{i=1}^{n}\left[\left(N_i \mathrm{tg}\varphi_i + c_i l_i + T_{i-уд}\right)\frac{\cos\varphi_i}{\cos(\beta_i - \varphi_i)}\right]}{e\sum_{i=1}^{n}\frac{T_{i-сдв}\cos\varphi_i}{\cos(\beta_i - \varphi_i)}}, \qquad (4)$$

где n – количество отсеков, на которые разбивается блок возможного смещения; φ_i – угол внутреннего трения грунта по основанию i-го отсека, град; c_i – удельное сцепление грунта по основанию i-го отсека; l_i – длина поверхности смещения в пределах отсека; β_i – угол наклона к горизонту поверхности смещения i – *го* отсека (в пределах отсека, если поверхность возможного смещения криволинейна, она заменяется плоской поверхностью, т.е. прямой на чертеже); $N_i = Q \cdot \cos\beta_i$ и $T_i = Q_i \cdot \sin\beta i$ – нормальная и тангенциаль-

ная составляющие силы веса $Q_i = e\sum_{j=1}^{m}\omega_j\gamma_j$ для i-го отсека; m – количество инженерно-геологических элементов (ИГЭ), содержащихся в данном отсеке; ω_j – площадь, занимаемая в данном отсеке j-ым ИГЭ; γ_j – удельный вес грунта j-го ИГЭ; $T_i = T_{i\text{–}сдв}$ при β_i (+) – направление в сторону сдвига; $T_i = T_{i\text{–}уд}$ при β_i (–) – направление в сторону удержания отсека.

Скольжение оползневого тела по произвольной ломаной линии, предопределенной геологическим строением, может быть проанализировано с использованием метода «прислоненного откоса» Г.М. Шахунянца [2, 3]. На вертикальные грани отсека грунта, в том числе водонасыщенного, вследствие воздействия соседних отсеков приложены силы оползневого давления E_i, направленные под углами α_{i-1} и α_i от нормалей к граням отсека,

$$E_i = \frac{\left(k_s T_i - N_i \mathrm{tg}\varphi_i - c_i l_i\right)\cos\varphi_i}{\cos\left(\beta_i - \alpha_i - \varphi_i\right)} + E_{i-1}\frac{\cos\left(\beta_i - \alpha_{i-1} - \varphi_i\right)}{\cos\left(\beta_i - \alpha_i - \varphi_i\right)}. \quad (5)$$

Вычисления оползневых давлений производится последовательно, начиная с верхнего отсека, для которого E_{i-1}=0. Коэффициент запаса устойчивости определяется подбором, таким образом, чтобы оползневое давление самого нижнего отсека E_n оказалось равным нулю. Углы α_i и α_{i-1} принимаются равными нулю, когда силами взаимодействия между отсеками можно пренебречь, или приравнивают их углам внутреннего трения грунтов соответствующих отсеков. Метод «прислоненного откоса» позволяет сравнительно просто определить величину оползневого давления в любом сечении оползневого тела, что оказывается чрезвычайно полезным при проектировании противооползневых мероприятий.

Зная положение в оползневом теле уровня подземных вод, можно учесть их взвешивающее влияние и фильтрационное давление. Следует отметить, что вследствие образования в грунте трещин закола возможно сокращение длины поверхности скольжения и, соответственно, уменьшение сил сопротивления сдвигу. Глубина трещины h_f может быть определена по формуле В.В. Соколовского [4]:

$$h_f = \frac{2c\cos\varphi}{\gamma\left(1-\sin\varphi\right)}, \quad (6)$$

Эта зависимость также позволяет оценить месторасположение закола на поверхности скольжения.

Оползни выдавливания (сдвига). Как известно, стадия основного смещения данного типа оползня наступает, когда от плато отчленяется новый оползневой блок и, соответственно, резко возрастает интенсивность смещений всего оползневого склона. Г.П. Постоевым [5-7, 8] предложено для приближённого расчёта устойчивости краевой части плато блоковых оползней выдавливания (сдвига) использовать принципы расчёта устойчивости массивной подпорной стенки на сдвиг по грунтовому основанию. Данный метод можно применять, так как для оползней данного типа характерно наличие активно деформирующейся глинистой толщи достаточной мощности. В этой толще находится основная субгоризонтальная поверхность скольжения оползневого тела и мощная перекрывающая толща пород, оказывающая на деформирующуюся глинистую толщу вертикальное давление. Оползни такого типа имеют также название «оползни раздавливания».

На основе проведенных полевых экспресс-испытаний [9] для этих участков были выполнены расчёты устойчивости различных участков берегов водохранилища с

использованием программного комплекса Abacus, а также по авторским программам и вышеописанным методам. На рис. 3 для примера показаны некоторые результаты расчетов устойчивости склона.

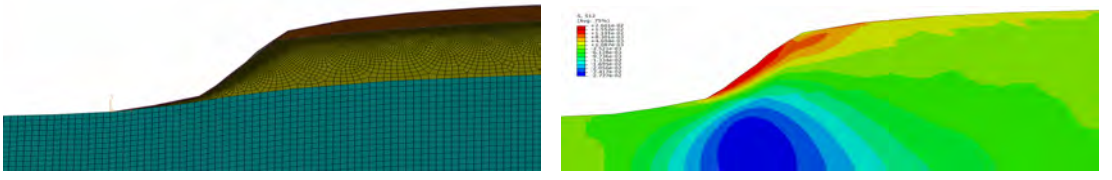


Рисунок 3. Сетка разбивки: а) эпюра касательных напряжений,
б) результаты численных расчетов

Натурные наблюдения на ряде характерных участков показали достоверность выполненных прогнозных расчётов. Результаты расчетов использовались для уточнения прогноза скорости переработки берегов Угличского водохранилища, а также для обоснования выбора наиболее эффективных методов берегозащиты на рассматриваемых участках.

Литература

1. *Власов А.Н., Мнушкин М.Г.* Программный комплекс «FoS-Way». // Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2011617926, 20 января, 2012 г.
2. Рекомендации по выбору методов расчёта коэффициентов устойчивости склона и оползневого давления. – М.: ЦБНТИ Минмонтажспецстроя СССР, 1986. 124 с.
3. *Шахунянц Г.М.* Железнодорожный путь. М.: Транспорт, 1987. 479 с.
4. Оползни и сели. М.: Центр международных проектов ГКНТ, 1984. Т. 1. 352 с.
5. *Гулакян К.А., Кюнтцель В.В., Постоев Г.П.* Прогнозирование оползневых процессов. М.: Недра, 1977. 135 с.
6. *Постоев Г.П.* К вопросу механизма и расчёта устойчивости оползней «выдавливания» // Оползни и борьба с ними. Кишинёв: Штиинца, 1974. С. 67-70.
7. *Постоев Г.П.* Предельное состояние и деформации грунтов в массиве (оползни, карстовые провалы, осадки грунтовых оснований). М.: СПб.: Нестор-История, 2013. 100 с.
8. *Остякова А.В.* Влияние изменения уровня воды в водохранилище на объем обрушения берега // Труды V Всероссийской конференции «Ледовые и термические процессы на водных объектах России», 11-14 октября 2016 г., г. Владимир. – М.: Изд-во РГАУ-МСХА, 2016. С. 349-358.
9. *Остякова А.В., Королев М.В., Скрылев Г.Е.* Ускоренные методы определения параметров длительной прочности мерзлых грунтов. // Динамика и термика рек, водохранилищ и прибрежных зон морей. Труды VIII Межд. научно-практич. конф. 24-27 ноября 2014 г. М.: РУДН. 2014. С. 517-529.

О ПРОБЛЕМЕ ВАЛИДАЦИИ ГИДРОЛОГИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ДЛЯ ДИАГНОСТИЧЕСКИХ ЗАДАЧ[2]

Гельфан А.Н.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
hydrowpi@iwp.ru

Введение. Предвычисление реакции гидрологической системы речного бассейна на изменение внешних по отношению к ней воздействий (например, при изменении климата) и/или ее параметров (например, при изменении характеристик водосбора) – традиционные задачи гидрологии суши, возможности решения которых с помощью математических моделей, разработанных для неизмененных условий, составляют основное содержание крупнейших научных инициатив Международной ассоциации гидрологических наук (МАГН) последних двух десятилетий. Если предыдущее десятилетие МАГН (2003-2012: Prediction in Ungauged Basins, PUB) было посвящено анализу возможностей «переноса» математических моделей *в пространстве* – от бассейнов, освещенных данными наблюдений, на бассейны с недостатком или отсутствием этих данных, то текущее десятилетие (2013-2022: Panta Rhei) направлено на поиск методов «переноса» моделей *во времени* – в изменившиеся климатические условия. В обоих случаях перед гидрологами встает проблема оценки работоспособности (валидации) гидрологической модели в отсутствие данных наблюдений, точнее, поиска оснований ее применимости для решения диагностических, экстраполяционных задач за пределами (пространственными или временными) имеющихся наблюдений.

Подчеркнем, что речь в статье пойдет именно о диагностических моделях, отличие которых от прогностических моделей заключается в том, что первые разрабатываются для оценки возможных изменений гидрологических характеристик без временной привязки этих изменений (например, оценки расчетных характеристик стока редкой повторяемости, противопаводковой функции проектируемых водохранилищ, гидрологических последствий будущих изменений климата и др.). Отсюда вытекает принципиальное отличие в возможностях валидации: если прогностические модели проверяются по данным наблюдений, то данных для проверки диагностической модели не существует.

Ниже будем рассматривать аспекты проблемы валидации диагностических моделей, связанные с моделированием гидрологических последствий изменения климата.

Аналогичные проблемы рассматриваются в смежных геофизических дисциплинах (например, классический анализ применимости моделей климата [1]). Вместе с тем, в силу многолетней направленности гидрологического моделирования на решение разнообразных инженерных диагностических задач, исследованию проблем валидации диагностических моделей в гидрологии традиционно уделяется, пожалуй, больше внимания, чем в смежных дисциплинах (в отличие от прогностических моделей, методы проверки которых намного более развиты, например, в оперативной метеорологии, чем в гидрологии).

---

[2] Численные эксперименты по проверке альтернативных критериев качества гидрологического моделирования выполнены при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №17-11-01254). Обзор существующих методов валидации выполнен при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №16-05-00679).

Способна ли гидрологическая модель, разработанная и проверенная по данным наблюдений, давать надежные результаты в изменившихся климатических условиях и сохранять при этом неизменными структуру и параметры [2]? Существуют ли специфические «патологии» структуры модели, которые препятствуют такому ее применению [3]? Какие тесты позволяют повысить доверие к модели и отобрать «лучшую» модель [4]? Является ли проверка модели по данным наблюдений таким тестом [5]? Как избежать "перекалибровки" ("overcalibration") модели по данным наблюдений [6]? Как оценить робастность гидрологической модели [7]? Эти и многие другие стороны рассматриваемой проблемы находятся сейчас в центре внимания специалистов в области гидрологического моделирования (см. спецвыпуск "Modelling temporally-variable catchments" 2015 года в Hydrol. Science J.).

Предлагаемая статья носит, в основном, характер обзора, цель которого – привлечь внимание к проблеме, практически не обсуждаемой на страницах отечественных профессиональных изданий. Во втором разделе рассмотрен один из частных вопросов проблемы валидации гидрологической модели для диагностических задач – о целесообразности применения более «жестких», по сравнению с общепринятыми, критериев качества модели.

1. Проблема валидации диагностической модели: общие представления и возможность прагматического решения

"Все модели ошибочны, но некоторые из них полезны"

Джордж Бокс (в книге " Robustness in the strategy of scientific model building")

Валидация численной модели открытой природной системы, рассматриваемая как доказательство адекватности модели описываемой системе, невозможна. Общенаучные корни этого утверждения лежат в области широко распространенного течения современной философии – критического рационализма Карла Поппера. В области геофизических наук основания этого утверждения впервые подробно рассмотрены в работе [8], в их числе: проблема «неединственности» («non-uniqueness») численной модели, состоящая в том, что модели с разными структурой, параметрами и схемой численной реализации дают сходные результаты тестирования; проблема субъективности критериев валидации, приводящая к отсутствию объективных оснований для доказательства преимущества одной модели над другой; т.н. проблема «пространственно-временной дивергенции», возникающая из-за необходимости использовать модель за пределами имеющихся наблюдений и т.д. Представление о принципиальной невозможности валидации численных моделей природных систем получило распространение в естественных науках (например, [9]). Однако гидрологи, как и специалисты в других областях геофизики, решают практические задачи и при валидации моделей руководствуются прагматическими соображениями, афористично обобщенными выдающимся британским статистиком Дж. Боксом. Оставляя в стороне детали, прагматический подход можно свести к следующим утверждениям.

1. Валидация гидрологической модели невозможна в универсальном смысле, но имеется возможность оценить пригодность модели для решения той диагностической задачи, для которой модель разрабатывалась (см., например, [10], [4]). Соответственно, вместо термина «валидация» ("validation") все чаще используется термин «оценивание» ("evaluation").

2. Указанная возможность реализуется с помощью специальных тестов, которые имитируют с помощью имеющихся данных наблюдений «целевые» условия

применения модели (например, условия изменения климата) и используют критерии качества, учитывающие специфику задачи (см., например, [3], [6], [11]).

Что понимается под «специальными тестами» и «специфическими критериями качества», будет уточнено в следующем разделе. Здесь важно подчеркнуть, что приведенные утверждения увязывают доверие к модели и надежность получаемых с ее помощью результатов решения диагностической задачи за пределами имеющихся данных наблюдений с результатами ее проверки по этим данным. Это положение, кажущееся гидрологам вполне естественным, стало в последние годы предметом оживленных дискуссий (см. обзор в [5]). Точность расчета наблюденных гидрографов стока с помощью калиброванных и проверенных региональных гидрологических моделей (намного более высокая в сравнении, например, с точностью расчета тех же гидрографов по глобальным гидрологическим моделям [12]) зачастую не рассматривается, как аргумент в пользу их применимости для решения диагностических задач (см., например, [13-15]) и иронически сравнивается со «способностью танцевать под уже известную музыку» (“dance to a tune it has already heard” [15]).

В рамках прагматического подхода, наоборот, качество воспроизведения моделью данных наблюдений является показателем уровня доверия к модели. Если модель «не проходит» разработанные тесты по заданным критериям качества, это дает основание предполагать, что она может быть неадекватна «целевым» условиям ее применения. В свою очередь, успешное «прохождение» тестов по имеющимся данным наблюдений, хотя и не является само по себе доказательством пригодности модели для диагностической задачи, может рассматриваться как подтверждение того, что модель – один из возможных «кандидатов» на ее решение, т.е. как необходимое, но недостаточное условие её применимости. Таким образом, прагматический подход позволяет сформулировать правила, ограничивающие возможность применения модели для решения задач, для которых она не была предназначена.

2. Схемы проверки и критерии качества диагностической модели. Как подчеркивалось в предыдущем разделе, направленность диагностической модели на решение экстраполяционных задач – расчеты гидрологических переменных в условиях, не описываемых имеющимися данными наблюдений, диктует необходимость использования специальных тестов и критериев качества модели, отличных от традиционно используемых для задач интерполяции (таких, как, например, гидрологические прогнозы, восстановление рядов наблюдений и др.). Из прагматических соображений такие специальные тесты должны ставить модель в более «жесткие» условия проверки, выявляющие пределы работоспособности модели.

Система тестов, имитирующих с помощью имеющихся данных наблюдений «целевые» условия применения диагностической гидрологической модели, была впервые предложена в статье В. Клемеша [10]. Для проверки модели, предназначенной для оценки возможных гидрологических последствий изменения климата, автором был разработан DSS-тест (Differential Split-Sample test). Вначале из имеющихся данных наблюдений конструируются две выборки данных, наблюдавшихся в годы, контрастные по метеорологическим условиям: скажем одна выборка, состоящая из данных за холодные и влажные года, а другая – за теплые и сухие. Калибровка модели проводится по данным, соответствующим одной выборке данных, а независимая проверка – по второй (то есть, в общем случае, DSS-тестирование модели производится по двум выборкам данных за годы, не образующие последовательного календарного ряда). Этим DSS-тест отличается от стандартно применяемого для калибровки и проверки моделей более «мягкого» SS-теста (Split-Sample test),

при котором имеющиеся данные делятся на два периода – до и после выбранной даты, вне зависимости от того, какие метеорологические условия наблюдались в течение указанных периодов. Близость критериев качества модели за калибровочный и проверочный периоды интерпретируется как диагностический потенциал модели при применении обоих тестов.

Различные модификации DSS-теста, а также другие процедуры проверки диагностической модели предложены в [2, 7, 11, 16, 17]. Однако, несмотря на довольно развитую систему тестов, в подавляющем большинстве гидрологических публикаций они не применяются для оценки качества диагностических моделей. Вместо этого разработчики таких моделей ограничиваются менее строгим по отношению к модели SS-тестом, создающим у них иллюзию её пригодности для решения диагностических задач.

При выборе критериев качества диагностической модели, которые должны использоваться при ее тестировании, необходимо исходить из специфики задачи, для решения которой модель предназначена. Известно порядка 20-и критериев качества воспроизведения моделью характеристик наблюденного водного режима рек [11, 18-20]. Прагматический взгляд на проблему выбора критерия качества модели высказал В. Клемеш, предложивший «ориентированный на потребителя» (“user-oriented” [10, стр. 16]) подход, который должен давать возможность оценить способность модели к воспроизведению искомых гидрологических характеристик в заданных условиях. Так, если модель ориентирована на моделирование сезонного хода ежедневных или среднемесячных расходов воды (например, для задач управления водноресурсными системами), то при прохождении упомянутых выше специальных тестов (например, DSS-теста), модель должна показывать высокие результаты по следующим критериям: Нэша-Сатклиффа, Клинга-Гупты и его модификации, систематическая погрешность дисперсий, индекс согласия и др.

Несмотря на существование большого числа критериев качества моделирования и наличие рекомендаций по их выбору, в большинстве гидрологических публикаций авторы используют лишь один критерий, вне зависимости от особенностей целевой задачи, – критерий Нэша-Сатклиффа:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{j=1}^{N}\sum_{i=1}^{n}\left(Q^{j}_{f(i)} - Q^{j}_{s(i)}\right)^2}{\sum_{j=1}^{N}\sum_{i=1}^{n}\left(Q^{j}_{f(i)} - Q^{j}_{r(i)}\right)^2} \qquad (1)$$

где $Q^{j}_{f(i)}$ и $Q^{j}_{s(i)}$ – фактическое и рассчитанное значение расхода воды за i–й интервал времени (сутки, месяц) j-го года наблюдений, соответственно, (i=1, 2, 3,..., n; j=1, 2, 3,..., N), $Q^{j}_{r(i)}$ - расход, рассчитанный по так называемой референтной модели и обычно принимаемый равным постоянной величине $\overline{Q} = \frac{1}{N \times n}\sum_{j=1}^{N}\sum_{i=1}^{n} Q^{j}_{f(i)}$ – среднему значению расходов за период наблюдений.

При идеальном воспроизведении моделью наблюденного гидрографа NSE=1, при 1>NSE>0 модель считается эффективной по сравнению с референтной моделью. При NSE_{min}<NSE<1 качество расчета считается как минимум удовлетворительным, при $NSE \le NSE_{min}$ – плохим. Существует большое число предложений по заданию

величины NSE_{min} (как правило, в диапазоне 0.3÷0.5), но они не имеют объективных оснований.

Известно большое число работ, в которых обсуждаются недостатки критерия (1) (например, обзор в [21]), в частности: низкая чувствительность к ошибкам расчета малых и средних расходов, занижение дисперсии рассчитанных расходов и переоценка эффективности модели. Последний недостаток связан с тем, что критерий (1) при назначении референтной модели $Q_{r(i)} = \overline{Q}$ предъявляет очень «мягкие» требования к эффективности гидрологической модели. Это может привести, например, к необоснованному расширению круга моделей – потенциальных кандидатов для решения диагностической задачи при сопоставлении моделей по указанному критерию.

Возможность «ужесточить» критерий (1) связана с использованием более сложной референтной модели. Если по-прежнему конструировать такую модель только из наблюденных данных, то очевидный шаг в сторону её усложнения – референтная модель в виде среднемноголетнего гидрографа стока $Q_{r(i)} = Q_{season(i)} = \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N} Q_{f(i)}^{j}$.

Впервые такая модель была предложена в [22], а затем рекомендована ВМО для оценки качества моделей формирования талого стока [23].

Покажем, что выбор такой референтной модели существенно повышает требования к гидрологической модели. Для этого по многолетним данным о ежедневных расходах воды в замыкающих створах 9-и крупных рек, расположенных в разных климатических условиях, нами были рассчитаны среднемноголетние гидрографы стока, а затем по формуле (1) оценено качество «гидрологической модели» вида $Q_{s(i)} = Q_{season(i)}$, которая описывает фактический гидрограф стока за каждый год наблюдений одинаковым среднемноголетним гидрографом. В качестве референтной модели в формуле (1) использован среднемноголетний сток $Q_{r(i)} = \overline{Q}$. Рассчитанные таким образом величины *NSE* показаны в табл. 1.

Таблица 1. Критерий Нэша-Сатклиффа (1), рассчитанный при $Q_{s(i)} = Q_{season(i)}$ и $Q_{r(i)} = \overline{Q}$

Река	Лена	Маккензи (Канада)	С.Двина	Пур	Надым	Печора	Гаронна (Франция)	Мезень	Амур
Период наблюдений	1971-2005	1973-2005	1971-2010	1991-2010	1980-2010	1971-2009	1959-2008	1970-2009	1994-2013
NSE	0.854	0.859	0.742	0.650	0.493	0.677	0.241	0.594	0.667

Данные табл. 1 показывают, что для большинства рек (за исключением р. Гаронны) среднемноголетний гидрограф фактического стока описывает значительную часть информации, содержащейся в ряду наблюдений. Полученные результаты означают, что если в качестве референтной модели использовать модель $Q_{r(i)} = Q_{season(i)}$, то многие гидрологические модели станут неэффективными. Действительно, чтобы быть эффективными в таких условиях, модели должны рассчитывать гидрограф стока в замыкающем створе, например, р. Лены – с точностью *NSE*>0.854, р. Маккензи – *NSE*>0.859, р. Северной Двины – *NSE*>0.742 и т.д. При референтной модели $Q_{r(i)} = Q_{season(i)}$ эти значения определяют минимальный уро-

вень качества, ниже которого модель становится неэффективной. Иными словами, использование такой референтной модели резко повышает требования к тестируемой гидрологической модели. Неудивительно, что через несколько десятилетий, прошедших после опубликования вышеупомянутых работ [22, 23], разработчики гидрологических моделей по-прежнему предпочитают использовать наиболее слабую референтную модель из возможных.

Заключение. В области гидрологического моделирования сложилась парадоксальная ситуация, когда современный уровень развития диагностических моделей (их теоретическая и экспериментальная базы, вычислительная сложность и информационное содержание) оказался несопоставимо выше уровня обоснованности методов проверки и критериев качества этих моделей. В настоящей статье сделана попытка обратить внимание на значимость указанной проблемы и ограниченность возможностей ее универсального решения.

В заключение считаю важным подчеркнуть следующее. С одной стороны, при обосновании методов проверки и выборе критериев качества диагностической модели необходимо учитывать специфику задачи (в общем случае, не гидрологической), для решения которой предназначена модель. С другой стороны, *адекватность гидрологической модели должна оцениваться исключительно по ее расчетным данным, но никак не по результатам их использования для принятия управленческих решений.* Качество таких решений зависит от множества факторов, в числе которых данные гидрологического моделирования играют, как правило, отнюдь не ведущую роль.

Литература

1. *Knutti R.* (2008) Should we believe model predictions of future climate change? Philos Trans A Math Phys Eng Sci., 366, 4647-64. doi: 10.1098/rsta.2008.0169.

2. *Thirel, G., V. Andréassian, Perrin C.* (2015) On the need to test hydrological models under changing conditions. Hydrological Sci. J. 60(7-8), 1165-1173.

3. *Coron, L., Andréassian, V., Bourqui, M., Perrin, C. and Hendrickx, F.*, 2011. Pathologies of hydrological models used in changing climatic conditions: a review, Hydro-Climatology: Variability and Change. IAHS Publication. 344, pp. 39-44.

4. *Refsgaard J.C. et al.* (2013) A framework for testing the ability of models to project climate change and its impacts. Climatic Change, 122(1-2): 271-282.

5. *Krysanova V. et al.* (2017) How the performance of hydrological models relates to credibility of projections under climate change. Hydrological Sci. J. (in print).

6. *Andréassian, V., et al.*, 2012. All that glitters is not gold: The case of calibrating hydrological models. Hydrological Processes, 26 (14), 2206–2210.

7. *Gelfan A., Motovilov Yu., Krylenko I., Moreido V., Zakharova E.* (2015): Testing the robustness of the physically-based ECOMAG model with respect to changing conditions, Hydrol. Sci. J., 60(7-8),1266–1285, DOI:10.1080/02626667.2014.935780.

8. *Konikow, L.F. and Bredehoeft, J.D.* (1992) Groundwater models cannot be validated. Advances in Water Resources, 15, 47-62.

9. *Oreskes N.* (2003) The role of quantitative models in science In C. D. Canham, J. J. Cole & W. K. Lauenroth (eds.), Models in ecosystem science. Princeton University Press. pp. 13–31.

10. *Klemeš, V.* (1986) Operational testing of hydrological simulation models, Hydrolog. Sci. J., 31, 13–24.

11. *Thirel G. et al*. (2015) Hydrology under change: an evaluation protocol to investigate how hydrological models deal with changing catchments Hydrological Sciences Journal Vol. 60 , Iss. 7-8, 1184-1199.

12. Hattermann F.F. et al. (2017) Cross-scale intercomparison of climate change impacts simulated by regional and global hydrological models in eleven large scale river basins, Climatic Change. 141(3), 561-576.

13. *Beven, K.* (2002), Towards a coherent philosophy for modelling the environment, Proc. R. Soc. London, Ser. A, 458, 2465–2484.

14. *Seibert, J.* (2003), Reliability of model predictions outside calibration conditions, Nord. Hydrol., 34, 477–492.

15. *Kirchner*, J.W. (2006), Getting the right answers for the right reasons: Linking measurements, analyses, and models to advance the science of hydrology, Water Resour. Res., Vol. 42, W03S04, DOI:10.1029/2005WR004362.

16. *Ewen, J., Parkin, G.* (1996) Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 1. Method. J. of Hydrology 175: 583-594.

17. *Euser T, Winsemius H. C., Hrachowitz M., Fenicia F., Uhlenbrook S., Savenije H. H.G.* (2013) A framework to assess the realism of model structures using hydrological signatures. Hydrol. Earth Syst. Sci., 17, 1893-1912.

18. *Yilmaz KK, Gupta HV, Wagener T* (2008) A process-based diagnostic approach to model evaluation: Application to the NWS distributed hydrologic model. Water Resour Res Vol. 44.

19. *Wöhling, T., Samaniego, L. & Kumar, R.* (2013) Evaluating multiple performance criteria to calibrate the distributed hydrological model of the upper Neckar catchment. Environ Earth Sci. 69: 453. DOI:10.1007/s12665-013-2306-2.

20. *Huang S. et al*. (2017) Evaluation of an ensemble of regional hydrological models in 12 large-scale river basins worldwide. Climatic Change. 141: 381-397.

21. *Gupta H.V., Kling H., Yilmaz K.K., Martinez G.F.* (2009) Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. Journal of Hydrology 377: 80-91.

22. *Garrick M., Cunnane C., Nash J.E.* (1978) A criterion of efficiency for rainfall-runoff models J. Hydrology 36(3-4), 375-381.

23. World Meteorological Organisation. 1986. Intercomparison of models of snowmelt runoff, Operational Hydrology Report No. 23. Secretariat of the World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.

СРАВНЕНИЕ ДВУХ МЕТОДОВ ЗАДАНИЯ КЛИМАТИЧЕСКИХ ПРОЕКЦИЙ В РЕГИОНАЛЬНУЮ ГИДРОЛОГИЧЕСКУЮ МОДЕЛЬ (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА р. АМУР)[3]

Гельфан А.Н., Калугин А.С., Мотовилов Ю.Г.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
andrey.kalugin@iwp.ru

Введение. Существующие оценки современного состояния климата и водных ресурсов в бассейне Амура, а также их будущих изменений, получены, в большинстве своем, с помощью глобальных моделей климата [1-3]. Глобальные модели климата, основу которых составляют модели общей циркуляции атмосферы и океана, содержат упрощенную параметризацию процессов гидрологического цикла суши, что приводит к существенным погрешностям в воспроизведении водного режима речных бассейнов за период имеющихся наблюдений и росту неопределенности в оценках возможных изменений водного режима [4]. Перспективы уточнения таких оценок связаны с использованием проверенных по данным наблюдений физико-математических моделей гидрологического цикла речных бассейнов, граничными условиями для которых служат сценарии будущих гидрометеорологических воздействий на речной водосбор. Способность физико-математических моделей к воспроизведению характеристик водного режима реки и других составляющих гидрологического цикла речного бассейна за период наблюдений, которая оценивается в процессе разработки моделей с применением специальных тестов (например, [5]), рассматривается гидрологическим сообществом, как необходимое (хотя и не достаточное) условие получения физически обоснованных оценок гидрологических последствий изменения климата и снижения неопределенности полученных оценок [6].

Цель настоящей статьи – оценка гидрологических последствий изменения климата в бассейне Амура по данным численных экспериментов с региональной моделью формирования речного стока и глобальных климатических моделей. Оценки возможных изменений характеристик стока в XXI веке рассчитаны при 2-х методах задания климатических проекций в качестве граничных условий для гидрологической модели:

(1) по данным расчета с помощью ансамбля глобальных моделей климата проекта CMIP5 и

(2) по данным, полученным методом линейной трансформации фактических рядов метеорологических наблюдений с использованием рассчитанных по моделям климата норм климатических параметров.

Результаты моделирования водного режима р. Амур за период наблюдений

Для проведения численных экспериментов применялась модель формирования стока в бассейне р. Амур, построенная на базе информационно-моделирующего комплекса ECOMAG [7]. В ряде статей описан опыт применения модификаций этой модели при решении актуальных прикладных задач для частных водосборов в бассейне Амура, например, для оценки эффективности действующих и планируемых водохранилищ на реках Зея и Бурея для снижения паводковой опасности на среднем

[3] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00700П). Алгоритм построения климатических проекций по данным глобальных моделей климата разработан при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-00679).

Амуре [8, 9]. Модель позволяет описать по имеющимся метеорологическим данным (измеренным на метеорологических станциях, расположенных на водосборе р. Амур, или рассчитанным с помощью моделей климата) процессы формирования и таяния снежного покрова, эвапотранспирации, вертикального тепло- и влагопереноса в почве, а также стекание воды по склонам водосбора, подповерхностный и грунтовый сток, движение воды в речной системе с суточным шагом по времени и пространственным разрешением равным размеру ячейки расчетной сетки (для описываемой модели бассейна Амура – 944 км^2). Бо́льшая часть пространственно распределенных параметров модели – измеряемые характеристики речного бассейна, которые заданы из глобальных баз данных о рельефе, свойствах почв, растительности, ландшафтов. Часть параметров калибровалась по данным о расходах воды в разных створах, расположенных на основном русле реки и ее притоках.

При разработке модели в качестве граничных условий задавались временные ряды среднесуточных величин температуры и относительной влажности воздуха, интенсивности осадков, измеренных на 232 метеорологических станциях (169 приходятся на российскую часть бассейна) по данным ВНИИГМИ-МЦД. Калибровка модели проводилась по данным о ежедневных расходах воды за период 1994–2003 гг., ее проверка за период 2004–2013 гг. на 15 гидрологических постах с площадями водосборов от 8 тыс. км^2 до 1.8 млн. км^2. Качество расчетов оценивалось по критерию Нэша-Сатклифа NSE и критерию относительной погрешности расчета BIAS. Для замыкающего створа р. Амур (с. Богородское) за период калибровки модели NSE=0.85, BIAS=–5.5%; за период верификации NSE=0.84, BIAS=0.7%. Результаты апробации модели подробно описаны в [10]. Полученные удовлетворительные результаты воспроизведения водного режима р. Амур за период наблюдений дали основание полагать, что разработанная модель формирования стока применима для оценки гидрологических последствий изменения климата в рассматриваемом бассейне.

Оценка возможных изменений водного режима р. Амур в XXI веке. Для оценки возможных изменений водного режима р. Амур при прогнозируемых климатических условиях в XXI веке было проведено две серии численных экспериментов с разработанной с моделью формирования стока. В первой серии граничные условия в модели формирования стока, имитирующие сценарии будущих метеорологических воздействий на водосбор, задавались по данным, рассчитанным с помощью ансамбля глобальных моделей климата. Во второй серии экспериментов граничные условия задавались по данным, полученным путем линейной трансформации фактических рядов метеорологических переменных с использованием информации о прогнозируемых изменениях климатических норм этих переменных. Примененный метод линейной трансформации метеорологических рядов наблюдений (в англоязычной литературе метод «delta-change», DC-метод), впервые описан в [11]. Суть метода – в построении искусственных рядов метеорологических переменных путем внесения в фактические ряды этих переменных малых постоянных возмущений, которые соответствуют прогнозируемым изменениям климатических норм соответствующих переменных. При этом считается, что другие вероятностные свойства (внутрисезонная и межгодовая изменчивости, внутрирядные автоковариации и кросс-ковариации между переменными, пространственные ковариационные функции и др.), присущие фактическим рядам этих переменных, не изменятся в будущем, иными словами, линейно трансформированные фактические ряды могут служить приближением проекций изменения климата.

На основе информации, размещенной на портале Всемирного центра данных по климату, для бассейна Амура были созданы базы метеорологических данных расчетов по ансамблю из 9-ти глобальных моделей климата (Global Climate Models, GCMs) – участников проекта CMIP5. Для каждой модели метеоданные в условиях современного климата предварительно скорректированы для приведения осредненных по площади бассейна Амура, рассчитанных значений климатических норм характеристик к соответствующим нормам, определенным по данным наблюдений за период 1986–2005 гг. (T=–0.5°C, P=550 мм, D=3.4 мб).

Вначале с помощью ггидрологической модели, на входе которой задавались данные расчетов ансамбля GCMs, были рассчитаны гидрографы стока р. Амур за период наблюдений 1986-2005 гг. Показано, что модель позволяет с удовлетворительной точностью рассчитать норму годового стока реки за указанный период: относительная погрешность расчета стока по данным девяти глобальных моделей климата составила 14%.

Для оценки возможных изменений водного режима р. Амур в XXI веке использованы проекции климата, рассчитанные по 9-ти GCMs при разных сценариях антропогенных воздействий (RCP-сценариев – Representative Concentration Pathways). В табл. 1 показаны результаты расчетов сочетаний средних по бассейну и усредненных по ансамблю GCMs аномалий норм температуры воздуха ΔT и атмосферных осадков ΔP в течение XXI века для четырех RCP-сценариев. Для бассейна Амура в течение XXI в. для всех сценариев отмечены положительные аномалии среднемноголетних норм температуры воздуха и атмосферных осадков.

Таблица 1. Усредненные по ансамблю климатических моделей аномалии средней по бассейну Амура нормы температуры воздуха (°C, числитель) и осадков (%, знаменатель) по отношению к соответствующим нормам базового периода (1986–2005 гг.)

сценарий / период	RCP 2.6	RCP 4.5	RCP 6.0	RCP 8.5
2020–2039	1.4 / 3.6	1.4 / 4.3	1.3 / 3.4	1.6 / 6.3
2040–2059	1.7 / 7.0	2.2 / 8.0	2.0 / 5.6	2.8 / 8.8
2060–2079	1.7 / 6.8	2.9 / 9.6	2.8 / 8.2	4.4 / 15.6
2080–2099	1.7 / 5.8	2.9 / 11.6	3.8 / 12.2	6.0 / 21.7

По временным рядам среднесуточных значений интенсивности осадков, температуры и влажности воздуха, определенным по данным 9-ти моделей климата при четырех RCP-сценариях, с помощью гидрологической модели рассчитаны многолетние ряды расходов воды в замыкающем створе в XXI веке. На основе полученных гидрографов вычислялись аномалии годового стока как отношение рассчитанной по данной модели и при данном RCP-сценарии нормы стока к рассчитанной по данной модели норме годового стока за базовый период (1986–2005 гг.). Аномалии нормы годового стока р. Амур в XXI веке рассчитывались для 4-х двадцатилетних периодов века: 2020–2039, 2040–2059, 2060–2079 и 2080–2099. Показано, что предвычисленные с помощью гидрологической модели по данным разных глобальных моделей климата заметно (±20–25%) отличаются при одном и том же сценарии будущих радиационных воздействий (модельная неопределенность). Для уменьшения неопределенности этого вида проводилось усреднение по ансамблю 9-ти оценок, полученных с помощью гидрологической модели для заданного сценария. В результате полученные величины аномалии нормы годового стока р. Амур в течение

XXI века – отрицательные для сценариев RCP 6.0 и RCP 8.5 и к концу XXI века достигают (-5÷-7)%. При реализации сценариев RCP 2.6 и RCP 4.5 аномалии нормы годового стока близки к нулю.

Алгоритм применения DC-метода построения искусственных временных рядов метеорологических воздействий на водосбор Амура (вторая серия численных экспериментов) заключался в следующем. Ежедневные значения интенсивности осадков P_i и температуры воздуха T_i (i – номер суток от начала расчетов 01.01.1986) измеренные на метеорологических станциях рассматриваемого бассейна в течение базового периода (1986–2005 гг.), изменялись на постоянный множитель ΔP, % и на постоянную величину ΔT, °C соответственно. Использовалось 16 сочетаний ΔP и ΔT, каждое из которых соответствует средним по ансамблю климатических моделей величинам ΔP и ΔT для одного из 4-х RCP-сценариев и одного из 4-х двадцатилетних периодов XXI века (см. табл. 1). В результате для каждой из 232 метеорологических станций, данные наблюдений которых использовались при построении модели, построены искусственные ряды ежедневных значений осадков $P_i^* = P_i \times \Delta P$ и температуры воздуха $T_i^* = T_i + \Delta T$ со средними значениями, равными прогнозируемым на разные периоды XXI века по моделям климата.

В результате применения DC-метода получены 16 двадцатилетних рядов среднесуточных величин интенсивности осадков, температуры и влажности воздуха со средними значениями, равными соответствующим средним, которые рассчитаны с помощью GCMs для 4-х периодов XXI в. и 4-х RCP-сценариев. Повторим, что за исключением средних значений полученные искусственные ряды метеорологических переменных аналогичны фактическим рядам соответствующих переменных за период 1986–2005 гг.

Измененные ряды среднесуточных значений интенсивности осадков P_i^*, температуры воздуха T_i^* и дефицита влажности воздуха D_i^* задавались на входе гидрологической модели, и рассчитывались нормы годового стока, соответствующие 16-ти сочетаниям аномалий ΔP и ΔT. По результатам расчетов определялись аномалии речного стока ΔY (в %), как отношение нормы стока при определенном сочетании параметров ΔP и ΔT к норме стока, рассчитанной за базовый период 1986–2005 гг. при фактических значениях метеорологических данных. Рассчитанные аномалии приведены в табл. 2.

Таблица 2. Аномалии нормы годового стока (%), рассчитанной по преобразованным рядам метеорологических наблюдений по отношению к соответствующей норме стока за базовый период (1986-2005 гг.)

сценарий / период	RCP 2.6	RCP 4.5	RCP 6.0	RCP 8.5
2020–2039	–7.2	–4.3	–5.6	–4.4
2040–2059	–1.0	–5.9	–8.8	–12.2
2060–2079	–2.0	–9.9	–13.3	–19.0
2080–2099	–4.9	–5.8	–15.9	–21.2

Полученные по DC-методу аномалии норм годового стока сопоставлялись с аномалиями, рассчитанными по данным GCMs при RCP-сценариях для тех же двадцатилетних периодов. Таким образом, оценивалась чувствительность аномалий годового стока р. Амур к климатическим нормам температуры воздуха и атмосфер-

ных осадков. Показано, что зависимости рассчитанных двумя способами аномалий нормы стока р. Амур от изменений климатических параметров могут быть аппроксимированы линейными функциями:

$$\Delta Y_{GCM} = 2.0 - 9.0\Delta T + 2.1\Delta P; \quad \Delta Y_{DC} = 3.0 - 12.6\Delta T + 2.3\Delta P.$$

Приведенные зависимости хорошо описывают результаты моделирования аномалий речного стока: коэффициенты детерминации равны R^2_{GCM}=0.92, R^2_{DC}=0.96, среднеквадратические погрешности σ_{GCM} =0.8%, σ_{DC}=1.1%.

Полученные оценки показывают, что увеличение средней по бассейну нормы температуры воздуха на 1°С приводит к уменьшению нормы годового стока р. Амур примерно на 9% при использовании на входе гидрологической модели данных GCMs и на 13% при использовании измененных фактических данных (DC-метод). Причина уменьшения стока – рост рассчитанного испарения с поверхности бассейна с увеличением упругости насыщения водяного пара, сопровождающим рост температуры воздуха. Увеличение средней по бассейну климатической суммы осадков на 10% приводит к увеличению рассчитанного по модели среднемноголетнего стока р. Амур на 21% при использовании на входе гидрологической модели данных GCMs и на 23% и использовании измененных фактических данных (DC-метод), т.е. изменения стока примерно в 2 раза превосходят изменения осадков. Можно предположить, что увеличение амплитуды колебаний стока по сравнению с амплитудой колебаний осадков обусловлено сложением эффектов роста осадков и снижения потерь поверхностного стока вследствие дополнительного увлажнения бассейна.

Таким образом, аномалии нормы годового стока р. Амур оказались одинаково (с учетом точности оценки коэффициентов в уравнениях) чувствительны к изменению норм осадков и температуры воздуха при использовании на входе гидрологической модели двух наборов проекций климата в XXI веке: по данным моделей климата и путем линейной трансформации фактических рядов наблюдений (DC-метод). Иными словами, два набора проекций климата одинаковы, если сравнивать их по среднемноголетнему отклику гидрологической системы бассейна р. Амур на эти проекции. При этом второй набор проекций, заданных по фактическим рядам наблюдений, обладает существенно меньшей модельной неопределенностью, так как различия между моделями климата в оценках климатических норм (используемых для линейной трансформации этих рядов) меньше, чем различия в оценках других климатических параметров (сезонной и межгодовой изменчивости, ковариаций и др.). Использование климатических проекций, характеризующихся меньшей модельной неопределенностью, позволяет повысить устойчивость оценок гидрологических последствий изменения климата в бассейне Амура, рассчитанных с помощью региональной гидрологической модели.

Литература

1. *Добровольский С.Г.* Глобальные изменения речного стока. М.: ГЕОС, 2011. 660 с.

2. *Мохов И.И.* Гидрологические аномалии и тенденции изменения в бассейне реки Амур в условиях глобального потепления // Доклады академии наук. 2014. Т. 455. № 5. С. 585–588.

3. *Nohara D., Kitoh A., Masahiro H., Oki T.* Impact of climate change on river discharge projected by multimodel ensemble // J. of Hydrometeorology. V. 7. 2006. P. 1076–1089.

4. *Kundzewicz Z.W., Stakhiv E.Z.* Are climate models «ready for prime time» in wa-

ter resources management applications, or is more research needed? // Hydrol. Sci. J. 2010. V. 55(7). P. 1085–1089.

5. *Gelfan A., Motovilov Y., Krylenko I., Moreido V., Zakharova E.* Testing the robustness of the physically-based ECOMAG model with respect to changing conditions // Hydrol. Sci. J. 2015. V. 60(7,8). P. 1266–1285.

6. *Гельфан А.Н.* О проблеме валидации гидрологической модели для диагностических задач. (См. настоящий сборник).

7. *Калугин А.С.* Разработка модели формирования стока реки Амур на базе информационно-моделирующего комплекса ECOMAG // Сб. тр. Всеросс. науч. конф. «Научное обеспечение реализации Водной стратегии РФ на период до 2020 г.». Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2015. Т. 1. С. 149–155.

8. *Данилов-Данильян В.И., Гельфан А.Н., Мотовилов Ю.Г., Калугин А.С.* Катастрофическое наводнение 2013 года в бассейне реки Амур: условия формирования, оценка повторяемости, результаты моделирования // Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 2. С. 111–122.

9. *Мотовилов Ю.Г., Данилов-Данильян В.И., Дод Е.В., Калугин А.С.* Оценка противопаводкового эффекта действующих и планируемых водохранилищ в бассейне Среднего Амура на основе физико-математических гидрологических моделей // Водные ресурсы. 2015. Т. 42. № 5. С. 476–491.

10. *Калугин А.С.* Модель формирования стока реки Амур и ее применение для оценки возможных изменений водного режима. Дисс. канд. геогр. наук: 25.00.27. М.: ИВП РАН, 2016. 185 с.

11. *Кучмент Л.С., Мотовилов Ю.Г., Назаров Н.А.* Чувствительность гидрологических систем. М.: Наука, 1990. 143 с.

ИЗМЕНЕНИЯ СТОКА В КРУПНЫХ РЕЧНЫХ БАССЕЙНАХ ЕВРОПЕЙСКОЙ И АЗИАТСКОЙ ЧАСТЕЙ РОССИИ[4]

Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Барабанова Е.А., Зайцева И.С., Кашутина Е.А., Милюкова И.П., Шапоренко С.И.
Институт географии РАН, г. Москва, Россия
georgiadi@igras.ru

Рассмотрены особенности многолетних изменений речного стока крупнейших рек Европейской и Азиатской частей России, произошедших в период инструментальных наблюдений. Основное внимание уделено долговременным фазам изменений условно-естественного (восстановленного) стока и их антропогенной трансформации, а также вкладу антропогенных и климатических факторов в его изменения. Показано, что долговременные фазы изменений стока синхронны с соответствующими фазами изменений макромасштабной атмосферной циркуляции.

Долговременные фазы изменения условно-естественного речного стока

Методические основы исследований. Подход к анализу долговременных фаз многолетних изменений стока, обусловленного изменениями климата и антропогенных воздействий, основан на использовании разностно-интегральных кривых,

[4] Работа выполнена при финансовых поддержках Программы фундаментальных исследований Президиума РАН “Поисковые фундаментальные научные исследования в интересах развития Арктической зоны Российской Федерации” и Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 17-05-00948).

восстановлении рядов стока для исключения из них антропогенной составляющей и сравнительном анализе долговременных фаз восстановленного и антропогенно-измененного стока. Условно-естественный сток, в котором исключена антропогенная составляющая, для Волги, Дона и крупнейших сибирских рек восстанавливается по рекам-индикаторам климатических условий [1, 2]. Для сибирских рек использованы также ряды среднесуточного стока, восстановленные [3] методом трансформации гидрографа стока.

Сопоставление восстановленного стока и стока в базовый период (до начала интенсивного антропогенного воздействия) позволяет оценить вклад климатического фактора в изменения стока по сравнению с базовым периодом. Сравнение восстановленного и наблюденного (антропогенно-измененного) стока в период интенсивных антропогенных воздействий – основа для оценки антропогенного вклада в динамику стока. Независимо от этого антропогенное влияние определяется как сумма вклада отдельных антропогенных факторов, оцениваемых воднобалансовыми методами и методами водохозяйственной статистики [1].

Долговременные фазы изменений. В течение периодов инструментальных наблюдений (охватывающих на реках Русской равнины период с конца XIX века до начала XXI века, а на реках Сибири – с 1930-1940-х годов до начала XXI века) для стока зимнего периода (для всех рассматриваемых рек), летне-осеннего (для Европейских рек), стока за половодье и за год (для рек Сибири) выделяются две долговременные фазы (рис. 1).

Рисунок 1. Нормированные разностно-интегральные кривые многолетних изменений условно-естественного стока крупных рек Русской равнины: (а) – годового, (б) – половодья; (г) – лета-осени и рек Сибири: (д) – годового, (е) – половодья, (ж) – стока зимы

Начало фазы пониженных значений стока меженных сезонов (по сравнению с их средним многолетним стоком) совпадает с началом периода наблюдений. Сменившая ее фаза повышенного стока, начавшаяся в 1970-1980-х годы (что близко к началу современного глобального потепления климата), продолжается до середины 2010-х годов. Для стока половодья р. Дон также характерны две продолжительные фазы. Только сначала наблюдалась фаза повышения стока, сменившаяся затем фазой его пониженных значений. На р. Волге же сначала также наблюдалась фаза повышенного стока половодья, однако уже в 1930-е годы она сменилась на фазу его пониженных значений, а с 1980-х годов снова наступила фаза повышенного поло-

водья. Фазы изменения годового стока рек Русской равнины (который включает сток генетически разнородных гидрологических сезонов) «зашумлены» более короткопериодными изменениями и, поэтому, гораздо менее выражены. На р. Дон же наблюдавшаяся вначале тенденция повышенного стока сменилась на довольно длительный период без заметных его изменений (фаза квазистабильного стока), а после нее (в 1970-е годы) наступила фаза пониженного стока. Отметим, что на Волге с конца 2000-х годов наблюдалась серия лет с пониженным годовым стоком, стоком половодья и летне-осенней межени, тогда как на р. Дон фаза пониженного стока продолжалась до последних лет.

Временная граница смены фаз повышенного и пониженного условно-естественного стока заметно варьирует для годового стока и стока гидрологических сезонов как на одной реке, так и от одной реки к другой (рис. 1). Их продолжительность также весьма различна, находится, в основном, в широком диапазоне от 20 до 50 лет и достигает (для зимнего и летне-осеннего стока рек Русской равнины) 90 лет. При этом фазы пониженных значений всех рассмотренных видов стока на р. Волге, а фазы стока меженных сезонов и годового стока на р. Дон и реках Сибири более продолжительны, чем фазы их повышенных значений. Вместе с тем для половодья на р. Дон наблюдается обратное соотношение, а для половодья на реках Енисее и Лене эти различия незначительны.

Средний многолетний сток в фазы его повышенных и пониженных значений характеризуется существенными различиями. Так, различия в годовом стоке между этими фазами (относительно стока в фазы пониженной водности) составляют: на Волге 13% (на Дону фаза повышенного годового стока не выделяется); в зимнем стоке Волги и Дона эти значения составляют почти 40 и 60%, летне-осеннем стоке – 15 и 50%, а стоке половодья 9 и 34%. На рассмотренных реках Сибири наибольшие различия между контрастными фазами также характерны для зимнего стока. На Енисее разница достигает 40%, а на реках Обь и Лена она составляет около 20%. Различия же годового стока и стока половодья в фазы их повышенных и пониженных значений находятся в пределах 10%.

Долговременные фазы пониженного и повышенного условно-естественного годового стока, стока половодья рек Волга, Обь, Енисей и Лена согласуются во времени с изменениями макромасштабной атмосферной циркуляции, выраженным рядом известных индексов: повторяемостью западной формы атмосферной циркуляции Г. Я. Вангейгема (W); северо-атлантическим (NAO) и арктическим (AO) колебаниями, определенными для зимнего сезона, который играет главную роль в формировании стока этих рек. Продолжительные фазы повышенных или пониженных значений этих индексов, наблюдавшиеся практически синхронно, отражают фазы усиления и ослабления интенсивности зонального переноса, что оказывает заметное влияние на речной сток. Так, фаза пониженных индексов, начавшаяся с 1920–1930-х годов, совпадает с фазами похолодания климата и приводит к снижению стока рассматриваемых рек, а фаза их повышенных значений, наступившая в 1970–1980-е гг., сопряжена с современной фазой потепления климата, что сопровождается повышением стока рек.

Антропогенные воздействия на речной сток и их эффекты

Многолетние изменения антропогенных воздействий. На протяжении периодов инструментальных наблюдений состав и интенсивность антропогенного воздействия на речной сток рассматриваемых рек Европейской (ЕТР) и Азиатской (АТР) частей России претерпевал значительные изменения. Ведущее место среди антропо-

генных факторов занимает гидротехническое преобразование водного режима. Гидротехническое регулирование стока рек АТР началось позднее, чем на Европейской территории, но его масштабы по ряду показателей превзошли то, что имеет место на ЕТР. Так, суммарный объем водохранилищ АТР почти в 2 раза больше, чем водохранилищ ЕТР, но при этом их суммарная площадь в 1.5 раза меньше. На Европейской территории страны крупное гидротехническое строительство практически завершилось в 1980-е годы созданием водохранилищ Чебоксарской и Нижнекамской ГЭС, причем до сих в силу ряда причин не достигнуты их проектные отметки. В Сибири и на Дальнем Востоке после паузы в 1990-е годы в 2003 и 2012 гг. были завершены крупные проекты, строительство которых было начато еще 1980-е годы (Бурейское и Богучанское водохранилища). По степени гидротехнического преобразования на ЕТР выделяется бассейн Волги (площадь зеркала водохранилищ 28800 км^2, полный объем 194 км^3, полезный объем 92 км^3), а в АТР – бассейн Енисея (соответственно, 12750 км^2, 368 км^3, 135 км^3).

Второй по значимости антропогенный фактор изменения речного стока – суммарный водозабор и безвозвратное изъятие речных вод. Наибольших объемов в рассмотренных бассейнах безвозвратное изъятие достигает в бассейнах рек Волги, Дона и Оби. Многолетняя динамика этих характеристик оказалась сходной как для России, ЕТР и АТР в целом, так и для основных речных бассейнов. С 1940-х до середины 1970-х годов происходил довольно интенсивный рост объемов суммарного водозабора и безвозвратных изъятий воды. Затем с конца 1970-х до конца 1980-х гг. наблюдалась фаза относительно постоянных значений водопотребления, объясняемая замедлением темпов развития хозяйства и внедрением водосберегающих технологий. С конца 1980-х до середины 1990-х гг. происходило достаточно резкое их снижение, которое продолжается до последнего времени, но менее интенсивно.

Суммарные антропогенные изменения речного стока. За период 1936-2015 гг. общий объем безвозвратного изъятия воды в бассейнах рек Обь, Енисей и Лена, в том числе на заполнение мертвого объема водохранилищ, а также на дополнительное испарение с их акватории превысил 1000 км^3. Это примерно равно суммарному среднему многолетнему годовому стока рек Енисея и Оби. При этом потери за счет безвозвратных изъятий при водопотреблении составляют более 45%, дополнительных потерь на испарение – почти 13%, заполнение мертвого объема водохранилищ – около 42%. Большая часть безвозвратных изъятий при водопотреблении приходится на бассейн Оби, потерь на дополнительное испарение и заполнение мертвого объема водохранилищ – на Енисей.

На Волге и Дону суммарные потери стока за период 1930-2007 гг. составили 1240 км^3, то есть на 25% больше, чем на реках Сибири, или были равны объему стока этих рек за четыре года.

Влияние антропогенных факторов на сток контрастных фаз. Влияние антропогенных факторов (главным образом, регулирующей роли водохранилищ) сказывается на смещении на более ранние годы временной границы перехода фазы пониженного зимнего стока к фазе его повышенных значений. Оно особенно заметно на реках Енисей и Волга (смещение составляет порядка десяти-двадцати лет, соответственно). Двадцатилетнее смещение также характерно для летне-осеннего стока на Дону.

Антропогенный фактор существенно изменяет разницу в стоке в фазы его повышенных и пониженных значений. На реках Волга, Дон, Енисей и Лена он заметно повышает ее в зимний сезон, на Енисее – в период половодья, на – Дону в летне-

осенний сезон. Напротив, на Волге и Дону он значительно снижает разницу между фазами повышенного и пониженного стока половодья.

Вклад климатических и антропогенных факторов в общие изменения стока. Полученные данные об условно-естественном годовом и сезонном стоке позволяют выявить соотношение вклада антропогенных и природно-климатических факторов в его общие изменения. Сравнивая между собой средний сток за период до начала заметного влияния на него антропогенных факторов, наблюденный и условно-естественный сток в период значимого антропогенного воздействия на водный режим, можно оценить, какой вклад внесли климат и антропогенные факторы в изменение стока. Для Волги у г. Волгограда и Дона у ст. Раздорской такое сравнение выполнено за периоды 1891-1929 гг. и 1930-2007 гг. (а также периоды 1930-1980 гг. и 1981-2007 гг., в которые наблюдались, соответственно, фазы пониженного и повышенного годового и сезонного стока); Оби у Салехарда – за периоды 1930-1959 гг. и 1960-2007 гг., Енисея у Игарки – за периоды 1936-1966 гг. и 1967-2004 гг., Лены у Кюсюра – за периоды 1936-1966 и 1967-2007 гг.

Отметим, что весь период интенсивного антропогенного воздействия (1930-2007 гг.) на Волге и Дону охватывал их разнонаправленные долговременные фазы, а на реках Сибири он в основном совпал с долговременной фазой повышенного годового и сезонного стока, обусловленного природно-климатическими факторами. Антропогенные факторы, как уже говорилось выше, снижают сток половодья и годовой сток и приводят к росту зимнего стока. В результате сток половодья Енисея, а также годовой сток и сток половодья Европейских рек снижается при преобладающем влиянии антропогенных факторов. На других Сибирских реках доминирует влияние природно-климатических факторов, приводящее к суммарному росту годового стока и стока половодья. На Волге в фазу повышенного условно-естественного годового и сезонного стока (1981-2007 гг.) антропогенные воздействия увеличивали зимний и летне-осенний сток и сокращали сток половодья и годовой сток. Климатические изменения приводили к увеличению стока всех сезонов, кроме половодья. Однако вклад климатических изменений в суммарное изменение стока сезонов в целом был ниже, чем антропогенных факторов. На р. Дон же в отличие от других рассмотренных рек в этот период наблюдалась фаза пониженного годового стока и стока половодья и фаза повышенного стока зимой и в летне-осенний период. Климатические изменения привели к увеличению летне-осеннего и зимнего стока и уменьшению стока половодья. При этом вклад климатических изменений в суммарное изменение стока превосходил вклад антропогенных факторов.

Заключение. В результате проведенных исследований выявлены основные долговременные фазы изменений речного стока крупных речных бассейнов Европейской (Волги, Дона) и Азиатской (Оби, Енисея, Лены) частей России, обусловленные природными (климатическими) факторами и оценены их антропогенные изменения.

Показано, что в период инструментальных наблюдений на крупных реках южного макросклона Русской равнины и Сибири в многолетних изменениях условно-естественного (восстановленного) стока воды были выявлены долговременные фазы его повышенных и пониженных значений продолжительностью 20-50 лет, а для зимнего и летне-осеннего стока рек Русской равнины они достигали 90 лет. Фаза пониженного стока на всех реках (кроме годового стока и стока половодья на р. Дон) наблюдалась в 1930-1940-е гг., а сменившая ее фаза повышенного стока в 1970-1980-х годы (что близко к началу современного глобального потепления

климата) продолжается до последнего времени. При этом разница в среднем стоке в фазы его повышенных и пониженных значений может достигать 40-60%. Долговременные фазы снижения и повышения условно-естественного годового стока, стока половодья рек Волги, Оби, Енисея и Лены характеризуются временной сопряженностью с ослаблением или усилением зонального переноса в атмосфере.

Антропогенный фактор существенно смещает на более ранние годы временную границу перехода фазы пониженного зимнего (на Волге и Енисее) и летне-осеннего стока (на Дону) к фазе его повышенных значений, а также изменяет разницу в стоке в фазы его повышенных и пониженных значений.

Природно-климатические и антропогенные факторы в периоды зимнего стока "работают" на всех реках в одном направлении и увеличивают его (кроме Волги, где климатические изменения слабоотрицательные). В то же время сток половодья Енисея, а также годовой сток и сток половодья европейских рек снижается при преобладающем влиянии антропогенных факторов. На других сибирских реках доминирует влияние природно-климатических факторов, приводящее к суммарному росту годового стока и стока половодья.

Литература

1. *Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Милюкова И.П., Кашутина Е.А., Барабанова Е.А.* Современные и сценарные изменения речного стока в бассейнах крупнейших рек России. Часть 2. Бассейны рек Волги и Дона Москва: МАКС Пресс, 2014. 214 с. ISBN 978-5-317-04737-5.

2. *Георгиади А.Г., Кашутина Е.А.* Долговременные изменения стока крупнейших сибирских рек // Известия Российской академии наук. Серия географическая, 2016. №5. С. 70-81.

3. *Shiklomanov A.I., Golovanov O., Lammers R.B., Tretjyakov M., Yang D. Dam.* Reservoir-Induced Hydrological Changes in Large Siberian Rivers. American Geophysical Union, Fall Meeting 2011. Abstract #C31B-06, 2011.

КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ИСТОЧНИКОВ РЕЧНОГО СТОКА В ЗОНЕ МНОГОЛЕТНЕЙ МЕРЗЛОТЫ НА ОСНОВЕ ТРАССЕРНОЙ МОДЕЛИ СМЕШЕНИЯ (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА Р. НЕЛКА, ПОЛИГОН МОГОТ) [5]

Губарева Т.С.[1], *Гарцман Б.И.*[1], *Василенко Н.Г.*[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[2]Государственный гидрологический институт, г. Санкт-Петербург, Россия
Tgubareva@bk.ru

При исследовании генетической структуры речного стока, под которой понимается сочетания различных генетических типов вод в реке (источников), определяемых спецификой химического состава вмещающих горизонтов толщи почв и грунтов, дренируемой рекой, а также динамикой увлажнения водосбора, эффективным инструментом представляются трассерные модели смешения. Они позволяют уточнить типы и соотношения стабильных источников питания, оценить их временную

[5] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты №16-05-00182; №17-05-00217) и Российского научного фонда (проект №16-17-00105).

взаимоувязанную динамику, выявить различные механизмы стокоформирования с учетом их функциональных взаимосвязей.

В рамках работы демонстрируется возможность моделирования взаимодействия различных источников питания речных вод на основе модели смешения с использованием данных архивных режимных гидрохимических и гидрологических наблюдений в бассейне р. Нелки полигона Могот (центральный участок трассы БАМ, в 60 км к северу от г. Тында).

Специфичность формирования речного стока обусловлена присутствием в бассейне многолетнемерзлых пород, широко распространены наледи. Почвы представлены преимущественно различным сочетанием мерзлотных горно-таежных почв с характерным наличием двух типов почвенного льда – цемента и миграционный льда. На дне долин распространены торфяные мари, для которых характерна высокая насыщенность льдом. Сплошная многолетняя мерзлота на полигоне имеет мощность 100-250 м, средний слой сезонного протаивания достигает 1,2 - 1,5 м. Детальное описание бассейна р. Нелка и наблюдений приведено в [1].

В пределах полигона были выбраны пять замыкающих речных створов (табл. 1), освещенных данными гидрохимических наблюдений в различные фазы водного режима.

Таблица 1. Состав наблюдений и количество проб речных вод на химический анализ

№	Река-створ	F, км^2	Количество проб за период					Общее кол-во	Химические показатели
			1978-79	1980	1981	1982	1983		
1	Нелка-2	30,8	11	21	19	49	22	122	Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^++K^+, ∑и
2	Нелка-3	16	3	24	22	43	21	113	
3	Захаренок-4	5,8	8	12	21	42	22	105	
4	Оникс	3,0	12	19	19	38	21	109	
5	Филипер	4,7	10	18	20	38	21	107	

Систематические наблюдения за химическим составом источников питания (за исключением внутрипочвенных вод) не проводились, имеются лишь отдельные пробы атмосферных осадков (снега), несколько проб наледных вод из обширной наледи на р. Могот в 1982 г. и русловые и пойменные наледи на различных участках бассейна р. Нелка в 1983 г.

Количественная оценка долей источников питания речного стока возможно на основе 2-х трассерной модели смешения 3-х источников:

$$\begin{cases} Q_1 + Q_2 + Q_3 = Q_t \\ C_1^1 Q_1 + C_2^1 Q_2 + C_3^1 Q_3 = C_t^1 Q_t \\ C_1^2 Q_1 + C_2^2 Q_2 + C_3^2 Q_3 = C_t^2 Q_t \end{cases},$$

где Q – расход воды, C – концентрации трассеров, верхний индекс – номер трассера, нижний – номер источника питания, индекс t – характеристики речного потока. Детальное описание модели, условия ее применения, аналитическое решение, а также методика анализа трассеров детально изложены авторами ранее [2, 3].

Отдельные химические показатели редко проявляют хорошие трассерные свойства, поэтому в настоящее время широко используется специальная статистическая процедура EMMA-анализа (End-Member Mixing Analysis) [4]. Её суть заключается в формировании двух сложных модельных трассеров, значения концентраций каждо-

го из которых представляет собой линейную комбинацию концентраций исходных трассеров. Ядром процедуры является метод главных компонент (МГК), который проецирует матрицу исходных данных в пространство взаимно ортогональных главных компонент (*U*-пространство) [5].

Коэффициенты перехода из исходного в *U*-пространство (нагрузки) применяются для исследования роли переменных и анализа их взаимных зависимостей. Доли объясненной дисперсии данных для каждой компоненты определяются величиной собственных характеристических значений λ. Эти значения вычисляются как суммы квадратов проекций всех измерений на каждую ось *U*-пространства, показывая вклад главных компонент в общую вариабельность исходных данных.

Далее при решении модели смешения 3-х источников вместо концентраций двух трассеров используются значения первых двух главных компонент. Оценочный критерий качества модели с тремя источниками – доля суммарной дисперсии данных, объясненной первыми двумя главными компонентами λ_{II}, которая должна составлять не менее 90%.

Гипотеза консервативности трассеров проверяется с помощью методики, основанной на моделировании химического состава воды методом МГК [6]. По описанной выше модели смешения 3-х источников рассчитывают концентрации исходных химических показателей. Разности фактических и расчетных значений концентраций (остатки) при условии консервативности трассеров должны представлять собой случайный «шум». Проверка консервативности выполняется построением зависимости «остатки–измеренные значения» для каждого гидрохимического показателя.

Интерпретация модели смешения 3-х источников, построенной с помощью EMMA-анализа, предполагает, что химический состав речных вод контролирует смешение водных масс различного и относительно стабильного состава. Для их установления отбираются пробы воды в разных пунктах, характеризующих потенциальные источники питания – атмосферные воды, различные типы почвенных и подземных вод (с помощью ловушек, лизиметров, скважин, из родников и т.п.). Репрезентативные по отношению к источникам пункты определяются путем анализа диаграмм смешения [7]. Средние значения концентраций трассеров по каждому пункту проецируются в двухмерное *U*-пространства модельных трассеров.

Речные пробы все (или почти все), репрезентативные по отношению к источникам, образуют поле смешения, заключенное в треугольник, вершинами которого являются источники, при соблюдении консервативности смешивания, правильном отборе трассеров и адекватности интерпретации источников. Выполняется расчет долей источников в каждом измеренном расходе по модели. В заключение выполняется валидация модели путем расчета по уравнениям модели смешения модельных концентраций трассеров в речных водах и сравнения их с наблюденными.

Анализ трассеров и оценка источников речного стока. Число определяемых по обычной программе режимных наблюдений химических показателей невелико и возможности подбора природных трассеров ограничены. Тем не менее, удалось подобрать наилучший вариант МГК-проецирования набора трассеров, включающего ионы SO_4^{2-}, HCO_3^-, $Na^+ + K^+$ и минерализацию - $\sum$и, при котором суммарная доля объясненной дисперсии первыми двумя компонентами составляет более 90% (табл. 2). Это означает возможность определения трех источников питания и оценки пропорций их смешения, определяющих различия в химическом составе речных вод.

Таблица 2. Величины объясненной дисперсии λ каждой главной компонентой (ГК) и суммарная дисперсия первых двух ГК - λ_{II}, величины R^2 связи «остатки–измеренные значения»

Река-створ	λ, %					R^2			
	λ_{II}	ГК1	ГК2	ГК3	ГК4	SO_4^{2-}	HCO_3^-	$Na^+ + K^+$	∑и
Нелка-2	93,2	56,7	36,5	6,0	0,80	0,063	0,033	0,137	0,037
Нелка-3	94,5	62,6	31,9	4,8	0,70	0,060	0,019	0,114	0,026
Захаренок-4	95,2	65,6	29,5	4,0	0,90	0,051	0,016	0,097	0,028
Оникс	91,4	58,4	32,9	8,0	0,70	0,107	0,006	0,195	0,133
Филипер-1	94,5	65,2	29,4	4,6	0,90	0,056	0,017	0,112	0,031

Примеры диаграмм смешения в *U*-пространстве и графики нагрузок представлены на рис. 1. Анализ графиков «остатки–измеренные значения» по каждому трассеру показывает отсутствие структурированности и низкую тесноту связей (табл. 2), что позволяет принять гипотезу консервативности для каждого трассера.

Конфигурация поля смешения в пространстве главных компонент четко демонстрирует треугольную форму для всех рек (рис. 1). Детально рассмотрим диаграмму смешения для р. Нелка-2 (см. рис. 1а). Стороны треугольника проводятся как огибающие поля точек, вершины треугольника представляют положения гипотетических источников, интерпретация которых возможна на основе анализа характера проб, тяготеющих к каждому из них.

Вблизи 1-го источника располагаются в основном речные пробы, отобранные во время весеннего половодья. Кратко будем называть этот источник – тало-мерзлотный, т.к. он представляет водную массу, связанную со стаиванием внутрипочвенного льда, русловых и пойменных наледей и снежного покрова.

Предполагаемый генезис 2-го источника – дождевой. Вблизи этой вершины располагаются речные пробы, отобранные на пике дождевых паводков, преимущественно августовских. Очевидно, что при обильных и регулярных осадках (сумма осадков в августе максимальна и составляет 130-200 мм) дождевые воды стекают по микроручейковой сети, дренирующей верхний переувлажненный почвенный слой.

Источник 3 слабо освещен речными пробами (рис. 1а), однако к нему тяготеют пробы, отобранные в период межени. Предположительно генезис этой водной массы связан с переувлажнёнными почвогрунтами, которые формируют основное питание рек в периоды меженного стока.

Прямым подтверждением адекватности построения диаграммы смешения является расположение на ней отдельных имеющихся проб из предполагаемых источников питания. Единичные пробы наледных вод, отобранных в апреле 1982 г. в нескольких точках обширной наледи на р. Могот располагаются вблизи вершины 1-го источника, подтверждая его тало-мерзлотный характер. О том же свидетельствуют три пробы твердых атмосферных осадков, отобранных в бассейне р. Нелка, располагающиеся по границе треугольника смешения между тало-мерзлотным и дождевым источником.

Дождевой характер источника 2 подтверждается осредненным значением фоновых концентраций по 8 пробам, отобранным в июле и августе 1960 г. наблюдений в районе пос. Чульман; на диаграмме смешения ее положение практически совпадает с положением гипотетического дождевого источника.

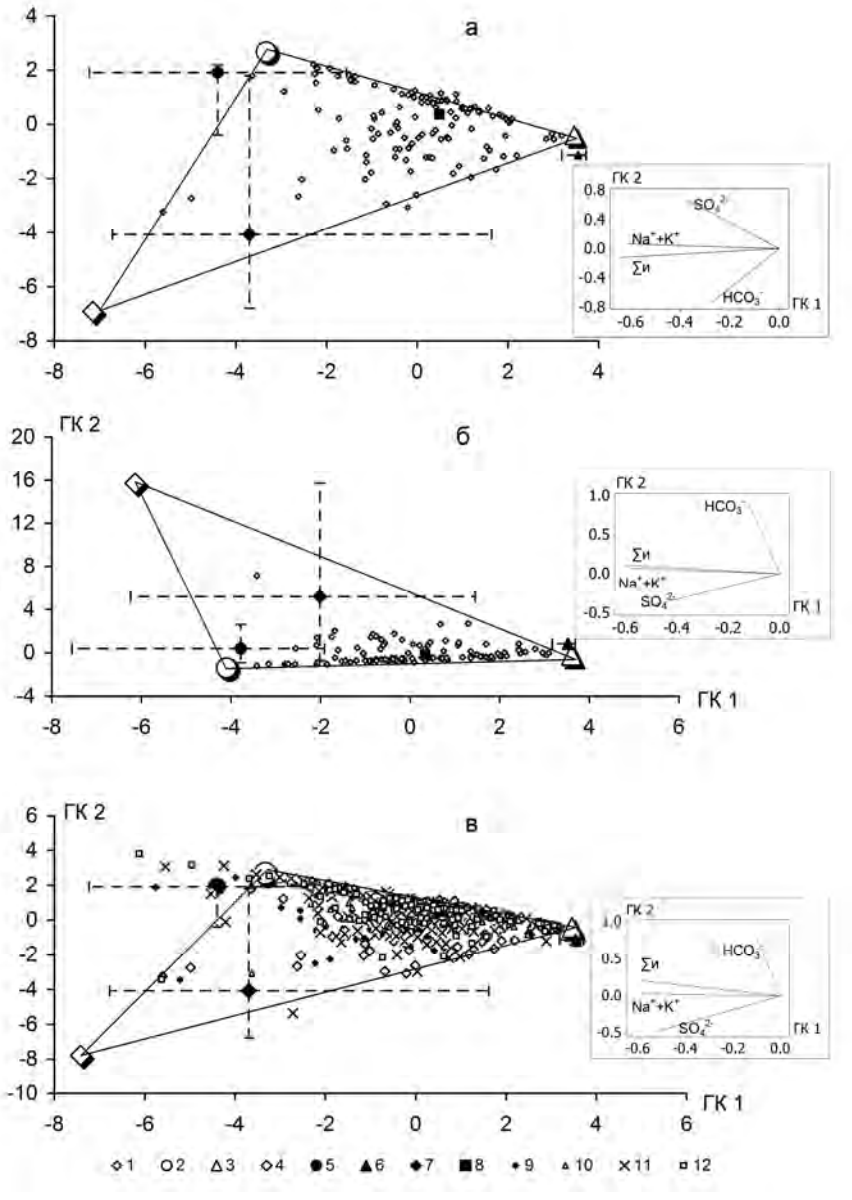


Рисунок 1. Диаграммы смешения источников
а) р. Нелка-2, б) р. Захаренок-4, в) совокупная выборка речных проб

Обозначения: 1- пробы р. Нелка-2, источники: 2- тало-мерзлотный, 3- дождевой, 4- почвенно-склоновый; пробы вод: 5- наледей, 6- осадков [8], 7- в/б площадки № 3, *8*- снега; речные пробы: 9- Нелка-3, 10- Захаренок-4, 11- Оникс, 12- Филипер-1. Точки источников отображают средневзвешенные значения координат, пунктирными линиями с ограничителями обозначены пределы изменения по соответствующим выборкам данных.

Подтверждением почвенно-грунтового характера источника 3 являются наиболее репрезентативные пробы почвенно-склоновых вод, отобранные на водно-балансовой площадке № 3. Осредненные химические показатели этих проб в пространстве главных компонент закономерно располагаются на стороне треугольника, соединяющей дождевой и почвенный источники (рис. 1). А отдельные пробы, ото-

бранные в период межени, совпадают с местоположением источника 3 (почвенно-грунтового), устанавливаемым по форме диаграммы смешения. Тенденция расположения речных проб между 2-м и 3-м источниками указывает на питание реки исключительно этими двумя видами вод.

Диаграммы смешения остальных водотоков (например, рис. 1б) принципиальных отличий не имеют. Идентичный вид диаграмм смешения в *U*-пространстве, а также графиков нагрузок, у всех водотоков позволяет утверждать, что процессы смешения предполагаемых 3-х источников питания, контролирующие химический состав речных вод, единообразны. Анализ объединенной диаграммы смешения для замыкающего створа р. Нелка-2 (рис. 1 в), где нанесены и выборки речных проб вложенных водосборов по методике [6], показывает, что практически вся совокупная выборка образует одно пространство смешения, ограниченное уже выявленными источниками питания. Все это указывает на однородность процессов формирования стока и единство факторов, контролирующих его химический состав, для всего бассейна р. Нелки.

Расчет долей источников питания произведен по модели смешения для створа р. Нелка-2 на каждую дату отбора речных проб для всего периода наблюдений (рис. 2а).

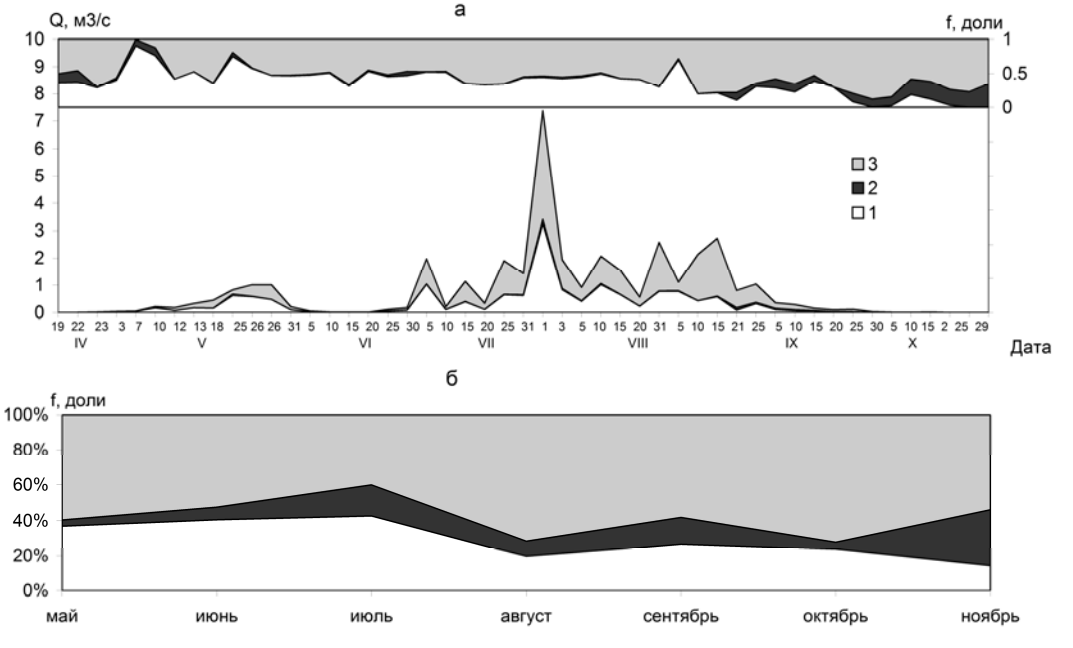


Рисунок 2. Пример разделения гидрографа стока р. Нелка-2 по источникам питания: *а*) за 1982 г., *б*) типовое, 1 - тало-мерзлотный, 2 - почвенно-грунтовый, 3 - дождевой

Доля дождевого питания в речных водах в течение всего периода преобладает и варьирует от 40 до 70%, с максимумом в августе; доля тало-мерзлотного питания – от 20 до 40%, с максимумом в июне-июле и заметным сокращением в сентябре, но полного его прекращения не происходит; а доля почвенно-грунтового питания – от 3 до 30%, с максимумом в октябре-ноябре на фоне резкого снижения водности реки. Существенным результатом исследования, отражающим специфику криолитозоны, следует считать идентификацию и количественную оценку значительной доли тало-мерзлотного источника питания в течение всего периода наличия стока, что связано

с присутствием в бассейне многолетнемерзлых пород. Этот результат коррелирует с данными, полученными ранее в Прибайкалье [9].

Число и состав источников, закономерности их смешения отличаются пространственной и многолетней устойчивостью, что позволило выполнить типовое разделение гидрографа стока по источникам питания для створа р. Нелка-2 путем помесячного осреднения вычисленных значений за все годы наблюдений (рис. 2б), на котором продемонстрированы особенности взаимодействия тало-мерзлотного, дождевого и почвенно-грунтового питания.

Проверка качества моделирования концентраций трассеров показала хорошие результаты. Коэффициенты корреляции всех зависимостей составляет выше 0,9, а числовые значения параметров выборок (среднее и стандартное отклонение) достаточно близкие. Это свидетельствует о высокой точности модельных оценок генетических типов питания рек.

Литература

1. *Василенко Н.Г.* Гидрология рек зоны БАМ: Экспедиционные исследования. – СПб.: Нестор-История, 2013, 672 с.

2. *Губарева Т.С., Гарцман Б.И., Шамов В.В.* и др. Разделение гидрографа стока на генетические составляющие // Метеорология и гидрология, 2015, № 3, с. 97-108.

3. *Губарева Т.С., Болдескул А.Г., Гарцман Б.И., Шамов В.В.* Анализ природных трассеров и генетических составляющих стока в моделях смешения (на примере малых бассейнов в Приморье) // Водные ресурсы, 2016, Т. 43, № 4, с. 161–190.

4. *Cristophersen N., Hopper R.P.* Multivariate analysis of stream water chemical data: the use of principal component analysis for the end-member mixing problem // Wat. Res. Res. 1992, v. 28, p. 99-107.

5. *Эсбенсен К.* Анализ многомерных данных. Избранные главы. / К. Эсбенсен. Пер. с англ. под. ред. О.Е. Родионовой. Черноголовка: Изд. ИПХФ РАН, 2005, 158 с.

6. *Hooper R.P.* Diagnostic tools for mixing models of stream water chemistry // Wat. Res. Res., 2003, v. 39, № 3, p. 1055.

7. *Cristophersen N., Neal C., Hooper R.P., Voght R.D.* Modelling stream water chemistry as a mixture of soilwater and end-members – a step towards second-generation acidified models // J. Hydrol., 1990, v. 116, № 1-4, p. 307-320

8. *Фотиев С.М.* Химический состав атмосферных осадков в районе пос. Чульман Якутской АССР // Гидрохимические материалы, 1964, т. 36, с. 3-14.

9. *Кичигина Н.В., Губарева Т.С., Шамов В.В., Гарцман Б.И.* Трассерные исследования речного стока в бассейне оз. Байкал // География и природные ресурсы, 2016, № 5, С. 123-129.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА НА ДЕСТРУКТИВНЫЕ БЕРЕГОВЫЕ ПРОЦЕССЫ И ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В УСЛОВИЯХ КРИОЛИТОЗОНЫ

Дебольский В.К., Дебольская Е.И., Масликова О.Я., Грицук И.И., Ионов Д.Н.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
oksana68@mail.ru

Повышение температуры воздуха в первую очередь оказывает влияние на термическое состояние верхних горизонтов криолитозоны. Отклик многолетней мерзлоты на изменение климата существенно зависит от исходного термического со-

стояния многолетнемерзлых пород (ММП) и местного разнообразия ландшафтов. При потеплениях климата начинается таяние верхнего льдистого горизонта многолетнемерзлых пород и активизируются деструктивные криогенные процессы: термокарст, термоэрозия, термоабразия, солифлюкция. Чем выше льдистость оттаивающих пород, тем заметнее активизация криогенных геологических процессов. Все изменения этих процессов меняют свою интенсивность и направленность в разной степени, в зависимости от климатических, геолого-геоморфологических и вообще ландшафтных особенностей регионов криолитозоны.

Изменение климата значительно сказывается на взаимосвязи между наземными и подземными климатическими водными режимами. Следует отметить, что изменение температуры окружающей среды на поверхности требует достаточно продолжительного времени для изменения состояния многолетней мерзлоты на глубине; по данным геологической службы Канады (GSC), это время запаздывания может составлять сотни и даже тысячи лет для районов, промерзших на максимальную глубину, до нескольких лет или десятилетий для сравнительно неглубоких пластов промерзшего грунта [1]. В недавних исследованиях, в том числе и на территории России [2], анализ пространственных данных показал, что в последние годы наблюдается тенденция к увеличению сезонно-талого слоя и к уменьшению слоя постоянной многолетней мерзлоты. Все эти процессы неразрывно связаны с повышением среднегодовой температуры воздуха и с изменениями толщины и структуры снежного покрова. Исходя из прогнозов, представляемых различными климатическими моделями, в последующие годы мы можем столкнуться с более резким увеличением температуры воздуха, что приведет к значительным последствиям для районов криолитозоны по всему миру. По прогнозам, к середине XXI века площадь многолетней мерзлоты в северном полушарии сократится примерно на 20-35%. Глубина протаивания может увеличиться на 30-50% ее текущего значения к 2080 году [3].

Проблемы, связанные с деградацией криолитозоны. Оттаивание ММП, помимо проблем с гидротехническим и инженерным строительством на её территории, оказывает огромное влияние на деструктивные процессы берегов водных объектов, особенно в районах с максимальной льдистостью. Из чрезвычайно стабильной системы мерзлота превращается в уязвимую и неустойчивую. Это сказывается на инфраструктуре и жизнедеятельности расположенных там населенных пунктов, фундаменты и стены зданий которых из-за действия эрозии подвергаются проседанию и растрескиванию.

Появление новых кратеров, обвалов и больших котлованов (например, обнажение Ледяная гора в 120 км южнее Игарки, Иннокентьевское в устье Енисея, кратер Батагайка неподалеку от бассейна реки Яна) – это наглядное свидетельство того влияния, которое климатические изменения оказывают на многолетнюю мерзлоту.

Поскольку потепление климата вызывает повсеместное таяние снега и льда, альбедо изменяется. Вместо того, чтобы отражать солнечный свет, пейзаж начинает поглощать больше тепла, чем это было ранее, что еще больше увеличивает тенденции потепления и таяния в этом районе.

Быстрая вырубка лесов способствует тому, что верхние слои почвы обнажаются и сильно прогреваются в течение теплых летних месяцев. Многолетняя мерзлота, в составе которой большое количество льда, начинает таять, лед исчезает и формируется совершенно новый ландшафт. Поэтому не исключено появление совершенно новых впадин и озер, а также новых участков земли, сейчас находящихся подо льдом на глубине 10-20 м.

Многочисленные залежи льда, сформировавшиеся во время последнего ледникового периода, сегодня выходят на поверхность. Этот лед, содержащийся в почве, содержит большое количество органических веществ, в том числе углерода, хранившегося в нем несколько тысяч лет. Чем больше вечной мерзлоты тает, тем больше из нее высвобождается углерода, который потребляют бактерии, в качестве побочных продуктов производя метан и двуокись углерода. Эти парниковые газы попадают в атмосферу, повышая темпы потепления.

Модель разрушения берегов водных объектов в условиях криолитозоны. В целях изучения природы деструктивных криогенных береговых процессов и их влияния на экологию окружающей среды авторами разработана модель разрушения берегов северных водоемов под действием таких факторов, как повышение температуры окружающей среды, солнечная радиация и связанное с ней снеготаяние, а также распространение примеси вниз по течению.

1. *Атмосферные осадки.* Таяние снега [4] происходит, когда температура его поверхности становится равной 0° С. Скорость таяния М выражается в кг/(м^{2}с), или мм/с для водно-эквивалентной толщины слоя и определяется как:

$$M = E_{melt} / L_i , \qquad (1)$$

где L_i – удельная теплота таяния льда (замерзания), 3,4*10^5 Дж/кг; E_{melt} – затраты тепла на таяние, Вт/м^2.

Конвекционное снеготаяние происходит при пасмурной погоде за счет притока теплых воздушных масс. Этот вид снеготаяния был исследован в гидравлической лаборатории РУДН на установке, позволяющей получать значения инфильтрационных потоков в реальном времени в зависимости от внешних факторов: температуры окружающей среды и наличия дождя задаваемой интенсивности [5].

Общий вид графиков тающего снега при наличии дождя приведен на рис. 1.

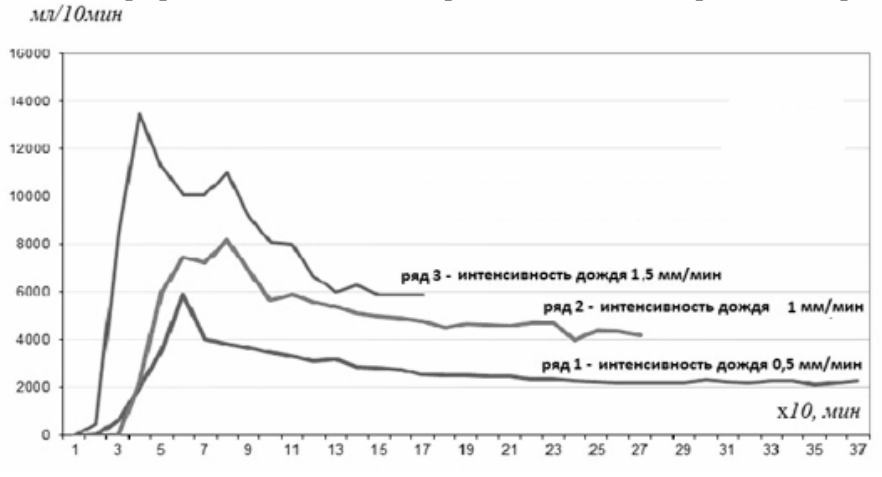


Рисунок 1. Инфильтрация талой и дождевой воды в грунт при воздействии дождя на процесс таяния снега

Из приведенных графиков видно: чем больше интенсивность дождя, тем быстрее наступает таяние; скорость инфильтрации в данном случае асимптотически стремится не к нулевому значению, а к значению интенсивности дождя, выбранного для данного эксперимента. Графики зависимости инфильтрации от интенсивности дождя имеют несколько максимумов. Особенно это заметно при большей интенсивности дождя и объясняется тем, что дождь, с одной стороны, ускоряет таяние за

счет притока тепла в снег, а с другой – вызывает накопление и обрушение накопленной влаги за счет механического добавления жидкости в фирново-снеговую толщу.

При радиационном снеготаянии под действием проникающих в снег солнечных лучей он тает не только на поверхности, но и в верхнем слое толщиной 20-40 см. Используя закон, по которому интенсивность приходящей солнечной радиации (*I*) ослабевает с глубиной (закон Бугера-Ламберта), учитывая изменение альбедо снега в процессе таяния и рассматривая уравнение (1) как интегральную сумму возникающих потоков по толщине снежного покрова, получаем [6]:

$$M = \frac{I}{L_i\left(1-e^{-\beta z}\right)\left(1-A(t)\right)}, \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(2)$$

где A(t) – изменение альбедо по времени, β – коэффициент экстинкции (ослабления, $м^{-1}$) радиации на глубине z (м) от поверхности снега.

2. *Доля талых потоков*. Талые потоки определяется на основе расхода талых вод, или объёма оттаявшего льда на единицу площади поперечного сечения. Объём оттаявшего льда устанавливается, базируясь на изменении льдистости *i* [7]:

$$q_r = 1{,}1\frac{\Delta i V}{1+\Delta i}, \qquad (3)$$

где V – начальный объем мерзлого грунта. Площадь поперечного сечения рассматриваемого участка *F* изменяется в зависимости от скорости протаивания грунта, которая определяется по [8]:

$$\frac{dx}{dt} = \frac{1}{F\rho L_c}\left(\lambda_T \left.\frac{d\theta}{du}\right|_{+} - \lambda_M \left.\frac{d\theta}{du}\right|_{-}\right), \qquad (4)$$

где $L_c = 33{,}3\cdot 10^4$ Дж/кг – теплота плавления или кристаллизации; λт и λм – коэффициенты теплопроводности соответственно талой и мёрзлой толщи; $\left.\frac{d\theta}{du}\right|_{+}$ и $\left.\frac{d\theta}{du}\right|_{-}$ – интенсивность теплоотдачи соответственно талой и промёрзшей почвы; ρ – плотность породы; *F*– содержание незамерзшей воды в мёрзлых грунтах.

Вместе с тем, согласно закону Дарси, скорость фильтрации определяется следующим образом: $V = k_f \cdot J$, где J – гидравлический градиент.

Для пересчёта водопроницаемости в летний период на водопроницаемость мёрзлой почвы Д.Л. Арманд предложил коэффициент 0,6 [9]. В условиях меняющейся во времени льдистости (в нашем случае – линейно) коэффициент фильтрации k_f будет плавно изменяться во времени от $0{,}6\,k_f$ – при льдистости, равной 1, до k_f – при полном оттаивании. По такому же закону будет изменяться и доля предельного фильтрационного потока:

$$q_n = \left(\frac{0{,}4t}{T} + 0{,}6\right)k_f\,F, \text{ при } t < T; \quad q_n = k_f\,F, \text{ при } t > T, \qquad (5)$$

где T – время полного оттаивания грунта.

В гидравлической лаборатории РУДН была проведена серия экспериментов для определения доли инфильтрационных и доли потока талых вод при известных начальных льдистостях и интенсивностях дождя. На выходе измерялись объёмы

фильтрационных и склоновых (стекающих в боковой резервуар) потоков [10]. Один из полученных результатов приведен на рис. 2. При большей льдистости коэффициент фильтрации грунта отличается в 0,6 раз, пропускная способность грунта меньше, значит, доля склонового потока сначала максимальная. По мере оттаивания грунта пропускная способность увеличивается, уменьшая тем самым долю склонового потока.

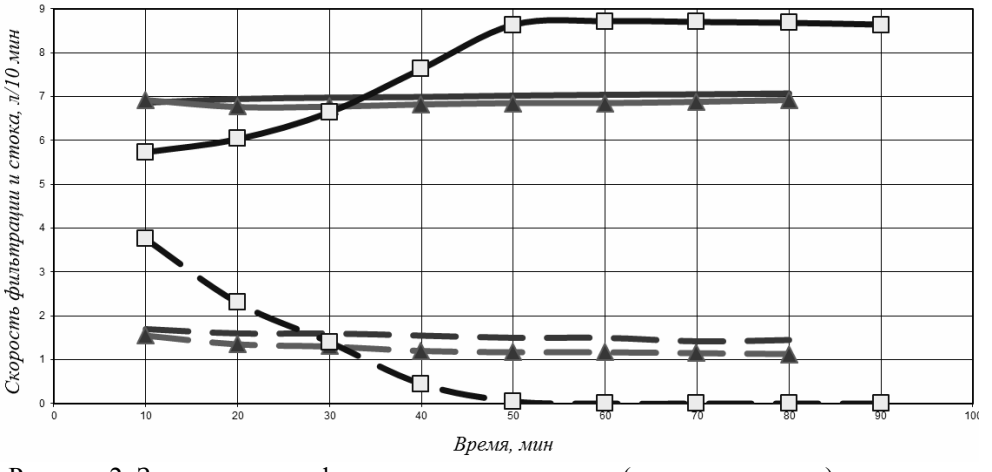


Рисунок 2. Зависимости инфильтрационного расхода (сплошные линии) и расхода поверхностного стока (пунктирные линии) от времени при постоянной интенсивности дождя (1 мм/мин) и различной льдистости *i* грунта (без маркера – при *i*=0,05; треугольный маркер – при *i*=0,08 и квадратный маркер – при i=0,1 (д.е.))

3. *Транспортирующая способность потока на склоне*. Из формулы транспорта наносов [11] и формулы Дарси-Вейсбаха для потока на склоне с учетом льдистости была получена формула размыва твердого вещества поверхностным стоком:

$$S = \frac{6 \cdot 10^{-9}}{w\left(i^2 + 10^{-6}\right)} \frac{\sqrt[3]{g q_{ck}}}{\lambda^{4/3}} tg\alpha^{4/3}, \qquad (6)$$

где S – транспортирующая способность потока; $q_{ск}$ – удельный расход склонового потока; w – гидравлическая крупность незамерзшего материала, I – льдистость за счёт ледяных включений, доли ед.; λ – коэффициент сопротивления, или потери энергии на трение по длине – определяется экспериментально; α– тангенс угла наклона берега.

4. *Изменение альбедо*. Из уравнения (2) можно получить график зависимости альбедо от времени при воздействии лучей разной природы:

$$A(t) = 1 - \frac{M\ L_i \beta}{I_0 \cdot \left(1 - e^{\beta z}\right)}.$$

По лабораторным данным с учетом коэффициентов экстинкции для разных длин волн [12] получены графики изменения альбедо от времени в процессе таяния снега (рис. 3). Графики показывают, что под воздействием ИК-лучей альбедо изменяется и достигает нулевого значения быстрее, хотя начальное значение близко к единице, что означает полное отражение в начале таяния. УФ-волны практически сразу проникают вглубь снега, чем и объясняется меньшее отражение с поверхности, но альбедо под воздействием УФ-лучей уменьшается с меньшим коэффициентом. Период максимума таяния для случая с ИК-лампами наступает быстрее.

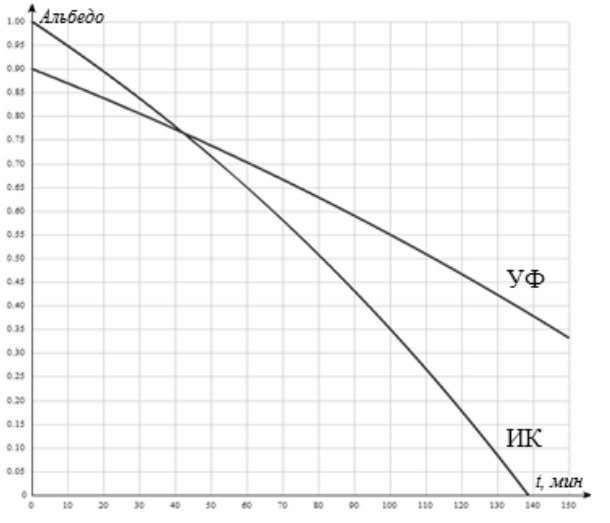


Рисунок 3. Графики изменения альбедо в процессе таяния снега для ИК и УФ излучений

Заключение. Приведенная математическая модель полностью описывает размыв сезонноталого слоя грунта, слагающего берега водных объектов, расположенных в криолитозоне, в условиях изменения температуры окружающей среды и под воздействием атмосферных осадков.

Литература

1. Permafrost: Permafrost and Climate Change. GeologicalSurveyCanada (GCS), Natural Resources Cananda, December 2007.
2. *Frauenfeld, Oliver W., Tingjun Zhang, and James L. Mccreight*. Northern Hemisphere freezing/thawing index variations over the twentieth century. International Journal of Climatology 27, no. 1 (2007): 47-63.
3. United Nations Environment Programme. "Press Release: Adaptation to Climate Change Key Challenge for Arctic Peoples and Arctic Economy: Thawing Permafrost, Melting Sea Ice and Significant Changes in Natural Resources Demands Comprehensive Sustainable Development Plan." April 10, 2007.
4. *Шмакин А.Б., Турков Д.В., Михайлов А.Ю.* Модель снежного покрова с учетом слоистой структуры и ее сезонной эволюции//Криосфера Земли, 2009, Том XIII, № 4, С. 69–79.
5. *Грицук И.И., Дебольский В.К., Масликова О.Я., Пономарев Н.К., Синиченко Е.К.* Лабораторное исследование снеготаяния как составляющей сезонного процесса деформаций русла // Вестник РУДН, сер. Инженерные исследования, 2013, №3. С. 83-91.
6. *Грицук И.И., Дебольский В.К., Масликова О.Я., Пономарев Н.К., Синиченко Е.К.* Экспериментальное исследование влияния солнечной радиации на интенсивность снеготаяния.// Вестник РУДН, серия Инженерные исследования, 2015, №1. С. 83-90.
7. *Котляков А. В., Грицук И.И, Масликова О.Я., Пономарев Н.К.* Экспериментальное исследование влияния льдистости грунтов, слагающих русло рек, на динамику берегового склона // Лёд и снег. 2011. № 2(114). С.92-98.
8. *Винников С.Д., Проскуряков Б.В.* Гидрофизика. – Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 248 с.

9. *Арманд Д.Л.* Географическая среда и рациональное использование природных ресурсов. – М.: Наука, 1983. 238 с.

10. *Грицук И.И., Дебольский В.К., Масликова О.Я., Пономарев Н.К.* Влияние осадков в виде дождя на деформации берегового склона русел рек в условиях многолетнемерзлых пород // Лед и снег, 2012. №3(119). С. 73-78.

11. Динамика русловых потоков и литодинамика прибрежной зоны моря// Коллектив авторов, М.:Наука, 1994. 303 с.

12. *Масликова О.Я.* Экспериментальное исследование интенсивности снеготаяния на лабораторной модели // Природообустройство. 2016. №1. С. 28-33.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АССИМИЛЯЦИИ ИЗМЕРЕНИЙ СТОКА ДЛЯ КРАТКОСРОЧНЫХ ПРОГНОЗОВ С ПОМОЩЬЮ ФИЗИКО-МАТЕМАТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ФОРМИРОВАНИЯ СТОКА С РАСПРЕДЕЛЕННЫМИ ПАРАМЕТРАМИ

Демидов В.Н.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
balber@mail.ru

Успешность краткосрочных гидрологических прогнозов в значительной степени зависит от точности задания начальных величин, которые характеризуют запасы воды в речном бассейне. Измерения этих величин, за исключением расходов воды, как правило, отсутствуют, и их обычно рассчитывают, начиная расчеты по прогностической модели за довольно длительное время до момента выпуска прогноза. При этом может происходить значительное накопление ошибок в характеристиках состояния гидрологической системы. Основными источниками неопределенности являются ошибки в метеорологических прогнозах и измерениях, используемых в качестве входной информации, и неопределенность, связанная с применением гидрологических моделей (пространственно-временные ошибки в задании начальных условий, неопределенность в выборе структуры моделей и калибровке их параметров, ошибки измерений на выходе гидрологической системы).

Одним из наиболее перспективных направлений в разработке методов прогнозов и учета их неопределенности оказалось так называемое ансамблевое прогнозирование, при котором прогнозы представляют собой ансамбли прогнозируемых величин, полученных путем моделирования гидрологических процессов при задании исходной информации в виде ансамблей входных данных или различных сценариев неопределенностей, содержащихся в исходных данных. При ансамблевых прогнозах появляется возможность уточнения начальных условий по мере поступления новой информации до момента выпуска прогноза. Уменьшение неопределенности исходной информации и улучшения качества вероятностных ансамблевых прогнозов может быть достигнуто путем оптимального совместного учета ошибок, обусловленных несовершенством моделей, с ошибками измерений состояния гидрологической системы. Ассимиляция данных наблюдений в прогностическую модель позволяет вводить пошаговую по времени корректировку характеристик состояния гидрологической системы и тем самым избегать накопления ошибок прогностической модели.

Основные трудности ассимиляции данных связаны с количественной оценкой неопределенностей, связанных с различными процессами формирования стока и разными гидрологическими моделями, а также подбором стохастических моделей

для описания и моделирования этих неопределенностей. Однако общие подходы для таких оценок недостаточно разработаны, и в основном используются эмпирические методы, выбор которых зависит от выбранной прогностической модели. Количественная оценка неопределенности значительно упрощается, если используются физически обоснованные гидрологические модели, в которых параметры модели имеют ясный физический смысл.

Из различных процедур ассимиляции данных в последние годы для гидрологических прогнозов стал чаще всего применяться ансамблевый фильтр Калмана [1, 2]. С помощью этого метода на каждом шаге по времени обновляются и корректируются характеристики состояния водосбора для каждого отдельного расчета внутри всего ансамбля. Нами проводилась разработка методики непрерывных ансамблевых краткосрочных прогнозов на основе ансамблевого фильтра Калмана.

В выбранной версии ансамблевого фильтра Калмана для обновления характеристик состояния гидрологической системы реализуются два последовательных этапа для каждого члена ансамбля. На первом этапе выполняется предсказание состояния динамической системы на момент времени t по результатам расчетов по модели формирования стока

$$x_t = F(x_{t-1}, u_{t-1}, w_{t-1}) \ , \tag{1}$$

где x_{t-1}-вектор состояния системы в момент времени $t-1$, u_{t-1} вектор внешнего воздействия (осадки, температура и влажность воздуха), w_{t-1} –ошибка модели и источники неопределенности, F – система уравнений модели, определяющая переход состояния системы от момента времени (t -1) к t .

По результатам расчетов всех N ансамблей строится ковариационная матрица ошибок P_t

$$P_t = \frac{1}{N-1} E_t E_t^T \ , \tag{2}$$

где

$$E_t = (x_t^1 - \bar{x}_t, x_t^2 - \bar{x}_t, ..., x_t^N - \bar{x}_t) \tag{3}$$

$$\bar{x}_t = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} x_t^i \tag{4}$$

$$x_t = \left(x_t^1, x_t^2, ..., x_t^N\right). \tag{5}$$

На втором этапе осуществляется корректировка полученных результатов по предварительной оценке характеристик состояния системы. Коэффициент корректировки Калмана K_t находится как

$$K_t = P_t H_t^T (H_t P_t H_t^T + R_t)^{-1}, \tag{6}$$

где величина $P_t H_t^T$ аппроксимируется ковариацией между характеристиками состояния системы и прогнозируемыми расходами [5]

$$P_t H_t^T = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^{N} (x_t^i - \bar{x}_t)(H(x_t^i) - \overline{H}(x_t))^T \ , \tag{7}$$

а величина $H_t P_t H_t^T$ аппроксимируется ковариацией прогнозируемых расходов

$$H_t P_t H_t^T = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^{N} (H(x_t^i) - \overline{H}(x_t))(H(x_t^i) - \overline{H}(x_t))^T \ , \tag{8}$$

где

$$\overline{H}(x_t) = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} H(x_t^{\,i}) \qquad (9)$$

Матрица характеристик состояния системы $X^+{}_t$ обновляется на каждом временном шаге в виде

$$X_t^+ = X_t + K_t\left(Q_t^i - H(x_t^i)\right), \qquad (10)$$

где Q_t^i – измеренные расходы воды на момент времени *t*. В классическом ансамблевом методе фильтра Калмана измеренные расходы также подвергаются пертурбации для представления неопределенности.

Исследование возможностей использования ансамблевого фильтра Калмана для повышения качества и заблаговременности непрерывных ансамблевых краткосрочных прогнозов стока проводилось на горизонт до 6 суток с помощью упрощенной модели формирования стока р. Дон до г. Лиски (69,500 км^2) [3,4]. Использовались данные наблюдений за осадками, температурой и влажностью воздуха по суточным интервалам на метеостанции Воронеж. Водный режим Дона здесь типичен для рек этой зоны: высокое весеннее половодье и низкая межень в остальное время года. На период весенних месяцев приходится более 70% годового стока. Почвы представлены черноземами на полевых участках и серыми лесными на лесных участках северной части водосбора.

Модель формирования стока основана на конечно-элементной схематизации водосборной площади и включает описание следующих процессов: формирование и таяние снежного покрова, испарение, промерзание почвы, впитывание в талую и мерзлую почву, стекание воды по поверхности водосбора, подповерхностное стекание, движение грунтовых вод, неустановившееся движение воды по разветвленной русловой сети.

В качестве характеристик состояния гидрологической системы для организации непрерывных ансамблевых краткосрочных прогнозов использовались запасы влаги и льда в верхнем метровом слое почвы на лесных и полевых участках (расчетных элементах схематизированного водосбора). Значения запасов влаги и льда на начало выпуска непрерывных прогнозов весеннего половодья предварительно рассчитывались с использованием модели формирования стока.

В ансамблевом фильтре Калмана для количественной оценки ошибок модели используются отклонения значения характеристик состояния гидрологической системы каждого члена ансамбля от их средней величины. Ансамбль формируется стохастической пертурбацией внешнего воздействия (в нашем случае - поступление талых и дождевых вод) и характеристик состояния гидрологической модели (запасы воды и льда в метровом слое почвы).

Пертурбация внешнего воздействия на каждом шаге по времени задавалась рассчитанной по модели формирования стока величиной поступления талых и дождевых вод, к которой добавлялась ошибка δ_S

$$S_t^i = S_t + \delta_S\,, \qquad (11)$$

распределённая по нормальному закону $N(0,(\sigma_S)^2)$ со среднеквадратическим отклонением

$$\sigma_S = k_S \cdot S_t\,, \qquad (12)$$

где k_S – настраиваемый параметр, в численных расчетах изменялся от 10 до 40%.

Принималось, что ошибки в характеристиках состояния гидрологической системы также распределены по нормальному закону с нулевым средним и среднеквадратическим отклонением, равным для запасов влаги $\sigma_w = k_w \cdot w_0$ и для льдистости $\sigma_I = k_I \cdot I_0$. Здесь k_w и k_I параметры, регулирующие величину среднего квадратичного отклонения от нормы. Возмущения в величинах измеренных расходов вводились с использованием нормально распределенных ошибок с нулевой средней и среднеквадратическим отклонением σ_Q=($k_Q Q$). Параметр k_Q изменялся от 10 до 30 %.

В реализации ансамблевого фильтра Калмана нормально распределенные случайные ошибки во внешнем воздействии, в характеристиках состояния и в измеренных расходах получали умножением среднего квадратичного отклонения ошибки на случайные числа, распределенные по нормальному закону с нулевым средним и единичной дисперсией.

Проводилось большое количество экспериментов, направленных на выбор количества членов ансамбля для пертурбации начальных условий, пертурбации воздействий на водосбор и пертурбации данных измерений. По результатам расчетов ансамблей определялась средняя величина ансамбля, которая в конечном итоге и характеризовала качество расчетов и прогнозов. Численные эксперименты по применению ансамблевого фильтра Калмана, в которых число ансамблей менялось от 20 до 100, показали, что неопределенность прогнозов для рассматриваемого водосбора зависит, прежде всего, от ошибок в оценках поступления воды на водосбор, а также измерений характеристик состояния и расходов воды в замыкающем створе.

В проведенных численных экспериментах по ассимиляции данных измерений с использованием ансамблевого фильтра Калмана оценивалось повышение точности краткосрочных прогнозов расходов половодья за счет уточнения характеристик состояния водосбора на момент выпуска прогноза. С помощью этого метода на каждом шаге по времени обновлялись и корректировались характеристики состояния водосбора для каждого отдельного расчета внутри всего ансамбля. Точность прогнозов стока половодья оценивалась близостью спрогнозированных расходов воды с данными измерений расходов воды р. Дон у г. Лиски. Использование обновленных характеристик состояния гидрологической системы на момент выпуска прогнозов заметно повышает их точность по сравнению с прогнозами водного режима без обновления характеристик состояния.

На рис. 1 приведены результаты прогнозов расходов воды р. Дон у г. Лиски с заблаговременностью 4 суток с использованием обновленных данных о характеристиках состояния гидрологической системы на каждый день выпуска прогноза. Затемненная область на графиках представляет «спагетти» прогнозов, полученное за счет включения неопределенностей во внешнем воздействии и ошибок в измеренных расходах при использовании ассимиляции измеренных расходов воды методом ансамблевого фильтра Калмана. Проведенные численные эксперименты показали, что процедура ассимиляции данных измерений расходов воды р. Дон у г. Лиски с использованием ансамблевого фильтра Калмана и заданием неопределенности в характеристиках состояния, внешнем воздействии и расходах повышает точность прогноза на горизонт до 6 суток.

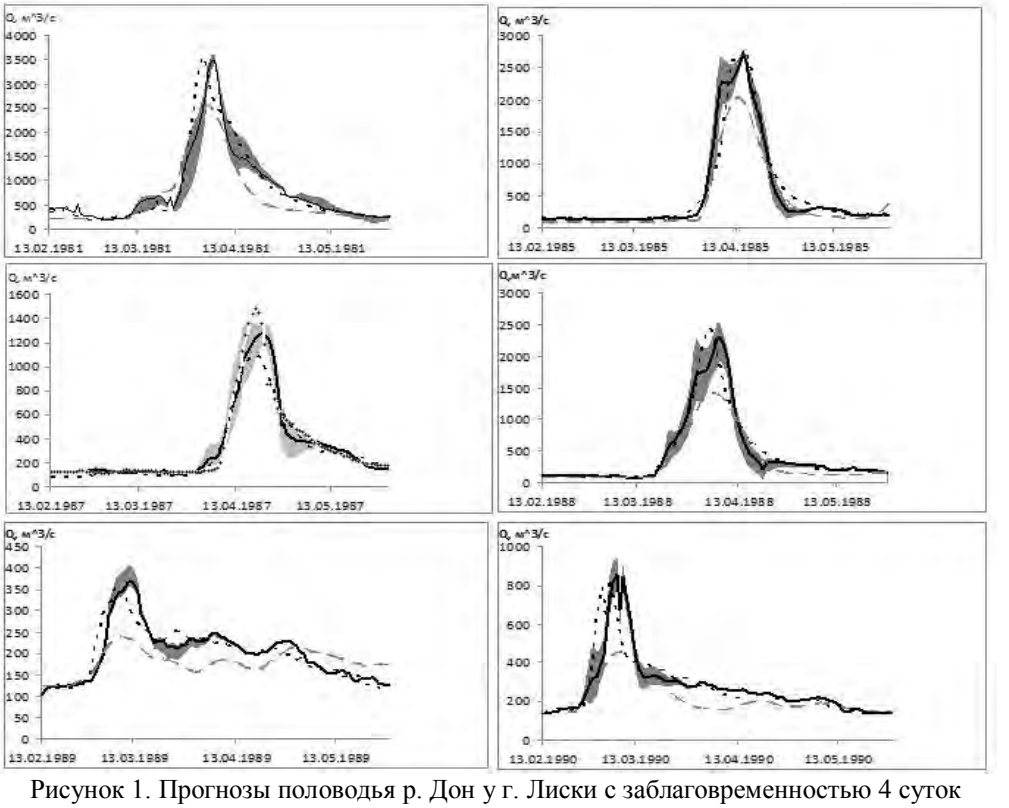


Рисунок 1. Прогнозы половодья р. Дон у г. Лиски с заблаговременностью 4 суток с использованием ансамблевого фильтра Калмана. Сплошная линия и затемненная область – средняя линия ансамбля прогнозов и 95% доверительный интервал, соответственно; пунктирная линия – детерминированный расчет; точки – наблюденные расходы воды

Литература

1. *Liu Y.* et al. Advancing data assimilation in operational hydrologic forecasting progresses, challenges, and emerging opportunities // Hydrol. Earth Syst. Sci., 16, 3863–3887, 2012, 3863-3887

2. *Liu Y.* et al. Assimilation of streamflow discharge into a continuous flood forecasting model. Risk in Water Resources Management (Proceedings of Symposium H03 held during IUGG2011 in Melbourne, Australia, July 2011) (IAHS Publ. 347, 2011), 107-113.

3. *Демидов В.Н.* Физико-математическая модель формирования талого стока равнинной реки (на примере р. Дон) // Сб. научных трудов: Научное обеспечение реализации "Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г." Петрозаводск: Кар НЦ РАН. 2015, С. 134-142

4. *Kuchment L.S., Demidov V.N.* The new paradigm in hydrological forecasting (ensemble predictions and their improving based on assimilation of observation data) //Труды Международной научно-практической конференции «Водный форум БРИКС», Москва, 2016

5. *Rakovec, O., Weerts, A.H., Hazenberg, P., Torfs, P.J.J.F., Uijlenhoet, R.* State updating of a distributed hydrological model with ensemble Kalman filtering: effects of updating frequency and observation network density on forecast accuracy // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2012. 16 (9), 3435–3449.

ОЦЕНКА ВАРИАЦИЙ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА ВОДОСБОРНОГО БАССЕЙНА РЕКИ ПРЕГОЛИ (ЮГО-ВОСТОЧНАЯ БАЛТИКА) ПРИ ВЛИЯНИИ ВОЗМОЖНЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ БУДУЩЕГО[6]

Домнин Д.А., Чубаренко Б.В., Воропаев Р.С.
Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, г. Москва, Россия
dimanisha@rambler.ru

Введение. Преголя – крупнейшая река, впадающая в Калининградский (Вислинский) залив Балтийского моря. Её бассейн (13700 км^2) составляет 65% водосборной площади залива, сток – 44% от общего стока. Река Преголя протекает по территории Калининградской области Российской Федерации, а основные ее притоки (Анграпа и Лава) берут начало в Варминьско-Мазурском и Подлазском воеводстве Польши [1], т.е. водосбор реки Преголи является трансграничным, 47% от его площади находится на российской территории, 52% – в Польше и 1% – в Литве.

Поскольку река Преголя (значительный источник питьевой воды для областного центра г. Калининграда, потенциальная грузовая водная артерия) и ее притоки (элементы систем водопотребления и водоотведения городов Калининградской области, малая гидроэнергетика) имеют важное региональное значение, существует необходимость оценки отклика гидрологического режима водосбора реки на возможные климатические изменения.

В настоящее время для региона Балтийского моря существует целый ряд различных прогнозов изменений климатических условий [2]. В работе были использованы прогнозные метеорологические данные на период 1991-2100 гг. для сценария эмиссии парниковых газов RCP8.5, сформированные Шведским метеогидрологическим институтом (SMHI). На основании этих граничных условий произведены расчёты гидрологических параметров для всего водосборного бассейна реки Преголи, т.е. для полного трансграничного водосбора.

Материалы, инструменты и методы. Для описания атмосферного воздействия (температура и осадки) в гидрологической модели использовались расчетные метеорологические данные на период 1991-2100 гг. для сценария эмиссии парниковых газов RCP8.5. Эти данные были выделены для набора узлов, покрывающих район Юго-Восточной Балтики, из климатических прогнозов для территории Европы, полученных четырьмя моделями CanESM2_RCA, CM5A-MR_WRF, CNRM-CM5_RCA4, MPI-ESM-LR_CCLM из набора моделей, существующих в рамках EUROCORDEX initiative (http://www.euro-cordex.net/).

Для описания возможного изменения климата было проведено сравнение будущего климата (2041-2060 гг.) не с реальными данными, полученные путём измерений на данной территории, а с базовым периодом (1991-2010 гг.), климат для которого оценивался с помощью тех же численных моделей.

На основании данных о водосборном бассейне, землепользовании, климатических условиях, заложенных в модельные модули, проведена настройка модели HYPE [3] водосбора реки Преголи (Pregolya-HYPE). Эта модель дает возможность

[6] Подготовка и анализ данных, а также первичный анализ выполнен в рамках темы №0149-2014-0017 Государственного задания ИО РАН; моделирование проведено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №14-05-91730) в 2014-2016 гг.

провести расчёты расходов воды не только для водосборных территорий, находящихся выше контрольных гидрологических постов системы Госкомгидромета, но и для водосборов, питающих нижние течение реки Преголи. Тем самым впервые получена модельная инсталляция, позволяющая рассчитывать параметры стока и выноса биогенов со всего водосбора. Калибрация инсталляции Pregolya-HYPE произведена по данным расхода воды на станции Гвардейск для периода 1980-2006 гг.; верификация выполнена по четырём станциям, расположенным на притоках р. Преголи. Условия атмосферного воздействия задавались рядами данных WATCH [4] на сетке станций (рис. 1).

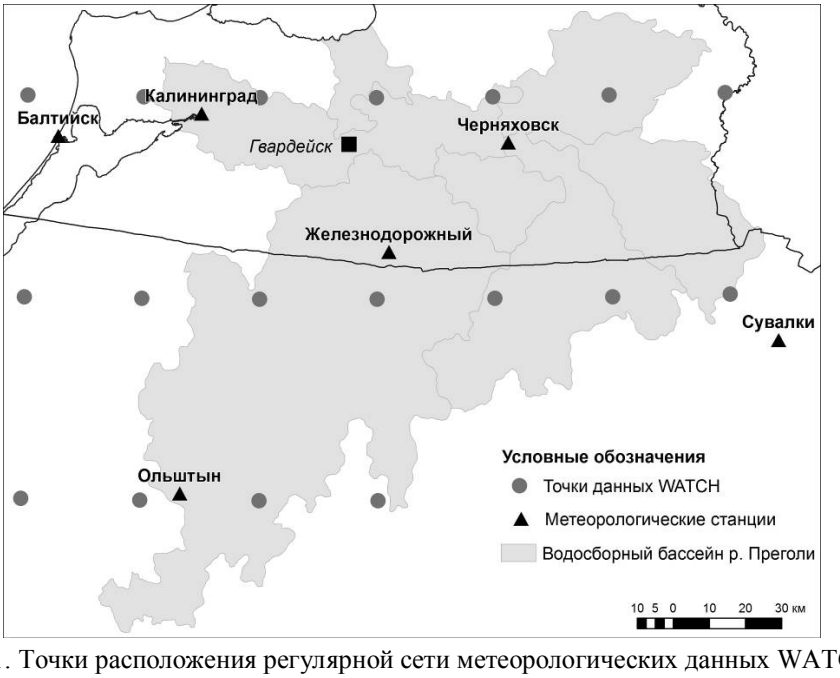


Рисунок 1. Точки расположения регулярной сети метеорологических данных WATCH [4] и действующих метеорологических станций

Водосборная территория реки Преголи была подразделена на 47 взаимосвязанных между собой водосборов с учётом крупнейших притоков, расположения гидрологических постов системы Госкомгидромета, а также государственной границы. Существенным достижением является то, что подготовленная модельная инсталляция позволяет выделить составляющую стока через государственную границу, рассчитать сток вод и вынос биогенов с каждого отдельного частного водосбора, включая неконтролируемые государственным мониторингом, а также получить эти характеристики именно для естественных замыкающих створов, в отличие от точек мониторинга системы Госкомгидромета, расположенных зачастую внутри частного водосбора.

Результаты и их обсуждение. Для базового периода характерно наличие положительного тренда для температуры воздуха и годовой суммы осадков.

Среднегодовые суммы осадков для периода 2041-2060 гг., согласно прогнозным климатическим моделям, превышают аналогичные величины для базового периода на 4-26%. Минимальный рост количества осадков (+4.5%) характерен для сценария CanESM2_RCA4, а максимальный (25.6%) – для сценария CNRM-CM5_RCA4. Разброс в прогнозируемых величинах максимальных и минимальных значений годовых

сумм осадков составляет от +0.4% до 33.3% и от +0.4% до +36.1%, соответственно. Экстремумы в климатических моделях достигаются в разные годы и между собой не совпадают. Для всех климатических прогнозов характерно увеличение количества осадков относительно базового периода, но внутри прогнозного периода (2041-2060 гг.) наблюдаются различные тренды увеличения/уменьшения количества осадков – рост осадков существует только для одного сценария CNRM-CM5_RCA4 (+3.2 мм/год), для трёх других есть тенденция к их уменьшению (от 2 до 15 мм/год) в течение прогнозного периода (табл. 1).

Таблица 1. Среднегодовое количество осадков по данным климатических сценариев для периода 2041-2060 гг.

Сценарий	Среднее, мм (% превышения от базового периода)	Тренд (мм/год) 2041-2060 гг.	Максимум, мм (% превышения от базового периода)	Минимум, мм (% превышения от базового периода)
CanESM2_RCA4	854 (+7.4%)	-2.1	1067 (+0.4%)	703 (+12.1%)
CM5A-MR_WRF	925 (+16.4%)	-15.5	1177 (+9.1%)	606 (+0.4%)
CNRM-CM5_RCA4	1011 (+27.2%)	+3.2	1362 (+33.3%)	705 (+36.1%)
MPI-ESM-LR_CCLM	865 (+8.8%)	-7.6	1123 (+1.3%)	646 (+14.8%)

Среднегодовые значения температуры воздуха за период 2041-2060 гг. повышаются до значений 9.1-9.9°C, что в относительных величинах составляет 17-30% относительно базового (1991-2010 гг.) периода. Максимумы в среднегодовых температурах могут увеличиться на 8-24%, а минимумы на 12-37%. Временной тренд в пределах периода 2041-2060 гг. для всех климатических моделей положительный и составляет от 0.03° до 0.1°C в год (табл. 2).

Таблица 2. Среднегодовые значения температуры по данным климатических сценариев для периода 2041-2060 гг.

Сценарий	Среднее, °C (% превышения от базового периода)	Тренд (°C/год) 2041-2060 гг.	Максимум, °C (% превышения от базового периода)	Минимум, °C (% превышения от базового периода)
CanESM2_RCA4	9.9 (+26.9%)	+0.03	11.4 (+23.5%)	8.6 (+28.6%)
CM5A-MR_WRF	9.1 (+17.4%)	+0.03	10.4 (+12.5%)	6.5 (+11.8%)
CNRM-CM5_RCA4	9.4 (+21.4%)	+0.1	10.9 (+16.2%)	7.4 (+36.7%)
MPI-ESM-LR_CCLM	9.3 (+19.7%)	+0.05	10.2 (+7.8%)	8.2 (+27.1%)

С использованием гидрологического модуля модели HYPE *произведён расчёт расхода воды* для замыкающих створов *и слоя стока* (см. табл. 3) для отдельных суб-бассейнов для базового (1991-2010 гг.) и прогнозных климатических периодов (2041-2060 гг.):

– среднемноголетний расход в контрольном створе Гвардейск (до разделения реки Преголи на два рукава, идущих в Вислинский и Куршский заливы), восстановленный путём моделирования для периода 1991-2010 гг., составил 83.8 м^3/с или 2.64 км^3 в год;

– соотношение осадков и температуры, предполагаемое в сценарии CanESM2_RCA4 для 2041-2060 гг., может привести к снижению среднемноголетнего расхода на 4% до 80.7 м^3/с, то есть до величины 2.55 км^3 в год;

– согласно расчётам по климатическому сценарию CM5A-MR_WRF (2041-2060 гг.), среднемноголетний расход в контрольном створе может составить

102.6 м^3/с или 3.24 км^3 воды в год, что на 22% выше по сравнению с базовым периодом 1991-2010 гг.;

– по климатическому сценарию CNRM-CM5_RC (2041-2060 гг.), среднемноголетний расход в контрольном створе может составить 110 м^3/с, что на 32% выше, чем в базовый период. Такое увеличение расхода воды приведёт к увеличению суммарного годового объёма стока до уровня 3.47 км^3 в год, что выше объёма в базовый период практически на 1 км^3 в год (что являются наиболее экстремальным проявлением климатических изменений среди всех сценарных решений);

– соотношение осадков и температуры, предполагаемое в сценарии MPI-ESM-LR_CCLM, может привести к снижению среднего расхода на 8%, по сравнению с базовым периодом, т.е. до 77.1 м^3/с, в год или 2.43 км^3.

Таблица 3. Основные гидрологические и метеорологические характеристики водосборного бассейна реки Преголи для возможных сценарных решений (20141-2060 гг.) и их изменения (%) относительно базового периода, знаки (+)/(-) означают увеличение /снижение среднего значения параметра относительно базового периода 1991-2010 гг.

Сценарий	**Осадки**		**Температура**		**Расход воды**		**Слой стока**	
	мм	%	°C	%	м^3/с	%	мм	%
Базовый период, 1991-2010	795	0	7.8	0	83.8	0	220	0
CanESM2_RCA4, 2041-2060	854	+7.4	9.8	+26.9	80.9	-3.4	206	-6.4
CM5A-MR_WRF, 2041-2060	925	+16.4	9.1	+17.4	102.6	+22.4	262	+19.1
CNRM-CM5_RCA4, 2041-2060	1011	+27.2	9.4	+21.4	110.1	+31.4	282	+28.2
MPI-ESM-LR_CCLM, 2041-2060	865	+8.8	9.3	+19.7	77.1	-8.0	197	-10.5

Основные выводы. Для водосборного бассейна реки Преголи – крупнейшей реки Вислинского залива (юго-восточная часть Балтийского моря) с использованием инструментов численного моделирования проведена оценка вариаций изменений гидрологического режима при различных сценариях возможных изменений климатических параметров. В работе использованы прогнозные метеорологические данные на период 1991-2100 гг. для сценария эмиссии парниковых газов RCP8.5, полученные по четырём моделям: CanESM2_RCA, CM5A-MR_WRF, CNRM-CM5_RCA4, MPI-ESM-LR_CCLM. Отклик гидрологических параметров оценивался для периода 2041-2060 гг. путём сравнения с базовым периодом 1991-2010 гг.

Среднегодовые суммы осадков[7] для периода 2041-2060 гг., рассчитанные по разным прогнозным климатическим моделям, превышают модельные данные базового периода на 4-26%. Рост осадков в пределах периода 2041-2060 гг. существует только для одного сценария CNRM-CM5_RCA4 (+3.2 мм/год), для трёх других есть тенденция к уменьшению осадков в течение периода (от 2 до 15 мм/год). Среднегодовые значения температуры воздуха для периода 2041-2060 гг. повышаются до значений 9.1–9.9°C, что в относительных величинах дает рост на 1.3-2.1°C относительно базового периода. Временной тренд для температур воздуха в пределах периода 2041-2060 гг. для всех климатических моделей положительный, и составляет от 0.03° до 0.1°C в год.

Калибрация гидрологической модели HYPE произведена на данных периода 1980-2006 гг. Расчёт расхода воды для замыкающих створов и слоя стока отдельных водосборов для базового и прогнозных климатических периодов показал, что для

[7] Анализ метеорологических параметров проведён для территории Юго-Восточной Балтики

базового периода среднемноголетний расход в контрольном створе до разделения реки на рукава, восстановленный путём моделирования, составил 83.8 м^3/с или 2.64 км^3/год.

Соотношение осадков и температуры, предполагаемое в сценариях возможных климатических изменений в 2041-2060 гг., может привести к различным откликам гидрологического режима:

- *по климатическому сценарию* CanESM2_RCA4 возможно снижение среднемноголетнего расхода на 4% до 80.7 м^3/с, то есть до величины 2.55 км^3/год;

- *по сценарию модели* CM5A-MR_WRF среднемноголетний расход в контрольном створе может составить 102.6 м^3/с или 3.24 км^3/год, что на 22% выше по сравнению с базовым периодом;

- *по климатическому сценарию модели* CNRM-CM5_RC среднемноголетний расход в контрольном створе может составить 110 м^3/с, что на 32% выше, чем в базовый период. Такое увеличение расхода воды приведёт к увеличению суммарного годового объёма стока до уровня 3.47 км^3/год, что выше объёма в базовый период практически на 1 км^3/год. Полученные данные для указанного сценария являются наиболее экстремальным проявлением климатических изменений среди всех сценарных решений.

Соотношение осадков и температуры, предполагаемое *в сценарии модели* MPI-ESM-LR_CCLM, может привести к снижению среднего расхода на 8%, по сравнению с базовым периодом, т.е. до 77.1 м^3/с, в год или 2.43 км^3/год.

Анализ результатов выявил, что при реализации всех климатических сценариев наблюдается увеличение как температуры, так и осадков, но с разной интенсивностью. Однако увеличение осадков, не всегда приводит к увеличению речного стока с водосборного бассейна. Эта нелинейность связана, прежде всего, с увеличением температуры, которое приводит к повышению испарения с водосборной территории. Только в двух (из четырёх) сценарных решениях (CM5A-MR_WRF, CNRM-CM5_RCA4) возможно наблюдать увеличение речного стока. В двух других (CanESM2_RCA4, MPI-ESM-LR_CCLM) возможна обратная ситуация – снижение стока с территории бассейна реки Преголи. Это говорит о том, что условия в бассейне реки Преголи очень чувствительны к возникающим комбинациям в паре “температура – осадки”, поэтому результат прогноза для величин стока речных вод сильно зависит от прогноза для атмосферных параметров.

Благодарности. Авторы благодарны сотрудникам Шведского метеорологического и гидрологического института (SMHI) Шантал Доннели и Томасу Босарду (Chantal Donelly, Thomas Bosshard) за помощь в формировании данных по результатам моделей CanESM2_RCA, CM5A-MR_WRF, CNRM-CM5_RCA4, MPI-ESM-LR_CCLM.

Литература

1. *Домнин Д.А., Чубаренко Б.В*. Трансграничные водосборы Юго-восточной Балтики // География и природные ресурсы, 2012. №3. С. 69-76.

2. BACC II - Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin / The BACC II Author Team. Springer, 2015. 501 p. ISBN 978-3-319-16005-4 ISBN 978-3-319-16006-1 (eBook), DOI 10.1007/978-3-319-16006-1.

3. *Donnelly, C., Dahné. J., Rosberg, J., Strömqvist, J., Yang, W. and Arheimer, B.* High-resolution, large-scale hydrological modelling tools for Europe. Proc. of the 6th World FRIEND Conference, Fez, Morocco, October 2010. IAHS Publ. 340 2010.

4. *Weedon G.P., Gomes S., Viterbo P., Shuttleworth W.J., Blyth E., Österle H., Adam J.C., Bellouin N., Boucher O., and Best M.* Creation of the WATCH forcing data and its use to assess global and regional reference crop evaporation over land during the twentieth century// Journal of Hydrometeorology, 2011.12, 823–848. doi:10.1175/2011JHM1369.1.

ОЦЕНКА ВОДООБЕСПЕЧЕННОСТИ НАСЕЛЕНИЯ РЕСПУБЛИКИ КРЫМ ПИТЬЕВЫМИ ПОДЕМНЫМИ ВОДАМИ

Зайцева А.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
4etverikova.anna@gmail.com

В связи с перекрытием Северо-Крымского канала в настоящее время существует значительный дефицит водоснабжения в населённых пунктах Крыма. В указанной ситуации подземные воды питьевого качества дают возможность дополнительно получать воду хозяйственно-бытового и питьевого назначения.

В соответствии с гидрогеологическим районированием центральная и северная части Крыма относятся к Крымско-Кавказскому сложному бассейну пластовых вод I порядка, южная входит в Крымско-Кавказский сложный бассейн пластово-блоковых пластовых вод коры выветривания и лавовых потоков. Выделяются также два бассейна II порядка с различными гидрогеологическими условиями: Горно-Крымский бассейн напорных пластово-блоковых вод и Равнинно-Крымский артезианский бассейн пластовых напорных вод [1].

В горном Крыму трещинно-карстовые и трещинные подземные воды приурочены к верхнему ярусу верхнеюрских карбонатных и отчасти меловых отложений. Указанные воды по составу и концентрации химических элементов являются водами высокого качества, однако в связи со слабой способностью к самоочищению в процессе циркуляции возникает опасность их бактериологического загрязнения. Восточное замыкание мегаантиклинория горного Крыма является областью распространения водоупорных глин майкопской серии с редкими маломощными, лишь местами обводненными песчаными прослоями.

Наличие водоупоров в отложениях осадочного чехла платформенной части Крыма определяет возможность образования нескольких водоносных комплексов и горизонтов: в нижнемеловых отложениях, в датском ярусе верхнего мела и палеоценовых отложениях, в среднемиоценовых образованиях, в верхнесарматских и мэотическо-понтических известняках. В толщах пород, в целом относимых к водоупорным, встречаются спорадически обводненные прослои. Регионально выдержанные водоупорные толщи в зонах погружения обеспечивают закрытость гидрогеологических структур или их глубоких частей. Гидрогеологические особенности северо-восточной части Керченского полуострова весьма своеобразны: здесь на мощной водоупорной толще майкопа миоценовые и плиоценовые отложения слагают ряд мелких артезианских бассейнов [2].

В Республике Крым разведанные и оцененные запасы подземных вод с минерализацией до 1,5 г/л составляют 1181,2 тыс. $м^3$/сут, в том числе по категории А+В – 774,7 тыс. $м^3$/сут; по категории C_1+C_2 – 406,5 тыс. $м^3$/сут [1]. Следует отметить, что данные по запасам, в основном, приводятся по региональной оценке запасов подземных вод 60-х годов. В настоящее время эксплуатируется 12 месторождений подземных вод из 88 разведанных, а 19 перспективных участков не эксплуатируется [3].

С 90-х годов прошлого века извлечение подземных вод в Крыму сократилось практически в пять раз. По данным [4] с 1990 по 2000 гг. извлечение подземных вод снизилось в 1,4 раза (на 74,4 млн. м^3/год), за период с 2000 по 2006 г. – в 1,7 раза (на 77,4 млн. м^3/год) а с 2006 по 2014 г. – в 2,6 раза. Однако в 2015 г. извлечение подземных вод по сравнению с 2014 г. увеличилось в 1,4 раза (рис. 1) [1, 4].

Рисунок 1. Извлечение подземных вод в Республике Крым

Извлечение подземных вод за последние годы снизилось на Северо-Сивашском, Западно-Крымском, Горном, Судакском, Керченском и Новоселовском месторождениях и возросло на Альминском, Белогорском, Аэрофлотском, Агармышском и Сольпром месторождениях [1] (рис. 2, 3). Уменьшение водоотбора с 1990х годов связано с общим снижением социально-экономического развития Украины за указанный период, а также с наличием достаточного количества поверхностных вод из Северо-Крымского канала. Резкое падение отбора подземных вод в 2014 г. обусловлено изменением политико-экономической ситуации на полуострове, а также отсутствием отчетов части водопользователей о величине фактического водоотбора. Увеличение воодоотбора в 2015 г. связано со срочными мерами РФ по стабилизации обстановки с водоснабжением в Республике Крым, включающими в том числе интенсификацию отбора подземных вод.

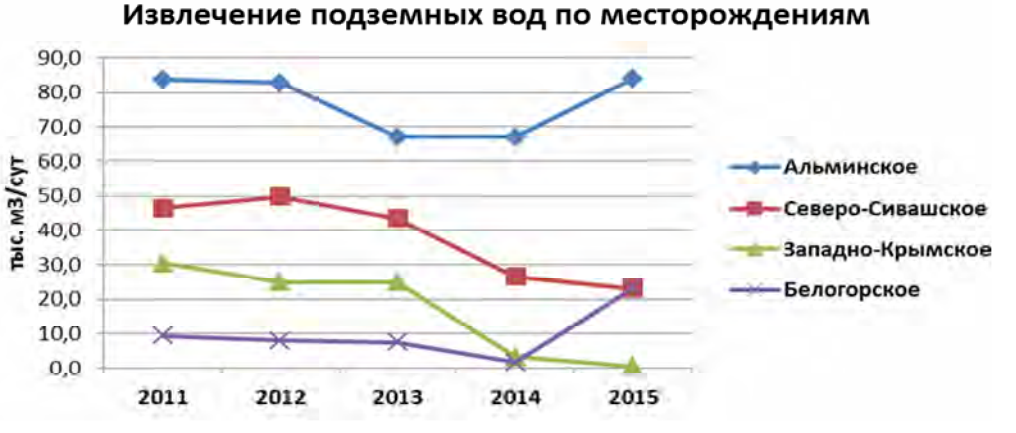


Рисунок 2. Извлечение подземных вод по крупным месторождениям (количество утвержденных запасов более 50 тыс. м^3/сут) в Республике Крым

Рисунок 3. Извлечение подземных вод по месторождениям
(количество утвержденных запасов менее 50 тыс. м^3/сут) в Республике Крым

Поскольку в Крыму широко развита курортная индустрия, то в структуре населения важным представляется учет жителей - рекреантов, временно пребывающих на территории полуострова. Поэтому из различных методик прогнозирования перспективной численности населения на курортных территориях наиболее целесообразным является ресурсный метод, определяющий максимально допустимую демографическую нагрузку на территорию, обеспечивающую устойчивое сохранение окружающей среды [5].

Принцип расчета демографической емкости в условиях курорта обусловлен определением основного природного ресурса, которым являются имеющиеся в наличии пляжи, принимающие на себя интегральную нагрузку. Демографическая емкость территории по рекреационным ресурсам для отдыха у воды ($D_{рекр.вод.}$) рассчитывается следующим образом [6]:

$$D_{рекр.вод.} = \frac{2\sum R_i F \cdot 1000}{K_П M_1}, \quad (1)$$

где: R_i – протяжённость i-го водотока, пригодного для купания, км; F – коэффициент, учитывающий возможность организации пляжей (в лесной зоне F = 0,5, в степной зоне F=0,3); $K_П$ – ориентировочный норматив потребности 1000 жителей в пляжах, км/чел ($K_П$=0,5); M_1 – коэффициент распределения отдыхающих у воды и в лесу (M_1=0,3-0,4 для жаркого климата).

В качестве водных объектов, пригодных для купания, выбраны побережья Черного и Азовского морей, за исключением Присивашья. Длина береговой линии указанных объектов – 935 км [7]. Вычисленная демографическая емкость территории по рекреационным ресурсам для отдыха у воды составляет 2 805 000 чел.

За январь-декабрь 2016 года общее количество рекреантов в Крыму составило 5 573 500 чел. При этом минимальное количество туристов наблюдалось в феврале (44 500) чел., а максимальное – в июле (1 443 700 чел) [8].

Очевидно, что реальное количество рекреантов в 2016 г. в два раза меньше демографической емкости территории по рекреационным ресурсам для отдыха у воды. Однако, наблюдающееся увеличение потока туристов в 2014-2017 гг. (рис 4, 5), дает основание полагать, что количество рекреантов в будущем возрастет. В связи с этим численность населения Республики Крым в курортный период рассчитывается как сумма расчетного количества рекреантов и местного населения. Данная величина составляет 5 033 500 чел.

Рисунок 4. Количество рекреантов в Республике Крым 2014-2016 гг.

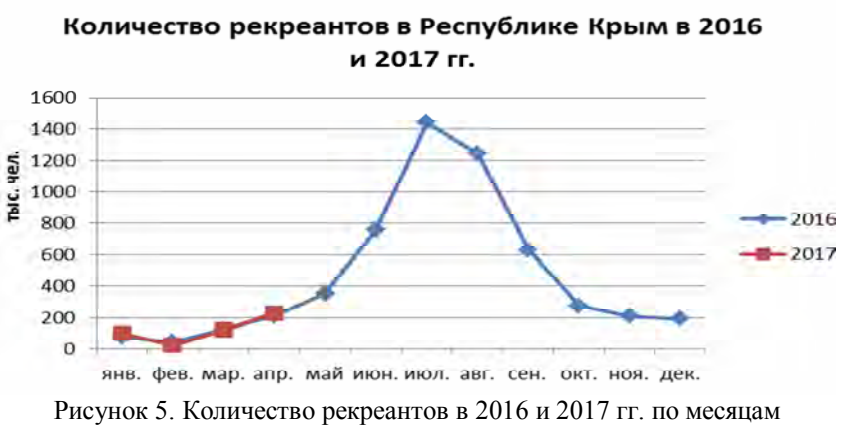


Рисунок 5. Количество рекреантов в 2016 и 2017 гг. по месяцам

Потребность населения Республики Крым в хозяйственно-бытовом и питьевом водоснабжении (ХПВ) рассчитывается, исходя из норм ХПВ на одного человека и количества населения. В соответствии с Постановлением Совета министров Республики Крым [9] минимальное количество воды на одного человека составляет 60 л/сут (для жилых домов с пользованием питьевой водой из водоразборных колонок), максимальное количество воды – 403 л/сут (для многоквартирных и жилых домов с централизованным холодным и горячим водоснабжением, водоотведением, оборудованных унитазами, раковинами, мойками, душами и ваннами длиной 1650 – 1700 мм с душем). В среднем норма ХПВ на одного человека составляет 232 л/сут. Таким образом, потребность местного населения Республики Крым в ХПВ составляет 530,1 тыс. $м^3$/сут, а потребность населения в курортный период с учетом местного населения и отдыхающих равна 1167,8 $м^3$/сут.

Обеспеченность населения Республики Крым запасами питьевых подземных вод определяется путем сопоставления потребности населения в ХПВ и разведанных и утвержденных запасов подземных вод. Следует отметить, что оценка обеспеченности является приблизительной, в первую очередь, в связи с устаревшими данными по разведанным запасам подземных вод.

При сопоставлении рассчитанной потребности населения в ХПВ и разведанных запасов подземных вод, очевидно, что теоретически разведанного на сегодняшний день количества подземных вод с минерализацией до 1,5 г/л достаточно для обеспечения потребности в ХПВ местного населения, а также населения в курортный период, включая рекреантов (рис.6). Однако указанное количество запасов включает в себя категорию C_1 и C_2 – предварительно оцененные запасы. Из общего количества

разведанных запасов в настоящее время фактически можно использовать 774,7 тыс. м^3/сут. Соответственно, наблюдается нехватка утвержденных запасов подземных вод для обеспечения потребности населения Республики Крым в ХПВ в курортный период.

Рисунок 6. Сопоставление разведанных запасов питьевых подземных вод и потребности населения в ХПВ в Республике Крым

Таким образом, в целом местное население Республики Крым и отдыхающие обеспечены питьевыми подземными водами, однако для использования существующих разведанных запасов необходимо провести большой комплекс научно-исследовательских и поисково-разведочных работ, а также работ по освоению указанных запасов. В первую очередь необходимо провести переоценку запасов месторождений подземных вод. Также следует учитывать неравномерность распределения ресурсов подземных вод по исследуемой территории. Помимо этого, остро стоит вопрос увеличения отбора подземных вод со строгим соблюдением всех законодательных, технических и санитарных норм и правил в процессе водоотбора, а также с обеспечением экологической безопасности населения и окружающей среды. В данном случае для интенсификации отбора подземных вод возможно применение таких методов увеличения эксплуатационных запасов месторождений подземных вод, как их сезонное искусственное восполнение.

Литература

1. Доклад о состоянии и охране окружающей среды на территории Республики Крым в 2015 году. Симферополь; ИП Бондаренко Н.Ю., 2016. – 294 с.
2. *Рипский Е.В., Ришес Е.А., Ткачук В.Г., Толстихин Н.И.* Гидрогеология СССР. Том VIII. Крым. Недра, Москва, 1970 г. – 364 с.
3. *Каюкова Е.П., Юровский Ю.Г.* Водные ресурсы Крыма. Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология, 2016. №1. – С. 25-32.
4. *Иванютин Н.М.* Подземные воды Крыма. Проблемы и перспективы использования. Таврический вестник аграрной науки. 2015. № 2(4). – С. 95-101.
5. *Владимиров В.В.* Урбоэкология. – М.: МНЭПУ, 1998. – 204 с.
6. Руководство по комплексной оценке и функциональному зонированию территорий в районной планировке. ЦНИИП Градостроительства Госгражданстроя. Изд. 2-е, испр. и доп. – М.: Стройиздат., 1982. – 104 с.
7. http://www.rgo.ru/ru/article/izuchenie-beregovoy-zony-kryma.

8. http://mtur.rk.gov.ru/file/spravochnaya_informatsiya_13012017.pdf.
9. Постановление Совета министров Республики Крым от 25 мая 2016 года № 223 «Об утверждении нормативов потребления коммунальных услуг на территории Республики Крым».

ОЦЕНКА ВОДНОГО СТРЕССА ОРОШАЕМЫХ АГРОЦЕНОЗОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДАННЫХ АГРОГИДРОЛОГИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ SWAP, НАЗЕМНОГО (МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОГО) И КОСМИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА[8]

Зейлигер А.М., Ермолаева О.С.
РГАУ – Московская сельскохозяйственная академия имени К.А. Тимирязева, г. Москва, Россия
azeiliguer@mail.ru , ol_ermolaeva@mail.ru

Практическая значимость агрогидрологических SWAP-моделей [1] состоит в возможности их использования в системах поддержки принятия решений (СППР) для прогнозирования расходования агроценозами влагозапасов корнеобитаемого слоя почвенно-грунтового профиля в зависимости от условий, складывающихся на его нижней и верхней границах. В семействе этих моделей параллельно с расчетами динамики влагозапасов почвенно-грунтового слоя по дискретным аналогам дифференциальных уравнений переноса почвенной влаги проводятся расчеты: а) водопотребления агроценозов; б) дефицита водопотребления агроценозов в соответствии с вегетационной фазой развития и метеоусловий; в) влияния дефицита водопотребления на результирующую биопродуктивность агроценозов.

При управлении запасами почвенной влаги с практической точки зрения наиболее критичными являются периоды, когда в корнеобитаемом слое почвы формируется дефицит запасов почвенной влаги, называемый также водным стрессом сельскохозяйственных культур. Регулирование искусственным орошением дефицита влагозапасов в физиологически допустимых пределах позволяет получать высокие значения эффективности использования поливной воды агроценозами. Это достигается за счет существенного снижения оросительных норм при незначительном снижении биопродуктивности сельскохозяйственных культур. Однако при выходе за физиологические границы дефицита водопотребления происходит значительное снижение биопродуктивности сельскохозяйственных культур, что в конечном итоге приводит к значительной потере урожайности.

Для расчетов влагозапасов и оценки водопотребления агроценозов по моделям семейства SWAP используются четыре основных набора параметров, характеризующих: 1) метеорологические условия приземного слоя атмосферы; 2) режим орошения; 3) гидрологические свойства почвенно-грунтового слоя; 4) коэффициенты водопотребления сельскохозяйственных культур по вегетационным фазам развития.

Оценка состояния водного стресса сельскохозяйственных культур и его влияния на рост и развитие основана на использовании т.н. коэффициента водного стресса [2-3]. Этот коэффициент определяется с помощью методики оценки эталонной эвапотранспирации, разработанной всемирной продовольственной организацией ФАО-56 [4], широко используемой в практике орошения [5-6], и представляет собой от-

[8] Исследование проведено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-01097).

ношение актуальной транспирации к потенциальной. Для расчета потенциальной транспирации, не зависящей от влагозапасов корнеобитаемого слоя, используются метеорологические данные. В свою очередь при расчете актуальной транспирации, зависящей от влагозапасов корнеобитаемого слоя, и принимающей, ко всему прочему, участие в формировании потока водяного пара на верхней границе, используются кроме рассчитываемых значений влагозапасов, также и вегетационные характеристики посева сельскохозяйственной культуры.

Принципиальной трудностью применения моделей семейства SWAP на практике для оперативного управления орошением посевов сельскохозяйственных культур является пространственно-временная неоднородность природных и антропогенных факторов и условий, влияющих на их рост и развитие. Учет такого рода неоднородностей при моделировании с использованием моделей SWAP приводит к необходимости перехода от не идентифицированного в географическом пространстве имитируемого агроценоза к пространственно-локализованному имитируемому агоценозу, а в более сложных случаях и к внутренней пространственной дифференциации последнего. В результате за счет пространственной параметризации характеристик локализованных агроценозов удается преодолеть ряд неопределенностей, возникающих при моделировании, связанных с достоверностью значений ряда параметров, указанных выше групп. Преодоления этих неопределенности возможно разнообразными методами пространственной идентификации и интерполяции, позволяющими проводить пространственную дискретизацию параметров моделей за счет дополнительных средств и данных. Среди последних можно отметить методы, позволяющие проводить картирование влагозапасов средствами прокси [7].

Для преодоления сложностей, связанных с пространственной параметризацией SWAP-моделей в оперативном управлении орошением посевов сельскохозяйственных предложен метод усваивания этими моделями результатов расчетов транспирации по моделям семейства SEBS (SEBS [8] и SEBAL [9-10]), использующих данные космического мониторинга (альбедо, температура подстилающего слоя, удельная площадь листовой поверхности, нормализованный дифференцированный вегетационный индекс) и данные наземного метеорологического мониторинга..

В настоящее время данные спектрорадиометров MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), размещенных на космических платформах Terra (1999) и Aqua (2002) являются наиболее подходящими для использования в методе адаптации SWAP-моделей для проведения прогнозных расчетов водопотребления посевов сельскохозяйственных культур.

Для расчета суточных растров потоков эвапотранспирации по данным 1-го уровня обработки MODIS в геоинформационной среде ILWIS на основе метода SEBS [11] разработан компьютерный код. На рис. 1 представлена серия картограмм в виде агрегированных (7,5 сут.) потоков эвапотранспирации, рассчитанных по разработанному коду для части Марксовского района Саратовской области за период 01.05-31.08.2012, включая орошаемые земли на территории Приволжской оросительной системы.

Поля с посевами орошаемой люцерны, для которых проводились расчеты, были расположены на территории Приволжской оросительной системы, ЗАО «Березовский» и ОПХ ВолжНИИГиМ. Необходимо отметить, что выбор этих полей для проведения расчетов и последующего анализа был сделан, исходя из равенства поданных на них за поливной сезон оросительных норм, которые на каждом поле были реализованы в соответствии с собственным поливным режимом. Это позволило

провести сопоставление поливных режимов и провести количественный анализ их влияния на водопотребление и биопродуктивность.

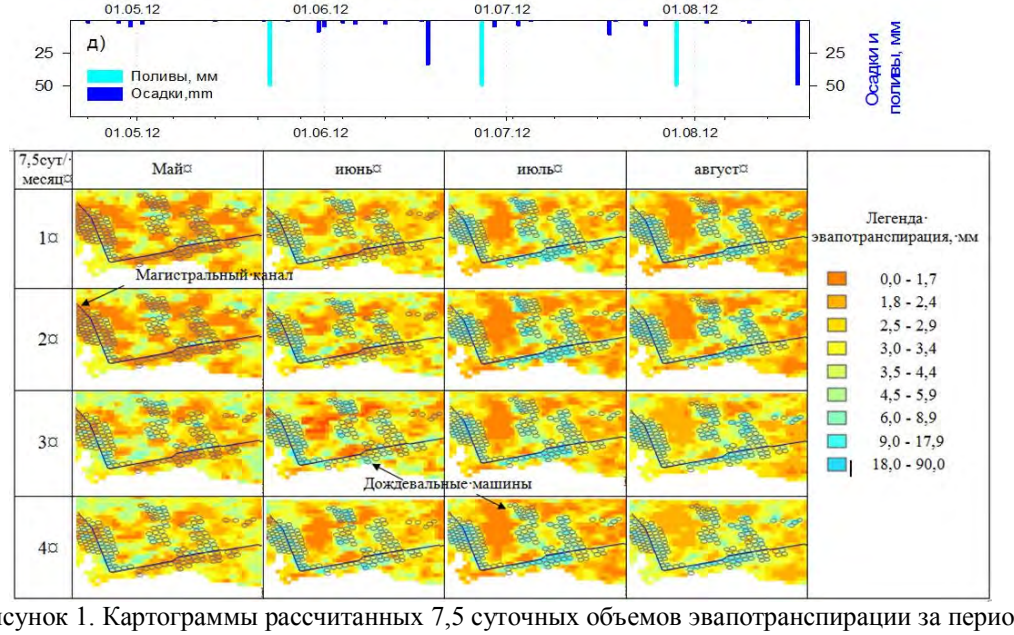


Рисунок 1. Картограммы рассчитанных 7,5 суточных объемов эвапотранспирации за период май-август 2012 г. для территории 1-ой очереди Приволжской ОС (Марксовский район, Саратовская область)

Для проведения сопоставления и анализа по рассчитанным рядам внутриконтурных данных для полей с посевами люцерны орошаемых дождевальными машинами кругового действия, и полученным данным урожайности зеленой массы рассчитаны значения т.н. коэффициента эффективности использования поливной воды. Этот коэффициент представляет собой отношение объема транспирации за соответствующий интервал времени с территории, занятой сельскохозяйственным посевом, к объему поданной для его орошения за этот же интервал времени поливной воды.

На рис. 2 представлена полученная эмпирическая связь биопродуктивности посевов люцерны исследованных полей с рассчитанными значениями коэффициентов эффективности использования поливной воды.

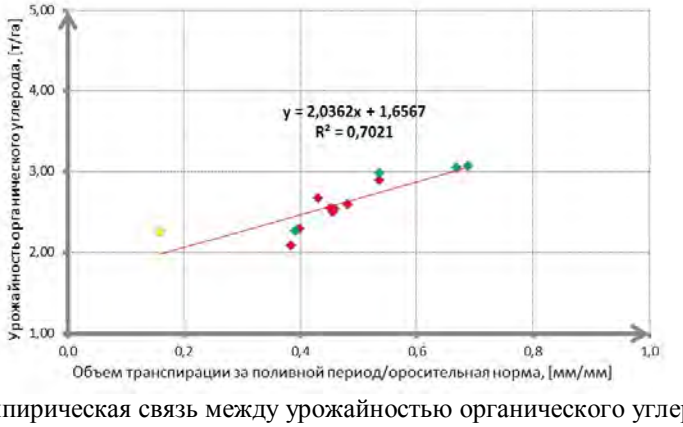


Рисунок 2. Эмпирическая связь между урожайностью органического углерода посевов орошаемой люцерны в вегетационный период 2012 г., полученных на отдельных полях и коэффициентом эффективности использования поливной воды

Представленная эмпирическая линейная связь подтверждает наличие дифференциации суммарной транспирации посевов на исследованной территории, которая формируется в результате реализации поливов в зависимости от локальных факторов и условий. Среди последних наиболее важными в этом случае оказались различные сроки проведения поливов на каждом отдельном поле, а также различные влагозапасы корнеобитаемого слоя в периоды перед поливами.

Оценка динамики коэффициента водного стресса исследованных посевов орошаемой люцерны в вегетационный период 2012 г. проводилась по модели SWAP с использованием рядов метеорологических данных, полученных на метеостанции г. Маркс, данных о реализованных режимах орошения, а также рядов данных транспирации, рассчитанной по данным сенсора MODIS [12]. Временные ряды метеорологических характеристик, сроков и норм поливов, а также рассчитанного коэффициента водного стресса, представлены на рис. 3.

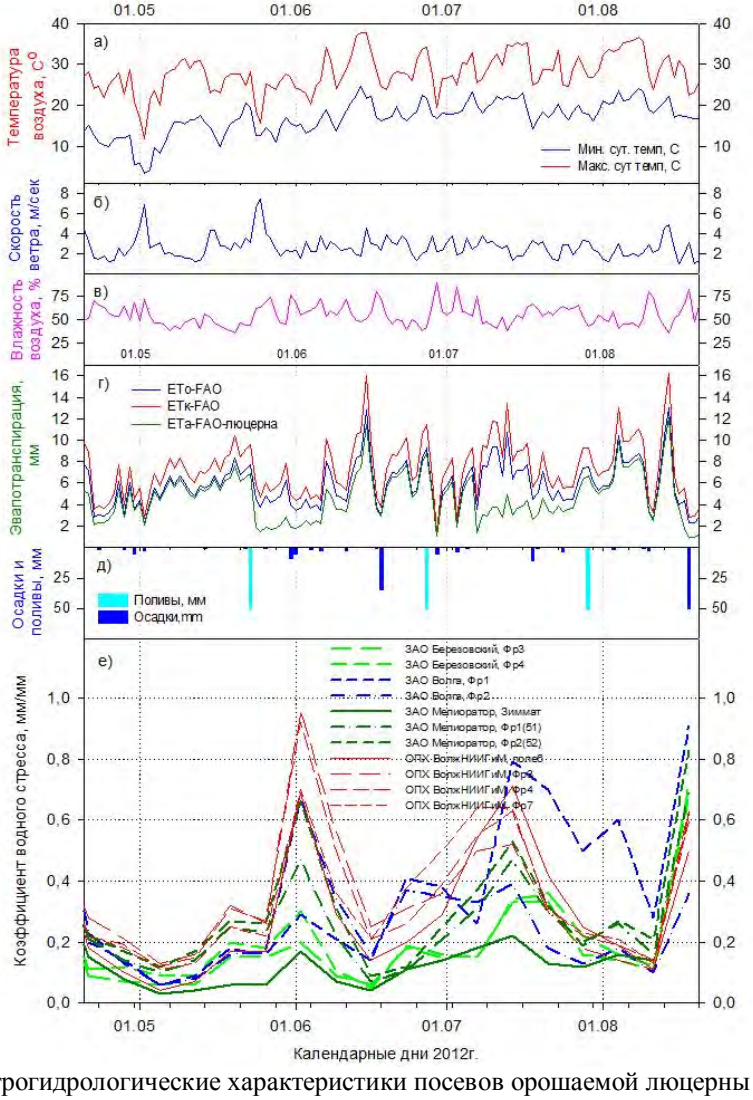


Рисунок 3. Агрогидрологические характеристики посевов орошаемой люцерны ЗАО Волга, ЗАО Мелиоратор, ЗАО Березовский и ОПХ ВолжНИИГиМ в вегетационный период 2012 г.: а) температура воздуха, б) скорость ветра; в) влажность воздуха; г) эвапотранспирация; д) осадки и орошение; е) коэффициента водного стресса

Представленные данные подтверждают высказанное ранее предположение об отличии рассчитанных режимов водного стресса исследованных посевов люцерны, связанное с режимом реализации поливов и сформированным режимом влагозапасов корнеобитаемого слоя почвы, который и нашел свой отклик в соответствующей динамике транспирации.

Для оценки влияния режимов водного стресса посевов орошаемой люцерны на их урожайность использованы данные по урожайности зеленной массы, а также рассчитаны средние за сезон значения коэффициентов водного стресса. На рис. 4 представлены парные данные средних значений коэффициента водного стресса и биопродуктивности всех включенных в исследования посевов орошаемой люцерны.

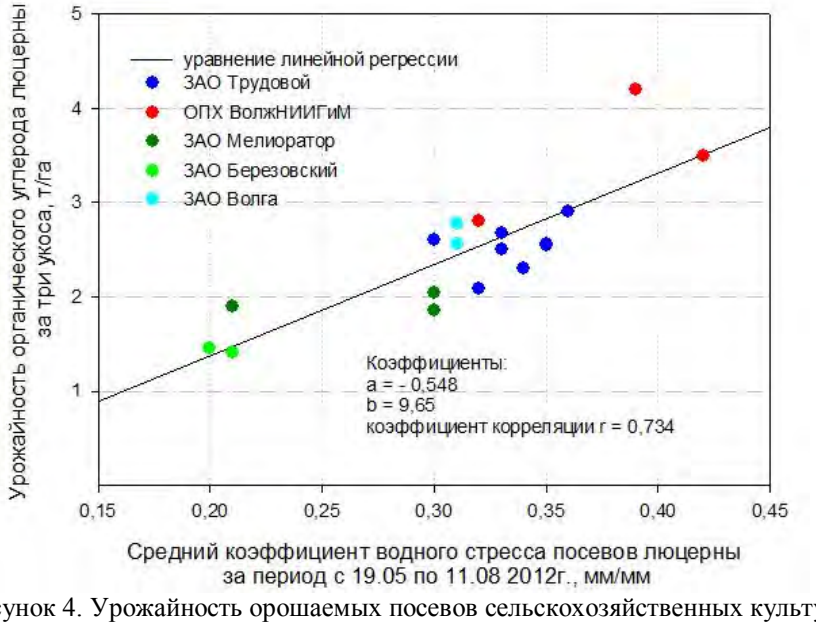


Рисунок 4. Урожайность орошаемых посевов сельскохозяйственных культур, как функция средних за поливной период коэффициентов водного стресса

Представленные на рис. 4 экспериментальные пары данных урожайности органического углерода орошаемой люцерны и среднего за поливной период коэффициента водного стресса по каждому из исследованных посевов и их эмпирическое обобщение в виде уравнения линейной регрессии свидетельствует о наличие эмпирической связи между обоими этими параметрами. Это позволяет прийти к выводу о возможности использования разработанной методики оценки коэффициента водного стресса агроценозов для мониторинга их потребностей в воде, а также управления процессом орошения.

Для использования разработанного метода усвоения данных космического мониторинга предложен алгоритм, названный пространственно-временной адаптацией SWAP-моделей. В соответствии с ним прогнозный расчет переноса влаги в почвенно-грунтовом слое, имитирующем соответствующий слой на уровне пространственно-однородного поля (или его части) с произрастающим на нем посевом, реализуется с применением результатов уже прошедших временных интервалов, для которых задавались потоки транспирации, рассчитанные по данным космической съемки. В итоге достигается непрерывная настройка модели к условиям имитируемого поля (его части), происходит адаптация результатов краткосрочных и среднесрочных прогнозных расчетов к результатам мониторинга ушедшего времени.

Литература

1 *Van Dam, J.C., Huygen, J., Wesseling, J.G., Feddes, R.A., Kabat, P., van Walsum, P.E.V., Groenendijk, P., van Diepen*, C.A., 1997. Theory of SWAP version 2.0. Report 71. Technical Document 45, Wageningen, 167 pp.

2 *Wright, J.L.* Crop coefficients for estimates of daily crop evapotranspiration. Irrig. Sched. for Water and Engergy Conserv in the 80's, ASAE, 1981. p. 18-26.

3 *Allen, R.G., Smith, M., Pruitt, W.O., Pereira, L.S.* Modification of the FAO crop coefficient approach. In: Camp, C.R., Sadler, E.J., Yoder, R.E. (Eds.), Evapotranspiration and Irrigation Scheduling. Proceedings of the International Conference, November 3–6, San Antonio, TX, pp. 124–132 (1996).

4 *Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M.* Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. // Irrigation and Drainage Paper 56, Food and Agric. Organization of the United Nations, Rome, Italy, 1998. 300 pp.

5 *Hanson B.R., D.M. May*. Crop coefficients for drip-irrigated processing tomato // Agricultural Water Management, 2005. 81, 381-399.

6 *DeTar W.R*. Crop coefficients and water use for cowpea in the San Joaquin Valley of California // Agricultural Water Management, 2009. 96, 53-66.

7 *Зейлигер А.М., Тулузаков М.Л.* Электромагнитный индуктометр для вертикального профилирования влагозапасов почвенно-грунтовой толщи // Природообустройство. 2013. № 4. С. 36-40.

8 *Chirouze, J., Boulet, G., Jarlan, L., Fieuzal, R., Rodriguez, J.C., Ezzahar, J., Er-Raki, S., Bigeard, G., Merlin, O., Garatuza-Payan, J., Watts, C., Chehbouni, G*. Intercomparison of four remote-sensing-based energy balance methods to retrieve surface evapotranspiration and water stress of irrigated fields in semi-arid climate // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2014. 18, 1165–1188.

9 *Tasumi, M., Trezza, R., Allen, R.G., and Wright, J.L.* Operational aspects of satellite-based energy balance models for irrigated crops in the semi-arid U.S. // Irrig. and Drain.Syst., 2005. No.19, 355-376.

10 *Senay, G.B., Budde, M., Verdin, J.P., Melesse, A.M.* A coupled remote sensing and simplified surface energy balance approach to estimate actual evapotranspiration from irrigated fields // Sensors 2007. 7, 979–1000.

11 *Allen, R.G., Irmak, A., Trezza, R., Hendrickx, J.M.H., Bastiaanssen, W., Kjaersgaard, J.* Satellite-based ET estimation in agriculture using SEBAL and METRIC. // Hydrol. Process. 2011. 25, 4011–4027.

12 *Zeyliger A.M., Ermolaeva O.S.* SEBAL Model Using to Estimate Irrigation Water Efficiency & Water Requirement of Alfalfa Crop // sb. st. EGU General Assembly. Vienna, Austria. 07 – 12 April 2013. Vol. 15. P. 12671.

ОЦЕНКА ПРОСТРАНСТВЕННОЙ И ВРЕМЕННОЙ НЕОДНОРОДНОСТИ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ ОЗЕР РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

Измайлова А.В.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия
ianna64@mail.ru

Водные ресурсы Земли включают все воды гидросферы – рек, озер, каналов, водохранилищ, морей и океанов, подземные воды, почвенную влагу, льды горных

ледников и покровного оледенения, а также водяной пар атмосферы. В большинстве стран мира, прежде всего, оцениваются величины быстро возобновляемых водных ресурсов (речного стока и его подземной составляющей), тогда как оценке озерных вод, отнесенных к статическим запасам, несмотря на их активное использование, уделяется значительно меньшее внимание. Оценка водных ресурсов озер России была проведена в Институте озероведения РАН и включала расчет суммарных объемов озерных вод по всем субъектам РФ [1], территориям водосборов океанов, омывающих РФ [2], а также озерным регионам, выделенным на основе генетического принципа. Наряду с водными ресурсами, заключенными в естественных водоемах (озерах, под которыми принято считать водоемы площадью более 1 га, а также в водоемах меньшего размера), рассчитывались и ресурсы вод, содержащихся в искусственных водоемах (прудах, водохранилищах, карьерах, котлованах, остаточных водоемах на месте торфоразработок). Для всей страны оценка выполнялась на основе единой, специально разработанной методики, базирующейся на детальном учете площадей водоемов, данные о которых были получены с современных спутниковых снимков, и дальнейшем определении объемов вод с учетом средних глубин водоемов. При определении суммарных величин водной поверхности была использована мозаика спутниковых снимков всей территории РФ за различные сезоны (исключая зимний) и годы (от 2003 до 2015). Это позволяет утверждать, что полученные площади водной поверхности применительно к какой-либо значимой по площади территории можно принимать за осредненные за начало XXI века.

В ходе работ был произведен полный учет всех водных объектов, площади которых превышали 1 км^2 (или 0.2 км^2 – при низкой озерности конкретного региона и значительном вкладе малых водоемов в общую величину его водных ресурсов). Это позволило сформировать обширную базу современных морфометрических характеристик больших, средних, а также наиболее крупных из числа малых озер Российской Федерации, сопоставимую с базой данных по озерам, включенным в свое время в Водный кадастр. Для всех озер, вошедших в базу, были определены значения объемов воды с учетом их средних глубин. При этом средние глубины для морфометрически изученных водоемов являются измеренными характеристиками; для морфометрически неизученных водоемов производилось определение глубин на основе региональных зависимостей, характеризующих связь между различными морфометрическими параметрами озерных котловин.

Морфометрия водоемов меньшей площади из-за их огромной численности оценивалась с помощью метода “выборочных квадратов”. Суть метода в том, что характеристики, полученные при детальной оценке площади водной поверхности в “выборочных квадратах” принимались в качестве репрезентативных аналогов и переносились на остальную часть исследуемой территории, при этом принималась гипотеза о нормальном распределении характеристик малых водоемов по территории. Число и размеры выборочных квадратов определялись в зависимости от площади оцениваемого региона, при этом квадраты строились в шахматном порядке и покрывали ~1/8 этой площади. В результате были выделены, оцифрованы и рассчитаны площади для всех попадающих в квадраты водоемов, определенных на космических снимках с обзорной высоты ~2 км (высота укрупнения, на которой четко дешифрируется водные объекты малой площади), что соответствует картам масштаба 1:10 000.

В отличие от первой группы водоемов, для которых объемные характеристики были получены для каждого конкретного объекта, для малых водоемов при перехо-

де от площадных характеристик к объемам воды использовались суммарные величины водной поверхности и осредненные по территории значения средней глубины. При осреднении учитывалась степень однородности территории, ее орографические особенности, происхождение озерных котловин и принадлежность водоемов к той или иной категории крупности. Необходимо подчеркнуть, что если в целом по стране объемы воды, содержащейся в таких водоемах, составляют лишь десятые доли процента от величины озерных водных ресурсов, то в некоторых субъектах Федерации доля вод, приходящаяся на малые водоемы, может достигать половины от суммарного объема вод региона и даже превышать ее (ряд областей центра и юга Европейской территории России (ЕТР), Республика Коми, Ненецкий и Ямало-Ненецкий АО, Томская, Амурская, Еврейская автономная и Магаданская области).

Согласно проведенной оценке, в пределах РФ дешифрируется ~3 800 000 водоемов естественного происхождения (в том числе ~1 370 000 площадью более 1 га) и ~100 000 искусственного. Суммарная площадь водной поверхности естественных водоемов составляет ~335 000 км^2, включая озера с соленой водой (~20 000 км^2), а искусственных ~65 000 км^2. Данные величины являются осредненными по снимкам за начало XXI века, характерны их изменения во внутригодовом и многолетнем разрезе, наиболее значимые в зоне недостаточного увлажнения и северных равнинных регионах. Водные ресурсы водоемов естественного происхождения, расположенных в пределах РФ, составляют ~25 910 км^3, из них более 55 км^3 – воды повышенной минерализации, а искусственных водоемов ~890 км^3.

Несмотря на единую методику оценки, из-за неравномерности распределения озер различного размера по территории РФ и неоднородности ее лимнологической изученности, точность определяемых величин водных ресурсов озер отличается для разных ее регионов. Для ЕТР, где сведений по водным объектам существенно больше, точность определения суммарных объемов воды в целом выше, чем для Азиатской территории России (АТР). Ошибка оценки возрастает для регионов с отсутствием крупных озер или незначительной долей их объемов в общей величине озерных водных ресурсов, что часто характерно для равнинных территорий, где даже крупные озера отличаются малыми глубинами. В то же время необходимо признать, что на сегодняшний день, при современном уровне лимнологической изученности страны, проведенная оценка представляется фактически единственно возможной, и, в силу подробного определения площадей водной поверхности исследуемых территорий, она точнее оценок, основанных на статистических зависимостях, построенных с учетом ограниченного количества водных объектов.

Сравнение полученных автором данных с ранее выполненными оценками, в том числе: определением общего количества озер страны и площадей водной поверхности при составлении Водного кадастра [3]; оценкой общего количества озер и их суммарного водозапаса, проведенной в ИНОЗ РАН с использованием методов статистического анализа С.В. Рянжина на основе данных, содержащихся в его обширной авторской базе WORLDLAKE [4, 5], показало следующие расхождения.

➢ Согласно данным Доманицкого и др. [3], при анализе картографического материала на территории СССР выявлено более 2.8 млн. озер (2 854 166 [с.73]), в том числе около 2.7 млн. – в РСФСР. Все отмеченные на картах водоемы были автоматически отнесены к озерам, так как возможности картографического материала не позволяли провести четкое определение площадей малых водоемов. При проведенном авторским коллективом дешифрировании спутниковых снимков, количество озер, то есть природных водных объектов с площадями более 0.01 км^2, оказалось

несколько меньше – 1.37 млн, также было выявлено ~100 тыс. водоемов искусственного происхождения и 2.43 млн. естественных водоемов, не превышающих 0.01 км^2. По расчетам С.В. Рянжина, проведенным с использованием статистических методов, количество озер РФ составило 1.58 млн., при этом число водоемов площадью менее 1 га не оценивалось. Как уже указывалось выше, для ряда регионов в водоемах с площадью менее 1 км^2 может содержаться более половины суммарного водозапаса, так что учет малых водоемов, в том числе не превышающих 1 га, при оценке региональных ресурсов является необходимым.

➢ Суммарная площадь озер России (без учета акватории Каспийского моря) при ее оценке по спутниковым снимкам составила 335 тыс. км^2 против величины 264 тыс. км^2, рассчитанной С.В. Рянжиным с использованием статистических методов. Наряду с естественными водоемами при работе со снимками было определено, что суммарная площадь зеркала всех искусственных водоемов составляет ~65 000 км^2. В рамках составления Водного кадастра СССР, согласно данным [3], суммарная площадь зеркала водоемов для всей территории СССР была оценена как 448 тыс. км^2, в том числе 409 – в пределах РФ.

➢ Суммарный запас воды в озерах России в рамках составления водного кадастра не определялся. Полученная авторским коллективом с использованием космических снимков величина водных ресурсов озер составляет 25 910 км^3, из которых более 55 км^3 характеризуются повышенной минерализацией [1]. С использованием методов статистического анализа она была оценена в 24 996 км^3 (расхождения 3.5%). Без учета оз. Байкал, составляющего более 90% от суммарного запаса озерных вод, суммарный запас вод озер России был оценен в 2295 (авторы работы) и 2001 км^3 (С.В. Рянжиным), расхождения – более 10%. Согласно полученной оценке еще 890 км^3 воды содержится в искусственных водоемах.

Сопоставление оценок, полученных разными методами, говорит о том, что значения площади водной поверхности, рассчитанные статистическими методами, оказываются заниженными, в сравнении с оценками, выполняемыми при учете всех водных объектов, как проведенных ранее Гидрометом на основе крупномасштабных карт [3], так и авторским коллективом с использованием спутниковых снимков [1]. В то же время полученная новая оценка общего числа водных объектов свидетельствует, что собственно озерами, то есть водоемами с площадью более 1 га, может называться лишь 1.37 млн. водных объектов, в то время как их общее количество превышает число, определенное в 1960-е гг.

Рассчитанные в ИНОЗ РАН для различных территориальных образований РФ величины суммарной водной поверхности (или озерности, как ее удельного показателя), наряду с общими водными ресурсами озер (см. табл. 1) дают четкое представление о распределении озерного фонда. Озерность, прежде всего, свидетельствует о возможностях образования и дальнейшего существования водоемов в данных физико-географических условиях, однако может слабо отражать общие водозапасы. В то же время суммарная величина водных ресурсов, определяемая, прежде всего, наличием больших и глубоких озер, слабо зависит от общего количества водоемов в пределах рассматриваемой территории.

Распределение водных ресурсов озер по территории РФ характеризуется значительной неоднородностью и слабой согласованностью с размещением населения и промышленного и сельскохозяйственного производства (рис. 1).

Дефицит водных ресурсов наблюдается в регионах недостаточного и неустойчивого увлажнения, где сосредоточена значительная часть сельскохозяйственных

площадей страны, а также в центральной части ЕТР, отличающейся высокой концентрацией промышленного производства при преобладающем развитии отраслей обрабатывающей промышленности. В то же время высокими значениями водных ресурсов характеризуются северные регионы, обладающие большими запасами минерально-сырьевых и топливно-энергетических ресурсов, и остающиеся наименее заселенными и слабо освоенными территориями.

Таблица 1. Распределение ресурсов озерных вод по федеральным округам России

Субъект федерации	Суммарный объем вод, км^3		Средняя озерность, с учетом площадей, %	
	озер (вкл. соленые)	естественных и искусственных водоемов	естественных водоемов	естественных и искусственных водоемов
Северо-Западный ФО	1 358	1 386	4.61	4.98
Центральный ФО	6.6	39.7	0.30	1.42
Приволжский ФО	2.47	130	0.10	1.86
Южный ФО	4.08	57.4	0.97	2.65
Северо-Кавказский ФО	0.47	6.16	0.26	0.70
Уральский ФО	113	118	3.88	3.94
Сибирский ФО	24 148	24 636	1.74	2.07
Дальневосточный ФО	276	420	1.43	1.53

Для выявления географических закономерностей распределения озер, новая оценка водных ресурсов осуществлялась по озерным регионам РФ, выделенным на основе генетического принципа, позволяющего учесть сложное сочетание зональных и азональных факторов и устанавливающего временную точку отсчета эволюции озер. На территории РФ было выделено 25 регионов [6]. Проведенный анализ распределения озер свидетельствует, что их обилие в большей степени обуславливается геологическими факторами, нежели климатическими, при этом определяющей является история геологического развития территории. Повышенная озерность наблюдается в регионах, относительно недавно (по геологическим меркам) освободившихся от морских вод или ледникового покрова. В то же время основные объемы воды сконцентрированы в крупнейших котловинах тектонического происхождения, приуроченных к горным регионам и кристаллическому щиту.

Наряду с оценкой пространственной неоднородности распределения водных ресурсов озер, был проведен анализ изменения водного фонда РФ за прошедшее столетие. Изменения происходили в двух направлениях: с одной стороны постоянно возрастало число искусственных водоемов (водохранилищ, прудов и др.), с другой стороны под влиянием активной антропогенной деятельности наблюдались изменения площадей естественных водоемов, приводящие в ряде случаев к их фактическому исчезновению.

Благодаря строительству искусственных водоемов в РФ суммарный запас легкодоступных для использования вод с начала XX века увеличился на 890 км^3 (АТР – 638 км^3, ЕТР – 250 км^3). Были существенно повышены водозапасы наиболее требовательных к воде регионов. Так, в начале XX века 99% озерных вод ЕТР приходилось на водоемы Севера и Северо-Запада, в результате гидростроительства к настоящему времени суммарная доля центральной и южной частей ЕТР повысилась с 1% до 15% от общего объема вод (озера + водохранилища). Объем пресных вод Центрального, Приволжского, Южного и Северо-Кавказского федеральных округов возрос на 220 км^3, то есть в 22 раза.

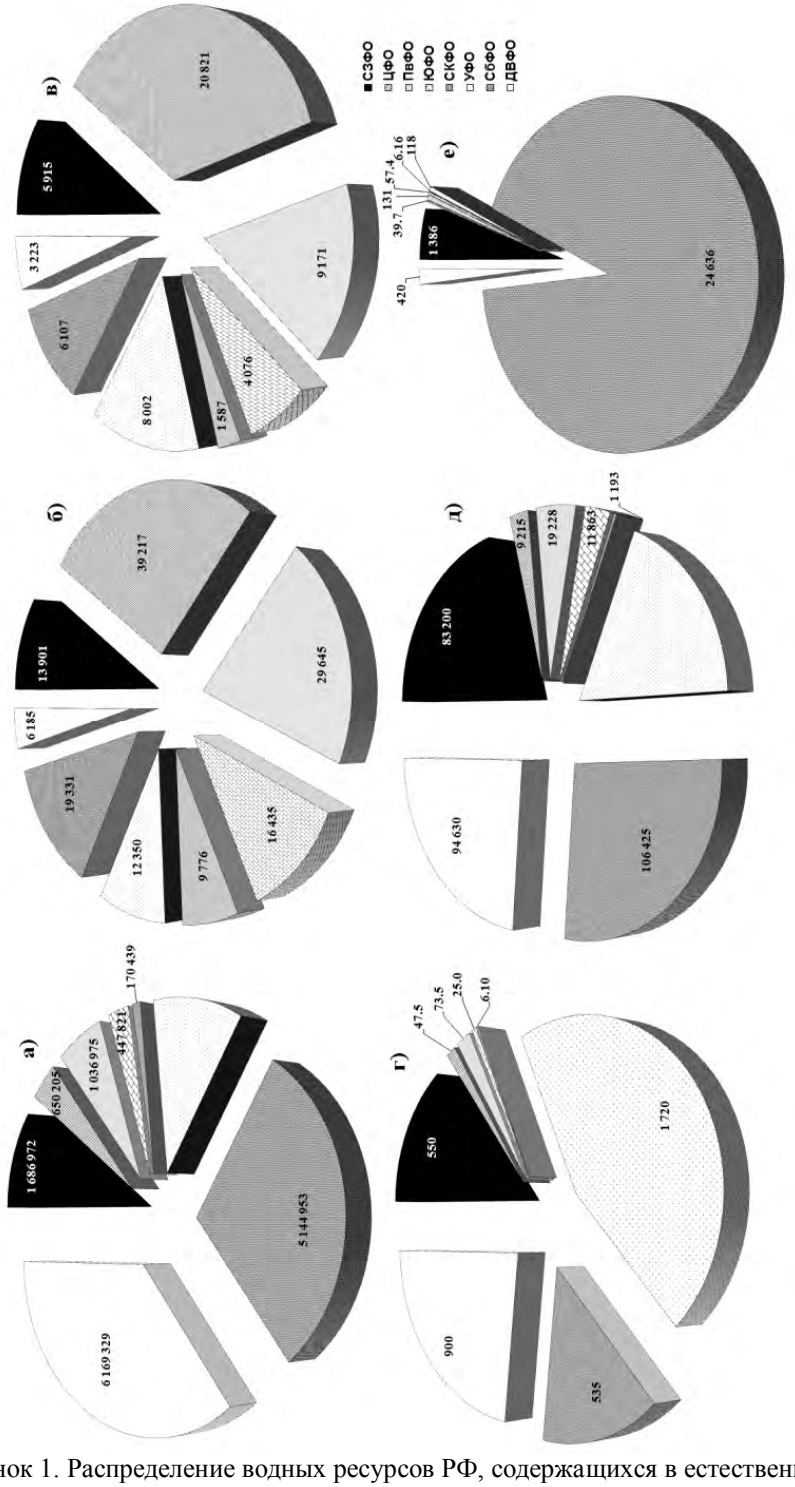


Рисунок 1. Распределение водных ресурсов РФ, содержащихся в естественных и искусственных водоемах по Федеральным округам:
а) – площади (км^2), б) – население (тыс. чел.),
в) – ВРП (валовый региональный продукт, млрд. руб.), г) – общее кол-во водоемов (тыс.),
д) – площади водной поверхности (км^2), е) – объемы воды (км^3)

В то же время, наряду с ростом фонда искусственных водоемов, происходило постепенное снижение фонда естественных водоемов, наиболее значимое в регионах активного гидростроительства. Об этом свидетельствует проведенное сравнение современных площадей озер с данными кадастровой оценки 1960-х годов. Сокращение площадей зеркала и пересыхание водоемов выявлены для наиболее освоенных в хозяйственном отношении регионов страны, они наиболее заметны на юге ЕТР, а также в центральной части Русской равнины. Наряду с сокращением площадей, здесь резко усилились процессы заиления и зарастания озер высшей водной растительностью. Количественные изменения озерного фонда происходят и в ряде регионов российской Азии, однако здесь, из-за недостаточности данных наблюдений и низкой точности опубликованных морфометрических характеристик, чаще всего сложно выявить устойчивые тренды. Для значительной части АТР характерны существенные изменения площадей зеркала и, соответственно, объемов озерных вод. Указанные изменения наблюдаются как в течение года, так и в многолетнем разрезе и определяются чередованием фаз обводнения, обусловленных внутривековыми колебаниями климата. Лишь в отдельных случаях можно отследить четкую тенденцию изменения уровня озер и связать ее с антропогенной деятельностью.

Для центральной части ЕТР, озерный фонд которой изначально невелик, потеря озер, являющихся важнейшей средой обитания водной и околоводной флоры и фауны, невосполнима. К сожалению, искусственные водоемы чаще всего не могут заменить естественные в качестве среды обитания редких видов. В этой связи необходимо принятие действенных мер по выявлению наиболее ценных в экологическом отношении и наиболее эстетически привлекательных водных объектов, за экологическое состояние которых необходимо всецело бороться. На сегодняшний день фактически единственным способом сохранения таких озер является придание им особого охранного статуса. На фоне происходящего сокращения озерного фонда, количество озер, уже получивших охранный статус, в центральной части ЕТР должно быть увеличено. В то же время, постоянное ухудшение экологической обстановки на большинстве расположенных здесь водоемов свидетельствует о том, что юридическое закрепление охранного статуса еще не является решением проблемы. Для сохранения озер и улучшения их состояния требуются регулярные мониторинговые работы на всех водоемах, получающих охранный статус. В настоящее время такого рода работы фактически не проводятся.

Литература

1. *Измайлова А.В*. Водные ресурсы озер Российской Федерации // География и природные ресурсы. 2016. № 4. С. 5-14.

2. *Измайлова А.В., Корнеенкова Н.Ю*. Результаты новой оценки озерных водных ресурсов России // В сб.: География: развитие науки и образования. Коллективная монография по материалам Международной научно-практической конференции. LXIX Герценовские чтения. Отв. ред. В.П. Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2016. – Часть I. – С. 274-278.

3. *Доманицкий А.П., Дубровина Р.Г., Исаева А.И*. Реки и озера Советского Союза / Справочные данные / Под ред. проф. Соколова А.А. Л.: Гидрометиздат., 1971. 240 с.

4. *Рянжин С.В*. Создание WORLDLAKE – базы данных по озерам и водохранилищам мира для широких лимнологических исследований // В сб.: Фундамен-

тальные исследования взаимодействия суши, океана и атмосферы. Всерос. конф. РФФИ. 2002. МГУ, 30 окт.–1 нояб., М, Макс Пресс, С. 239-240.

5. *Рянжин С.В.* Много ли на Земле озер? // Природа, 4, 2005. С. 18-25.

6. *Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Измайлова А.В.* Озера Европейской части России. С.-Пб.: Лема. 2015. 390 с.

СЦЕНАРНАЯ ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ СТОКА РЕКИ СЕЛЕНГИ В XXI ВЕКЕ[9]

Калугин А.С., Морейдо В.М.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
andrey.kalugin@iwp.ru

Река Селенга – главный приток оз. Байкал. Площадь водосбора р. Селенги составляет 447 тыс. км^2 (~ 2/3 расположено на территории Монголии). Для рек бассейна в основном характерно дождевое питание в летний период, однако в некоторые годы половодье может быть довольно высоким. Среднемноголетний объем стока Селенги составляет 28.7 км^3/год.

Как показано в [1, 2], рост температуры воздуха в бассейне Селенги за последние 70 лет составил 1.6–1.8°С, что в два раза превышает темпы роста глобальной температуры воздуха. За это время периоды низкой водности р. Селенги наблюдались в 1970-е – начале 1980-х гг., с 1996 г. по настоящее время. В XXI веке проведено несколько исследований возможного влияния изменений климата на гидрологический цикл и водообеспеченность Центрально-азиатского региона и, в частности, бассейна р. Селенга на основе данных глобальных моделей климата [2, 3]. Однако нужно отметить, что эффективность этих моделей для расчетов речного стока сильно ограничена принятыми упрощениями процессов его формирования. Более надежные оценки изменения стока, обусловленные изменениями климата, могут быть получены на основе региональной модели формирования стока в бассейне р. Селенги, разработанной на базе информационно-моделирующего комплекса ECOMAG (Ecological Model for Applied Geophysics) [4]. С суточным шагом по времени и пространственным разрешением, равным размеру элементарных водосборов, модель рассчитывает характеристики снежного покрова и снеготаяния, увлажнения, промерзания и оттаивания почвы, поверхностного (склонового), подповерхностного (внутрипочвенного) и грунтового стока, движения воды по русловой сети.

В связи с трансграничным расположением бассейна р. Селенга и неравномерной сети метеорологических станций по его территории для формирования единой базы исходной метеорологической информации, необходимой для задания граничных условий модели на период ее калибровки и верификации, использованы данные глобального метеорологического реанализа ERA–Interim, разработанного ECMWF (Европейским центром среднесрочных прогнозов погоды) [5]. Подготовленная база для бассейна р. Селенги включает временные ряды среднесуточных величин температуры и влажности воздуха, суточных сумм осадков, привязанных к регулярной расчетной сетке с пространственным разрешением 0.5°×0.5° за период 1989–2011 г. Для проведения климатических экспериментов подготовлена база данных глобаль-

[9] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда: модель формирования стока р. Селенга – по проекту № 17-77-10129, численные эксперименты по оценке гидрологических последствий изменения климата – по проекту №14-17-00700П.

ных моделей климата CCSM4, CNRM-CM5, HadGEM2-ES, IPSL-CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM, NorESM1-M на основе проекта ISI-MIP2 (Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project Phase 2). Предварительно исходные данные моделей проинтерполированы на сетку 0.5°×0.5°, и за период наблюдений выполнена процедура устранения систематических ошибок расчета метеорологических характеристик [6].

Схематизация бассейна р. Селенга, включая построение модельной речной сети и выделение частных водосборов между её узлами, проводилась на основе цифровой модели рельефа HYDRO1k пространственного разрешения 1×1 км. Элементарный водосбор – расчетная единица для моделирования крупного речного бассейна, состоящего из множества таких водосборов. Общее число построенных элементарных речных водосборов в бассейне Селенги – 519, средняя площадь – 970 км^2. Параметры модели, распределенные по площади бассейна, определялись на основе глобальных баз данных: почвенной базы HWSD (Harmonized World Soil Database) и ландшафтной базы GLCC (Global Land Cover Characterization). Каждому элементарному водосбору соответствует определенный набор типов почв и ландшафтов.

Калибровка модели формирования стока осуществлялась по данным среднесуточных расходов воды за период 1991–2000 гг. при одном наборе параметров для всего бассейна р. Селенги, т.е. настройка расчетов проводилась не по отдельным створам, а одновременно для створов: с. Новоселенгинск, рзд. Мостовой и с. Кабанск. Верификация модели на независимом материале проводилась за период 2001-2010 гг. Эффективность качества расчета водного режима Селенги проверялась вычислением критерия Нэша-Сатклифа NSE и систематической ошибки BIAS по суточным гидрографам. Для оценки связи фактического и модельного месячного объема стока был рассчитан коэффициент детерминации R^2. В результате модель позволила с удовлетворительной точностью воспроизвести наблюденные гидрографы суточного стока за многолетний период (табл.1). Стоит отметить хорошее качество расчетов стока р. Селенги как за период высокой водности до 1996 г., так и начавшийся затем маловодный период, что подтверждает возможность использования разработанной модели для оценки водных ресурсов рассматриваемого бассейна.

Таблица 1. Значения критериев качества расчета суточного и месячного стока в бассейне р. Селенги

Гидрометрический пост	Площадь водосбора, тыс. км^2	Период калибровки 1991–2000 гг.			Период верификации 2001–2010 гг.		
		сутки		месяц	сутки		месяц
		NSE	BIAS, %	R^2	NSE	BIAS,%	R^2
с. Новоселенгинск	360	0.82	4.5	0.89	0.66	–6.1	0.79
рзд. Мостовой	440	0.84	5.3	0.89	0.72	–9.4	0.80
с. Кабанск	445	0.85	9.7	0.90	0.75	–7.4	0.83

Для оценки гидрологических последствий изменения климата в исследуемом бассейне сначала было важно оценить точность воспроизведения глобальными моделями климатических характеристик на водосборе р. Селенги, т.е. в региональном масштабе. Такая оценка выполнена с помощью рядов данных реанализа ERA–Interim со среднесуточной температурой и влажностью воздуха, количеством осадков за базовый исторический период 1991-2005 гг. По расчетам глобальных моделей климата среднегодовая температура и влажность воздуха, количество осадков, осредненные по бассейну Селенги за исторический период отклоняются от среднемноголетних значений метеоэлементов, определенных по данным реанализа. По-

этому для использования этих данных в качестве граничных условий в гидрологической модели была проведена их предварительная коррекция с целью минимизации среднемноголетней систематической погрешности расчетов. В результате среднемноголетний сток р. Селенга, рассчитанный по данным реанализа за период 1991-2005 гг., составил 27.9 км^3 с погрешностью определения 1.6% относительно наблюденного. Относительная погрешность расчета речного стока по данным глобальных моделей климата составила в среднем 9%.

Сценарные расчеты климатически обусловленных изменений стока р. Селенги в XXI веке проводились при разных сценариях антропогенных выбросов парниковых газов (RCP-сценариев – Representative Concentration Pathways) [7]. На основе шести климатических моделей при четырех сценариях будущих антропогенных воздействий получен ансамбль траекторий возможных изменений метеорологических величин в XXI веке. В качестве климатических характеристик для оценки изменений климата использовались средние по бассейну Селенги температура воздуха и сумма осадков. В результате оценивались аномалии температуры воздуха (ºС) и осадков (%) как относительные отклонения от величины, оцененной за исторический период 1991–2005 гг. На основе рассчитанных среднеансамблевых климатических проекций при разных RCP-сценариях проведено осреднение аномалий метеохарактеристик по четырем непересекающимся двадцатилетним периодам XXI века: 2020–2039, 2040–2059, 2060–2079, 2080–2099 гг. с указанием среднеквадратической ошибки (СКО) климатического прогноза (рис.1).

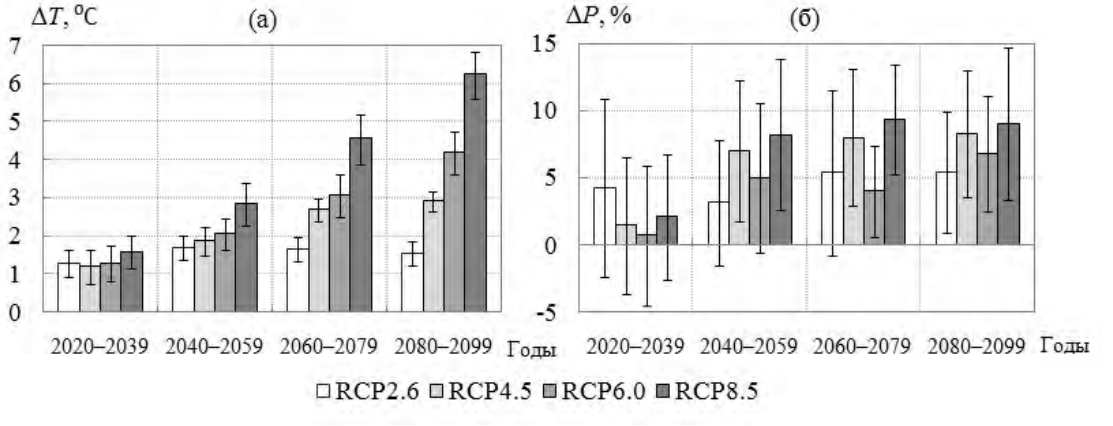


Рисунок 1. Изменение осредненных по бассейну Селенги среднегодовой температуры воздуха (а) и годового количества осадков (б) по периодам XXI века при различных сценариях эмиссии парниковых газов относительно базового исторического периода с указанием среднеквадратической ошибки климатического прогноза

При анализе температуры воздуха, осредненной по двадцатилетним периодам, отмечено, что для сценария RCP 2.6 характерен рост температуры воздуха в первой половине XXI века с последующим незначительным ее уменьшением до конца столетия. Для сценария RCP 4.5 отмечено уменьшение темпов потепления во второй половине XXI века, а для сценариев RCP 6.0 и RCP 8.5 – постоянный рост температуры различной интенсивности в течение столетия. Рассчитанные величины изменения температуры воздуха в бассейне Селенги на протяжении XXI века превосходят значения СКО прогноза для всех сценариев радиационного воздействия. В изменении осадков в течение XXI века для всех сценариев характерно увеличение увлажненности бассейна р. Селенги. При этом изменение осадков более чем на 5%

отмечено для второй половины XXI века, когда рассчитанные величины превосходят значения СКО климатического прогноза для сценариев радиационного воздействия RCP 4.5, RCP 6.0, RCP 8.5.

С помощью гидрологической модели бассейна р. Селенги проведена оценка возможных изменений многолетних характеристик водного режима в XXI веке с использованием ансамблей климатических проекций, рассчитанных по глобальным моделям климата при разных сценариях радиационного воздействия. В итоге рассчитаны ансамбль многолетних гидрографов стока р. Селенги и аномалии стока относительно среднемноголетней величины за базовый период.

При анализе динамики стока р. Селенги отмечено, что для сценария RCP 2.6 в период 2020–2039 гг. возможно увеличение стока относительно базового периода, затем – небольшое его уменьшение с последующим ростом в конце XXI века (рис. 2). Для сценария RCP 4.5 вероятно постепенное сокращение стока с положительной тенденцией только за период 2040–2059 гг. При сценариях RCP 6.0 и RCP 8.5 возможно уменьшение водности реки в течение всего столетия, которое особенно ярко выражено во второй половине XXI века, когда прогнозируемые величиины снижения стока на 20–40% относительно исторического периода превосходят СКО прогноза по ансамблю глобальных моделей климата. Для остальных периодов и сценариев антропогенного воздействия изменения стока р. Селенги не превышают 10%.

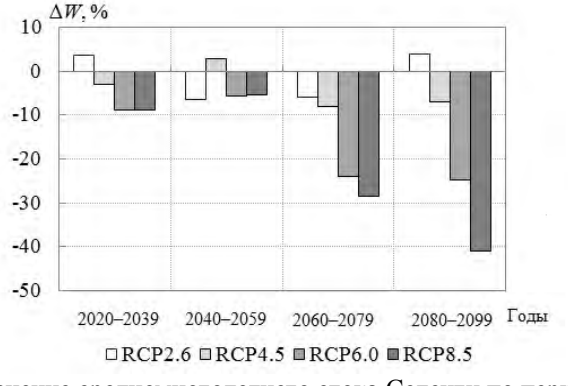


Рисунок 2. Изменение среднемноголетнего стока Селенги по периодам XXI века при сценариях эмиссии парниковых газов относительно базового исторического периода

Использованная методика позволяет оценить возможное влияние глобального антропогенного изменения климата на региональный речной сток в исследуемом бассейне. Следует отметить, что локальные антропогенные вмешательства, такие как масштабное гидротехническое строительство, могут оказать дополнительное негативное воздействие на речную систему р. Селенги.

Литература

1. *Batima P., Natsagdorj L., Gombluudev P., Erdenetsetseg B.* Observed climate change in Mongolia. AIACCWorking Paper 13. 2005. 25 p.

2. *Törnqvist R., Jarsjö J., Pietron J., Bring A., Rogberg P., Asokan S.M., Destouni G.* Evolution of the hydro-climate system in the Lake Baikal basin // J. of Hydrology. 2014. V. 519. P. 1953–1962.

3. *Malsy M., Aus der Beek T., Eisner S. and Florke M.* Climate change impacts on Central Asian water resources // Advances in Geosciences. 2012. V. 32. P. 77–83.

4. *Мотовилов Ю.Г.* Гидрологическое моделирование речных бассейнов в различных пространственных масштабах 1. Алгоритмы генерализации и осреднения // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 243–253.

5. *Deea D.P., Uppalaa S.M., Simmonsa A.J. et al.* The ERA-Interim reanalysis: configuretion and performance of the data assimilation system // Q.J.R. Meteorol. Soc. 2011. V. 137. P. 553–597.

6. *Hempel S., Frieler K., Warszawski L., Schewe J., Piontek F.* Atrend-preserving bias correction – the ISI–MIP approach // Earth Syst. Dynam. 2013. V. 4. P. 219–236.

7. *Van Vuuren D.P., Edmonds J., Kainuma M. et al.* The representative concentration pathways: an overview // Clim. Change. 2011. V. 109. P. 5–31.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ В ЗОНЕ РАЗВИТИЯ МНОГОЛЕТНЕМЕРЗЛЫХ ПОРОД (НА ПРИМЕРЕ АРКТИЧЕСКОЙ ЗОНЫ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ)[10]

Каримова О.А.[1], *Зайцева А.В.*[2]

[1]Федеральное государственное бюджетное учреждение «Гидроспецгеология», г. Москва, Россия

[2]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия

4etverikova.anna@gmail.com

Подземные воды Арктической зоны являются одним из слабо изученных (а в ряде районов неизученных) компонентов водных ресурсов и водного баланса, как всей Арктической зоны, так и ее отдельных территорий. Отсутствие данных о подземном стоке и ресурсах подземных вод не позволяет разработать схему комплексного использования водных ресурсов и пресных подземных вод том числе, а также схему их охраны от техногенного воздействия. В связи с этим в настоящем исследовании анализируется не только влияние основных техногенных факторов на подземные воды, но также характеризуется современное использование подземных вод Арктической зоны Российской Федерации (АЗРФ) для целей питьевого водоснабжения и промышленного производства.

К Арктической зоне Российской Федерации относится около трети всей Арктики (рис. 1). В настоящее время ее сухопутные территории определены Указом президента РФ «О сухопутных территориях Арктической зоны Российской Федерации» [1]. Территория континентальной суши АЗРФ составляет 4,9 млн км^2. Острова занимают площадь 0,2 млн км. Шельфовые и внутренние моря АЗРФ достигают площади 4 млн км^2 [2].

Низкий радиационный баланс, близкие к 0°С средние температуры воздуха летних месяцев при отрицательной среднегодовой температуре, существование ледников и многолетнемерзлых пород, преобладание тундровой растительности и арктических пустынь делают этот регион уникальным природным объектом. Ледовитость морских акваторий составляет около 11 млн км^{2}зимой и около 8 млн км^2 летом [2].

Большинство населенных пунктов в АЗРФ расположено на побережье арктических морей или в непосредственной близости от него, а также в низовьях рек, впадающих в Северный Ледовитый океан. Три крупнейших города АЗРФ расположены

[10] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-00271).

за Северным полярным кругом: Мурманск (325 000 жителей), Норильск (205 000 жителей) и Воркута (85 000 жителей).

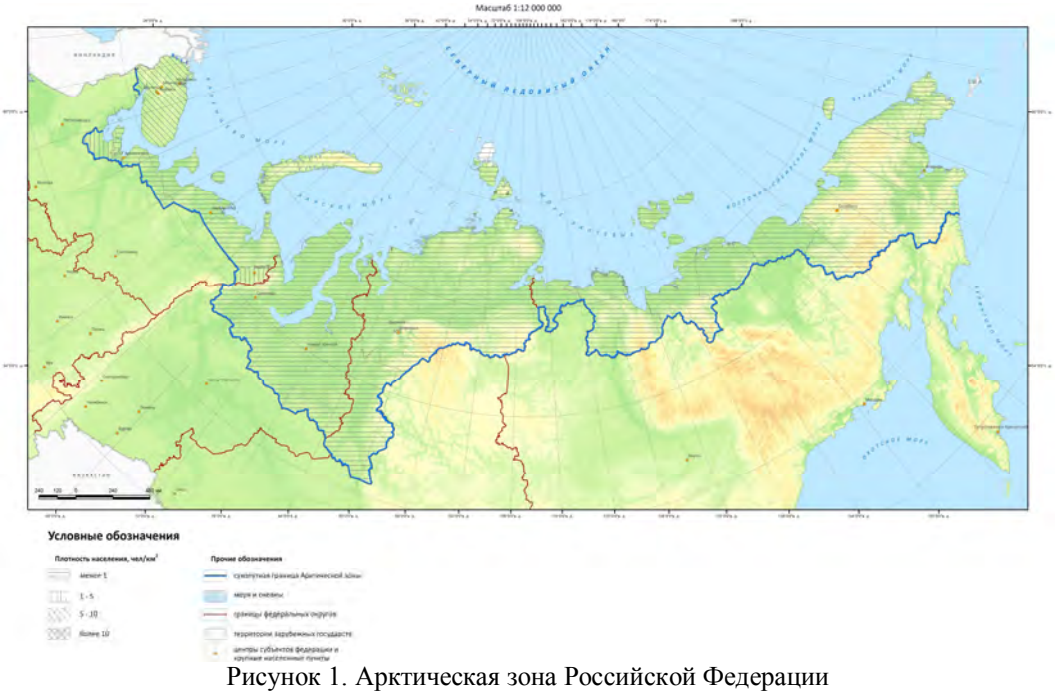


Рисунок 1. Арктическая зона Российской Федерации

Гидрогеологические условия АЗРФ существенно меняются на всем ее протяжении от Мурманской области до Чукотского автономного округа. Основной водоотбор *Мурманской области,* расположенной в пределах Балтийского сложного гидрогеологического массива (СГМ), осуществляется из комплекса кристаллических пород и составляет 87%. Для питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения (ХПВ) населения области используются преимущественно поверхностные водоисточники и в малом объеме подземные (порядка 4%). Доля использования подземных вод на промышленно-техническое водоснабжение составляет 79% [3].

Распределение разведанных запасов подземных вод по гидрогеологическим структурам *Ненецкого автономного округа* крайне неравномерное, основная доля их приходится на Печорский артезианский бассейн (АБ) – 98%. Подземные воды используются для организации водоснабжения населенных пунктов и обеспечения технического и технологического водопотребления промышленных предприятий, в основном, нефтедобывающих. Доля подземных вод в балансе ХПВ составляет 100%, в балансе промышленно-технического водоснабжения (ПТВ) – 77% [4]. Для ХПВ и ПТВ используются, в основном, подземные воды четвертичного и неоген-среднечетвертичного водоносных комплексов; также, после обессоливания, подземные воды юрских и триасово-юрских отложений.

Гидрогеологическая изученность территории *Чукотского автономного округа* – крайне слабая. Наибольшее количество запасов подземных вод оценено в Корякско-Анадырской гидрогеологической складчатой области (ГСО) – 45% от общего количества оцененных запасов, однако степень их освоения составляет порядка 3,4%. Основными причинами невостребованности разведанных запасов подземных вод являются: высокая стоимость строительства водозаборного сооружения и транспортировки добытой воды от месторождения до потребителя, отсутствие водопотреби-

теля, а также необходимость дорогостоящей водоподготовки. Доля использования подземных вод на ХПВ составляет 27% [5].

Гидрогеологические условия территории характеризуются сложным характером осадконакопления. Основным источником ХПВ *Ямало-Ненецкого автономного округа* являются питьевые и технические подземные воды кайнозойского водоносного этажа. Наибольшая часть разведанных запасов подземных вод приурочена к Тазовско-Пурскому АБ – 87% от общего количества разведанных запасов. По территории округа использование подземных вод весьма неравномерно. Так водоснабжение Пуровского и Надымского районов почти полностью обеспечивается подземными водами (71% и 19 % соответственно). Однако в Ямальском районе, покрытом с поверхности многолетнемерзлыми породами, сведений об использовании подземных вод для ХПВ нет. В настоящее время доля подземных вод в балансе питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения ЯНАО составляет 97,8% [6].

В гидрогеологическом отношении муниципальное образование *городской округ «Воркута»* расположено на территории Печоро-Предуральского предгорного артезианского бассейна (ПАБ). В МО ГО «Воркута» оценены около трети разведанных запасов Республики Коми (18,2%). Доля подземных вод в балансе питьевого и ХБВ составляет 23% [7].

В пределах территории *Аллаиховского, Анабарскогонационального (Долгано-Эвенкийского), Булунского, Нижнеколымского, Усть-Янского улусов* (районов) Республики Саха (Якутия) выделены Хатангский АБ, Оленекский АБ, Анабарский СГМ, Якутский АБ. В пределах Якутского АБ и Алданской ГСО сосредоточены основные ресурсы пресных подземных вод, а также основные промышленные производства. Эксплуатационные запасы подземных вод составляют 218,883 тыс. м^3/сут. При этом степень освоения запасов составляет 0,1 %, что объясняется интенсивным использованием поверхностных вод рек и озер [8].

Городской округ город *Норильск, Таймырский Долгано-Ненецкий* муниципальный район и *Туруханский район Красноярского края* расположены на территории Таймыро-Североземельской сложной ГСО, Анабарского СГМ, Хатангского АБ, Тунгусского АБ и Оленекского АБ. В целом в гидрогеологическом отношении территория изучена недостаточно. Хозяйственно-питьевое водоснабжение большинства населенных пунктов осуществляется из поверхностных водоемов (рек и озер). Доля подземных вод в балансе питьевого и ХБВ составляет 29-51% [9].

В гидрогеологическом отношении территория муниципальных образований *«Город Архангельск», «Мезенский муниципальный район», «Новая Земля», «Онежский муниципальный район», «Город Новодвинск», «Город Северодвинск» Архангельской области,* а также земель и островов в Северном Ледовитом океане представлена двумя гидрогеологическими структурами II порядка: Северо-Двинским АБ и небольшой частью Канино-Тиманской ГСО. Гидрогеологические условия территории сложные, находятся в зависимости от особенностей геологического строения и физико-географических условий. Основной водоотбор производится из водоносных комплексов Северо-Двинского АБ. Подземные воды в общем объеме водопотребления имеют подчиненное значение. Доля использования подземных вод в общем балансе хозяйственно-бытового и питьевого водоснабжения не превышает 1%.

В целом, из общего количества 2733,2 тыс. м^3/сут, наибольшая часть разведанных запасов находится в г. Архангельск, Онежском, Приморском и Мензенском районах Архангельской области – 813,7 тыс. м^3/сут, наименьшая – в Чукотском Автономном округе (123,6 тыс. м^3/сут). При этом в среднем степень освоения запасов

подземных вод по Арктической зоне России не превышает 12%, варьируя от 0,2% в указанных районах Архангельской области до 30% в Таймырском и Туруханском районах Красноярского края. Всего использование подземных вод на исследуемой территории на 01.01.2015 г. составило 329,9 тыс. м3/сут. Наибольшее количество использовалось на ХПВ – 239,6 тыс $м^3$/сут, меньшее количество – на ПТВ – 82,3 тыс $м^3$/сут, и наименьшее – на нужды сельского хозяйства (НСХ) – 8 тыс $м^3$/сут (рис. 2). При этом потери на транспортировку составили 33,8 тыс $м^3$/сут [3-10].

В Арктике существуют климатические, природные и техногенные источники чрезвычайных ситуаций (ЧС). К основным климатическим и природным источникам ЧС относятся: деградация вечной мерзлоты (таяние), обвалы, оползни; наводнения и половодье (весна, осень), ледяные заторы, подвижка льдов; снежные бури, штормы; сильные ветры (ураганы) и гололедица; ландшафтные пожары (тундра, мелколесье); глобальное потепление, проявляющееся в полярных районах почти в 10 раз сильнее, чем в среднем на планете.

Рисунок 2. Использование подземных вод в АЗРФ по целевому назначению

На территории районов Крайнего Севера находится несколько тысяч потенциально опасных объектов, которые могут стать источниками техногенных чрезвычайных ситуаций. Это объекты нефте- и газодобычи, ядерной энергетики, захоронения контейнеров с отходами, производственные предприятия. Кроме этого такими источниками является и транспортная инфраструктура Арктики.

В среднем на территории Арктической зоны России происходит в год до 100 ЧС техногенного и природно-техногенного характера. В целом отмечается устойчивый рост количества ЧС техногенного характера, среди которых в разные годы доминировали [2]: транспортные аварии – 25-32%; взрывы и пожары технологического оборудования – 18-39%; обрушения и пожары жилых и административных зданий – 21-39%; аварии с выбросом токсичных веществ – 8-12%; аварии на коммунальных сетях и системах жизнеобеспечения – 7-15%; аварии на трубопроводах – 4-8%.

Изъятие колоссальных объемов углеводородов и подземных вод из недр земли, как правило, приводит к снижению порового давления, последующему сжатию пород и формированию поверхностной чаши оседания с глубокозалегающими корнями, проседание земной поверхности над разрабатываемыми залежами. Большинство нефтяных и нефтегазоконденсатных месторождений эксплуатируются в принудительном режиме с использованием систем заводнения для поддержания пластового давления. Закачка в продуктивные пласты чужеродных вод сопровождающаяся ис-

пользованием различных химреагентов 2-4 классов опасности, вызывает множество проблем как технологической, так и природоохранной направленности.

Длительное функционирование Новоземельского ядерного полигона, радиоактивные энергетические установки на морских маяках, проведенные подземных ядерные взрывы (24 МПЯВ) в промышленных и научных целях, захоронение радиоактивных отходов, ставят настоящую проблему в ряд наиболее актуальных для данного региона.

Вблизи техногенных объектов подземные воды характеризуются аномально высокими значениями минерализации, высокими концентрациями натрия, калия, сульфат-иона, аммония, металлов и присутствием веществ, не свойственных природным водам.

Основное изменение гидродинамического и гидрохимического состояния подземных вод является результатом многолетнего совокупного техногенного воздействия в экономически развитых промышленных, сельскохозяйственных районах и крупных городских агломерациях.

Интенсивная многолетняя добыча подземных вод водозаборами для питьевого водоснабжения населения и обеспечения водой объектов промышленности, извлечение подземных вод на разрабатываемых месторождениях полезных ископаемых и др. приводят к снижению уровней подземных вод на обширных площадях с развитием региональных депрессионных воронок. Размеры воронок (глубина, площадь развития) зависят от величины водооотбора, водоообильности водоносного горизонта, сосредоточенности или рассредоточенности водозаборных узлов.

Техногенное влияние на качество поверхностных вод АЗРФ существенно проявляется в районах добычи минерального и углеводородного сырья, деятельности предприятий черной и цветной металлургии, горнодобывающей, целлюлозно-бумажной и теплоэнергетической сфер промышленного производства, а также ЖКХ, транспорта и др. Результатом влияния вышеперечисленных производств является нарушение сложившегося равновесия природной среды.

Проводившиеся в 2015 г. наблюдения качества поверхностных вод по ряду гидрохимических показателей на 109 водотоках Арктической зоны выявили изменения, приведенные ниже в табл. 1.

Одним из «центров экологического неблагополучия» является река Печора и ее бассейн (в Ненецком АО). Загрязнение реки и её притоков началось еще в середине XX в. В 1960 г. Ухтинский нефтеперерабатывающий завод сбрасывал в сутки более 20 тыс. м^3 сточных вод в притоки Печоры Ижму и Ухту. Кроме того, сильно загрязнёнными нефтепродуктами оказались притоки Печоры: Ярега, Вой-Вож, Нибель. В результате аварии на нефтепроводе Возей – Усинск в 1994 году, разлив сырой нефти составил более 14 тыс. тонн. Значительная часть этой массы попала в реку Колву, а из неё в Усу и Печору. Поскольку загрязняющие вещества в условиях речной системы сносятся вниз по течению и накапливаются в застойных зонах и устьевой части, самые высокие концентрации нефтепродуктов и тяжёлых металлов накопились в Коровинской губе и Голодной Губе.

Приведенные данные показывают, что в пределах АЗРФ существует целый комплекс проблем как природного, так и техногенного характера, решение которых требует детального изучения и разработки особых мер защиты окружающей среды, и в первую очередь, подземных вод от негативного воздействия техногенных факторов.

Таблица 1. Качество поверхностных вод рек Арктической зоны Российской Федерации по некоторым показателям в 2011-2015 гг. [11]

Название реки	**Характерные загрязняющие вещества (в единицах ПДК)**											
	медь	ртуть	марганец	железо	никель	дитиофосфат крезиловый	ХПК/БПК	цинк	алюминий	фенол	нефтепродукты	Азот (аммонийный/нитритный)
Патсо-йоки	2-5	1-5	1-2									
Кола (Кольский залив)	2-4			1-2								
Печенга (ОА «Кольская ГМК»)	5-7		1,5-2	1-2	4-5	7-8						
Поной	1-2		2-5	11-13			1-1,5					
Териберка	3-4		2-4	1,5-2				1-3				
Ура	2-5			3-4								
Умба	2-2,5		2-4	1-3								
Нива (г. Кандалакша)	2-4,5											
Онега (с. Порога)	2-7		6-12,5	2-5			2-3	2-3	1-4			
Северная Двина (с. Усть-Пинега, ниже г. Новодвинска, в черте г.Архангельска)	2-7		2-5	2-5			2-3	1-4	1-2			
Северная Двина (г. Архангельск, протоки Никольский, Мурманский, Маймакса и Кузнечиха)	1-6		3-7	2-5			2-3	1-3	1-2			
Юрас (г. Архангельск)	2-6			3-6			3-4	1-3				
Мезень (выше с. Дорогорское)	3-5,5			8-11,5			2-3	2-3				
Печора (г. Нарьян-Мар)	2-5		4-9	5-8				2-3	1-3		1-2,5	
Воркута (г. Воркута)	1-2		2-4	1-2			1-2					
Обь (низовье; участок п. Горки-г. Салехард))	1-13		3-57	5,5-21			1-4	2-12			1-29	1-4
Сыня, Собь, Полуй (притоки р. Обь)	1-11		4-25	4-21				2-17		1-4	1-23	1-4
Надым			7-24	10-37,5			1-2	1-20		1-5	3-25	
Пур (п. Самбурга)			3-47	5,5-37			1-4	1-13		1-7,5	2-26	1-4
Таз (п. Красноселькуп; Тазовская Губа)			7-63	7-31				1-18		1-9	1-32	
Енисей (г. Игарка)	1,5-17		1-3	1-3				1-5		1-6	2-14	
Индигирка (п. Чокурдах)	1-5		1-5	1-5			1-5	1-5		1-5		1-5
Оленёк (с. Оленёк)	1-6		1-3	1-6			1-3			2-5	1-3	
Алазея (п. Андрюшкино)	1-6			1-6			1-6	1-6		2-3		
Колыма (с. Колымское)	1-2			1-5			1-2	1-2		1-5		

Литература

1. Указ Президента Российской Федерации от 02.05.2014 г. № 296 «О сухопутных территориях Арктической зоны Российской Федерации».
2. Арктика без опасности. Система дистанционного обучения для подготовки спасателей к действиям в условиях Арктической зоны. Образовательный портал. http://arctica.igps.ru.

3. Информационный бюллетень о состоянии недр территории Мурманской области за 2014 год, вып. 19, Апатиты 2015 – 117 с.

4. Информационный бюллетень о состоянии недр на территории Ненецкого автономного округа за 2014 год, Сыктывкар, 2015 – 65 с.

5. Информационная справка о состоянии недр на территории Чукотского автономного округа за 2014 г., вып. 16, Хабаровск, 2015 – 71 с.

6. Информационный бюллетень о состоянии недр территории Ямало-Ненецкого автономного округа за 2014 год, вып. 15, Екатеринбург, 2015 г. – 172 с.

7. Информационный бюллетень о состоянии недр территории Республики Коми, вып. 18, Сыктывкар, 2015 г. – 115 с.

8. Информационная справка о состоянии недр на территории Республики Саха (Якутия) за 2014 г., вып. 14, Якутия, 2015 г. – 89 с.

9. Информационный бюллетень о состоянии недр на территории Красноярского края за 2014 г., вып. 16, г. Красноярск, 2015 г. – 145 с.

10. Информационный бюллетень о состоянии недр на территории Архангельской области за 2014 г., вып. 20, г. Архангельск, 2015 – 164 с.

11. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2015 г.», М.: Минприроды России, НИА-Природа, 2016 г.

МОДЕЛИ ВОДНОГО И ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СТОКОВ: НОВЫЙ МЕТОД ОЦЕНКИ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ И ТОЧНОСТИ

Кирста Ю.Б.[1,2]

[1]Институт водных и экологических проблем СО РАН,

[2]Алтайский государственный технический университет им. И.И. Ползунова,

г. Барнаул, Россия

kirsta@iwep.ru

При математическом моделировании сложноорганизованных природных систем (гидрологических, гидрохимических, экологических и др.) большое значение придается оценке чувствительности к вариациям входных факторов и точности разрабатываемых моделей. Обзоры различных методов оценки чувствительности можно найти, например, в недавних публикациях [1-3]. Погрешность моделей тесно связана с чувствительностью [4, 5] и весьма важна для прикладного использования результатов расчетов.

Предложен простой метод, позволяющий количественно оценить чувствительность математических моделей природных процессов к вариациям факторов среды и выполнить полный компонентный анализ дисперсии погрешности расчетов [6, 7]. С его помощью оценены чувствительность и погрешность разработанных моделей водного и ионного стоков. Метод дополняет системно-аналитическое моделирование (САМ) [8, 9], использованного для создания моделей.

Балансовые модели водного и гидрохимического стоков. Для САМ водного стока и стока ионов (сумма Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}) использованы несколько тысяч их наблюдений по 34 речным бассейнам Алтайско-Саянской горной страны за 1951-2003 гг., значения месячных осадков и среднемесячных температур воздуха по территории, данные о ландшафтной структуре бассейнов, площади и высоте расположения ландшафтов (13 групп геосистем), площади пашни и другие картографические характеристики. Площадь водосборных бассейнов составляла от 177 до 21000 км^2.

Для Алтайско-Саянской горной страны был осуществлен пространственно-временной анализ ее метеорологических полей [10]. Внутригодовая и многолетняя динамика месячных осадков и среднемесячных температур воздуха оказалась единообразной по всей территории при нормировке осадков на их среднемноголетнее значение за июль «in situ», а температур – на их среднемноголетнее значение за январь (для X-IV месяцев) и июль (для V-IX) «in situ». Такие пространственно обобщенные нормированные характеристики не зависели от координат или высоты над уровнем моря, были одинаковы для всех речных бассейнов и применялись в расчетах обоих стоков.

С учетом внутригодовых особенностей речного стока на рассматриваемой территории были выделены 4 гидрологических периода/сезона: первый (зимняя межень, XII-III месяцы), второй (весенне-летнее половодье, IV-VI), третий (летняя межень, VII-VIII), четвертый (осенняя межень с возможными паводками при сильных дождях, IX-XI). Наблюдения за водным и гидрохимическим стоками были нерегулярны, поэтому данные усреднялись по отдельным сезонам каждого года для каждого речного бассейна. В среднем по 34 бассейнам водный сток составлял порядка 10, 140, 50, 30 м^3/с, а массовые концентрации ионов (минерализация речных вод) – 293, 163, 239, 241 мг/л для 1, 2, 3, 4-го сезонов соответственно. Подобно нормированным осадкам и температурам воздуха, значения водного стока и концентраций ионов также нормировались на их средние по речным бассейнам сезонные значения.

Для описания различных зависимостей процессов от факторов среды применялась кусочно-линейная функция H, состоящая из трех линейных фрагментов:

$$H(X1,X2,Y1,Y2,Z1,Z2,X)=\begin{cases} Y1+Z1\cdot(X-X1), & \text{если } X<X1 \\ \dfrac{Y2-Y1}{X2-X1}(X-X1)+Y1, & \text{если } \begin{matrix} X1\le X<X2, \\ X1\ne X2 \end{matrix} \\ Y2+Z2\cdot(X-X2), & \text{если } X\ge X2 \end{cases} \quad (1)$$

где $X1$, $X2$, $Y1$, $Y2$, $Z1$, $Z2$ – параметры, определяемые в ходе САМ по данным наблюдений за стоками путем решения обратной задачи [11]; X – какая-либо переменная модели.

Разработанные балансовые модели водного и ионного стоков обеспечивают наименьшую сумму квадратов разностей (*невязку*) между рассчитанными и наблюдаемыми значениями стоков [11]. Стоки зависят от осадков и температур воздуха, ландшафтной структуры территории, поперечного уклона речных бассейнов, имеющихся площадей пашни. Ионный сток рассчитывается по уравнениям, аналогичным [12]:

для первого гидрологического сезона

$$\text{Ионный сток}=\sum_k a_k Q_k^i H(c_1,c_1,1,1,c_2,c_3,P)H(c_4,c_4,1,1,c_5,c_6,K^i)+bq^i+dS^iQ^i, \quad (2а)$$

для второго, третьего и четвертого гидрологических сезонов

$$\text{Ионный сток}=\sum_k a_k Q_k^i H(c_1,c_1,1,1,c_2,c_3,P)H(c_4,c_4,1,1,c_5,c_6,K^i)+bq^i+d\sqrt{S^i}Q^i, \quad (2б)$$

где P – обобщенные нормированные осадки [10] за IX-XI месяцы предшествующего года для 1-го сезона или за IV-VI, VII-VIII, IX-XI месяцы для 2, 3, 4-го сезонов соответственно; a_k – параметры, отвечающие постоянной среднесезонной концентрации растворенного вещества (ионов) в расчетном водном стоке Q_k^i, формируемом

k-й группой геосистем за счет осадков P, k=1÷13; b – параметр, сопоставляемый с постоянной среднесезонной концентрацией вещества в расчетном приходящем (или уходящем) среднесезонном подземном водном стоке q^i, который формируется в бассейне i почвенно-грунтовыми водами и водами зон трещиноватых пород; K^i – средний поперечный уклон бассейна i, рассчитываемый по картографическим данным как тангенс угла наклона склонов относительно горизонтали [6]; H – кусочно-линейная функция (1); $c_{(1\div6)}$ – параметры, отражающие влияние на гидрохимический сток осадков P и уклона K^i; d – параметр, характеризующий добавку к концентрации вещества от каждого процента площади S^i в расчетном водном стоке Q^i; S^i – относительная площадь пахотных земель (в долях/% от площади бассейна i).

Расчет среднесезонного водного стока Q^i для бассейна i ведется по [11]:

$$Q^i = \sum_k aq_k \cdot S_k^i \cdot P_1 \cdot H(cq_1, cq_1, 1, 1, cq_2, cq_3, T_1) \cdot H(cq_4, cq_4, 1, 1, cq_5, cq_6, h_k^i) +$$

$$+ \sum_k bq_k \cdot S_k^i \cdot P_2 \cdot H(cq_7, cq_7, 1, 1, cq_8, cq_9, T_2) \cdot H(cq_4, cq_4, 1, 1, cq_5, cq_6, h_k^i) + cq_{10} \quad (3),$$

где первое и второе слагаемые отвечают вкладу предшествующего и рассматриваемого сезонов года соответственно, а при расчете 1-го сезона (зимняя межень) – отвечают 3- и 4-му сезонам предшествующего года; aq_k, bq_k – параметры, характеризующие вклад в сток k-й группы геосистем, k=1÷13; S_k^i – относительная площадь k-й группы геосистем в бассейне i; h_k^i – средняя высота этой же группы в бассейне i, м БС; P_1, P_2 – нормированные значения осадков в среднем за соответствующий сезон; T_1, T_2 – отклонения нормированных температур воздуха от единицы (это среднемноголетнее значение нормированной характеристики) в среднем за соответствующий сезон; H – кусочно-линейная функция (1); $cq_{1\div9}$ – параметры, отражающие влияние на сток температур T_1, T_2 и высоты геосистем h_k^i в бассейне; cq_{10} – параметр, характеризующий постоянное пополнение (cq_{10}>0) или потери (cq_{10}<0) стока в грунтовые воды и воды зон трещиноватых пород.

Все параметры моделей (2) и (3) определены в ходе САМ через решение обратной задачи по ежегодно наблюдаемым среднесезонным водным и ионным стокам. Вторые определены как произведение водных стоков на наблюдаемые концентрации растворенного вещества в речном стоке, нормированные на их среднее значение для 34 бассейнов в сезоне.

Оценка чувствительности моделей к вариациям факторов среды. Выполним оценку чувствительности на примере модели ионного стока (2). Она основывается на критерии адекватности расчетных методов и моделей [7, 10]:

$$A = S_{разн} \big/ \sqrt{2}\, S_{набл}, \quad (4)$$

где A – критерий адекватности; $S_{разн}$ – стандартное (среднеквадратичное) отклонение для разности сравниваемых расчетного и наблюдаемого рядов моделируемой характеристики, $S_{набл}$ – стандартное отклонение для наблюдаемого ряда, $1/\sqrt{2}$ – множитель.

Согласно (4) универсальный критерий A представляет собой погрешность модели, нормированную на стандартное отклонение данных наблюдений. Интервал значений A=0÷0,71 характеризует различную степень адекватности/идентичности расчетных и наблюдаемых значений переменной с их наилучшим совпадением при

A~0. Критерий A подобен показателю качества моделей RSR [13, 14] и критерию Нэша–Сатклиффа NSE [14], с которыми связан зависимостями RSR= $A\sqrt{2}$, NSE = 1–RSR^2 = 1–2A^2.

Чувствительность FS рассчитывается на основе A по следующей формуле [7]:

$$FS = (A')^2 - (A)^2 = \frac{(S'_{разн})^2 - (S_{разн})^2}{2(S_{набл})^2} = \frac{2(S_{факт})^2}{2(S_{набл})^2} = \frac{(S_{факт})^2}{(S_{набл})^2}, \qquad (5)$$

где FS – чувствительность модели к естественным вариациям ее какого-либо входного фактора; A – критерий (4); A' – значение A, получаемое при подстановке перепутанных случайным образом наблюдаемых значений выбранного входного фактора (имеющих, очевидно, прежнее статистическое распределение и дисперсию); $(S_{разн})^2$ – дисперсия для разности расчетного и наблюдаемого значений выходной переменной, рассчитываемая по уравнениям (2) с использованием наблюдаемых значений фактора; $(S'_{разн})^2$ – эта же дисперсия при подстановке в (2) случайно перепутанных значений фактора; $(S_{факт})^2$ – вклад естественных вариаций входного фактора в дисперсию выходной переменной (рассчитываемого стока); $(S_{набл})^2$ – дисперсия наблюдаемых значений выходной переменной, используемая для нормировки FS.

В (5) дисперсия, обусловленная ошибками наблюдений за входным фактором, будет присутствовать и в $(S'_{разн})^2$, и в $(S_{разн})^2$. Поэтому она не будет влиять на значение FS из-за ее взаимного вычитания в числителе выражения (5) [7]. Тем самым FS оценивает чувствительность модели непосредственно к естественным/природным вариациям входного фактора, исключая ошибки его наблюдений.

Очевидно, FS характеризует также относительную значимость факторов среды для модели. Поскольку чувствительность FS согласно (5) выражается в долях от $(S_{набл})^2$, то ее можно выражать в процентах, умножая на 100. Адекватность и чувствительность модели ионного стока по рядам рассчитанных и наблюдаемых стоков ионов приведены в табл. 1.

Таблица 1. Чувствительность модели ионного стока к вариациям факторов среды

Характеристика	Гидрологические сезоны				Среднее
	1	2	3	4	
Стандартное отклонение[1] $S_{набл}$ наблюдаемых ионных стоков, %	56	60	60	68	61
Адекватность[2] A модели ионного стока	0.38	0.38	0.32	0.34	0.36
Чувствительность FS_S к площади пашни S, %	12	33	7	9	15
Чувствительность FS_K к поперечному уклону бассейнов K, %	18	5	7	2	8
Чувствительность[3] FS_Q к межгодовым вариациям водных стоков Q_k , %	8	4	7	6	6
Чувствительность FS_P к осадкам P[4], %	2	1	6	6	3.8

Примечания: [1]Рассчитано как среднее стандартное отклонение для нормированных наблюдаемых ионных стоков 34 речных бассейнов и умножено на 100%; одновременно соответствует сезонным значениям $S_{набл}$ (%); [2]выражается в долях единицы; [3]оценивается по (5) и выражается в процентах от дисперсии $(S_{набл})^2$; [4]в первом сезоне (зимняя межень) осадки P взяты за IX-XI месяцы предшествующего года.

Рассмотрим значения адекватности A в табл. 1 для анализируемой модели (2). Последняя объединена с моделью пространственного обобщения температур (A=0,39) с осадками (A=0,62) [10] и моделью водного стока (A=0,6) [11] через использование результатов их расчетов в уравнениях (2). Согласно табл. 1 в среднем по гидрологическим сезонам адекватность A модели (2) составляет 0,36. Вследствие обычного сложения дисперсий погрешность расчета гидрохимического стока по уравнениям (2) должна быть сопоставима с погрешностями расчета как осадков, так и водного стока. В то же время полученный критерий A даже уменьшился по сравнению с его значениями для двух последних переменных. Отсюда можно сделать вывод, что уравнения (2а) и (2б) с высокой точностью описывают соответствующие гидрохимические процессы в речных бассейнах и дают малый собственный вклад в общую погрешность расчетов ионного стока.

Полный компонентный анализ дисперсии невязки модели. Чувствительность модели ионного стока (2) к факторам среды (табл. 1) позволяет найти все основные компоненты дисперсии невязки $(S_{разн})^2$ расчетов по ней. Дисперсию и ее компоненты мы будем далее нормировать на $(S_{набл})^2$ стока ионов по аналогии с (5).

Модели (а) пространственного обобщения и нормировки среднемесячных температур и месячных осадков, (б) водного и (в) ионного стоков объединены согласно уравнениям (2) и (3) в один комплекс. Выходная переменная осадков P у модели «а» и водные стоки Q_k и Q у «б» являются входными факторами для «в». Вклады факторов в дисперсию невязки математических моделей складываются [7, 9]. С учетом этого сложения, нормировки факторов, адекватности A и чувствительности FS по (4) и (5), нормированная дисперсия невязки $(S_{разн})^2 \big/ (S_{набл})^2 = 2A^2$ для расчетов ионного стока составит:

$$(S_{разн})^2 \big/ (S_{набл})^2 \approx FS_P \times 2A^2_{"а"} + FS_Q \times 2A^2_{"б"} + 2A^2_{"в"} \approx 2A^2, \qquad (6а)$$

где индексы «а», «б», «в» относятся к соответствующим моделям. В (6а) также учтено, что погрешность данных наблюдений за водными стоками Q и осадками P достаточно мала [7], и ее влиянием на значения $A_{«б»}$ и $A_{«а»}$ можно пренебречь.

$A_{«в»}$ в (6а) отличается от A (табл. 1) тем, что характеризует адекватность расчетов ионного стока при использовании непосредственно данных наблюдений за водными стоками и осадками вместо рассчитанных по моделям $A_{«а»}$ и $A_{«б»}$. Используя средние значения $A_{«а»}$=0,62 [10], $A_{«б»}$=0,6 [11] вместе с A=0,36, FS_P=0,038, FS_Q=0,06 (табл. 1), из (6а) легко находим $A_{«в»}$:

$$0{,}038 \times 2(0{,}62)^2 + 0{,}06 \times 2(0{,}6)^2 + 2A^2_{"в"} = 2(0{,}36)^2 \text{ или } A_{"в"} = 0{,}31. \qquad (6б)$$

Для модели ионного стока (2) с адекватностью $A_{«в»}$ входными факторами, помимо P, Q_k, Q, являются поперечный уклон K речных бассейнов и площадь пашни S. Два последних фактора вместе с погрешностью данных о концентрациях ионов и погрешностью самих уравнений (2) должны влиять на значение $A_{«в»}$. Для вкладов перечисленных характеристик в нормированную дисперсию невязки $2A^2_{"в"}$, можно записать:

$$D_K + D_S + D_M + D_C \approx 2A^2_{"в"} \times 100\% = 19\%, \qquad (7)$$

где вклад D_K обусловлен вариациями поперечного уклона K речных бассейнов, D_S – вариациями площадей пашни S, D_M – погрешностью уравнений (2), D_C – влияющей на невязку погрешностью данных о концентрациях ионов в речном стоке.

Расчет D_C. Измерения массовой концентрации ионов выполнялись государственным Управлением по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды по методике РД 52.24.514-2002. Погрешность E этих измерений при доверительной вероятности 0,95 составила E=30÷34% или 32% в среднем. Поскольку на каждый сезон в большинстве случаев приходилось по одному измерению концентраций, то указанную погрешность E можно отнести и к среднесезонным концентрациям, используемым в качестве данных наблюдений при расчете невязки. В соответствии со стандартно принимаемой при измерениях доверительной вероятностью 0,95, в интервале от $-E$ до $+E$ в 95% случаев находится «истинная» концентрация. При нормальном распределении вероятностей в интервал ±2×«стандартное отклонение» также попадает 95% значений многократно измеряемой характеристики, т.е. оба интервала совпадают. Поэтому для погрешности концентраций веществ можно принять стандартное отклонение $E/2$ и дисперсию $(E/2)^2$. Отсюда находим D_C, как и раньше нормируя $(E/2)^2$ на дисперсию $(S_{набл})^2$ наблюдаемого ионного стока (см. среднее $S_{набл}$ в табл. 1):

$$D_C \approx (E/2)^2 \big/ (S_{набл})^2 \times 100\% = (32/2)^2 \big/ (61)^2 \times 100\% \approx 6{,}9\%.$$

Расчет D_K. При обсуждении выше уравнения (5) для чувствительности FS показано, что FS отражает влияние только естественных вариаций входного фактора и исключает случайные ошибки его наблюдений. Аналогичным образом в FS будут исключаться и вероятностные ошибки расчетных значений входного фактора. Например, в FS_K, FS_S (табл. 1) будут исключаться ошибки как картографических данных, так и самого расчета по ним поперечного уклона K и площади пашни S. Вклад D от таких ошибок в дисперсию невязки (7), очевидно, будет во столько раз меньше/больше значений FS настолько будет меньше/больше отношение дисперсии этих ошибок $(S_{ошиб})^2$ к дисперсии естественных вариаций фактора $(S_{вар})^2$ [7], то есть $D = (S_{ошиб})^2 \big/ (S_{вар})^2 \times FS$. Оценка D_K выполняется аналогично [7]: $D_K \approx 6{,}1\%$.

Расчет D_S. По личному сообщению эксперта д.г.н. Д.В. Черных, погрешность E определения площадей для отдельных групп геосистем (ландшафтов) и пашни близка к 10%. Тогда дисперсия ошибок площадей, подобно случаю измерений концентраций веществ, составит $(S_{ошиб})^2 = (E/2)^2 = (10/2)^2 = 25$. Дисперсия же вариаций площадей, по аналогии с вариациями уклонов K речных бассейнов, будет равна $(S_{вар})^2$ =3300. Средняя чувствительность FS_S к вариациям площади пашни составляет 15% (табл. 1). Учитывая приведенные оценки дисперсий, получаем значение D_S:

$$D_S \approx (S_{ошиб})^2 \big/ (S_{вар})^2 \times FS_S = 25/3300 \times 15\% \approx 0{,}1\%.$$

Расчет D_M. Теперь мы можем найти вклад D_M, подставляя в уравнение (7) вклады D_K, D_S, D_C входных факторов модели (2):

$$D_M \approx 19\% - D_K - D_S - D_C = 19\% - 6{,}1\% - 0{,}1\% - 6{,}9\% \approx 6\%.$$

Полученная величина D_M=6% характеризует вклад в дисперсию невязки расчетов от погрешности непосредственно самих уравнений ионного стока (2) и выражена в процентах от дисперсии $(S_{набл})^2$ наблюдаемых значений этого стока (табл. 1). D_M гораздо меньше аналогичного показателя у модели водного стока [7], что говорит о высокой адекватности непосредственно модели ионного стока.

Выводы. Проведенный анализ дает более объективную и полную характеристику качества модели по сравнению с традиционными критериями, например, RSR=$S_{разн}/S_{набл}$ (отношение невязки $S_{разн}$ к стандартному отклонению данных наблю-

дений $S_{набл}$, сравни уравнение (5)) или критерием Нэша–Сатклиффа $NSE=1-RSR^2$ [14]. Это обусловлено тем, что в RSR и NSE невозможно отделить собственно погрешность модели от погрешностей наблюдений или расчетов ее входных факторов и наблюдений ее выходной переменной.

По найденному вкладу D_M в дисперсию невязки модели ионного стока легко рассчитать более корректные значения RSR_M и $NSE_M=1-(RSR_M)^2$, характеризующие погрешность непосредственно самой модели. В соответствии с (5) и (7), RSR_M связан с D_M соотношением $RSR_M=\sqrt{D_M}$. В нашем случае D_M= 6%. Отсюда получаем $RSR_M=\sqrt{0{,}06} \approx 0{,}24$ и $NSE_M= 1-(RSR_M)^2 = 1-0{,}06 = 0{,}94$. Согласно общепринятому рейтингу гидрологических моделей [14], их очень хорошему качеству соответствуют значения $0{,}0<RSR\leq 0{,}50$ и $0{,}75<NSE\leq 1{,}0$. Таким образом, разработанная универсальная модель ионного стока имеет очень хорошее качество, что является редким случаем для универсальных моделей в целом. Достижение этого качества при расчете ионного стока возможно при использовании в уравнениях (2) наблюдаемых значений осадков P и водных стоков Q вместо рассчитанных по уравнениям (3). Все это обеспечивает возможность практического применения модели для различных рек Алтайско-Саянской горной страны, а при дополнительной идентификации (уточнении значений ее параметров) и для других горных территорий.

Литература

1. *Skahill B.E.* Practice driven and state-of-the-art methods to quantify hydrologic model uncertainty. ERDC/CHL CHETN-IV-87. Vicksburg, MS, U.S.: Army Engineer Research and Development Center, 2013.
2. *Iooss B., Lemaitre P.* A review on global sensitivity analysis methods. In: Uncertainty management in Simulation-Optimization of Complex Systems: Algorithms and Applications, C. Meloni and G. Dellino (Eds.). Springer US, 2015.
3. *Song X., Zhang J., Zhan C.*, et al. Global sensitivity analysis in hydrological modeling: Review of concepts, methods, theoretical framework, and applications // Journal of Hydrology. 2015. Vol. 523. P. 739-757.
4. Renard B., Kavetski D., Kuczera G., Thyer M., and Franks S.W. Understanding predictive uncertainty in hydrologic modeling: The challenge of identifying input and structural errors. // Water Resour. Res. 2010. 46, W05521, doi: 10.1029/2009WR008328.
5. *Beven K., Hall J.* Applied Uncertainty Analysis for Flood Risk Management. – Imperial College Press, London, 2013.
6. *Кирста Ю.Б.* Чувствительность моделей речного стока к факторам среды и ее количественная оценка // Известия Самарского научного центра РАН. 2016. Т.18, №2(2). С. 408-412.
7. *Кирста Ю.Б.* Моделирование гидрохимического стока горных рек. 2. Оценка качества моделей стока минерального азота // Известия Самарского научного центра РАН. 2015. Т.17, №6. С. 97-103.
8. *Kirsta Yu. B.* System-analytical modelling. Part I: General principles and theoretically best accuracies of ecological models. Soil-moisture exchange in agroecosystems // Ecol. Modelling. 2006. Vol. 191. P. 315–330.
9. *Кирста Ю.Б., Кирста Б.Ю.* Информационно-физический закон построения эволюционных систем. Системно-аналитическое моделирование экосистем. – Барнаул: Алтайский гос. ун-т, 2014.
10. *Кирста Ю.Б.* Пространственное обобщение климатических характеристик

для горных территорий // Мир науки, культуры, образования. 2011. №3(28). С. 330-337.

11. *Кирста Ю.Б., Пузанов А.В., Ловцкая О.В., Лубенец Л.Ф., Кузняк Я.Э., Пахотнова А.Ю.* Имитационная математическая модель стока средних и малых рек для горных территорий // Известия Самарского научного центра РАН. 2012. Т.14, №1(9). С. 2334-2342.

12. *Кирста Ю.Б., Пузанов А.В.* Моделирование гидрохимического стока горных рек. 1. Сток минеральных соединений азота // Известия Самарского научного центра РАН. 2016. Т.18, №2(1). С. 96-109.

13. *Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W.*, et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulation // Transactions of the ASABE. 2007. Vol. 50(3). P. 885-900.

14. *Koch·M., Cherie N.* SWAT-modeling of the impact of future climate change on the hydrology and the water resources in the upper blue Nile river basin, Ethiopia. In: Proceedings of the 6th International Conference on Water Resources and Environment Research, ICWRER 2013. Koblenz, Germany, June 3-7, 2013. – P. 428-523.

ЭФФЕКТИВНЫЙ ИЗЫСКАТЕЛЬСКИЙ КОМПЛЕКС ЭКСПРЕСС-ОПРЕДЕЛЕНИЯ МЕХАНИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ГРУНТОВ, СЛАГАЮЩИХ БЕРЕГА ВОДОХРАНИЛИЩ, ДЛЯ ПРОГНОЗА ИХ УСТОЙЧИВОСТИ

Королев М.В.[1], *Власов А.Н.*[1], *Остяков Р.С.*[1], *Остякова А.В.*[2], *Куцевич О.И.*[3]
[1]Институт прикладной механики РАН, г. Москва, Россия
[2]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[3]Центр экспертиз, изысканий и исследований в строительстве, г. Москва
alex-ost2006@ya.ru

Для расчётов устойчивости берегов водохранилищ под действием различных физико-механических факторов необходимо располагать надёжными данными о механических свойствах грунтов, слагающих берега и донную прибрежную часть водохранилищ. Механические свойства многих грунтов сильно зависят от их физического состояния (плотности сложения, консистенции, температуры) и обладают значительной пространственной изменчивостью. Учитывая значительную протяжённость береговой линии водохранилищ, труднодоступность мест для проведения натурных испытаний, как с суши, так и с воды, определение механических характеристик грунтов для расчетов устойчивости берегов водохранилищ представляет собой сложную задачу. Существующее оборудование и методики для проведения испытаний мало подходят для решения проблемы [1]. Из наиболее доступных методов проведения экспресс-испытаний в практике предварительных геомеханических исследований часто используются лёгкие ручные установки для бурения скважин небольшого диаметра, легкие ручные установки для проведения динамического зондирования и испытания методом лопастного среза. Эти методы ввиду малой стоимости и простоты испытаний являются вполне доступными для использования наблюдателями управлений эксплуатации водохранилищ. Однако данные методы в существующем сегодня варианте не дают возможности надёжно определять все необходимые прочностные и деформационные параметры грунтов.

Одним из наиболее простых и эффективных способов определения параметров прочности грунтов является испытания на сдвиг кручением при помощи лопастной

крыльчатки [2]. Сущность данных испытаний заключается в том, что в забой скважины (или шурфа) вдавливается крыльчатка с четырьмя прямыми лопастями, расположенными под углом 90°. К крыльчатке через штангу прикладывается ступенчато возрастающий крутящий момент. После достижения предела прочности на сдвиг, реализуемого по цилиндрической поверхности за счет кручения лопастей крыльчатки, по величине максимального крутящего момента можно определить удельное сцепление с дисперсного связного грунта по формуле:

$$c = \tau_s = 2M_{кр} / \pi d^2 h\ (1 + d/3h), \qquad (1),$$

где τ_s – окружные касательные сдвигающие напряжения; $M_{кр}$ – крутящий момент; d и h – соответственно диаметр и высота лопастной крыльчатки.

Метод используется для определения общего предельного сопротивления сдвигу слабых илистых и глинистых грунтов и соответствует их недренированному состоянию. Поверхность среза (цилиндрическая) в этом методе является заданной и определяется геометрической формой крыльчатки (рис. 1).

Основной недостаток данного способа – невозможно определить раздельно значения параметров прочности грунтов – угла внутреннего трения (φ) и удельного сцепления (c). При кручении крыльчатки с прямолинейными лопастями, за счет их геометрической формы, помимо окружных касательных напряжений (τ_s) по цилиндрической плоскости среза возникают неконтролируемые радиальные сжимающие напряжения (σ_r), измерить которые в данном методе не представляется возможным. В результате значение удельного сцепления таким способом можно определить только для грунтов, обладающих малым значением угла внутреннего трения. Сущность коренной модернизации данного метода заключается в том, что внедряемая в грунт крыльчатка имеет в сечении не прямые, а криволинейные (изогнутые) лопасти, выпуклые по направлению вращения, как это показано на рис. 1.

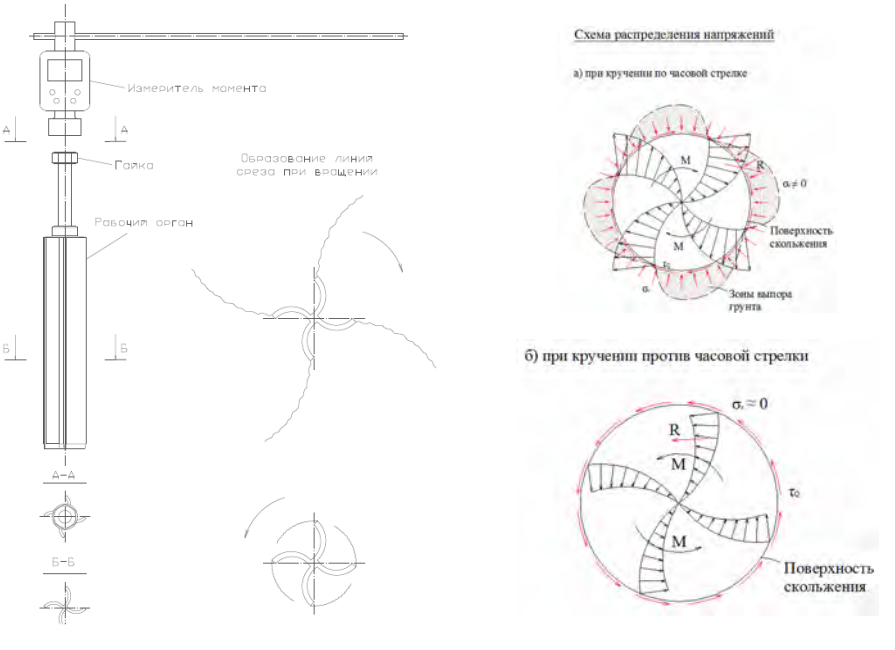


Рисунок 1. Схема испытания грунтов вращательным срезом крыльчаткой с криволинейными лопастями

Такая геометрия крыльчатки позволяет при кручении в одну сторону максимально снизить возникающие неконтролируемые радиальные сжимающие напряжении (σ_r) на цилиндрической поверхности среза, а при кручении в противоположную сторону увеличить значение этих напряжений (по сравнению с крыльчаткой с прямолинейными лопастями). Максимальный крутящий момент при кручении в одну и другую сторону могут быть легко измерен в процессе испытаний. Получены теоретические и численные решения для интерпретации результатов опытов с помощью криволинейной крыльчатки. В качестве иллюстрации на рис. 2 представлены результаты численного моделирования кручения крыльчатки с прямыми лопастями. Также получены результаты моделирования для случаев кручения криволинейной крыльчатки по и против часовой стрелки. На основе данных расчетов составлены номограммы для интерпретации результатов опытов и определении значений угла внутреннего трения и удельного сцепления.

В институте ИПРИМ РАН разработан также комплекс мобильных ручных экспресс-установок и ускоренных методик, позволяющих быстро и эффективно и с достаточной для практических целей точностью определять все необходимые для расчетов механические характеристики грунтов (E, G, φ, c) при различных физических состояниях [3], [4]. Разработанное полевое и лабораторное оборудование, было объединено в три изыскательских комплекса.

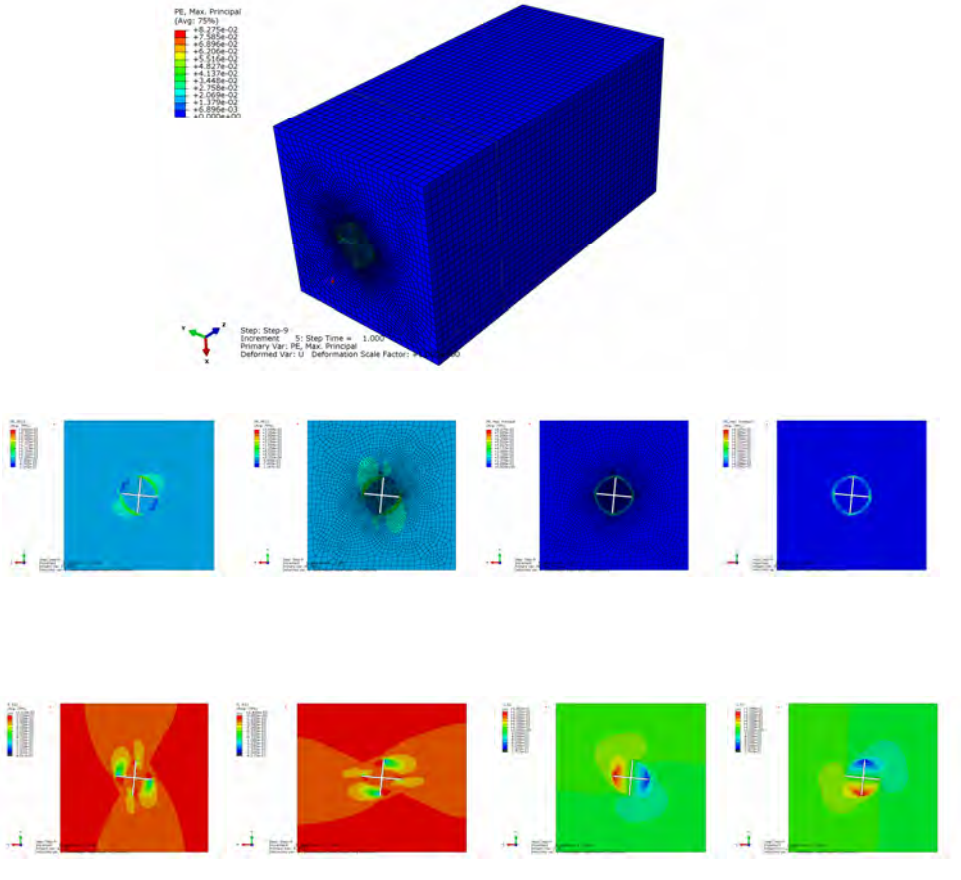


Рисунок 2. Результаты численных расчетов при кручении крыльчатки по часовой стрелке

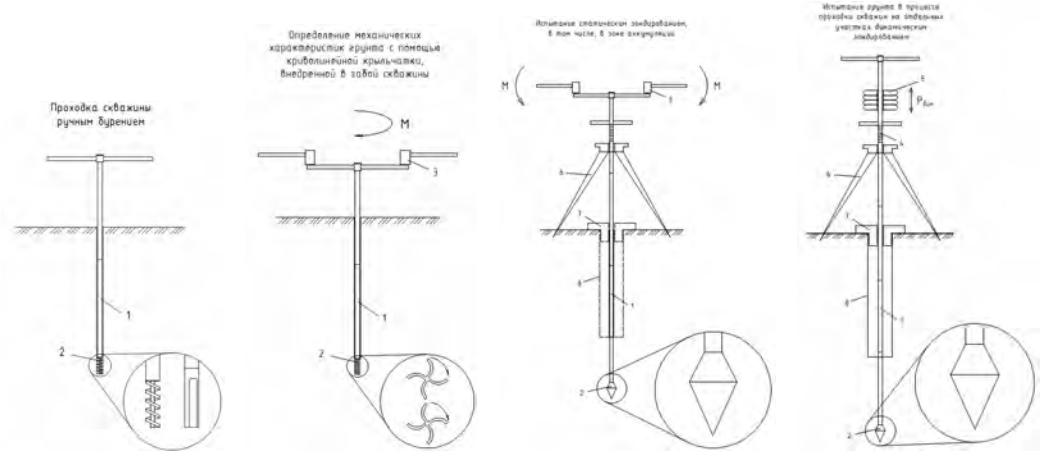
«Малый» изыскательский комплекс изготовлен на базе бура геолога и включает, помимо буровых штанг, ручки, насадок для бурения (шнека) и пробоотборника, дополнительные насадки – две криволинейные крыльчатки и устройство для регистрации крутящего момента и определения в разных местах по глубине при проходке скважины раздельно угла внутреннего трения и удельного сцепления грунта. Кроме этого, в комплекс входит конусный наконечник, устройство для регистрации задавливающего усилия и комплект грузов для создания динамической и статической нагрузки, позволяющих по мере проходки скважины на определенных участках производить испытания динамическим и статическим зондированием. Комплекс может переноситься вручную одним человеком. На рис. 3 и рис. 4 представлены фотографии сменных насадок «малого» и «среднего» изыскательских комплексов, а также процесса испытаний грунтов, слагающих берега водохранилища.

Рисунок 3. Средний изыскательский комплекс

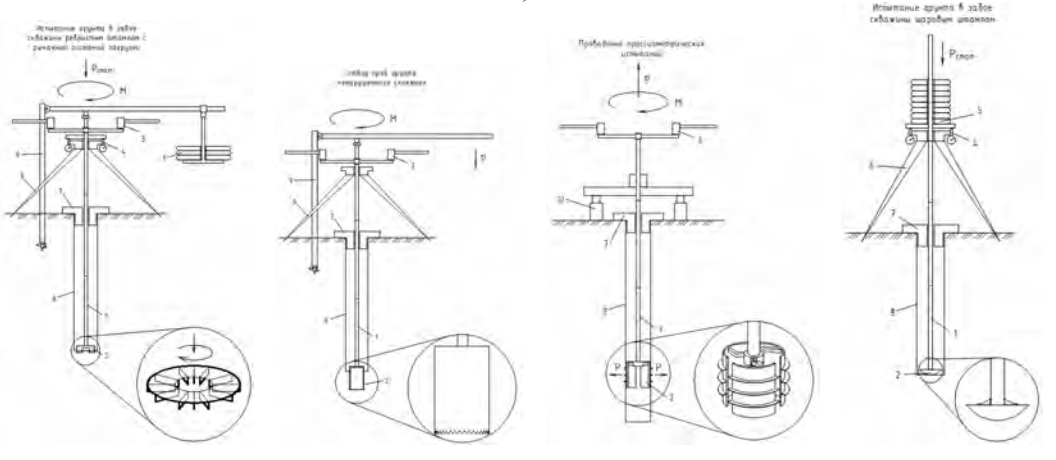
Рисунок 4. Процесс испытаний

«Средний» изыскательский комплекс дополнительно включает лёгкую переносную нагрузочную установку для проведения испытаний в шурфах кольцевым ребристым штампом по определению модуля деформации и параметров прочности грунтов и установку шарового штампа (рис. 5 б).

«Большой» изыскательский комплекс дополнен разработанными в ИПРИМ РАН установками для сдвига целиков (рис. 6), полевым автоматическим сдвиговым прибором на базе ВСВ-25 м и прибором для испытания кернов грунтов методом вращательного среза с боковой пригрузкой, позволяющим определить параметры прочности φ и *c*.



а)



б)

Рисунок 5. «Малый» (а) и «средний» (б) изыскательские комплексы

Рисунок 6. Схема испытаний целиков грунта на сдвиг в шурфе.

В последнем случае приборы и установки доставляются к месту испытаний плавающим снегоболотоходом «Арго-Бигфут» или специальным судном – катамараном, оснащенным необходимым оборудованием для проведения исследований. На рис. 7 представлены схемы испытаний разработанными изыскательскими комплексами в летний и зимний периоды.

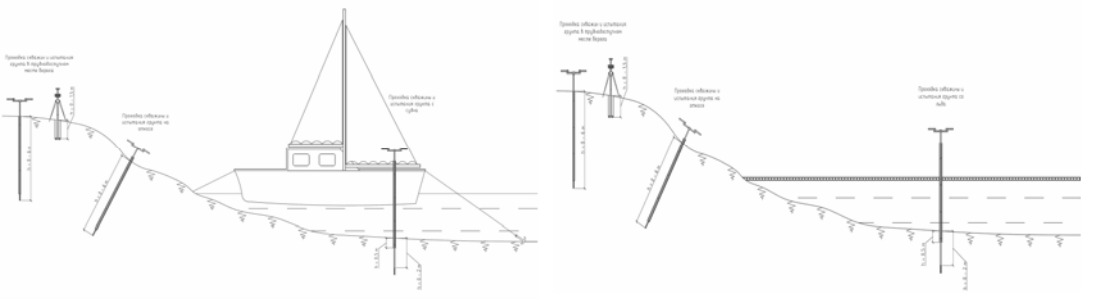


Рисунок 7. Схемы проведения испытаний с помощью изыскательских комплексов

Большинство испытаний в целях повышения информативности и сокращения стоимости и времени проводилось в ползуче-релаксационном режиме нагружения [4], [5], [6], [7]. Комплекс апробирован в лабораторных и полевых условиях и использован для оценки устойчивости берегов Угличского водохранилища [8]. Разработанный комплекс, включающий новые приборы, установки и методику, показал высокую эффективность и, по мнению авторов, может быть рекомендован для проведения геомеханических исследований.

Литература

1. *Остякова А.В., Королев М.В., Королев П.М.* Особенности Угличского водохранилища и система его мониторинга // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов Труды Международной научно-практической конференции. Министерство образования и науки РФ, Пермский государственный национальный исследовательский университет и др.. 2015. С. 97-102.
2. *Цытович Н.А.* Механика грунтов. М.: Высшая школа,1979. С. 55 -56.
3. *Ухов С.Б., Бурлаков В.Н., Королев М.В.* Комплекс полевых методов исследования механических свойств мерзлых полускальных пород // Сб. трудов «Проблемы инженерного мерзлотоведения в энергетическом строительстве»: Московский инженерно-строительный институт им. В.В. Куйбышева. М.: МИСИ, 1987. 195 с.
4. *Остякова А.В., Королев М.В., Скрылев Г.Е.* Ускоренные методы определения параметров длительной прочности мерзлых грунтов. // Динамика и термика рек, водохранилищ и прибрежных зон морей. Труды VIII Межд. научно-практ. конф. (24-27 ноября 2014 г.) М.: РУДН, 2014. С. 517-529.
5. *Ухов С.Б., Королев М.В.* Способ определения длительной прочности горных пород. Авторское свидетельство СССР № 1323913, база изобретений № 25 от 15.07. 1987.
6. *Ухов С.Б., Королев М.В., Монастырский А.Е.* Способ определения длительного сцепления мерзлых грунтов. Авторское свидетельство СССР № 1561032, база изобретений № 16 от 30.04.1990.
7. *Ухов С.Б., Королев М.В., Брызгалин Ю.В.* Способ определения параметров длительной прочности горных пород. Авторское свидетельство СССР № 1610386, база изобретений № 44 от 30.11.1990.
8. *Остякова А.В.* Факторы и направления исследований динамики берегов водохранилищ // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Труды Международной научно-практической конференции: в 3 томах. Министерство образования и науки РФ, Пермский государственный национальный исследовательский университет и др.. 2013. Т.1 С. 276-282.

ДИНАМИКА ТЕМПЕРАТУРНЫХ ВОЛН В ПОЧВАХ ТИПИЧНОЙ ТУНДРЫ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА РОССИИ

Лапина Л.Э.[1], *Успенский И.М.*[1], *Каверин Д.А.*[2], *Пастухов А.В.*[2]
[1]Физико-математический институт Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия
[2]Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия
lapina@dm.komisc.ru

Статья [1] посвящена изучению пампинг-эффекта в колебательных процессах геофизики. В частности, в ней утверждается, что для мерзлых грунтов пампинг-эффект является отрицательным (охлаждающим) и для г. Якутска приводится приблизительная оценка охлаждения грунтов в -2 градуса по колебаниям температуры воздуха. В данной работе представлены результаты обработки натурных измерений температуры почвы в многолетних мерзлых породах с целью исследования пампинг-эффекта.

Объекты и методы исследования. Полевые работы проводились летом 2015 г. на территории Ненецкого автономного округа. Участки исследований располагались в подзоне типичной тундры. В табл. 1 приведено описание пяти различных участков, на которых выполнены измерения температуры почв с помощью цифровых автономных регистраторов температуры в пределах СТС (принятое сокращение СТС – сезонно-талый слой).

Таблица 1. Описание различных участков наблюдений

№ участка	**Описание**
1	Лишайниково-кустарничковая растительность: шикша, ерник, брусника, морошка, лишайники, политриховые мхи. Аллювиальная слоистая почва, глубина СТС 1,1м.
2	Ивняково-ерниковая травянисто-моховая растительность, брусника, мхи, осоки. Аллювиальная глееватая почва, глубина СТС 1,2-1,3м.
3	Плоскобугристый торфяник. Кустарничково-лишайниковая растительность: голубика, багульник, брусника, шикша, морошка, лишайники, политриховые мхи. Болотная верховая мерзлотная почва. Глубина СТС 0,4м.
4	Кустарничково-лишайниковая тундра. Высота кустарников ивы 20-40 см, карликовая березка до 20-30 см. Тундровая глеевая почва. СТС больше 1,5 м.
5	Ивняково-моховая тундра, высота ивнякового яруса до 200 см. Хвощи, мхи, карликовая березка, травы. Торфяно-глеевая почва. Глубина СТС больше 1,5м.

Суточный ход температуры. Суточный ход температуры на участках показан на рис. 1, из которого видно, что наиболее отчетливо он прослеживается на четвертом участке. Анализ данных показывает, что наиболее интересным с точки зрения изучения динамики температурных волн является этот участок или объект 4.

На рис.2 представлен суточный ход температуры почвы на этом же объекте на различных глубинах в два летних дня: 1 июня и 1 июля 2015 г., демонстрирующий, что уже на глубинах, превышающих 20 см, нет выраженного суточного хода.

а) б)

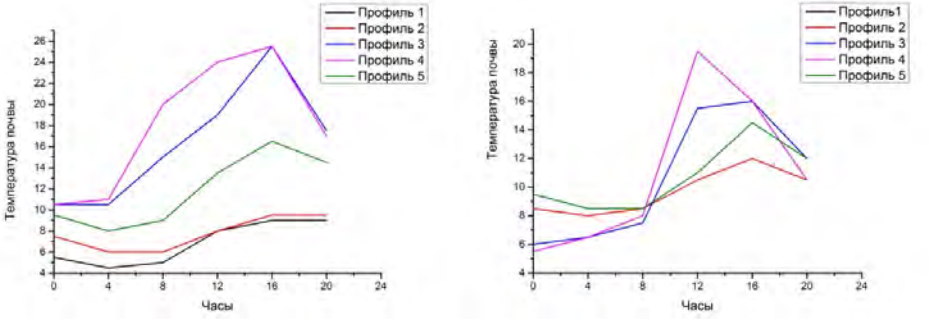


Рисунок 1. Суточный ход температуры на различных профилях на поверхности почвы (а) - 1 июня и (б) - 1 июля 2015 г.

а) б)

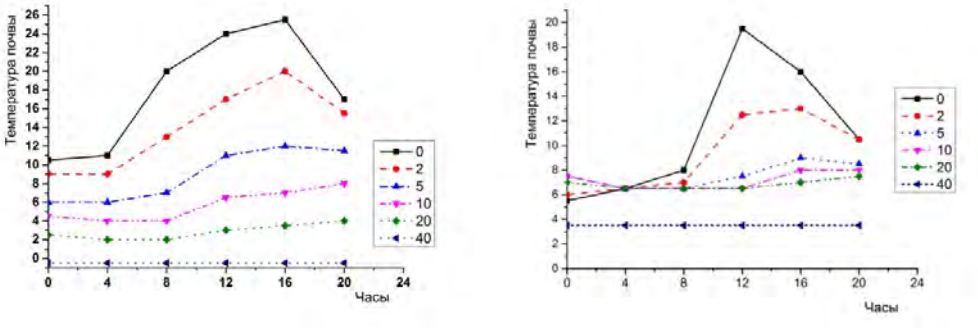


Рисунок 2. Суточный ход температуры почвы на различных глубинах (а) – 1 июня 2015 г. и (б) – 1 июля 2015 г.

Анализ данных. Проведенные измерения проанализированы следующим образом: амплитуды годовых и суточных колебаний температуры почвы оценены с помощью аппроксимации данных наблюдений гармоническими колебаниями методом наименьших квадратов, так же были получены с высокой точностью сдвиги фаз между температурными колебаниями на различных глубинах. Результаты показали, что зависимость сдвига фаз от глубины в приповерхностном слое почвы до глубин 40 см адекватно описывается простой линейной зависимостью. По затуханию амплитуды колебаний с глубиной можно оценить слой Стокса. Зависимость амплитуды от глубины искалась в виде:

$$A = A_0 e^{-\beta z}, \qquad (1)$$

где A_0 – амплитуда колебаний на поверхности почвы, β – коэффициент затухания температуры с глубиной. Из (1) легко оценить глубину, на которой амплитуда затухает в 2 раза, 10 раз, 100 раз и становится практически нулевой (см. табл. 2).

Таблица 2. Уменьшение амплитуд годовых колебаний почвы на глубине **z** в разных объектах (см)

N	в 2 раза	в 10 раз	в 100 раз	≈0
1	44	145	290	416
2	45	150	299	394
3	34	116	232	362
4	32	106	213	327
5	65	215	430	572

Результаты такой оценки показывают, что слой Стокса ($\mathbf{z}_0$ – глубина, до которой доходят температурные волны) составляет от 3,3 до 5,7 м. Из [2] известно, что глубина проникновения температурных волн не превышает 10-20 м, что совпадает с оценкой слоя Стокса для приливных волн.

Анализ функции температуропроводности для оценки пампинг-эффекта. Пампинг-эффект играет роль важного нелинейного механизма перераспределения потоков тепла (и не только) на Земле [1]. Встречается в процессах:

- Распространение приливных волн на мелководье (приводит к повышению среднего уровня воды, что дает дополнительные остаточный перенос консервативной примеси в устьевых областях рек) [3];
- Интрузия морских вод в устья приливных рек – способствует более глубокому проникновению соленых вод в устья рек по сравнению с бесприливными случаями. Приблизительная оценка несколько км [1];
- Теплообмен с глубинными слоями океана – вариации амплитуды колебаний температуры поверхности океана приводят либо к закачке тепла в глубинные слои, либо, к откачке тепла из глубинных слоев [4];
- Распределение температуры во льдах, ледниках и многолетней мерзлоте [1].

Для оценки пампинг-эффекта необходима функция температуропроводности (как зависимость от температуры). Расчет коэффициента температуропроводности по данным измерений проводился с использованием зависимости, приведенной в [5]:

$$K_T = \frac{\pi(x_2 - x_1)}{24\ln^2\left[\dfrac{A(x_1)}{A(x_2)}\right]}, \qquad (2)$$

где K_T – коэффициент температуропроводности (см^2/час), x_1, x_2 – две соседние точки, $A(x)$ – амплитуда суточных колебаний температуры. Эта формула приведена также в [6]. Очевидно, что данная зависимость асимптотически неверна, но для поверхностного слоя почвы ее можно использовать. Результаты вычислений по данным для профиля 4 показаны на рис.3.

Рисунок 3. Коэффициенты температуропроводности, рассчитанные посуточно с помощью (2) по данным температуры почвы на глубинах 0 и 2см

Как видно из рис. 3, возможны резкие скачки в отдельные дни наблюдений. В данном случае резкий скачок произошел 19 марта, когда температура на поверхности почвы была чуть больше нуля, а на глубине 2 см – чуть меньше нуля. Но наша цель – получить зависимость этого коэффициента от температуры среды. Для этого вычисленные значения были разбиты на две группы: 1) температура среднесуточная на глубине 2 см меньше нуля; 2) температура больше нуля. Результаты представлены на рис.4.

T>0 T<0

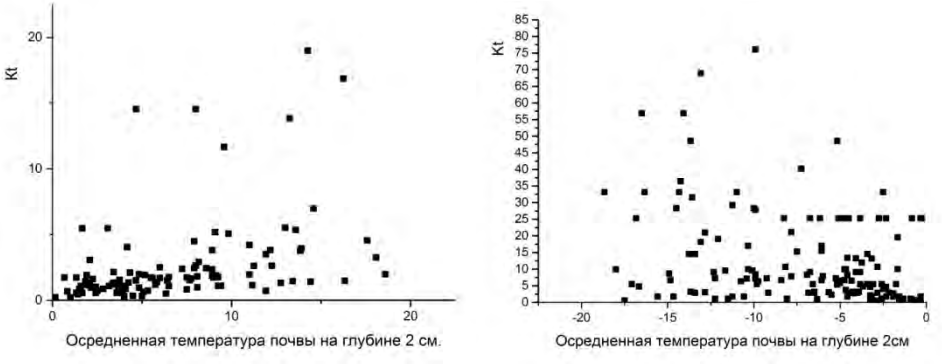


Рисунок 4. Значения коэффициента температуропроводности по группам

Из рис. 4 видно, что при отрицательных температурах данный коэффициент примерно в 4 раза выше, чем при положительных, т.е. искомая функция является убывающей в целом. Поэтому пампинг-эффект будет иметь охлаждающее влияние, т.е. вести к охлаждению почвы.

В работе Е.Е. Мичульской и В.Н. Лыкосова [7] при моделировании процессов взаимодействия атмосферы и криолитозоны для коэффициента теплопроводности использовался подобный подход, при этом для отрицательной температуры данный коэффициент считался в 4 раза выше, чем для положительной.

Выводы. 1. Наиболее ярко выражен суточный ход в летнее время у профилей 3 и 4; в зимнее время ярко выраженного суточного хода температуры не наблюдается.

- 2. Годовой ход среднесуточных значений температуры на поверхности почвы отличается на различных профилях, в частности на профилях 2 и 5 наблюдается нулевая завеса, профили 3 и 4 указывают на более сильное промерзание, профиль 1 является промежуточным между профилями 4 и 5.
- 3. Оценки зависимости коэффициента температуропроводности от температуры указывают на охлаждающее влияние пампинг-эффекта на температурный режим почвы в мерзлотных условиях.
- 4. Глубина затухания температурных волн зависит от типа почвы и составляет по данным авторов величину от 3,3 до 5,7 м, хотя по литературным данным она может достигать для мерзлых грунтов порядка 10-20 м [2].
- 5. Ориентировочно коэффициент температуропроводности для объекта 4 и положительных температур в 4 раза меньше, чем для отрицательных, что согласуется с работой [7].

Литература

1. *Зырянов В.Н.* Нелинейный пампинг-эффект в колебательных процессах в геофизике //Водные ресурсы. 2013. Т.40, №3, С.227-239.

2. *Комаров И.А.* Термодинамика и тепломассообмен в дисперсных мерзлых породах. – М., Научный мир, 2003.

3. *Лапина Л.Э.* Динамика течений и особенности переноса консервативной примеси в устьевых областях приливных рек. Сыктывкар, 2001.

4. *Зырянов В.Н.* Антипотепление глубинных слоев Мирового океана // Океанология. 2007. Т. 47, n5, С. 666-673.

5. *Микайылов Ф.Д., Шеин Е.В.* Теоретические основы экспериментальных методов определения температуропроводности почвы //Почвоведение, 2010, №5, С. 597-605.

6. *Попович Л.В.* Определение термических характеристик и теплообмена в почве. – Изд-во МГУ, 1987. 56 с.

7. *Мачульская Е.Е., Лыкосов В.Н.* Математическое моделирование процессов взаимодействия атмосферы и криолитозоны // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. 2009. Т. 45, №6, С.736-753.

О КОРРЕКТНОСТИ НЕКОТОРЫХ ПОЛОЖЕНИЙ СОВРЕМЕННОЙ СТАТИСТИЧЕСКОЙ ГИДРОЛОГИИ

Лепихин А.П.
Горный институт УрО РАН, г. Пермь, Россия
Lepihin49@mail.ru

При расширении области прикладных гидрологических исследований особое значение приобретает проблема корректности используемых статистических гипотез. Рассмотрены два непосредственно связанных с этим примера: о характере зависимости между длиной водотока и площадью водосбора и обоснованности использования нормального распределения при анализе гидрохимической информации.

Анализ структуры гидрографических сетей. При решении широкого круга задач расчета стока с площади водосбора, принципиальное значение имеет характер зависимости между длиной водотока и площадью водосбора. Несмотря на то, что установление характера указанной зависимости является трудоемким и кропотливым процессом, в российской и мировой литературе выполнено значительное количество ее оценок. Для территории России обобщенная сводка таких оценок, выполненная на основе [1, 2], представлена в табл. 1

Таблица 1. Общие сведения о количестве рек России (по фонд. материалам ГГИ)

Градация водотоков по длине, км	Площади водосборов^2	Количество рек				
		Европейская часть России	Сибирь и Дальний Восток	Всего	% рек от общего количества	% рек с длиной более 26км
< 10	< 35	439075	2029130	2468205	94,9	–
10-25	36-177	20785	79663	100448	3,86	–
26-50	178-608	4573	16609	21182	0,81	65,4
51-100	609-2090	1829	5780	7609	0,29	23,5
101-200	2091-7180	631	1886	2517	0,097	7,77
201-300	7181-14800	137	432	569	0,022	1,76
301-500	14801-36600	62	251	313	0,012	0,97
501-1000	36601-126890	37	130	167	0,007	0,5
>1000	>126890	11	40	51	0,002	0,1
Всего		**467140**	**2133921**	2601061	**100**	–

На основе данных табл. 1 в билогарифмических координатах получена зависимость (оказавшаяся линейной) длины водотока L от размера площади водосбора F (рис. 1) для отдельных регионов.

В билогарифмических координатах эта зависимость имеет вид:

$$\lg L = \lg k + \beta \lg F \qquad (1)$$

с показателем степени $\beta = 0{,}575$ для всей территории России. Для Европейской территории страны $k = 1{,}37$; для Сибири и Дальнего Востока $k = 1{,}49$. Обратим внимание, что в билогарифмических координатах размерности величин в (1) не существенны. Важно, чтобы все данные приводились к одной размерности.

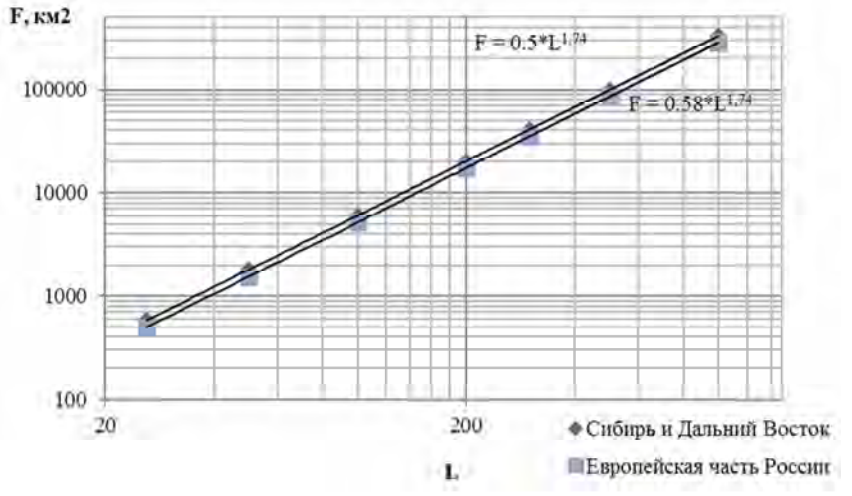


Рисунок 1. Зависимости площади водосбора F от длины водотока L для отдельных регионов территории России

Одними из первых на степенной характер связи (1) с $\beta \approx 0{,}6$ обратили внимание Taylor и Schwarz еще в 1952 г. [3]. После публикации Hack [4] в 1957 г., где детально рассмотрен характер этой зависимости, в американской литературе она получила наименование закона Хэка. Исходя из традиционных представлений геометрии, следовало бы ожидать, что площадь водосбора β должно равняться 0,5.

Мандельброт [5] в 1983 г. выдвинул гипотезу о том, что эффект $\beta > 0{,}5$ может быть объяснен в рамках теории фракталов. Если речная сеть в общем случае представляет собой фрактал, то при этом $L \sim P^d$, где $d \geq 1$ – фрактальная размерность, а P – линейная протяженность бассейна. Согласно оценкам [6] речные сети характеризуются величинами фрактальной размерности в интервале

$$1.13 \leq d \leq 1.21, \qquad (2)$$

соответственно, $\beta = d/2$, т.е. $0.565 \leq \beta \leq 0.605$;

Сами численные значения параметра фрактальной размерности d, а, соответственно, и параметра β достаточно хорошо объясняются, как показал Hunt [7], в рамках теории перколяции. Согласно этой теории при выполнении неравенств (2) дренажная сеть, при прочих равных условиях, характеризуется наименьшим сопротивлением, соответственно наименьшими потерями энергии.

Феномен статистической неустойчивости гидрохимических выборок. Как правило, в основе статистической обработки любой информации, в том числе и гидрологической, лежит априорная уверенность, что погрешность оценок статистических параметров уменьшается с увеличением объема используемых выборок. Дан-

ное утверждение состоятельности статистических оценок справедливо для выборок, описываемых нормальным распределением или связанных с ним распределениями. В то же время закон нормального распределения, исходя из условий выполнения центральной предельной теоремы (ЦПР), должен быть свойственен очень широкому кругу процессов. Однако существуют и другие распределения, в частности распределение Коши, для которых не существует математического ожидания и дисперсии, а также устойчивых статистических моментов более высоких порядков. При этом необходимо подчеркнуть, что данные распределения не экзотика, и это необходимо учитывать при решении практических задач.

При решении прикладных задач, как правило, представляется совершенно приемлемым отказ от нормального распределения, но совершенно недопустимым при этом полагать статистическую неустойчивость оцениваемых параметров. Если для нормального распределения существует два первых момента, и при этом среднеарифметическое значение является наиболее эффективной оценкой, то для распределения Коши не существует даже первого момента. При этом данные распределения тесно связаны между собой. Если имеются два независимых процесса $\xi_1(t)$ и $\xi_2(t)$, описываемых нормальным распределением, то распределение $Z(t)=\dfrac{\xi_1(t)}{\xi_2(t)}$ будет асимптотически приближаться к распределению Коши. Это положение имеет принципиальное значение для обработки и анализа информации.

Рассмотрим данную ситуацию на примере обработки гидрохимической информации. Исходя из простейших балансовых соотношений, имеем

$$C_i(t)=\frac{q_i(t)}{Q(t)} \tag{3}$$

где $C_i(t)$ – осреднённая по сечению потока концентрация i-го загрязняющего вещества; $q_i(t)$ – масса i-го поллютанта в водотоке, $Q(t)$ – расход воды в русле.

В настоящее время в статистической гидрологии большое внимание уделяется анализу статистических распределений. Анализ функций распределения в зависимости от механизма поступления и трансформации химических веществ в водотоках представлен в [8].

Часто рассматривается простейшая ситуация, когда содержание исследуемого поллютанта определяется только расходом водотока. В этом случае нетрудно получить функцию распределения данного химического показателя, исходя из функций распределений расходов воды Q в самом водотоке – $P_Q(Q)$. Плотность распределения химических показателей качества воды будет соответствовать закону нормального распределения, если нормальным будет распределение $Q(t)$, а связь между концентрацией C и расходом воды Q – линейной.

Если расход сброса q не зависит от Q и является константой, то получается $C(t)\sim q/Q(t)$. Такого типа зависимость часто встречается и используется в прикладных гидрологических исследованиях. В этом случае, соответственно, будем иметь

$$P_C(C)=P_Q(q/C)\cdot\frac{1}{C^2}. \tag{4}$$

Возникает задача, какими свойствами должно обладать распределение $P(C)$, полученное, исходя из выше указанных допущений. Для анализа свойств данного распределения были поставлены и выполнены численные эксперименты с помощью

метода Монте-Карло. С использованием программного продукта Mathcad моделировались статистически несвязанные выборки объемом 10^6 членов, затем данные выборки разбивались на 10^3 подвыборок объемом в 10^3 членов каждая. Для каждой подвыборки оценивались среднеарифметические значения и средние квадратичные отклонения.

В качестве функций распределения, используемых для описания $Q(t)$, рассматривались нормальное, гамма - и логнормальное при различных значениях коэффициента вариации *Cv*. Выполненные статистические расчеты показали, что среднеквадратичные выборочные оценки погрешности среднеарифметических значений существенно возрастают при увеличении коэффициента вариации расхода водотока C*v* для всех рассматриваемых статистических распределений процесса *Q*(*t*).

На рис. 2 представлена зависимость относительной среднеквадратичной погрешности δ_x оценки среднеарифметических значений от коэффициента вариации *Cv* процесса *Q*(*t*). Наблюдается резкий рост статистической неустойчивости при *Cv*≥0,25.

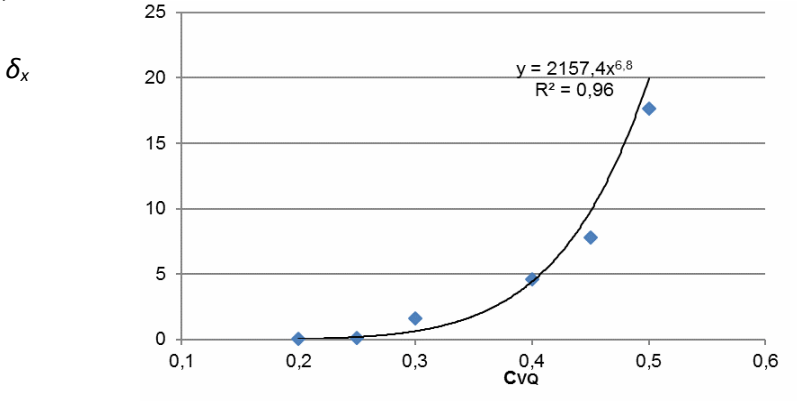


Рисунок 2. Зависимость относительной среднеквадратичной погрешности δ_x оценки среднеарифметических значений от коэффициента вариации *Cv* расхода воды водотока-приемника *Q*(*t*)

Аналогичная статистическая неустойчивость в оценке среднеарифметических значений наблюдается и для других рассматриваемых распределений процесса $Q(t)$.

Более сложная ситуация возникает, когда расход массы поллютанта *q*(*t*) также является случайной величиной с интегральной функцией распределения F_q. В этом случае функция распределения должна описываться соотношением [9]

$$F_{q/Q}(C) = \int_0^\infty P_Q(X_1) F_q(C \cdot X_1) dX_1 \,. \tag{5}$$

В общем случае из-за громоздкости аналитические оценки функции распределения $F_{q/Q}(C)$ весьма затруднены. Поэтому оценка данных статистик так же проводилась численно по рассмотренной выше схеме Монте-Карло. Моделировались 2000 выборок с априорно задаваемыми статистическими свойствами объемом 50 членов каждая, при этом принималось *Cv* = 1, как для расхода воды водотока *Q*, так и для интенсивности поступления поллютантов в водоток *q*. Результаты численного моделирование при *q* = 1, *Q* =1 представлены в табл. 2.

Таблица 2 – Результаты численных экспериментов по схеме Монте-Карло статистических оценок химических показателей качества воды

Модельная оценка на основе численного моделирования C(t)=1/Q(t), ***P*(*Q*) - Гамма-распределение**						
Выборка 100 000 значений	*N*	Mean $\overline{C}$	Median $\widetilde{C}$	σвыб	Cs	σCs
Среднее из 2000 выборок объемом по 50	2000	9,874	5,075	3,168	18,486	0,055
Медиана из 2000 выборок объемом по 50	2000	1,491	1,439	**0,214**	0,936	0,055
Модельная оценка на основе численного моделирования C(t)=*q*(t)/*Q*(t), ***P*(*q*) – нормальное распределение, *P*(*Q*) – Гамма-распределение**						
Выборка 100 000 значений	*N*	Mean $\overline{C}$	Median $\widetilde{C}$	σвыб	Cs	σCs
Среднее из 2000 выборок объемом по 50	2000	10,725	4,703	4,703	21,053	0,055
Медиана из 2000 выборок объемом по 50	2000	1,216	1,174	**0,286**	0,720	0,055

Данные оценки на независимом материале подтвердили достаточно высокую эффективность применения при обработке гидрохимической информации непараметрических оценок, в первую очередь, эффективность использования медианных значений по сравнению со средними арифметическими оценками.

Выводы. В рамках традиционных представлений об индивидуальном характере гидрографических характеристик естественных поверхностных водотоков невозможно объяснить устойчивый степенной характер зависимости между площадью водосбора и длиной водотока $F \sim L^{\alpha}$ при α~1.74. Исходя из теории перколяции, при α~1.74 плоская дренажная сеть характеризуется максимальной при прочих равных условиях пропускной способностью.

Концепция априорной статистической устойчивости при анализе гидрологических и гидрохимических параметров далеко не универсальна. Если в формировании гидрохимического режима доминирующую роль играют процессы разбавления, то статистические моменты, в том числе и первый, становятся статистически неустойчивыми. Поэтому при анализе гидрохимической информации целесообразно переходить на непараметрические оценки.

Литература

1. Ресурсы поверхностных вод СССР. Гидрологическая изученность. Справочное издание в 20 т. М.: Гидрометеоздат; 1963 – 1967.
2. *Доманицкий А.П., Дубровина Р.Г., Исаева А.И.* Реки и озера Советского Союза (Справочные данные). Л.: Гидрометеоиздат; 1971. – 103 с.
3. *Taylor A.B.* Schwarz Unit hydrograph lag and peak flow related to basin characteristics. Eos, Trans. AGU, 33, 1952. p. 235-246.
4. *Hack J.T.* Studies of longitudinal profiles in Virginia and Maryland. USGS Professional Papers 294-B, Washington DC, 1957.46-97.
5. *Mandelbrot B.B.* The Fractal Geometry of Nature, 1983, New York, 468 p.
6. *Rosso R, Bacehi B.* Fractal Relation of Mainstream length to Catchment Area in River Networks // Water Resources Research, 1997. v.27, №3, p. 381-387.
7. *Hunt A.G.* Brif commucation: Possible explanation of Lte values of Hack's drainage basin, river length scaling exponent // Nolin. Processes Geophys, 23 91-93, 2016. www.nonlin-processes-geophys.net/23/91/2016.
8. *Лепихин А.П., Возняк А.А.* Статистические функции распределения гидрохимических показателей качества воды поверхностных водных объектов // Водное хозяйство России. 2012. № 4. С. 21–32.

9. *Вадзинский Р.Н.* Справочник по вероятностным распределениям. СПб.: Наука. 2001. 294 с.

ВЫЧИСЛИТЕЛЬНЫЕ ЭКСПЕРИМЕНТЫ КАК НОВЫЙ ПОДХОД В ИССЛЕДОВАНИИ ВОДОХРАНИЛИЩ

Любимова Т.П.[1], *Лепихин А.П.*[2]
[1]Институт механики сплошных сред УрО РАН, г. Пермь, Россия
[2]Горный институт УрО РАН, г. Пермь, Россия
lubimova@psu.ru

Гидрология водохранилищ, будучи прикладной областью знаний, ориентирована, в первую очередь, на решение конкретных водохозяйственных задач. При этом основным методом исследования являются регулярные или разовые, специально поставленные, наблюдения и их последующая корректная обработка и анализ. Однако в ряде случаев, весьма важных для решения практических задач, натурные оценки весьма затруднены или практически невозможны из-за технологических или экологических ограничений. В то же время быстрое развитие вычислительных технологий, средств и методов вычислительной гидродинамики, рост мощности вычислительных кластеров, заставляет рассматривать расчетные методы не только как один из технологических подходов обработки исходных данных, но и как самостоятельный подход в исследовании водохранилищ.

Большое, в ряде случаев, и определяющее значение начинают иметь вычислительные эксперименты при изучении механизмов, формирующих рассматриваемые процессы и явления в крупных водохранилищах. В предлагаемом подходе исходной является вычислительная модель водохранилища, а натурные наблюдения требуются для оценки адекватности, корректности используемой модели при решении конкретной прикладной задачи. Наибольшие проблемы при этом вызывает ограниченность доступных вычислительных ресурсов. Для эффективного выхода из данной ситуации была отработана комбинированная схема расчетов, построенная на основе сочетания гидродинамических моделей в 1D, 2D, 3D постановках, при которой расчетные характеристики, получаемые на основе моделей меньшей размерности, используются для задания граничных условий для моделей более высокой размерности [1].

Наиболее серьезной проблемой в гидродинамике водохранилищ, требующей использования современных вычислительных технологий, являются плотностные эффекты, играющие существенную роль в формировании их гидрологического и гидрохимического режимов. Водные массы водохранилищ как крупных водных объектов с замедленным водообменом весьма чувствительны к проявлению плотностной неоднородности, обусловленной неравномерностью распределения полей температуры и минерализации. При исследовании обсуждаемых явлений существенную роль начинают играть не только детальные натурные исследования, но и вычислительные эксперименты в 3D постановке с использованием мощных современных кластеров. Предлагается рассмотрение этой проблемы на примере нескольких актуальных водохозяйственных задач.

Основной водозабор г. Перми, крупного промышленного центра на Урале, расположен в верхнем бьефе Камского водохранилища непосредственно ниже слияния рек Чусовая и Сылва. Лимитирующим показателем качества забираемой воды является ее жесткость. Характерной особенностью гидрохимического режима р. Сылва

является высокая жесткость её воды, достигающая в зимний период 10÷11°Ж. В то же время жесткость воды р. Чусовая значительно ниже и составляет ~ 4÷5°Ж. Соответственно, минерализация воды р. Сылва составляет 0,8÷0,9 г/л, что существенно выше минерализации воды р. Чусовой, составляющей 0,2÷0,3 г/л.

Расходы весеннего паводка и летней межени на р. Чусовая значительно больше, чем на р. Сылва; в то же время расходы зимней межени, в силу особенностей водосборной территории р. Сылва, больше, чем расходы р. Чусовая. В силу почвенно-геохимических особенностей водосборных площадей химический состав рассматриваемых рек существенно различается. В связи с существенным различием минерализаций указанных водотоков, наблюдается значительная вертикальная неоднородность.

Наблюдается ситуация, когда более плотные воды реки Сылва “подтекают” под менее плотные воды реки Чусовая, соответственно, воды реки Чусовая “натекают” на воды реки Сылва. Более полно особенности распределения вод рассматриваемых рек, в зоне смешения, представлены на рис. 1. Здесь приведено распределение удельной электропроводности воды по глубине потока по линии развертки А-С-В, охватывающей приустьевые участки обеих рек.

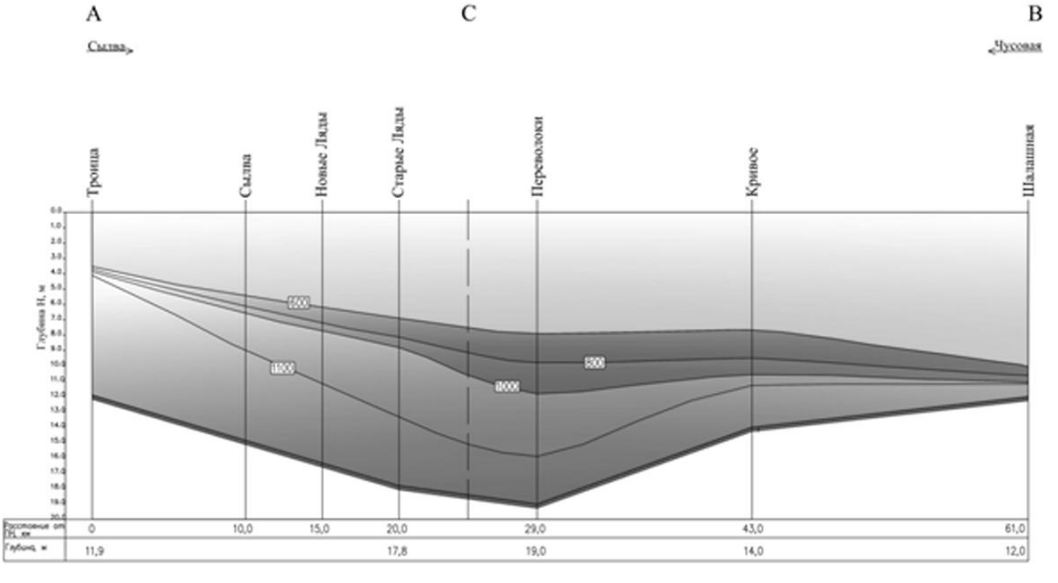


Рисунок 1. Распределение удельной электропроводности воды по глубине потока в зоне смешения рр. Сылва и Чусовая (по материалам замеров 7-8 февраля 2012 г.)

Наличие устойчивой вертикальной стратификации было предложено использовать для улучшения качества забираемой воды на Чусовском водозаборе г. Перми [1-3]. При этом отработка конструкционных особенностей самого водозабора, а также режима его работы проводилась на основе соответствующих вычислительных экспериментов.

Численное моделирование проводилось при помощи пакета вычислительной гидродинамики ANSYS Fluent с использованием k-ε модели для описания турбулентных пульсаций. Задача решалась в рамках нестационарного подхода [1]. Течение рассматривалось как изотермическое, однако плотность считалась зависящей от минерализации воды. Выполненные вычислительные эксперименты позволили определить условия формирования устойчивой стратификации полей минерализации,

а соответственно и жесткости воды в районе основного питьевого водозабора г. Перми, что имеет существенное значение для повышения надежности водоснабжения. Экспериментально проверена также система забора на основном питьевом водозаборе г. Перми (Чусовском водозаборе), обеспечивающая существенное снижение жесткости забираемой воды, что показано в табл.1.

Таблица 1. Результаты натурного эксперимента по параллельному забору воды на новой (наличие донных барьеров) и старой (без донных барьеров вокруг оголовков) насосных станциях ЧОС (по данным оператора системы водоснабжения г. Перми ООО Новогор-Прикамье)

Дата отбора проб воды	Жесткость воды в ед. жесткости ***Санитарно - гигиенический норматив* -7**	
	Насосная станция 1 подъема (3 очередь)	Насосная станция 1 подъема (старая)
13.01.2017	6,8	12,6
14.01.2017	6,7	14,1
15.01.2017	6,3	13,5
16.01.2017	5,8	12,8
17.01.2017	6,5	14,3
18.01.2017	5,8	13,0
19.01.2017	5,9	13,2
20.01.2017	6,2	13,4
21.01.2017	7,6	13,0
22.01.2017	8	17,2
23.01.2017	6,5	12,9
24.01.2017	6,5	12,9
25.01.2017	6,0	13,1

Вторым актуальным примером эффективности использования современных вычислительных технологий является их использование для оценки характера и масштабов воздействия Пермской ГРЭС на тепловой режим Камского водохранилища.

Объект моделирования. Пермская ГРЭС расположена на левом берегу Камского водохранилища в 5 км выше г. Добрянки и в 60 км выше плотины Камской ГЭС. Забор воды осуществляется посредством подводящего канала из Камского водохранилища. Сброс производится через отводящий канал также в Камское водохранилище. Мощность ГРЭС по техническому проекту должна составлять 4800 тыс. кВт (6 энергоблоков по 800 тыс. кВт каждый). В настоящее время введены в эксплуатацию 3 энергоблока (2400 тыс. кВт), имеющих прямоточную систему охлаждения.

Использование традиционных схем расчетов [4-6], основанных на использовании гидродинамических моделей в приближении «мелкой воды», в данном случае, некорректно, так как вследствие значительных глубин и низких скоростей течения, в зоне воздействия ГРЭС наблюдается существенная неоднородность температуры воды по глубине.

Для анализа распределения температурных полей в Камском водохранилище в районе рассматриваемого объекта были проведены специально поставленные натурные наблюдения. Численные эксперименты для детального описания поля температур, формируемого в районе ГРЭС при различных условиях водоотведения и метеорологического режима, выполнены при помощи пакета вычислительной гидродинамики ANSYS Fluent с использованием k-ε модели для описания турбулент-

ных пульсаций. При этом сопоставление натурных данных и результатов вычислительных экспериментов позволили оценить корректность (рис.2).

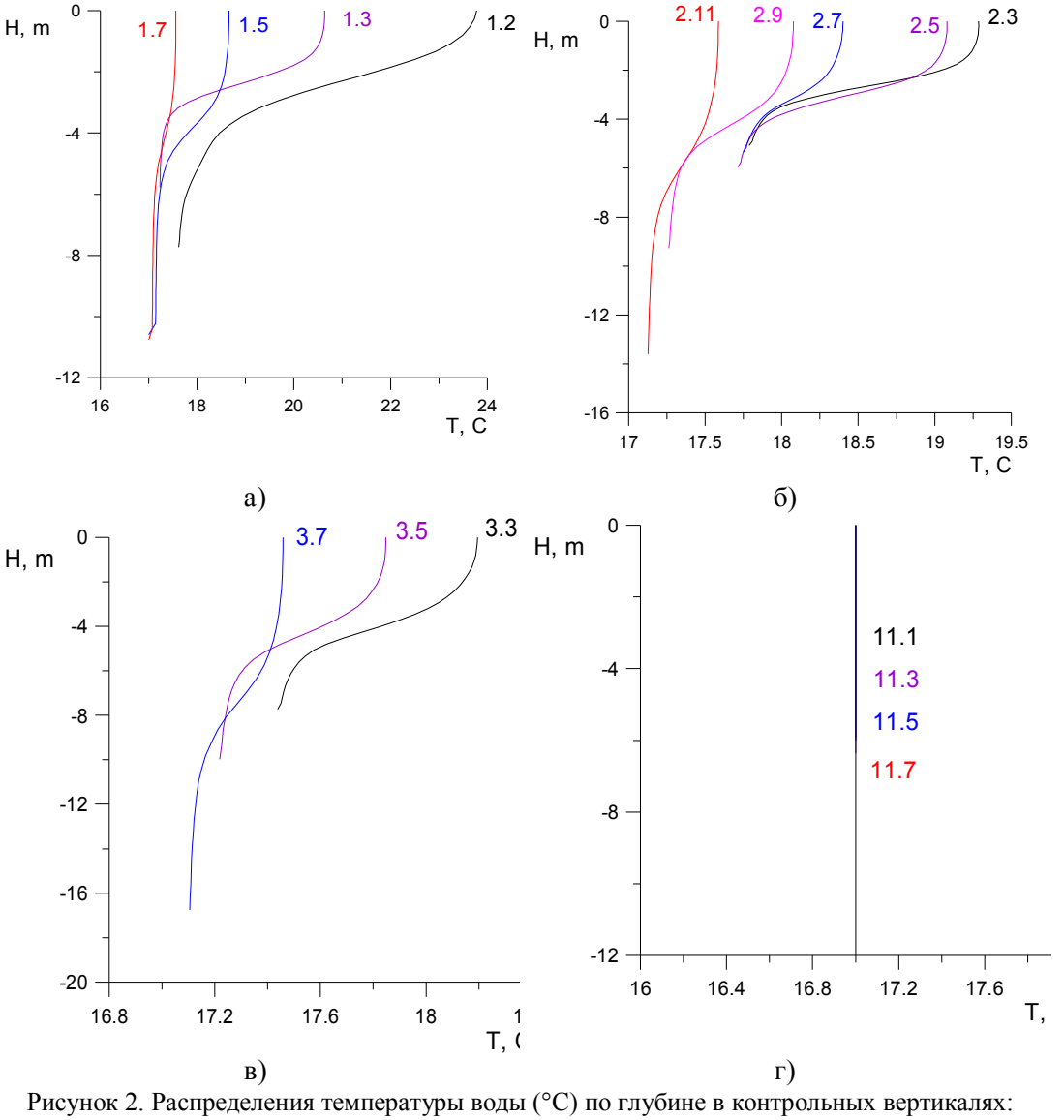


Рисунок 2. Распределения температуры воды (°С) по глубине в контрольных вертикалях: (0-поверхность воды, соответствующая 108.5 м абс); а) – первый контрольный створ, б) – второй, в) – третий, г) – одиннадцатый

Высокая согласованность расчетных и измеренных температурных характеристик дала возможность использовать построенную модель для оценки температурного режима Камского водохранилища в некоторых критических сценариях по Пермской ГРЭС. Всего было рассмотрено и проанализировано 5 различных сценариев, различающихся как расходами отводимых стоков, так и принимаемыми значениями скорости и направления ветра. При этом удалось установить имеющие большое значение для обеспечения устойчивости работы ГРЭС условия поступления термальных стоков в канал забора воды.

Выводы. Проведенные совместные натурные наблюдения и вычислительные эксперименты позволяют корректнее подойти к предсказанию гидрологического и гидрохимического режимов водных объектов. На конкретных примерах продемонстрирована возможность предлагаемого подхода к решению практических и теоретических задач, связанных с плотностными стратификационными эффектами в поверхностных водных объектах.

Показано, что в находящихся в подпоре устьевых зонах сливающихся рек, характеризующихся различной плотностью воды, возникают горизонтальные вихревые структуры. При этом структуры, образующиеся при слиянии рек Сылвы и Чусовой, имеют принципиальное значение для обеспечения устойчивости питьевого водоснабжения г. Перми.

Использование традиционных, основанных на приближении «мелкой воды», методов расчета зон теплового воздействия ГРЭС на крупные, глубокие водоемы является некорректным вследствие существенной неоднородности распределения температуры воды по глубине.

На примере одной из крупнейших в Европе тепловых энергетических станций – Пермской ГРЭС рассмотрена технология расчета температурных полей, создаваемых в водных объектах, в результате сброса термальных стоков систем охлаждения. Поскольку в водоемах-приемниках наблюдается существенная вертикальная температурная неоднородность, то для достижения достаточной корректности расчетов, использована комбинированная схема расчетов, включающая сопряженные модели в 1D, 2D, 3D постановках.

Литература

1. *Lyubimova T., Parshakova Y., Konovalov V., Tiunov A*. Formation of the density currents in the zone of confluence of two rivers // J. of Hydrology 508 (2014), p. 328-342.
2. *Лепихин А.П., Немковский Б.Б., Онянов В.А., Капитанова Е.Н*. Селективный отбор воды // Водоснабжение и санитарная техника, 1988, №3, С. 27-28.
3. *Лепихин А.П., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н., Возняк А.А., Коновалов В.В., Шумилова Н.С.* Использование стратификационных эффектов для селективного забора воды из поверхностных водных объектов на питьевые цели // Водное хозяйство России. Проблемы, Технологии, Управления, 2011, №5, С. 89-109.
4. *Бернадский Н.М*. Теория турбулентного потока и ее применение к построению течений в открытых водоемах // Материалы по гидрологии, гидрографии и водным силам СССР, вып.20. Госэнергоиздат, М.-Л., 1933.
5. *Апухтин А.А., Клеванная М.К., Клеванный К.А., Смирнова Е.В*. Расчет максимальной температуры воды в Белоярском водохранилище // Метеорология и гидрология, 2013, №12, С.85-91.
6. *Архипов Б.В., Киселев В.Г., Солбаков В.В*. Двумерная модель термического режима водоема сложной формы // Тр. ИОФАН, т.53, 1997, С.89-100.

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ГИДРАВЛИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ НА ВОДОТОКАХ В НИЖНИХ БЬЕФАХ ВОДОСБРОСНЫХ ГИДРОУЗЛОВ

Михеев П.А., Иваненко Ю.Г., Ткачев А.А., Гурин К. Г., Иваненко Д. Ю.
Новочеркасский инженерно-мелиоративный институт им. А.К. Кортунова
Донского государственного аграрного университета, г. Новочеркасск, Россия
gurin-knstantin@rambler.ru

Решение широкого круга вопросов, связанных с эксплуатацией водосбросных гидротехнических сооружений, требует оперативного получения достоверной прогностической информации о возможных характеристиках гидравлических процессов при различных режимах их эксплуатации. Однако в связи с трудностями контроля и прямого измерения характеристик гидравлических процессов в натурных условиях, необходимо применение методов математического моделирования и имитационных исследований переходных процессов на основе создания и функционирования численных имитационных моделей. Цель настоящей работы заключается в разработке методов гидравлического расчета экстремальных расходов и глубин воды в критических створах водотоков, отводящих воду от водосбросных гидроузлов, для принятого закона регулирования попусков сбросных расходов воды из водохранилищ. Из-за отсутствия проверенных и практически осуществимых методов измерения расходов и глубин воды в расчетных створах водотоков в настоящее время ощущается недостаток данных для уверенного прогнозирования экстремальных значений гидравлических параметров.

Задача регулирования сосредоточенных попусков сбросных расходов воды из водохранилищ основана на гидравлическом расчете процесса распространения и трансформации длинных волн, описываемых уравнениями Сен-Венана [1 - 5]:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + 2U\frac{\partial Q}{\partial x} - (U^2 - C^2)B\frac{\partial H}{\partial x} - g\omega(i_0 - \frac{U^2}{C_ш^2 R}) = 0, \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + B\frac{\partial H}{\partial t} = 0, \quad (2)$$

где Q – расход воды, м^3/с; C – скорость распространения начального возмущения, м/с; U – средняя скорость течения воды в сечении, м/с; H – глубина потока, м; x – пространственная координата, м; t – время, с; ω – площадь поперечного сечения, м^2; B – ширина водотока по урезу воды, м; g – ускорение силы тяжести, м/с^2; i_0 – уклон дна водотока; $C_ш$ – коэффициент Шези, м^{0,5}/с; R – гидравлический радиус, м.

Дифференциальные уравнения (1) и (2) нелинейные и в общем случае не имеют точного решения. Для получения приближенных решений эти уравнения линеаризуют [1, 4, 5]. Процесс линеаризации системы дифференциальных уравнений (1), (2) состоит в разложении параметров неустановившегося течения воды при малых возмущениях на составляющие в виде:

$$H = H_0 + \Delta H, \; Q = Q_0 + \Delta Q \quad (3)$$

и отбрасывании высших степеней и произведений возмущений ΔH, ΔQ и их производных. Параметры, отмеченные нулевым индексом, отвечают режиму невозмущенного установившегося течения воды.

Уравнения возмущенного течения запишутся в виде:

$$\frac{\partial \Delta Q}{\partial t}+2U_0\frac{\partial \Delta Q}{\partial X}-(U_0^2-C_0^2)B_0\frac{\partial \Delta H}{\partial X}+\beta\Delta Q-\gamma B_0\Delta H=0\,, \qquad (4)$$

$$B_0\frac{\partial \Delta H}{\partial t}+\frac{\partial \Delta Q}{\partial X}=0\,, \qquad (5)$$

где $$C_0^2=g\frac{\omega_0}{B_0}\,,\ \beta=\frac{2gi_0}{U_0}\,,\ \gamma=(2gi_0-i_0C_0^2\Gamma)\,. \qquad (6)$$

$$\Gamma=(1+2y)\left[\frac{2\sqrt{1+m^2}}{b+2H_0\sqrt{1+m^2}}-\frac{b+2mH_0}{(b+mH_0)H_0}\right], \qquad (7)$$

В уравнениях (4), (5) параметры ΔH и ΔQ носят название малых возмущений глубины и расхода и отвечают режиму возмущенного течения. Они характеризуют изменение глубины и расхода относительно начального положения.

Преобразуем дифференциальное уравнение (4) к виду:

$$\frac{\partial \Delta Q}{\partial t}+2U_0\frac{\partial \Delta Q}{\partial x}-(U_0^2-C_0^2)B_0\frac{\partial \Delta H}{\partial x}=-\overline{\Pi}\left[\ \Delta Q-(U_0\mp C_0)B_0\Delta H\ \right], \qquad (8)$$

где $$\overline{\Pi}=\frac{(\beta\dfrac{\Delta\overline{\mathrm{Q}}}{B_0\Delta\overline{\mathrm{H}}}-\gamma)}{\left[\dfrac{\Delta\overline{\mathrm{Q}}}{B_0\Delta\overline{\mathrm{H}}}-(U_0\mp C_0)\right]}, \qquad (9)$$

$\Delta\overline{Q}$ и $\Delta\overline{H}$ – осредненное значение возмущений по расходу и глубине потока на участке дифференцирования:

Подстановкой

$$\Delta Q=(U_0\mp C_0)\,B_0\,\Delta H-\frac{P}{\overline{\Pi}}e^{-\frac{\overline{\Pi}(x-x_0)}{(U_0\pm C_0)}}-\frac{M}{\overline{\Pi}}e^{-\overline{\Pi}(t-t_0)+a\left[\ (x-x_0)-(U_0\pm C_0)(t-t_0)\ \right]} \qquad (10)$$

система уравнений (5), (8) приводится к одному гиперболическому дифференциальному уравнению в частных производных первого порядка относительно функции $\Delta\mathrm{Q}(x,t)$:

$$\frac{\partial \Delta Q}{\partial t}+(U_0\mp C_0)\frac{\partial \Delta Q}{\partial X}=\frac{M\left[\overline{\Pi}+a(U_0\pm C_0)\right]}{\overline{\Pi}}e^{-\overline{\Pi}(t-t_0)+a\left[\ (x-x_0)-(U_0\pm C_0)(t-t_0)\ \right]}, \qquad (11)$$

где $P,\ M,\ a$ - постоянные параметры, определяемые из граничных условий.

Задача интегрирования уравнения (11) предполагает предварительное получение его общего решения в виде полного интеграла [1,4,7,9]:

$$\Delta\mathrm{Q}=\Phi\left[\ (x-x_0)-(U_0\mp C_0)(t-t_0)\ \right]-$$
$$-\frac{M}{\overline{\Pi}}\frac{\left[\ \overline{\Pi}+a(U_0\pm C_0)\ \right]}{(\overline{\Pi}\pm 2aC_0)}e^{-\Pi(t-t_0)+a\left[\ (x-x_0)-(U_0\pm C_0)\ (t-t_0)\ \right]}+C, \qquad (12)$$

где функция Ф и постоянный параметр С определяются из граничных условий.

Сформулируем задачу Коши: найти точное решение исходного уравнения (11), удовлетворяющее краевому условию в створе возмущения в виде:

$$\Delta Q(x_0, t) = D. \tag{13}$$

Для решения задачи Коши по полному интегралу [1, 4, 7] следует заданную функцию подставить в уравнение полного интеграла и полученное уравнение продифференцировать по независимой переменной *t*. Исключение независимой переменной *t* из двух выведенных уравнений приводит к получению соотношения между постоянными параметрами α и β в виде $\beta = \omega(\alpha)$. Таким образом, можно найти семейство интегральных поверхностей, зависящее от одного параметра: $\Delta Q = \phi(x, t, \alpha, \omega(\alpha))$. Продифференцировав найденную функцию по параметру α, приравняем полученное соотношение нулю: $\dfrac{\partial\phi(x, t, \alpha, \omega(\alpha))}{\partial\alpha} = 0$. Исключив из двух полученных соотношений параметр α, получим решение искомой задачи Коши. Можно определить:

$$\Delta Q = \left\{ D + \frac{M}{\overline{\Pi}} \frac{\left[\overline{\Pi} + a(U_0 \pm C_0)\right]}{(\overline{\Pi} \pm 2aC_0)} \times \right.$$
$$\left. \times \left[e^{\left[\Pi + a(U_0 \pm C_0)\right] \frac{\left[(x - x_0) - (U_0 \mp C_0)(t - t_0)\right]}{(U_0 \mp C_0)}} - e^{-\overline{\Pi}(t - t_0) + a\left[(x - x_0) - (U_0 \pm C_0)(t - t_0)\right]} \right] \right\} \tag{14}$$

Подставив (14) в (10), получим соотношение для функции ΔH:

$$(U_0 \mp C_0) B_0 \Delta H = D + \frac{P}{\overline{\Pi}} e^{-\frac{\overline{\Pi}(x - x_0)}{(U_0 \pm C_0)}} +$$
$$+ \frac{M}{\overline{\Pi}} \frac{\left[\overline{\Pi} + a(U_0 \pm C_0)\right]}{(\overline{\Pi} \pm 2aC_0)} e^{\left[\Pi + a(U_0 \pm C_0)\right] \frac{\left[(x - x_0) - (U_0 \mp C_0)(t - t_0)\right]}{(U_0 \mp C_0)}} - \tag{15}$$
$$- \frac{M}{\overline{\Pi}} \frac{a(U_0 \mp C_0)\,]}{(\overline{\Pi} \pm 2aC_0)} e^{-\overline{\Pi}(t - t_0) + a\left[(x - x_0) - (U_0 \pm C_0)(t - t_0)\right]}.$$

Задаваясь граничными условиями:

$$\Delta Q = D, \ \Delta H = \frac{D}{(U_0 \pm C_0) B_0} \ \text{при} \ t = t_0, \ x = x_0, \tag{16}$$

$$\Delta Q = D, \ \Delta H = \Delta H\max \ \text{при} \ t - t_0 = \infty, \ x - x_0 = (U_0 \pm C_0) T, \tag{17}$$

$$\Delta Q = \psi D, \ \Delta H = \zeta \frac{D}{(U_0 \pm C_0) B_0} \ \text{при} \ t - t_0 = T, \ x - x_0 = (U_0 \pm C_0) T, \tag{18}$$

из (14) и (15) определим значения постоянных P и M:

$$\frac{P}{\overline{\Pi}} = \left[\frac{D(U_0 \mp C_0)}{(U_0 \pm C_0)} - \frac{M}{\overline{\Pi}} - D \right]. \tag{19}$$

$$\frac{M}{\overline{\Pi}} = \frac{D(U_0 \mp C_0)}{(U_0 \pm C_0)} - (U_0 \mp C_0) B_0 \frac{\Delta H\max}{e^{-\overline{\Pi} T}} - D \frac{(e^{-\overline{\Pi} T} - 1)}{e^{-\overline{\Pi} T}}. \tag{20}$$

$$\psi = \zeta = e^{-\overline{\Pi} T},$$

$$\frac{M}{\overline{\Pi}} = D\frac{(\overline{\Pi} \pm 2aC_0)}{[\ \overline{\Pi} + a(U_0 \pm C_0)\ ]}\frac{(e^{-\overline{\Pi}T} - 1)}{[\ e^{\pm\frac{2C_0T}{(U_0 \mp C_0)}[\ \Pi + a(U_0 \pm C_0)\ ]} - e^{-\overline{\Pi}T}\ ]}. \qquad (21)$$

Приравняв соотношения (20) и (21), получим трансцендентное уравнение, из которого определяется значение параметра a .

$$\frac{D(U_0 \mp C_0)}{(U_0 \pm C_0)} - \frac{[\ (U_0 \mp C_0)B_0\Delta\mathrm{Hmax} + D(e^{-\overline{\Pi}T} - 1)\ ]}{e^{-\overline{\Pi}T}} =$$

$$= D\frac{(\overline{\Pi} \pm 2aC_0)}{[\ \overline{\Pi} + a(U_0 \pm C_0)\ ]}\frac{(e^{-\overline{\Pi}T} - 1)}{[\ e^{\pm\frac{2C_0T}{(U_0 \mp C_0)}[\ \Pi + a(U_0 \pm C_0)\ ]} - e^{-\overline{\Pi}T}\ ]}. \qquad (22)$$

Подставив значения постоянных из (19), (21) в (14) и (15), получим:

$$\Delta\mathrm{Q} = D + D(e^{-\overline{\Pi}T} - 1)\times$$

$$\times\frac{[\ e^{[\ \Pi + a(U_0 \pm C_0)\ ]\frac{[(x - x_0) - (U_0 \mp C_0)(t - t_0)\ ]}{(U_0 \mp C_0)}} - e^{-\overline{\Pi}(t - t_0) + a[\ (x - x_0) - (U_0 \pm C_0)\ (t - t_0)\ ]}\ ]}{[\ e^{\pm\frac{2C_0T}{(U_0 \mp C_0)}[\ \Pi + a(U_0 \pm C_0)\ ]} - e^{-\overline{\Pi}T}\ ]}, \qquad (23)$$

$$(U_0 \mp C_0)B_0\Delta H = \frac{D(U_0 \mp C_0)}{(U_0 \pm C_0)}e^{-\frac{\overline{\Pi}(x - x_0)}{(U_0 \pm C_0)}} - D[\ e^{-\frac{\overline{\Pi}(x - x_0)}{(U_0 \pm C_0)}} - 1\ ] +$$

$$+ D\frac{(e^{-\overline{\Pi}T} - 1)}{[\ e^{\pm\frac{2C_0T}{(U_0 \mp C_0)}[\ \Pi + a(U_0 \pm C_0)\ ]} - e^{-\overline{\Pi}T}\ ]}\{\ e^{[\ \Pi + a(U_0 \pm C_0)\ ]\frac{[(x - x_0) - (U_0 \mp C_0)(t - t_0)\ ]}{(U_0 \mp C_0)}} - \qquad (24)$$

$$- \frac{a(U_0 \mp C_0)\ ]}{[\ \overline{\Pi} + a(U_0 \pm C_0)\ ]}e^{-\overline{\Pi}(t - t_0) + a[\ (x - x_0) - (U_0 \pm C_0)\ (t - t_0)\ ]} - \frac{(\overline{\Pi} \pm 2aC_0)}{[\ \overline{\Pi} + a(U_0 \pm C_0)\ ]}e^{-\frac{\overline{\Pi}(x - x_0)}{(U_0 \pm C_0)}}.\ \}$$

где T – время распространения начального возмущения до расчетного створа, определяемое по формуле:

$$T = \frac{x}{(U_0 \pm C_0)}. \qquad (25)$$

Соотношения (23) и (24) являются точными аналитическими решениями уравнений (5) и (8), удовлетворяющими краевому условию (13), а также промежуточным граничным условиям (16), (17) и (18). Сетка координат для полученных решений является прямоугольной. Параметр $\overline{\Pi}$ определяется из уравнения (9).

Пример расчета. При сбросе воды из водохранилища изменение расхода в начальном створе (x=0) нижнего бьефа гидроузла подчиняется закону (13):

$$\Delta\mathrm{Q}(0,\mathrm{t}) = D = 50\ м^3/с.,$$

Рассчитать изменения расходов и уровней воды во времени в створах X = 0 м и X = 5000 м, если в начальный момент в призматическом русле реки на расчетном

участке наблюдался режим течения, близкий к равномерному. Морфометрические характеристики и гидравлические параметры на расчетном участке реки, соответствующие равномерному режиму течения, заданы:

$$Q_0 = 100\,м^3/с, \quad U_0 = 0{,}535\,м/с, \quad H_0 = 1{,}948\,м, \quad B_0 = 96м,$$

$$\omega_0 = 186{,}994м^2, \quad m = 0, \quad n = 0{,}022, \quad i_0 = 0{,}00006\ , \quad H^1 = 2{,}495\,м.$$

Результаты расчетов представлены на рис. 1 и 2.

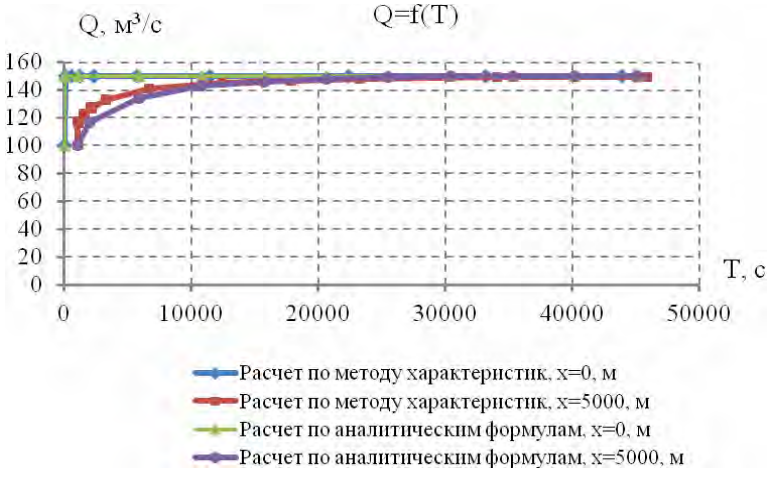


Рисунок 1. График изменения расходов воды от времени в фиксированных створах

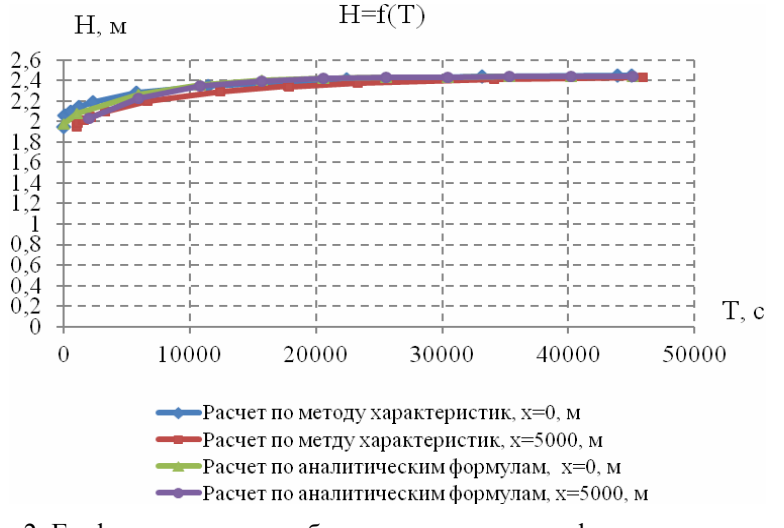


Рисунок 2. График изменения глубин воды от времени в фиксированных створах

Расчеты выполнены по выведенным в работе аналитическим формулам (23), (24) и методу характеристик, который рассматривается как аналоговый [1,2,6,8,9]. Сравнение результатов расчетов по двум методам позволило определить максимальную относительную погрешность, которая для расчетных расходов воды и глубин не превышает 3,5%.

Разработан метод гидравлического расчета глубин и экстремальных расходов воды в критических створах водотоков, отводящих воду от водосбросных сооружений при неустановившемся режиме течения воды. Изложен алгоритм аналитическо-

го решения сформулированной математической задачи и выполнены имитационные исследования. Внедрение метода гидравлического расчета попусков сбросных расходов на водотоках, отводящих воду от водосбросных сооружений, позволит оптимизировать холостые и нетехнологические сбросы воды из водохранилищ.

Литература

1. *Иваненко Ю.Г., Ткачев А.А., Иваненко А.Ю.* Гидравлические аспекты устойчивых водных потоков в неразмываемых и размываемых руслах. Новочеркасск: Изд. ООО «Лик», 2013. 352 с.
2. *Стокер Дж. Дж.* Волны на воде. М.-Л.: Изд-во иностр. литературы, 1959. 217 с.
3. *Чоу В.Т.* Гидравлика открытых каналов –М.: Стройиздат, 1969.- 464 с.
4. *Иваненко Ю.Г., Ткачев А.А.* Теоретические принципы и решения специальных задач гидравлики открытых водотоков. Новочеркасск. 2013. (2-е издание, переработанное). – 147 с.
5. *Картвелишвили Н.А.* Потоки в недеформируемых руслах. – Л.: Гидрометеоиздат, 1973. – 279 с.
6. *Иваненко Ю.Г., Ткачев А.А., Иваненко А.Ю.* Управление водораспределением в каналах методом совмещенного регулирования уровней в бьефах перегораживающих сооружений (на примере Азовской ОС)// Мелиорация и водное хозяйство. 2013. №3. С. 35-37.
7. *Камке Ю.Э.* Справочник по дифференциальным уравнениям в частных производных первого порядка. – Москва, Изд. «Наука».1966. 213 с.
8. *Ткачев А.А., Иваненко Ю.Г.* Совершенствование диспетчерского управления водораспределением на оросительных каналах мелиоративных систем // В мире научных открытий. 2016. № 12(84).
9. *Иваненко Ю.Г., Ткачев А.А., Гурин К.Г., Иваненко Д.Ю.* Гидравлический расчет линейно распределенных попусков сбросных расходов воды из водохранилищ.// Политематический сетевой электронный журнал Кубанского государственного аграрного университета. 2017. № 125. С. 196-209.

ОЦЕНКА ПРЕДСКАЗУЕМОСТИ ПРИТОКА ВОДЫ В ЧЕБОКСАРСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ С ПОМОЩЬЮ ЧИСЛЕННЫХ ЭКСПЕРИМЕНТОВ[11]

Морейдо В.М.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
vsevolod.moreydo@iwp.ru

Введение. Прогноз притока воды в водохранилища во время прохождения весеннего половодья является наиболее актуальным для эффективного управления водохозяйственными системами Европейской территории России. Характер прохождения весеннего половодья зависит от запасов влаги, накопленных в поверхностных и подземных емкостях речного бассейна за зимний период, предшествующий

[11] Построение схемы ансамблевого прогноза выполнено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №16-05-00599), численные эксперименты по оценке пределов предсказуемости выполнены при финансовой поддержке РНФ (проект №14-17-00700П).

этому явлению. Наличие этой зависимости является физической основой предсказуемости характеристик речного стока в период половодья и открывает возможности для долгосрочного прогноза гидрологических характеристик с заблаговременностью, обусловливаемой разгрузкой аккумулированных запасов воды в речную сеть.

Настоящее исследование проведено для оценки максимальной эффективности прогнозов притока воды в Чебоксарское водохранилище в зависимости от даты выпуска прогноза и его заблаговременности. Для этого использована описанная ранее в [1] методика прогноза, включающая расчет показателей увлажненности водосбора на дату выпуска прогноза с помощью гидрологической модели ECOMAG, а затем расчет ансамбля гидрографов притока в течение периода заблаговременности, соответствующих разным сценариям возможных погодных условий за этот период. Расчетный блок прогностической методики, представленной в работе, модифицирован автором по сравнению с [1] для усвоения значительно большего объема исходных гидрометеорологических данных. Кроме того, удлинен ряд проверочных прогнозов и проведены численные эксперименты, позволившие оценить предсказуемость различных характеристик притока воды в Чебоксарское водохранилище.

Разработка модели притока воды в Чебоксарское водохранилище. В качестве объекта исследований был выбран водосбор Чебоксарского водохранилища, площадью 378000 км^2, водный режим которого характеризуется высоким весенним половодьем, зависящим от запасов воды в снежном покрове на территории бассейнов основных притоков водохранилища – Оки, Суры, Ветлуги, а также условиями снеготаяния во II квартале года, когда проходит волна половодья. В течение этого времени водохранилище осуществляет наполнение для последующей сработки в период межени, поэтому качественные прогнозы притока воды в этот период являются чрезвычайно актуальными для осуществления сезонного регулирования стока.

Для описания процессов формирования притока воды в Чебоксарское водохранилище использована физико-математическая модель ECOMAG (Ecological Model for Applied Geophysics), разработанная в Институте водных проблем РАН [2, 3]. Гидрологическая модель с распределенными параметрами использует почвенные, ландшафтные и гидрометеорологические характеристики водосбора для учета пространственных особенностей процессов формирования стока. Концептуальная схема модели заключается в следующем. В летний период осадки, выпадающие в виде дождя, частично проникают в почву. Избыток воды, не впитавшийся в почву, перемещается по уклону поверхности в речную сеть, заполняя, при наличии, депрессии на поверхности бассейна. Часть влаги, впитавшейся в почву, может перемещаться по уклону по временным относительно непроницаемым водоупорам. Вода, не попавшая в речную сеть, расходуется на испарение или дренаж в более глубокие горизонты почвы. Для холодного периода года дополнительно учитываются гидротермические процессы в снежном покрове и почве, т.е. формированием снежного покрова и снеготаянием, промерзанием и оттаиванием почвы, инфильтрацией талых вод в мерзлую почву. За расчетную единицу в модели принимается элементарный расчетный водосбор, выделенное число которых в бассейне Чебоксарского водохранилища составило – 1045 со средней площадью 340 км^2.

Модель рассчитывает характеристики снежного покрова и снеготаяния, увлажнения, промерзания и оттаивания почвы, поверхностного (склонового), подповерхностного (внутрипочвенного) и грунтового стока, движения воды по русловой сети. Примеры применения модели для описания формирования речного стока на водо-

сборах разного размера (от десятков до миллионов квадратных километров), с разными природными условиями, приведены в работах [4, 5, 6, 7].

В качестве входной информации для модели используются многолетние ряды суточных сумм осадков, среднесуточных значений температуры и влажности воздуха, которые для Чебоксарского водохранилища задавались на 157 метеостанциях в пределах и вокруг границ бассейна. В настоящем исследовании были использованы данные суточного разрешения за период с 1966 по 2016 год.

Оптимальные параметры модели были определены путем калибровки по фактическим данным о ежедневном притоке воды в Чебоксарское водохранилище за период с 2000 по 2010 год. Верификация модели проводилась за период с 1982 г. (с момента заполнения водохранилища) по 1999 г. и с 2011 по 2016 гг. В качестве критерия соответствия смоделированных среднесуточных расходов воды фактическим использовались показатель эффективности Нэша-Сатклиффа, а также коэффициент линейной корреляции между фактическими и смоделированными объемами притока воды в водохранилище и максимальные расходы притока в рассматриваемый период. Значения критериев приведены в табл. 1., их величины показывают хорошее соответствие смоделированных среднесуточных расходов притока и его объемов, а также максимальных расходов наблюденным фактическим величинам.

Таблица 1. Проверка модели притока в Чебоксарское водохранилище

	Калибровка (2000 – 2010)	Верификация (1982 – 1999; 2011 – 2016)	Весь период (1982 – 2016)
*NSE**	0.83	0.79	0.80
R_{vol}	0.93	0.81	0.84
R_{max}	0.94	0.75	0.77

*NSE – показатель эффективности Нэша-Сатклиффа, R_{vol} , R_{max} – коэффициенты корреляции между фактическими и смоделированными объемами притока и максимальными расходами притока во II квартале, соответственно.

Проведенные оценки показали, что модель позволяет адекватно описать приток воды в Чебоксарское водохранилище с суточным разрешением и может быть использована для дальнейших исследований возможности усовершенствования методики долгосрочного прогнозирования притока.

Методика ансамблевого долгосрочного прогноза притока воды в Чебоксарское водохранилище. В ходе проведенного исследования была разработана и проверена на фактических данных методика ансамблевого долгосрочного прогноза объема притока воды и максимального расхода притока во II квартале в Чебоксарское водохранилище. Под ансамблевым прогнозом в настоящем исследовании подразумевается создание на основе метеорологических данных за предыдущие годы наблюдений (с 1966 по 2016 гг.) набора гидрографов возможного притока воды за период заблаговременности прогноза (сценариев) с их последующим осреднением.

Разработанная методика выпуска долгосрочного прогноза притока воды к Чебоксарскому водохранилищу заключается в следующем.

1. На основании фактических метеорологических данных текущего года с помощью модели формирования стока рассчитывается состояние водосбора (влагозапас в снежном покрове, влажность почвы, глубина промерзания почвы) на дату выпуска прогноза.

2. На основании фактических метеорологических данных за три месяца (с 1 апреля по 30 июня) первого года из ансамбля имеющихся в базе данных лет наблюдений производится расчет гидрографа притока за указанные три месяца.

3. Производятся аналогичные расчеты за три месяца (с 1 апреля по 30 июня) на основании всех имеющихся в базе данных лет наблюдений с неизменным начальным состоянием водосбора от текущего года.

4. Производится объединение полученных сценариев притока воды в ансамбль гидрографов притока.

5. Выполняется анализ ансамбля: вычисление среднего объема по ансамблю, среднего максимального расхода притока воды, количества дней с расходами притока свыше среднеквартального значения и свыше среднемаксимального значения, которые интерпретируются как детерминистический прогноз соответствующих характеристик за текущий год.

Описанный алгоритм выполнялся для получения проверочных прогнозов притока во II квартале за все годы в период с 1982 по 2016. Проверочные прогнозы сопоставлялись с фактическими значениями характеристик притока воды за этот период для верификации прогностической методики. Верификация проводилась на основании оценки следующих двух показателей:

—отношения среднеквадратической ошибки прогноза S к стандартному отклонению прогнозируемой величины σ, вычисляемого по формуле [8]

$$S = \sqrt{\frac{1}{N-1}\sum_{i=1}^{N}(y_i - y_i')^2}. \quad (1)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{N-1}\sum_{i=1}^{N}(y_i - y)^2}, \quad (2)$$

где y_i – фактическое значение прогнозируемой величины в i-й год, y_i'– прогнозное значение, $\bar{y}$ – выборочное среднее фактической величины, N – число проверочных прогнозов.

— коэффициента линейной корреляции R между фактической и прогнозной величиной

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{N}(y_i - \bar{y})(y'_i - \bar{y'})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{N}(y_i - \bar{y})}\sqrt{\sum_{i=1}^{N}(y'_i - \bar{y'})}} \quad (3)$$

Для иллюстрации качества прогноза выбрана достаточно широко используемая в зарубежных публикациях по оценке качества прогнозов и достаточно редко встречающаяся в отечественных исследованиях нормализованная диаграмма Тейлора [9]. Очевидным преимуществом диаграммы Тейлора, на взгляд автора, является возможность наглядной демонстрации трех характеристик прогностической методики одновременно: стандартного отклонения прогноза, отношения S/σ (см. формулу (1)) и коэффициента корреляции. Основой для нормализованной диаграммы Тейлора является функциональная связь между тремя упомянутыми характеристиками:

$$S^2 = \sigma_f^2 + \sigma_m^2 - 2\sigma_f\sigma_m R, \quad (4)$$

где S^2 – среднеквадратическая ошибка прогноза, σ^2_f – стандартное отклонение фактической величины, σ^2_m – среднеквадратическое отклонение прогнозной величины, R – коэффициент корреляции. Зависимость (4) может быть интерпретирована как теорема косинусов и отображена графически. Обе части уравнения (4) могут быть нормализованы на величину σ^2_f и преобразованы к безразмерному виду, предоставляя тем самым возможность показывать на одной диаграмме характеристики прогноза различных величин.

На рис. 1 представлена нормализованная диаграмма Тейлора для прогноза четырех характеристик притока воды к Чебоксарскому водохранилищу – объема притока *W* (1), максимального расхода воды притока *Qmax* (2), количества дней с расходом притока свыше среднеквартального значения *Nq* (3) и количества дней с расходом притока свыше среднемаксимального значения *NqMax* (4). Расстояние от точки 1 до соответствующих точек прогноза, оконтуренное для наглядности изолиниями, представляет собой отношение S/σ, наиболее часто используемое в отечественной практике гидрологических прогнозов для их оценки.

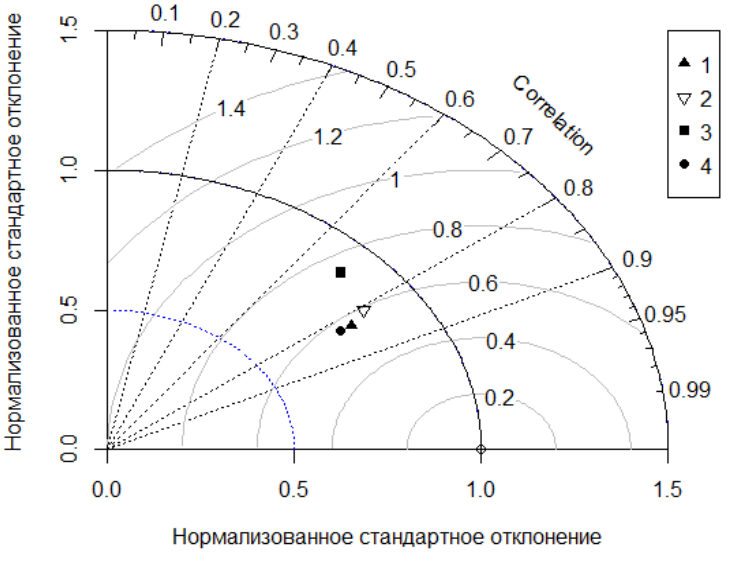
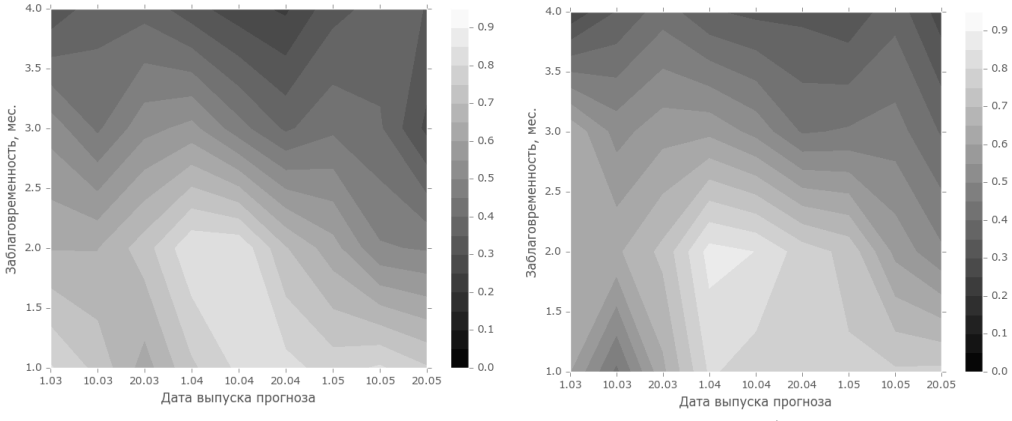


Рисунок 1. Нормализованная диаграмма Тейлора для прогноза *W* (1), *Qmax* (2), *Nq* (3) и *NqMax* (4), обозначения см. в тексте

Анализ рис. 1 показывает, что прогноз всех характеристик притока, кроме *Nq*, имеет коэффициент корреляции более 0.8, отношение *S/σ* – менее 0.6, что может быть интерпретировано как хороший результат. Прогноз количества дней с расходами притока выше среднеквартальных значений характеризуется удовлетворительными значениями.

Организация численных экспериментов по оценке предсказуемости. Разработанная методика долгосрочного прогноза притока воды в Чебоксарское водохранилище была использована для оценки предсказуемости выбранных характеристик притока, то есть чувствительности качества прогноза к дате его выпуска и заблаговременности. С этой целью проведен численный эксперимент, в котором проверочные прогнозы были выпущены 1, 10 и 20 числа каждого месяца в период с марта по май заблаговременностью 1, 2, 3 и 4 месяца. Полученные результаты оценены с помощью коэффициента линейной корреляции R и представлены в виде т.н. карт предсказуемости – двумерных изображений зависимости коэффициента корреляции от даты выпуска прогноза и его заблаговременности (рис. 2). Область наиболее эффективного прогноза объема притока, то есть наиболее тесная корреляция между фактическими и прогнозными величинами – до 0.9, находится между 1 апреля и 1 мая и имеет наилучшую заблаговременность 2 месяца (рис. 2а). Это означает, что предсказуемость объема притока воды в Чебоксарское водохранилище максимальна в апреле и мае, а приток после прохождения половодья является менее предсказуе-

мым, что, очевидно, связано с уменьшением влияния начальных условий перед выпуском прогноза.



а б

Рисунок 2. Карты предсказуемости прогноза *W* (а) и *Qmax* (б), построенные на основании значений коэффициента корреляции *R*

Для максимальных расходов воды притока в Чебоксарское водохранилище выявленная область максимальной эффективности прогноза несколько уже, то есть наиболее эффективными являются прогнозы максимальных расходов воды мая, выпущенные 1 апреля. Заблаговременность более чем в 2 месяца снижает эффективность прогноза, по-видимому, по тем же причинам, что и для объемов притока.

Заключение. Разработана методика ансамблевого долгосрочного прогноза притока воды в Чебоксарское водохранилище на основании математической модели формирования речного стока. Указанная методика проверена на прогнозах притока во II квартале за период с 1982 по 2016 гг. Качество прогноза оценено с помощью стандартных критериев оценки долгосрочных прогнозов, использующихся в оперативной практике в нашей стране. Разработанный подход использован для организации эксперимента по проверке предсказуемости характеристик притока воды в зависимости от заблаговременности и даты выпуска прогноза. По итогам эксперимента построены карты предсказуемости и получено представление о наибольшей эффективности прогнозов объема притока и максимальных расходах притока воды в Чебоксарское водохранилище, выпущенных в период с 1 апреля по 1 мая и заблаговременностью 2 месяца.

Литература

1. *Gelfan A.N., Motovilov Yu.G. and Moreido V. M.* Ensemble seasonal forecast of extreme water inflow into a large reservoir. Proc. IAHS, 369, 115-120, 2015.

2. *Мотовилов Ю.Г.* Гидрологическое моделирование речных бассейнов в различных пространственных масштабах 1. Алгоритмы генерализации и осреднения // Водные ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 243–253.

3. *Motovilov Y., Gottschalk L., Engeland L., Rodhe A.* Validation of a distributed hydrological model against spatial observation // Agricultural and Forest Meteorology. 1999. V. 98–99. P. 257–277.

4. *Данилов-Данильян В.И., Гельфан А.Н., Мотовилов Ю.Г., Калугин А.С.* Катастрофическое наводнение 2013 года в бассейне реки Амур: условия формирования,

оценка повторяемости, результаты моделирования // Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 2. С. 111–122.

5. *Gelfan A., Motovilov Y., Krylenko I., Moreido V., Zakharova E.* Testing the robustness of the physically-based ECOMAG model with respect to changing conditions // Hydrol. Sci. J. 2015. V. 60 (7, 8). P. 1266–1285.

6. *Gelfan A., Semenov V., Gusev E., Motovilov Y., Nasonova O., Krylenko I., and Kovalev E.* Large-basin hydrological response to climate model outputs: uncertainty caused by internal atmospheric variability // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2015. V. 19. P. 2737-2754.

7. *Motovilov Y.G., Gelfan A.N.* Assessing runoff sensitivity to climate change in the Arctic basin: empirical and modelling approaches // IAHS Publ. 2013. V. 360. P. 105–112.

8. *Аполлов Б.А., Калинин Г.П., Комаров В.Д.* Курс гидрологических прогнозов. – Л.: Гидрометеоиздат. – 1974. – 422 с.

9. *Taylor, K.E.* Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram //J. Geophys. Res. 2001. 106: 7183–7192. doi:10.1029/2000JD900719.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ФОРМИРОВАНИЯ СТОКА В БАССЕЙНЕ р. УССУРИ НА БАЗЕ МОДЕЛИ ECOMAG[12]

Мотовилов Ю.Г.[1], *Бугаец А.Н.*[2,3], *Гарцман Б.И.*[1,2], *Гончуков Л.В.*[3], *Калугин А.С.*[1], *Лупаков С.Ю.*[2], *Морейдо В.М.*[1], *Сучилина З.А.*[1,4], *Фингерт Е.А.*[1,4]
[1]Институт водных проблем РАН, Москва, Россия
[2]Тихоокеанский институт географии ДО РАН, г. Владивосток, Россия
[3]Дальневосточный региональный научно-исследовательский гидрометеорологический институт, г. Владивосток,
[4]МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва
motol49@yandex.ru

Введение. Климат региона играет определяющую роль в формировании гидрологического режима водных объектов. Поэтому качество моделирования стока с помощью распределенных гидрологических моделей в значительной степени зависит от корректности воспроизведения пространственной картины неоднородностей метеорологических воздействий на водосбор и, в первую очередь, от детальности задания полей осадков. Многочисленными исследованиями установлено, что в целом качество гидрологического моделирования ухудшается при снижении плотности осадкомерной сети (например, [1]). В России, как и во многих других странах, наблюдения за осадками выполняются на метеорологических и гидрологических станциях и постах. Причем, существует мнение, что осадкомерные наблюдения на метеостанциях более надежны по сравнению с данными измерений на гидрологических постах. Поэтому осадкомерная сеть на гидропостах зачастую не задействуется в гидрологических моделях, поскольку некачественные данные об осадках на некоторых гидропостах могут приводить к ухудшению результатов моделирования.

В качестве основы гидрологической модели для описания процессов формирования стока в работе задействована пространственно-распределенная физико-

[12] Разработка модели формирования стока выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №16-05-00864), валидация модели – при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 16-17-00105).

математическая модель ECOMAG (ECOlogical Model for Applied Geophysics) [2, 3]. Модель прошла испытания на многих речных бассейнах, в разных физико-географических зонах, в различных пространственных масштабах и доказала свою эффективность при расчете гидрографов стока с суточным разрешением и моделировании динамики гидрологических полей (влажности почвы, запасов воды в снежном покрове, стока) в крупных речных бассейнах [3, 4].

В работе акцент делается на следующих двух аспектах: (1) - исследование возможностей модели ECOMAG при моделировании пространственной картины режима стока в речных бассейнах со специфическими особенностями формирования стока в условиях муссонного климата [5]; (2) - исследование чувствительности модели к плотности задания осадкомерной сети и возможности привлечения данных осадкомеров на гидропостах для гидрологических расчетов в регионе.

Объект исследований. Исследуемая территория – верхняя часть бассейна р. Уссури до п. Кировский площадью 24400 км^2. Длина реки от истока составляет 240 км. Бассейн реки достаточно контрастен по рельефу (рис 1).

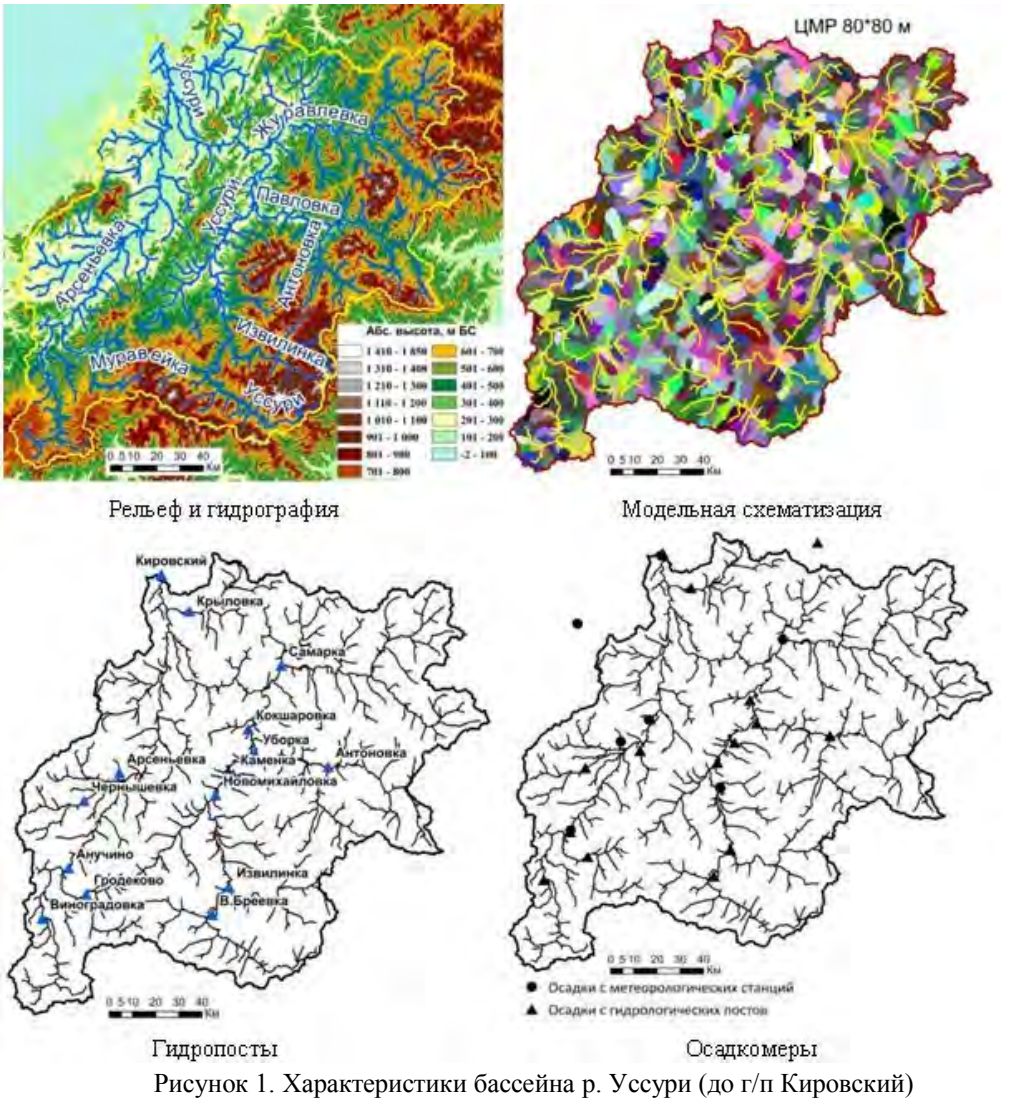


Рисунок 1. Характеристики бассейна р. Уссури (до г/п Кировский)

В юго-восточной части бассейна преобладают горы, на северо-западе – низменности. Верховье Уссури и Арсеньевки находится среди гор Пржевальского с наивысшей отметкой – г. Облачная 1854 м. Уссури и ее притоки протекают по большей части в межгорных котловинах. С запада бассейн отгорожен от Приханкийской равнины Синим хребтом.

Распределение почв и растительности сильно подвержено высотной поясности. К самым высоким отметкам относятся горно-тундровые почвы и кустарничковый тип растительности. На востоке и юго-востоке бассейна к горным территориям приурочены горные буро-таежные почвы и горно-подзолистые почвы, на которых произрастают хвойные леса. На юго-западе выделяются буро-таежные почвы еловокедрово-лиственничных лесов. Наибольшую площадь бассейна Уссури занимают типы горно-лесных бурых почв хвойно-широколиственных лесов и бурые лесные почвы мелкосопочников. К равнинной территории долины Арсеньевки приурочены разновидности бурых почв. Под пашни выбраны луговые глеевые почвы на речных террасах и равнинах [7].

Климат бассейна определен его положением на побережье Тихого океана и муссонным характером атмосферной циркуляции. Средняя температура зимой -18°, летом - +20°С. В горной части бассейна выпадает до 1000 мм осадков, на равнине – это значение на 300-400 мм меньше. Осадки выпадают преимущественно летом.

Питание рек в основном дождевое: более 80% стока приходится на весенне-летний период с апреля по сентябрь, зимняя межень дает всего 2-5% годового стока.

Технологические и информационные ресурсы. Пространственно-распределенная модель формирования стока в речных бассейнах ECOMAG [2, 3], разработанная на основе достижений школы физико-математического моделирования гидрологических процессов [6], описывает основные процессы гидрологического цикла суши в бассейнах рек со смешанным дождевым и снеговым питанием. Модель была адаптирована к условиям и информационному обеспечению в бассейне р.Уссури [8]. Модельная пространственная схематизация речного бассейна и его русловой сети выполнялась с помощью технологии *ECOMAG–extension*, на базе электронных карт региона. Анализируя линии тока по цифровой модели рельефа (ЦМР) в автоматическом режиме с различной степенью детальности, технология позволяет прорисовывать структуру речной сети, выделять линии водоразделов (границы элементарных водосборов), являющихся пространственными расчетными единицами модели, и на основе почвенной и ландшафтной цифровых карт местности задавать статистику типов почв и ландшафтов на расчетных участках.

В качестве картографических информационных ресурсов для схематизации водосборной площади р. Уссури использовались ЦМР на основе SRTM с разрешением 80x80 м и цифровые почвенная и ландшафтная карты бассейна масштаба 1:100000, специально разработанные для этого бассейна [7]. При модельной схематизации бассейна выделены частные водосборные площади 800 расчетных элементов, их средняя площадь составляет около 30 км^2, модельная речная сеть кроме главной реки включает 69 притоков 1-го порядка, впадающих в главную реку, 157 – 2-го порядка, 129 – 3-го, 42 – 4-го и 4 притока 5-го порядка (рис. 1).

Гидрометеорологическая сеть бассейна р. Уссури до п. Кировский отличается повышенной плотностью и высоким качеством гидрометрических наблюдений, представляя собой, так называемый, “Уссурийский испытательный полигон” для научно-методических разработок. Для задания метеорологических воздействий на водосбор использовались ежесуточные метеорологические данные по 8-ми метео-

станциям (температура и влажность воздуха, осадки) и данные измерений осадков на 15-ти гидропостах за период 1979 – 2012 гг. (см. рис.1). Ежесуточные гидрометрические данные по 14 гидрологическим постам, расположенным на основной реке Уссури и ее притоках, за этот же период использовались для калибровки параметров и валидации модели (рис.1).

Калибровка параметров модели. Калибровка параметров модели ECOMAG проводилась по суточным гидрографам стока на 14-ти гидропостах для периода 1979 – 1989 гг., валидация выполнялась для периода 1990-2012 гг. Бо́льшая часть параметров модели ECOMAG задавалась из баз данных характеристик почв, растительности и речных бассейнов. Несколько ключевых параметров подбирались путем калибровки модели по отклонениям рассчитанных гидрографов стока от фактических значений. В качестве целевой функции за основу был принят распространенный в гидрологических расчетах критерий Нэша–Сатклифа (NS):

$$\mathrm{NS} = \frac{F_0^2 - F^2}{F_0^2}, \qquad (1)$$

где $F_0^2 = \sum_i (Q_i - Q_{\text{ср}})^2$, $F^2 = \sum_i (Q_{i,p} - Q_i)^2$, $Q_{i,p}$ – рассчитанный по модели расход воды в i–е сутки, Q_i – фактический расход, $Q_{\text{ср}}$ – средняя величина фактического расхода воды за период расчета. Чем ближе NS к единице, тем выше точность моделирования,

При гидрологических расчетах по модели ECOMAG на каждом временном шаге выполняется моделирование характеристик стока во всех ячейках речной сети, поэтому в рамках одного расчета имеется возможность сопоставления рассчитанных и измеренных гидрографов стока во всех точках модельной речной сети, соответствующих пунктам расположения мониторинговой гидрометрической сети. Критерий (1) показывает степень соответствия рассчитанных и фактических гидрографов для одной мониторинговой точки речной сети, например, в замыкающем створе водосбора. Для целей одновременного учета эффективности модели в нескольких мониторинговых точках существуют следующие возможности задания целевой функции:

1. осредненный критерий в виде $\mathrm{NS}_{\text{mean}} = \frac{1}{M}\sum_{i=1}^{M} NS_i$, где M – количество пунктов сравнения;

2. средневзвешенный критерий $\mathrm{NS}_{\text{total}}$ в виде (1), где $F_0^2 = \sum_k \sum_i (Q_{i,k} - Q_{\text{ср}})^2$, $F^2 = \sum_k \sum_i (Q_{i,k,p} - Q_{i,k})^2$, $Q_{i,k,p}$ – рассчитанный по модели расход воды в i–е сутки в k–ом пункте сравнения, $Q_{i,k}$ – фактический расход в i–е сутки в k–ом пункте сравнения, $Q_{\text{ср}} = \frac{1}{MN}\sum_k \sum_i Q_{i,k}$ – средневзвешенная по всем пунктам сравнения M величина фактического расхода воды за период расчета в N суток.

Если в первом случае всем гидропостам придаются равные веса, то во втором случае бо́льшие веса придаются гидропостам с бо́льшими среднегодовыми расходами. Еще один критерий BIAS характеризует относительную погрешность расчета среднегодовых объемов стока.

В табл. 1 приведены значения критериев NS и BIAS по отдельным гидропостам для периодов калибровки и валидации модели, а также значения осредненных для всех гидропостов критериев NS_{mean}, NS_{total} и BIAS.

Таблица 1. Значения критериев соответствия фактических и рассчитанных гидрографов стока для калибровочной и проверочной серий

Гидро-пост	Киро	Кокш	Яков	Ново	Убор	Анто	Ануч	ВБре	Изви	Крыл	Сама	Вино	Мура	Каме	Total	Mean
тыс.км^2	24.4	9.34	5.18	5.17	3.35	2.67	2.48	1.8	1.16	1.07	1.03	0.94	0.76	0.14		
Калибровка 1979-1989 гг.																
NS	0.79	0.72	0.75	0.76	0.76	0.67	0.76	0.72	0.7	0.18	0.73	0.68	0.74	0.49	0.8	0.7
BIAS%	-3.79	-8.8	9.53	-1.31	-12.8	-9.14	-6.46	-12.8	-17.6	7.3	-13.8	-10.5	-7.82	-36.1	-5.2	8.9
Валидация 1990-2012 гг.																
NS	0.79	0.8	0.73	0.64	0.75	0.64	0.76	0.57	0.42	0.42	0.52	0.63	0.62	-0.1	0.8	0.6
BIAS%	-1.9	0.4	-3.6	20.6	-5.4	-5.3	6.25	2.6	7.2	7.9	-1.8	8.8	-16.3	-14.2	0.6	0.4

Из табл. 1 видно, что значения критериев для калибровочной и проверочной серии не сильно отличаются между собой, что говорит об устойчивости параметров модели. Кроме того, за период калибровки для 5-х гидропостов из 14-ти результаты соответствия гидрографов можно признать хорошими (NS>0.75), для одного гидропоста – неудовлетворительными (NS<0.35), в остальных случаях – удовлетворительными. Для проверочной серии расчетов количество гидропостов с хорошими, удовлетворительными и неудовлетворительными результатами составило соответственно 4, 9 и 1. Значения осредненного критерия NS_{mean} для калибровочного и проверочного периодов расчета составили соответственно 0.68 и 0.58, а средневзвешенного NS_{total} – 0.82 и 0.83. По критерию $(BIAS)_{абс}$ погрешности расчета среднегодовых объемов стока, превышающих 10, 15 и 20%, отмечались соответственно на 3, 1 и 1 гидропостах – для периода калибровки и 1, 1 и 1 гидропостах – для периода валидации модели. Значения BIAS по всем гидропостам за период калибровки составили 8.9 и -5.2% соответственно для вариантов осредненного и средневзвешенного критериев, а для проверочной серии расчетов – соответственно 0.6 и 0.38%.

Чувствительность модели к плотности задания осадкомерной сети оценивалась в результате проведения следующего численного эксперимента. Для задания граничных условий модели использовались только ежесуточные данные по 8-ми метеостанциям в отличие от проанализированного выше первого случая, когда для задания метеорологических воздействий на водосбор в дополнение к ним привлекались данные ежесуточных измерений по осадкомерам на 15-ти гидропостах.

Результаты этих численных экспериментов приведены в табл. 2 и показывают, что сокращение плотности осадкомерной сети снижает точность расчетов по критерию NS для 8-ми створов из 14-ти на 0.08 и более. Лишь для одного гидропоста получилось улучшение результатов. Значения осредненных критериев NS_{mean} и NS_{total} составили соответственно 0.62 и 0.83 для варианта с плотной сетью осадкомеров и 0.56 и 0.79 для варианта без учета осадкомеров на гидропостах.

Таблица 2**.** Чувствительность модели к плотности задания осадкомерной сети (за весь период расчета 1979-2012 гг.)

Гидро-пост	Киро	Кокш	Яков	Ново	Убор	Анто	Ануч	ВБре	Изви	Крыл	Сама	Вино	Мура	Каме	Total	Mean
тыс.км^2	24.4	9.34	5.18	5.17	3.35	2.67	2.48	1.8	1.16	1.07	1.03	0.94	0.76	0.14		
23 осадкомера																
NS	0.79	0.76	0.74	0.68	0.75	0.65	0.76	0.62	0.51	0.36	0.57	0.66	0.65	0.18	0.8	0.6
BIAS%	-2.42	-2.19	1.44	14.1	-7.6	-6.3	2.2	-2.1	-0.9	7.7	-5.2	1.5	-14.1	-21.5	-1.1	2.5
8 осадкомеров																
NS	0.75	0.67	0.72	0.6	0.67	0.53	0.68	0.5	0.42	0.51	0.55	0.58	0.57	0.14	0.79	0.56
BIAS%	-4.1	-1.5	-3.4	13.6	-6.6	-4.4	-2.4	-2.51	-1.9	-4.3	-9	-2.3	-18.1	-18.7	-2.4	-4.7

Заключение. Выполнена адаптация пространственно-распределенной физико-математической модели формирования стока ECOMAG для бассейна р. Уссури. Результаты испытаний модели по данным о стоке на 14-ти гидропостах за многолетний период показали, в целом, хорошее качество моделирования и подтвердили возможность использования модели ECOMAG для речных бассейнов, расположенных в условиях муссонного климата.

Проведенные численные эксперименты показали, что с увеличением плотности осадкомерной сети за счет привлечения данных по осадкам на гидропостах результаты моделирования стока существенно улучшаются, что является косвенным свидетельством достоверности и надежности этих данных в регионе.

Литература

1. *Fu S., T.O. Sonnenborg, K.H. Jensen, X. He.* Impact of Precipitation Spatial Resolution on the Hydrological Response of an Integrated Distributed Water Resources Model // Vadose Zone J., 2011, 10: 25–36, doi:10.2136/vzj2009.0186.
2. *Motovilov Yu.G., L.Gottschalk, K.Engeland and A.Rodhe.* Validation of a distributed hydrological model against spatial observation. Agricultural and Forest Meteorology. 1999, 98-99, pp.257-277.
3. *Мотовилов Ю.Г.* Моделирование формирования стока в речных бассейнах при изменении пространственных масштабов: 1. Алгоритмы генерализации и осреднения // *Водные ресурсы*. 2016. № 3, С. 243-253. 2. Результаты испытаний // *Водные ресурсы*. 2016. № 5, С. 476-491.
4. *Мотовилов Ю.Г.* Моделирование полей речного стока (на примере бассейна Лены) // Метеорология и гидрология, 2017, № 2, С. 78-88.
5. *Гарцман Б.И., Губарева Т.С.* Прогноз гидрографа дождевых паводков на реках Дальнего Востока // Метеорология и гидрология. 2007. № 5, С. 70-80.
6. *Кучмент Л.С., Демидов В.Н., Мотовилов Ю.Г.* Формирование речного стока (Физико-математические модели). М.: Наука, 1983 , 216 с.
7. *Бугаец А.Н., Пшеничникова Н.Ф., Терешкина А.А., Краснопеев С.М., Гарцман Б.И., Голодная О.М., Ознобихин В.И.* Цифровая почвенная карта бассейна р. Уссури // Почвоведение. 2017, № 8, с. 1–10.
8. *Бугаец А.Н., Гончуков Л.В., Соколов О.В., Гарцман Б.И., Краснопеев С.М.* Автоматизированная информационная система гидрологического мониторинга и управления данными // Метеорология и гидрология. 2017, №3, С. 103–113.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ВОДНОГО РЕЖИМА ТЕРРИТОРИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО РЕГИОНА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СПУТНИКОВЫХ ДАННЫХ

Музылев Е.Л.[1], *Старцева З.П.*[1], *Волкова Е.В.*[2], *Василенко Е.В.*[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[2]Научно-исследовательский центр космической гидрометеорологии "Планета" Росгидромета, г. Москва, Россия
muzylev@iwp.ru

Введение. Получение надежных оценок влагообеспеченности территории сельскохозяйственного региона, особенно при всевозрастающих антропогенных воздействиях, часто вызывающих необратимые изменения условий формирования водного и теплового режимов данной территории, а также при колебаниях климата становится все более актуальным. Поэтому оценкам запасов воды в почве как важнейшего показателя влагообеспеченности территории всегда уделяется повышенное внимание. Одним из основных инструментов для проведения таких оценок являются физико-математические модели влаго- и теплообмена подстилающей поверхности (ПП) с атмосферой (LSM, Land Surface Models) [1]. Точность расчетов характеристик водного и теплового режимов с помощью таких моделей в значительной мере определяется достоверностью воспроизведения ими физических процессов и качеством их информационного обеспечения. Использование при моделировании результатов спутниковой съемки является важнейшей предпосылкой для успешной реализации модели, пригодной для оценки влагозапасов почвы, суммарного испарения и других характеристик водного и теплового режимов обширных участков суши. Для большого числа территорий в нашей стране с редкой сетью наземных наблюдений использование LS-моделей с привлечением спутниковых данных представляет практически единственную возможность адекватного описания их водного и теплового режимов. В настоящей работе в качестве исследуемой была выбрана находящаяся в лесостепной зоне территория части Центрально-Черноземного региона России (ЦЧР), включающая Курскую, Белгородскую, Липецкую, Орловскую, Воронежскую, Тамбовскую и Брянскую области, площадью 227300 км^2.

Целью работы являлось исследование возможностей использования данных измерений многозонального сканера МСУ-МР ИСЗ Метеор-М №2 (совместно с данными радиометров SEVIRI геостационарного ИСЗ Meteosat-10 и AVHRR ИСЗ NOAA) для расчета с помощью LSM влагозапасов почвы, суммарного испарения и других характеристик водного режима рассматриваемой территории за сезон вегетации. Также были изучены возможности оценки влажности поверхности почвы по данным скаттерометров ASCAT/MetOp-A,-B для их использования в модели. Все расчеты производились для сезонов вегетации 2014-2016 гг.

Краткое описание модели. Физико-математическая LS-модель в представленной версии [2-4] предназначена для расчета влагосодержания почвы, испарения с ее поверхности, транспирации растительности, вертикальных потоков скрытого и явного тепла и других характеристик водного и теплового режимов рассматриваемого участка, а также распределений влажности и температуры почвы по глубине, температуры поверхности почвы T_g и растительного покрова T_f, радиационной температуры подстилающей поверхности (ТПП) T_s за любые интервалы времени в течение сезона вегетации. Разработанная версия LSM пригодна для использования спутниковых данных о состоянии ПП и метеоусловиях [1-4].

Основу LSM составляют уравнения влагопереноса и теплопроводности для деятельного слоя почвы с граничными условиями в виде потоков влаги и тепла на верхней и нижней границах этого слоя и на поверхности растительного покрова. Испарение с поверхности почвы и транспирация растительности определяются с помощью полуэмпирических bulk–формул. Значения T_g и T_f находятся из уравнений теплового баланса, соответственно, для почвы и растительности, T_s рассчитывается по остаточному члену уравнения для длинноволновой части радиационного баланса, включающего противоизлучение атмосферы. Входными переменными модели являются температура, влажность воздуха и атмосферное давление, осадки, облачность, скорость ветра, суммарная радиация, значения которых определяются по данным стандартных сетевых срочных (трехчасовых) метеорологических наблюдений. Начальные условия для уравнений влагопереноса и теплопроводности задаются на момент начала вегетации по измерениям профилей влажности и температуры почвы под различными культурами на 48 агрометеорологических станциях, находящихся в исследуемом регионе. Различия свойств ПП и метеоусловий учитываются в модели путем представления характеристик почв и растительности в качестве параметров, а метеорологических характеристик – в качестве входных переменных при определении значений всех этих величин по данным измерений на агрометеорологических станциях и спутниковой информации. Совокупность данных величин включает в числе прочих: нормализованный индекс вегетации *NDVI*, проективное покрытие растительностью *B*, листовой индекс *LAI*, излучательную способность ПП *E*, осадки *P* и спутниковые аналоги температур T_s, T_g и T_f - ТПП $T_{s.eff}$(эффективную) и T_{ls}, а также температуры поверхности почвы T_{sg} и воздуха у поверхности растительного покрова T_a (последняя принимается за температуру этой поверхности).

Результаты оценки метеорологических характеристик и характеристик растительного покрова по спутниковым данным. Оценки всех перечисленных выше величин были получены с помощью разработанных технологий тематической обработки данных измерений сканирующих радиометров AVHRR/NOAA и SEVIRI/Meteosat-10 и близкого по характеристикам радиометру AVHRR многоканального сканера МСУ-МР/Метеор-М № 2 [2, 3, 5-10] (прием информации с которого в производственном режиме начался в июне 2015 г.). По данным AVHRR и МСУ-МР строились оценки *NDVI*, *E*, *B*, *LAI,* температур T_a, T_{sg}, $T_{s.eff}$ и осадков, по данным SEVIRI – оценки T_{ls}, T_a, *E*, *LAI*, *B* и осадков. Измерения AVHRR и МСУ-МР проводятся по 2-4 раза в сутки, а измерения SEVIRI – каждые 15 минут (при отсутствии облачности). Предложенные ранее и отлаженные на данных AVHRR и SEVIRI технологии тематической обработки результатов зондирования и построения оценок названных характеристик были модифицированы и опробованы на данных МСУ-МР. Все технологии адаптированы к территории ЦЧР.

Так, с помощью разработанной комплексной пороговой методики (КПМ) [7, 8] детектирования облачности и идентификации ее типов, а также выделения зон осадков и определения их максимальной интенсивности на примере сезонов вегетации 2015-2016 гг. выполнялись оценки суточных, декадных и месячных сумм осадков для каждого пиксела по данным AVHRR и SEVIRI и данным МСУ-МР [10]. В основу методики положена реализация перехода от оценки интенсивности осадков к оценке их суточных величин. Величины осадков определялись по данным каждого из сенсоров из уравнений регрессии в двух вариантах: с постоянными значениями коэффициентов, полученными для той же месячной выборки, по которой рассчитывались суммы осадков, и со значениями, непрерывно менявшимися и зависевшими

от номера календарного дня. Валидация методики для каждого из спутников производилась с использованием данных наблюдений за количеством выпавших в течение суток осадков на 48 агрометеорологических станциях региона. Вероятность детектирования по спутниковым данным зон осадков, соответствовавших фактическим, при сопоставлении с данными наземных наблюдений на метеостанциях составила 75-85 % как для AVHRR и SEVIRI [8], так и для МСУ-МР. При этом различия суточных сумм осадков, рассчитанных по данным МСУ-МР при использовании обоих вариантов КПМ, оказались невелики, не более 2-3%, что следует из сравнения их распределений по площади исследуемого региона на конкретные дни рассматриваемых сезонов вегетации (рис. 1).

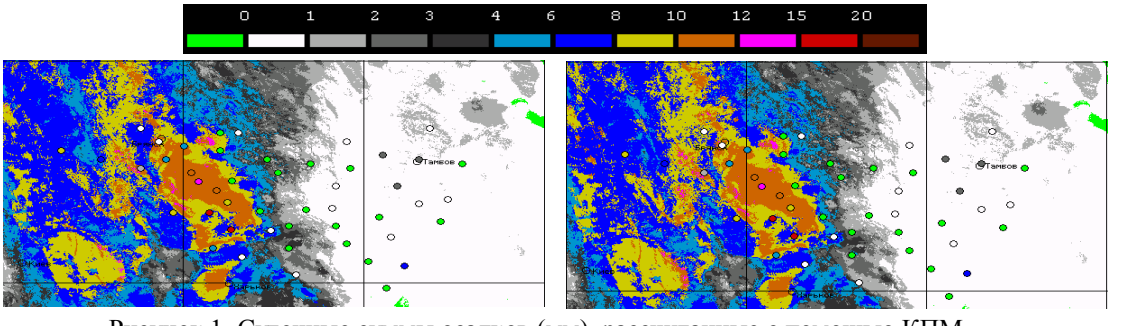


Рисунок 1. Суточные суммы осадков (мм), рассчитанные с помощью КПМ по данным МСУ-МР для 17 мая 2016 г. при использовании постоянных для каждого месяца и динамических коэффициентов (левая и правая части рисунка, соответственно). В кружочках с использованием общей цветовой шкалы показаны значения суточных сумм осадков по наблюдениям на агрометеорологических станциях. Линии сетки для территории 49-55º с.ш. и 30-45º в.д. нанесены через 5º

Построенные по данным всех радиометров суточные, декадные и месячные суммы осадков неплохо согласуются между собой и с данными наземных наблюдений (рис. 2), хотя и представляют более сглаженные по сравнению с последними оценки [8, 10].Расхождения существуют для ряда локальных максимумов, спутниковые оценки осадков для которых заметно меньше наземных, что может быть обусловлено разными пространственными масштабами площадных спутниковых и точечных наземных оценок.

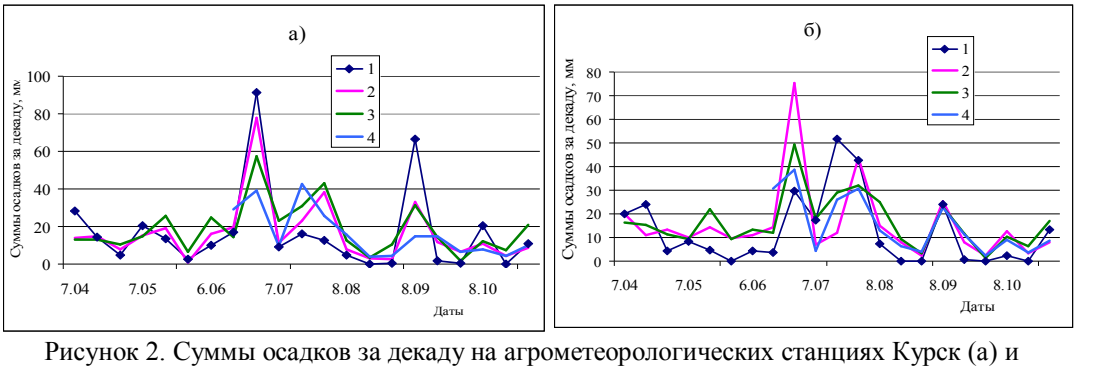


Рисунок 2. Суммы осадков за декаду на агрометеорологических станциях Курск (а) и Обоянь (б) для сезона вегетации 2015 г.: измеренные (1); определенные по данным SEVIRI (2), AVHRR (3) и МСУ-МР (4)

Получившиеся небольшие разницы значений всех этих сумм позволяют сделать вывод о возможности расчета осадков по данным МСУ-МР примерно с той же точ-

ностью, что и по данным AVHRR или SEVIRI. Подобное заключение иллюстрируется также рис. 3.

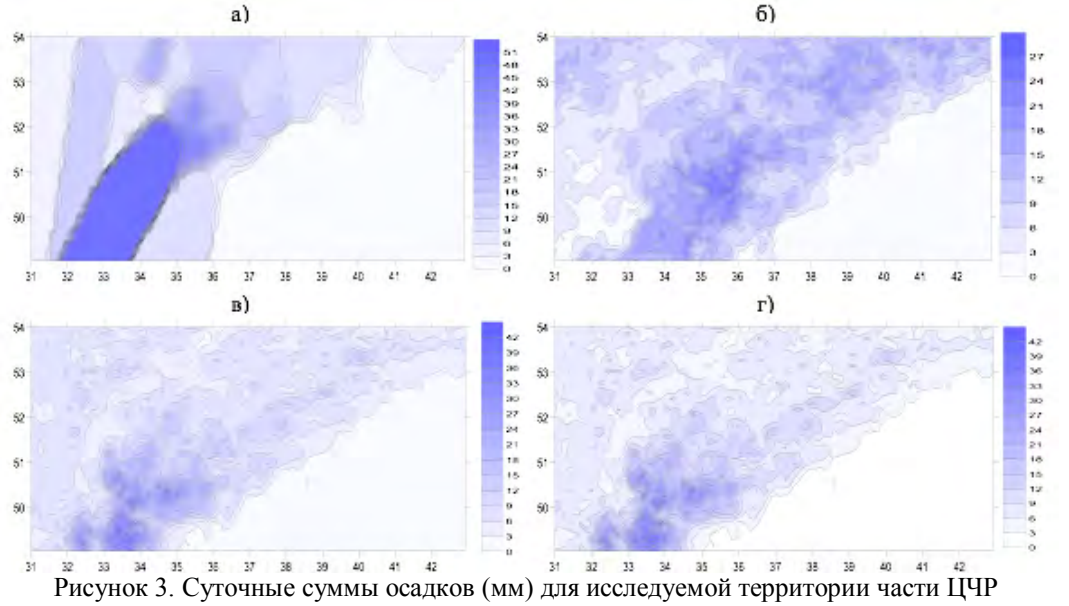


Рисунок 3. Суточные суммы осадков (мм) для исследуемой территории части ЦЧР за 06 сентября 2015 г., определенные по данным наземных наблюдений (а) и данным SEVIRI (б), AVHRR (в) и МСУ-МР (г)

Оценки температур T_a, T_{sg}, и $T_{s.eff}$ по данным МСУ-МР производились при использовании вычислительного алгоритма, созданного на основе КПМ и отлаженного на данных AVHRR и SEVIRI для Европейской территории России [9]. Схожесть характеристик сенсоров МСУ-МР и AVHRR позволила перенести разработанные методы спутниковых оценок T_a, T_{sg}, и $T_{s.eff}$ по информации AVHRR на данные МСУ-МР. Точность оценки температур при использовании постоянных для каждого месяца коэффициентов регрессии оказалась несколько выше, чем при расчетах с динамическими коэффициентами. Особенно это заметно при летней жаркой погоде, когда из-за локальных перегревов поверхности почвы во второй половине дня спутниковые оценки ниже наземных. СКО среднесуточных оценок T_a по данным МСУ-МР оказались равными 1.9-2.5ºС, оценок T_{sg} – 2.0-3.2ºС и оценок $T_{s.eff}$ – 1.9-2.8ºС. Временные ходы рассчитанных по модели значений ТПП и ее спутниковых оценок за сезон вегетации 2016 г. для одной из агрометеорологических станций региона представлены на рис. 4.

Оценки *LAI* и *B* для рассматриваемой территории по данным МСУ-МР были построены при использовании тех же эмпирических зависимостей от *NDVI*, что и для данных AVHRR [2]. Такие же оценки по данным SEVIRI были получены в LSA SAF (Прикладном центре анализа спутниковых данных о поверхности Земли, Лиссабон, Португалия) при обработке результатов измерений в каналах 0.6, 0.8 и 1.6 мкм в отсутствие облачности. Погрешности определения значений *B* и *LAI* в LSA SAF не превышали 10 и 15 %, соответственно. Точность оценки этих величин по данным AVHRR и МСУ-МР была примерно такой же, что подтверждено результатами сравнения временных ходов *LAI* за рассматривавшиеся сезоны вегетации, построенных по данным AVHRR, МСУ-МР и SEVIRI и по наземным данным для нескольких агрометеорологических станций региона.

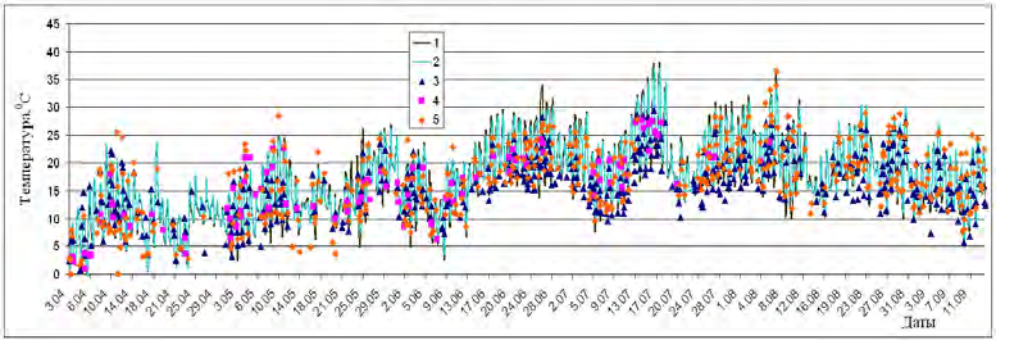


Рисунок 4. Температура подстилающей поверхности на агрометеорологической станции Богородицкое-Фенино для сезона вегетации 2016 г.: измеренная (1), рассчитанная по модели по данным срочных трехчасовых наземных наблюдений (2), определенная по данным SEVIRI (3), МСУ-МР (4) и AVHRR (5)

Спутниковые оценки характеристик растительности, ТПП и осадков использовались в модели с помощью специально разработанных процедур замены их значений, определенных по данным наземных наблюдений, на соответствующие значения, рассчитанные по спутниковой информации [1-4] (при учете пространственной изменчивости всех этих величин). Работоспособность этих процедур была подтверждена при сравнении: 1) временных ходов *LAI* за сезон вегетации, построенных по данным AVHRR, SEVIRI, МСУ-МР и по наземным данным; 2) рассчитанных по модели значений ТПП с их спутниковыми аналогами $T_{s.eff}$, T_{ls} и T_a и данными наземных наблюдений; 3) результатов расчета по модели влагозапасов почвы *W* и суммарного испарения *Ev* при определении значений *LAI, B*, ТПП и осадков по данным всех названных сенсоров и наземных измерений. Для большинства дней рассмотренных сезонов вегетации различия значений *LAI* не превосходили погрешности его оценки по данным SEVIRI (15%); разности значений $T_{s.eff}$ и T_s, T_{ls} и T_s, T_a и T_f и измеренных температур не превышали СКО оценок $T_{s.eff}$ и T_a по данным AVHRR; расхождения значений *W* и *Ev*, измеренных на агрометеорологических станциях и рассчитанных для всех вариантов оценки *LAI, B*, ТПП и осадков, находились в допустимых пределах.

Конечным результатом моделирования являются оценки характеристик водного и теплового режимов исследуемой территории – влагозапасов почвы *W*, суммарного испарения *Ev*, потоков скрытого и явного тепла и других, а также трех типов ТПП и распределений температуры и влажности почвы по глубине за сезоны вегетации 2015–2016 гг. для территории части ЦЧР площадью 227300 км^2. Корректность полученных оценок *W* и *Ev* подтверждена при их описанном выше сравнении с данными наземных измерений, а также с результатами расчетов по модели при всех вариантах оценки *LAI*, *B*, $T_{s.eff}$, T_{ls}, T_a и осадков по данным AVHRR/NOAA, SEVIRI/Meteosat-10, МСУ-МР/Метеор-М № 2. Погрешность оценки *W* для подавляющего числа сроков наблюдений названных сезонов вегетации составила 10-15 % (рис. 5а), что не превышает общепринятой величины ошибки определения значений *W*. Расхождения оценок *Ev* за пентаду при всех вариантах расчетов находились в пределах нескольких мм (~ 20-25 %) (рис. 5б), что также считается приемлемым.

Таким образом, показана возможность использования в разработанной LS-модели оценок метеорологических характеристик и характеристик растительности, полученных по данным аппаратуры МСУ-МР/Метеор-М № 2, для расчета влагосодержания почвы, суммарного испарения и других характеристик водного и теплово-

го режимов значительной по размерам покрытой растительностью территории за вегетационный период.

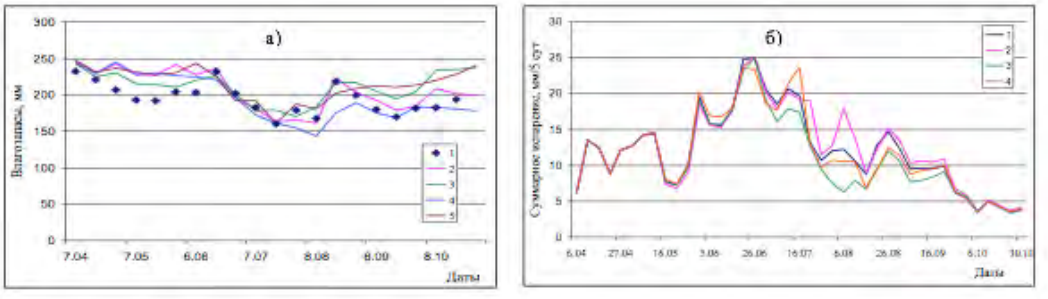


Рисунок 5. Влагозапасы метрового слоя почвы *W* (а) и суммарное испарение *Ev* (б) на агрометеорологической станции Богородицкое-Фенино для сезона вегетации 2016 г.
а) Значения *W*: измеренные (1) и рассчитанные по модели при оценке осадков по данным наземных наблюдений (2), SEVIRI (3), МСУ-МР (4) и AVHRR (5);
б) Значения *Ev*: рассчитанные по модели при оценке осадков по данным наземных наблюдений (1), SEVIRI (2), МСУ-МР (3) и AVHRR (4)

Также для сезонов вегетации 2014-2016 гг. по данным скаттерометра ASCAT/MetOp-A,-B произведены оценки влажности поверхности почвы исследуемой территории. Сравнение выполненных оценок с аналогичными для нескольких агрометеорологических станций, полученными с помощью LSM при использовании спутниковых данных, показало их хорошее соответствие (рис. 6).

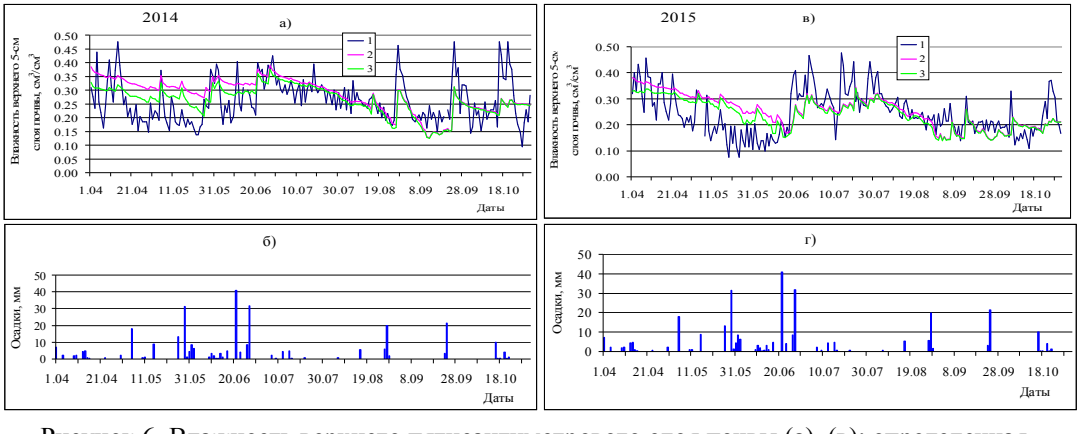


Рисунок 6. Влажность верхнего пятисантиметрового слоя почвы (а), (в): определенная по данным измерений ASCAT/MetOp (1), рассчитанная по модели с начальным профилем влажности почвы при ее полном насыщении (2) и при его задании по значению влажности, полученному по данным ASCAT на время начала расчета (3); осадки (б, г). (агрометеорологическая станция Белгород)

Определенные по данным ASCAT значения поверхностной влажности использовались для задания начальных условий при расчетах характеристик влажности почвы (в т.ч. влагозапасов) в их внутрисезонной динамике (рис. 7), а также для подбора значений параметров модели почвенных параметров модели.

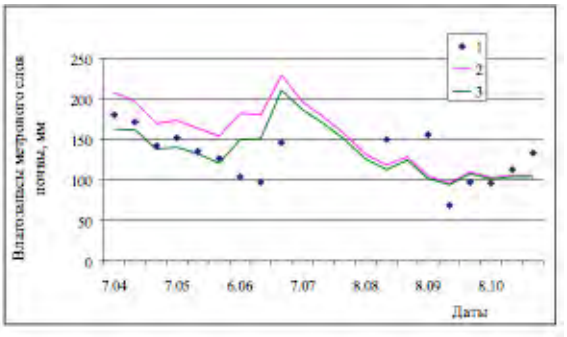


Рисунок 7. Влагозапасы метрового слоя почвы для сезона вегетации 2014 г. на агрометеорологической станции Белгород: измеренные (1) и рассчитанные по модели с начальным профилем влажности почвы при ее полном насыщении (2); заданным по значению влажности, определенному по данным ASCAT на время начала расчета (3).

Литература

1. *Startseva Z., Muzylev E., Volkova E., Uspensky A., Uspensky S.* Water and heat regimes modelling for a vast territory using remote-sensing data // International Journal of Remote Sensing. 2014. V. 35. № 15. P. 5775-5799.

2. *Музылев Е.Л., Успенский А.Б., Старцева З.П., Волкова Е.В.* Моделирование гидрологического цикла речных водосборов с использованием синхронной спутниковой информации высокого разрешения // Метеорология и гидрология. 2002. № 5. С. 68-82.

3. *Музылев Е.Л., Успенский А.Б., Старцева З.П., Волкова Е.В., Кухарский А.В.* Моделирование составляющих водного и теплового балансов для речного водосбора с использованием спутниковых данных о характеристиках подстилающей поверхности // Метеорология и гидрология. 2010. № 3. С. 118-133.

4. *Gelfan A., Muzylev E., Uspensky A., Startseva Z., Romanov P.* Remote Sensing Based Modeling of Water and Heat Regimes in a Vast Agricultural Region // Remote Sensing – Applications. Chapter 6. Edited by B. Escalante-Ramirez. Rijeka: In Tech – Open Access Publisher. 2012. P. 141–176.

5. *Соловьев В.И., Успенский С.А.* Мониторинг температуры поверхности суши по данным геостационарных метеорологических спутников нового поколения // Исследование Земли из космоса. 2009. № 3. С. 79-89.

6. *Соловьев В.И., Успенский А.Б., Успенский С.А.* Определение температуры земной поверхности по данным измерений уходящего теплового излучения с геостационарных метеорологических ИСЗ // Метеорология и гидрология. 2010. № 3. С. 5-17.

7. *Волкова Е.В., Успенский А.Б.* Оценки параметров облачного покрова по данным геостационарного МИСЗ METEOSAT-9 круглосуточно в автоматическом режиме // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2010. Т. 7. № 3. С. 16-22.

8. *Волкова Е.В.* Определение сумм осадков по данным радиометров SEVIRI/ Meteosat-9, -10 и AVHRR/NOAA для Европейской территории России // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2014. Т. 11. № 4. С. 163-177.

9. *Волкова Е.В., Успенский С.А.* Дистанционное определение температуры подстилающей поверхности, приземной температуры воздуха и эффективной темпера-

туры по спутниковым данным для юга Европейской территории России // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2016. Т. 13. № 5. С. 291-303.

10. *Волкова Е.В.* Определение параметров облачного покрова и осадков по данным МСУ-МР с полярно-орбитального метеоспутника Метеор-М №2 для Европейской территории России // Сборник тезисов Четырнадцатой Всероссийской открытой конференции "Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса". М.: ИКИ РАН. 2016. С. 157.

АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ БЕРЕГОУКРЕПИТЕЛЬНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ НА УГЛИЧСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ И ПРЕДЛОЖЕНИЯ ПО ИХ УСОВЕРШЕНСТВОВАНИЮ

Остякова А.В.[1], *Лупанова И.А.*[2], *Власов А.Н.*[3], *Королёв М.В.*[3], *Мордвинцев К.П.*[4]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[2]Управление эксплуатации Угличского водохранилища, г. Углич
[3]Институт прикладной механики РАН, г. Москва
[4]НИУ Московский государственный строительный университет, г. Москва
alex-ost2006@ya.ru

Берега Угличского водохранилища постоянно испытывают физико-механические воздействия различной природы. Со стороны водохранилища на берег действуют ветровые волны, волны от судов, волновые и стоковые течения. Грунты берегового массива дополнительно испытывают периодические увлажнения, размыв талыми и дождевыми водами подвергаются сезонному промерзанию и оттаиванию. В них происходит фильтрация грунтовых вод и возникновение фильтрационной суффозии. Все эти факторы, действуя в комплексе, приводят к периодическим обрушениям склонов по различным схемам. Как показывают многолетние наблюдения, активизация переработки берегов повышается в многоводные годы и приходится большей частью на весенний и частично осенний период. Значительный комплексный ущерб, наносимый переработкой берегов, требует проведения берегоукрепительных мероприятий [1]. Конструкции берегозащитных сооружений чрезвычайно разнообразны, их выбор должен определяться требованиями максимальной эффективности и приемлемой стоимости, не превышающей размер экономического ущерба от переработки берегов.

В общем виде все берегозащитные сооружения принято разделять на два типа: активные и пассивные. Первые способствуют образованию и удержанию аккумулятивной зоны (пляжей), предохраняющих берега водохранилищ от размыва, а вторые защищают берега от разрушительных воздействий волн и течений [2], [3].

Активные, или пляжеобразующие, защитные сооружения выполняются в виде бун, подводных волноломов сжатого и распластанного профилей, струенаправляющих дамб и др. Конструкции бун весьма разнообразны. Наиболее эффективно применение бун с первичной засыпкой в межбунное пространство пляжеобразующего материала. Буны должны размещаться группами для исключения низового размыва берегов; места их размещения, шаг, угол наклона к линии берега, форма и длина должны определяться по результатам специальных исследований.

К числу пассивных сооружений можно отнести: упорные пояса в виде подводных банкетов обжатого и распластанного профиля, они могут быть изготовлены из природ-

ного камня, фигурных природных блоков, массивов-гигантов, шпунта (металлического или железобетонного); опояски; подпорные стенки.

Применяют также откосные береговые укрепления в виде покрытия плит из монолитного и сборного железобетона, гибкие покрытия тюфячного типа, каменно-набросные откосные сооружения, ступенчатые укрепления, решетчатые плиты облегченного типа на песчано-гравийном фильтре с заполнением ячеек камнем, габионные конструкции, объемные георешётки и другие [4].

В силу специфических особенностей Угличского водохранилища (географическое положение, климат, свойства грунтов, слагающих берега, особенности рельефа, гидрологического режима и другие) не все из традиционных методов берегоукрепления подходят для использования [1]. Кроме того, поскольку общая протяженность берегов составляет более 830 км, из которых около 130 км являются абразионными, повсеместное применение берегоукрепительных мероприятий, учитывая протяженность абразивных берегов, сдерживается экономическими факторами. Поэтому большинство берегов Угличского водохранилища, подвергающихся размыву, является неукрепленными. Берегоукрепительные сооружения возводятся только на коротких участках для предотвращения размыва берегов поселений, защите значимых сооружений, предотвращения размыва кладбищ, то есть для защиты объектов, имеющих большое социально-экономическое значение или объектов, создающих угрозу экологическому состоянию водохранилища.

В качестве берегозащитных сооружений на Угличском водохранилище применяют следующие конструкции: откосные сооружения из каменной наброски, подпорные стенки из разреженного шпунта (труб с забиркой из досок), бетонные подпорные стенки, стенки из пластикового шпунта, габионные конструкции, конструкции из георешеток. Все эти сооружения, как показала практика эксплуатации, достаточно эффективно предохраняют берега от размыва и обрушения, однако, обладают рядом существенных недостатков. Общим недостатком является относительно высокая стоимость их возведения и эксплуатации.

Сооружения из *каменной наброски* обладают высокой надежностью и долговечностью. Такие сооружения применялись для защиты участков железной дороги, проходящей через заливы Угличского водохранилища и на некоторых других локальных участках. Широкое их применение сдерживается достаточно высокой стоимостью и отсутствием поблизости карьеров для добычи камня (рис. 1).

Рисунок 1. Укрепление берегов от размыва волнами с помощью каменной наброски.

Подпорные стенки в виде *разреженного шпунта* требуют больших затрат на периодические ремонты. *Железобетонные подпорные стенки* подвергаются посто-

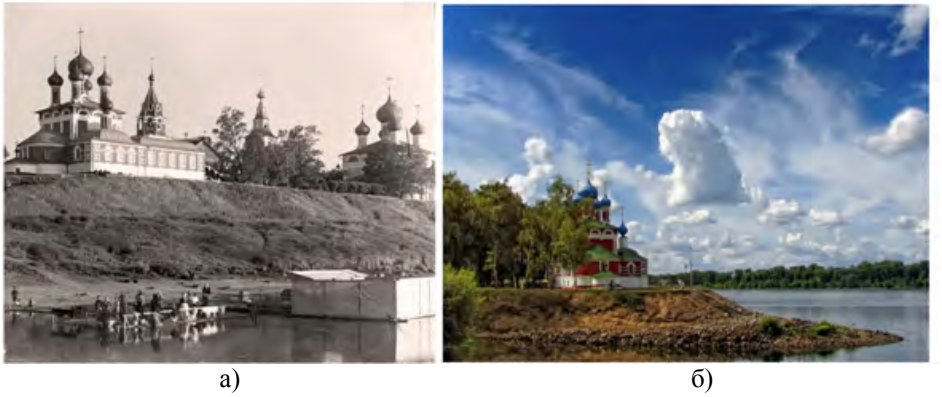
янному размыву их оснований. Подобные виды укреплений применялись в поселке Белый городок для защиты жилых строений и кладбища (рис. 2).

Рисунок 2. Укрепление берегов подпорными стенками

В последние годы распространение получили конструкции из *пластикового шпунта*. Звенья шпунта поочередно погружают в грунт с помощью мобильных (переносных) вибропогружателей. Этот метод является относительно невысоким по стоимости. Такой шпунт применяли и на одном из участков Угличского водохранилища. На фото (рис. 3) представлена технология производства работ по устройству шпунтовой стенки из ПВХ. Однако, поскольку берега Угличского водохранилища сложены преимущественно моренным суглинком с включениями в виде валунов, использование этой технологии ограничено.

Рисунок 3. Работы по по устройству шпунтовой стенки из ПВХ

В последние годы широко и повсеместно для берегоукрепительных работ применяют *габионные конструкции*. На рис. 4 показана последовательность работ по укреплению берега комбинированными конструкциями из габионов и железобетонного шпунта в г. Углич.



а) б)

в) г)

Рисунок 4. Фото берегоукрепительных работ с помощью габионов в г. Углич:
а) до строительства ГЭС, б), в), г) после строительства ГЭС

Укрепление габионами на Угличском водохранилище также производилось у деревни Прилуки Ярославской области (рис. 5).

Рисунок 5. Укрепление берегов габионами.

К недостаткам данных конструкций можно отнести достаточно высокую стоимость. Укрепление одного километра берега габионами стоит от 100 до 180 млн руб., поэтому их применение экономически оправдано только на отдельных участках, где идет интенсивная переработка берегов, угрожающая разрушением важных объектов [6] (капитальных сооружений, памятников истории и архитектуры, кладбищ и т.д.).

В целом, как показал опыт эксплуатации, данный тип берегоукрепления оказался достаточно эффективным и размыв берега в этом месте прекратился. Конструкции из габионов также использовались Управлением эксплуатации (УЭ) на участке «Золоторучье» Рыбинского водохранилища. Однако в ходе эксплуатации в условиях Угличского водохранилища габионные конструкции показали и ряд недостатков. В частности, при предпаводковой сработке водохранилища, которая производится в марте, сползающий с берега лед, смерзшийся с сеткой габионов, в отдельных местах разрывал её. Со временем камень начинается вываливаться из поврежденных коробов габионов, и конструкция приходит в негодность.

Объемные георешетки в последние десятилетия часто используются для благоустройства и дорожного строительства. Данный способ крепления реализуется следующим образом. На выровненную подготовленную поверхность откоса укладыва-

ется георешетка, из геосинтетических материалов и закрепляется на откосе анкерами. Затем ячейки георешетки заполняются щебнем или грунтом с последующим посевом травы. Такое крепление является относительно недорогим и достаточно надежным. Конструкции из георешеток были использованы на Угличском водохранилище для укрепления откоса в районе деревни Никитское Калязинского района Тверской области. Летом 2016 г. на этом участке, где наблюдались размытые участки откоса с оголенными георешетками, были произведены ремонтные работы по восстановлению засыпки из песчано-гравийной смеси (рис. 6, а).

Одним из простых эффективных и экономичных способов берегоукрепления является *посадка на откосах деревьев и кустарников*. Растительность, высаженная на склонах, задерживает снег, не позволяя грунту промерзать на большие глубины, армирует своими корнями грунт, повышая устойчивость массивов, препятствует размыву грунта атмосферными водами и волнами, предотвращает промерзание и осушает участки массива. Для укрепления склонов обычно используют покровопочвенные растения с развитой корневой системой. Для этого в условиях климата Угличского водохранилища можно использовать часто встречающиеся в этой полосе растения: ива, облепиха, шиповник, можжевельник, а также сосна, лиственница, сирень и боярышник. В последние годы УЭ Угличского водохранилища с успехом применяет берегоукрепление путем заготовки и последующей высадки черенков ивы (рис. 6, б). Только за 2016 год было высажено 3600 черенков ивы на 12 участках Угличского водохранилища.

а)

б)

Рисунок 6. Выполнение берегоукрепительных работ сотрудниками УЭ Угличского водохранилища: а) ремонт георешетки; б) высадка на откосах черенков ивы.

Как следует из приведенного выше материала, ряд конструкций может с успехом применяться (и применяется) при укреплении берегов Угличского водохранилища. Однако, учитывая высокую стоимость берегоукрепительных работ, применение подобных сооружений из экономических соображений возможно только на локальных участках. Между тем, учитывая значительную протяженность абразивных участков на Угличском водохранилище [3], требуется поиск достаточно эффективных, но в то же время недорогих и легко реализуемых методов берегоукрепления. Поскольку, берега водохранилища испытывают целый комплекс различных воздействий, влияющих на их устойчивость, представляется, что и меры по берегоукреплению также должны носить комплексный характер.

Для Угличского водохранилища на устойчивость береговых склонов значительно влияет степень водонасыщения грунтов, слагающих оползневой склон [1], [5]. Следовательно, необходимо принять меры по недопущению обводнения склона. Одним из про-

стых и экономичных способов в данных условиях является устройство на небольшом расстоянии от бровки откоса *перехватывающего дренажа*. Такой дренаж ликвидирует также возможность размыва откоса неорганизованными потоками воды и предотвращает водонасыщение массива. Дренаж должен быть оборудован укрепленными закрытыми водоспусками (трубами ПВХ, зарытыми в грунт) и специальными легко промываемыми или сменными фильтрами.

Проблему укрепления протяженных участков потенциально неустойчивых берегов Угличского водохранилища можно решить путем высадки растений. В ряде случаев можно это делать в сочетании с инженерными методами - устройства георешетки или путем террасирования и уполаживания склона. В случае активного размыва низовой части откоса волнами и течениями можно применять *волнозащитные конструкции*. Выбор типа волнозащиты будет зависеть от конкретных условий места проведения берегоукрепительных работ. На рис. 7 показана предлагаемая принципиальная схема комплексного берегоукрепления.

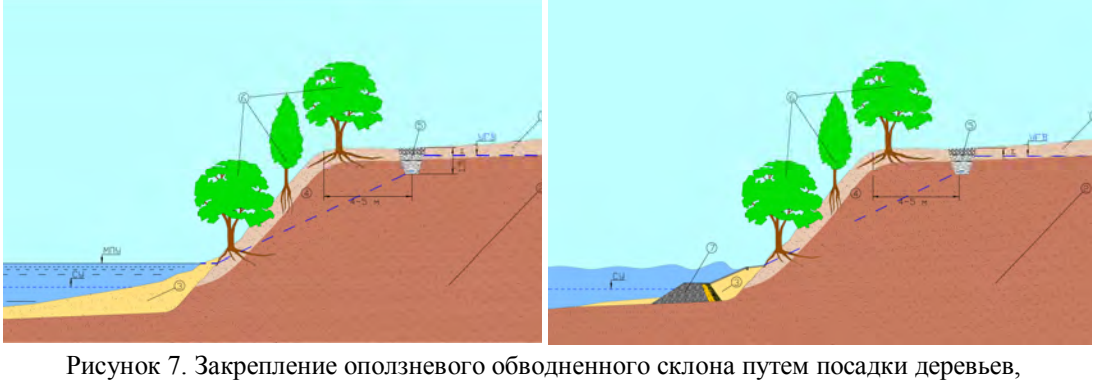


Рисунок 7. Закрепление оползневого обводненного склона путем посадки деревьев, устройства дренажа и отсыпки каменного банкета: 1 - покровный суглинок, обладающий более высокой пористостью, по которому фильтрует значительная часть грунтовых вод; 2 - моренный суглинок; 3 - аккумулятивная зона; 4 - потенциально оползневой склон; 5 - дренаж с обратным фильтром и организованным стоком воды; 6 - посадка деревьев и кустарников; 7 - банкет из каменной наброски с обратном фильтром

Выполненные расчеты устойчивости склонов с применением предлагаемого комплексного берегоукрепления показали, что коэффициент запаса устойчивости существенно возрастает. В течение летнего периода 2017 г. предполагается провести на характерном участке водохранилища опытное экспериментальное берегоукрепление по предлагаемой схеме, с тем, чтобы точнее оценить его эффективность, затраты на возведение и эксплуатацию.

Литература

1. *Остякова А.В., Королев М.В., Королев П.М.* Особенности Угличского водохранилища и система его мониторинга // Международная научно-практическая конференция «Современные проблемы водохранилищ и их водосбросов». 29-31 мая 2015 г.: Труды. Пермь: Изд-во ПГНИУ, 2015. С. 97-102.
2. *Правдивец Ю.П., Смирнова Т.Г., Смирнов Г.Н.* Берегозащитные сооружения. М.: АСВ, 2002. 304 с.
3. *Мордвинцев К.П., Нгуен Тхи Зьем Чи.* Анализ методов расчета высоты наката волн на берегозащитные сооружения откосного типа // Вестник МГСУ, 2013. № 10. С. 234-241.

4. СП 32-103-97. Проектирование морских бергозащитных сооружений. Трансстрой, 1997.

5. *Королев М.В., Черкасова Л.И., Остякова А.В.* Особенности обследования и восстановления зданий православных храмов // М.: НИУ МГСУ, 2016. 200 с.

6. *Новиков В.Ю.* Аспекты берегозащиты. Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2009. 160 с.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ДЛЯ ГЕОГРАФО-ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО ОПИСАНИЯ РЕЧНЫХ БАССЕЙНОВ СТЕПНОЙ ЗОНЫ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ[13]

Падалко Ю.А.
Институт степи УрО РАН, г. Оренбург, Россия
yapadalko@gmail.com

Проблемы устойчивого водопользования в степных речных бассейнах во многом связаны с ограниченностью водных ресурсов в маловодные сезоны года и значительными ущербами, наносимыми населению и отраслям экономики в период весеннего половодья. Ограниченность водных ресурсов и дефицит воды в маловодные годы наблюдаются в районах интенсивной хозяйственной деятельности в бассейнах рек Дона, Урала, Кубани и Иртыша, что отмечается и в Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года.

Специфичность географо-гидрологических условий на речных водосборах вызывает много проблем, обусловливающих необходимость проведения региональных исследований для конкретизации общих закономерностей или выявления особенностей их проявления. При этом необходимо учитывать последствия антропогенной трансформации речного стока на водосборе, направленной на повышение равномерности его распределения в течение года.

Для географо-гидрологического анализа специфики речных бассейнов региона, в том числе имеющихся подходов к оценке формирования стока в пределах конкретного бассейна следует учитывать стокорегулирующую и стокоформирующую функцию водосбора. При этом необходимо учитывать не только гидрологические характеристики, но и особенности регионального климата, ландшафтно-геоморфологических характеристик водосбора и др. Современные методы моделирования гидрографической сети и морфометрических факторов, оказывающих влияния на формирование и трансформацию количественных и качественных характеристик стока, включают использования данных дистанционного зондирования. Актуализация данных водного реестра прудов и водохранилищ, также участков орошения и обводнения с помощью дешифрирования мультиспектральных спутниковых снимков совместно с их картографированием позволяет выявить области потерь стока на водосборах.

Материалы и методы. В статье представлены основные результаты проведенного с использованием данных дистанционного зондирования моделирования гидрографической сети и морфометрических факторов, оказывающих влияния на формирование и трансформацию характеристик стока.

[13] Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований и Министерства образования Оренбургской области в рамках научного проекта № 17-45-560548 р_а.

В качестве исходной информации на первом этапе использовались данные радаров SRTM и ASTER GDEM2, снимки среднего разрешения в разных спектральных диапазонах с ИСЗ Landsat, Landsat-5. -7, -8 и Ресурс-П, а также топографические карты масштаба 1:25000. Для изучения особенностей рельефа, влияющего на динамические параметры стока и его гидрологический режим, автором проведен анализ состояния береговых склонов в бассейнах малых рек с применением геоинформационного программного обеспечения (MapInfo 11.5 с приложением Vertical Mapper) на основе цифровой модели рельефа водосборов. Для дистанционного изучения водных объектов (прудов и водохранилищ) применялись методы обработки спутниковых изображений: определения многоканальных спектральных индексов, их классификации; одноканальной классификации с порогом разделения; дешифрирования водных поверхностей по многоканальным спектральным индексам NDWI, MNDWI, AWEI.

Результаты и обсуждение. В Южном Заволжье, южных и восточных районах Оренбургской области существенную роль в потерях стока воды играет задержание талых вод на участках со слабым дренированием территории в пределах речного бассейна или в различных бессточных углублениях. Их генезис связан не только с геоморфологическими (пологий равнинный рельеф с небольшими перепадами высот и уклоном русел рек), но и с гидрологическими (незначительные расходы воды в реках) особенностями районов.

Роль замкнутых понижений отмечается в исследованиях известных гидрологов: И.С. Шпаком [1] показано их влияние на сток рек, расположенных в степной зоне Украины; А.Б. Заводчиковым [2], А.Д. Комаровым [3] – на реках в аридных зонах Северного Казахстана и Западной Сибири. Ю.М. Нестеренко [4] показывает роль замкнутых понижений в формировании подземного стока вод на примере степных участков Оренбуржья. Указанными исследователями затронуты в основном вопросы снижения стока в результате аккумуляции вод и увеличения инфильтрации, однако не оценивается влияние этих процессов на затопление территорий населённых пунктов и хозяйственных объектов.

Автором проведён анализ распределения доли участков со слабой дренированностью в зависимости от уклона реки и среднего уклона берегов в речных бассейнах Оренбургской области (рис.1).

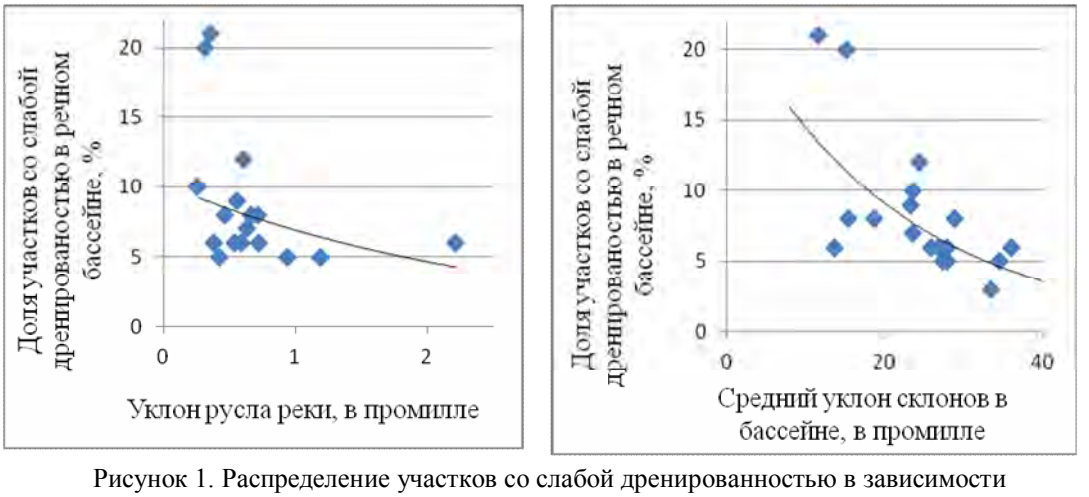


Рисунок 1. Распределение участков со слабой дренированностью в зависимости от уклона рек и среднего уклона берегов

Как следует из рис. 1, участки со слабой дренированностью распространены на приводораздельных территориях и поймах рек. В восточной части области образовался район бессточных озёр, затапливающих при накоплении талых вод приводораздельные и плакорные участки; в южной и западной частях – они локализованы в поймах; в речных долинах – характерны для участков расширения поймы [5].

Геоинформационный анализ цифровой модели рельефа территории области позволил выявить участки со слабой дренированностью, в которые может аккумулироваться сток. Автором установлено совпадение таких участков с зонами подтопления и затопления.

Речные системы и их водосборы первоначально сформировались под действием тектонических процессов. В их последующем развитии основная роль принадлежит экзогенным процессам, в том числе и самим водотокам, которые создают флювиальный рельеф. При этом климатические факторы определяет приходную часть водного баланса и сезонный режим водотоков.

Рельеф бассейна и структура речной сети способствуют перераспределению в пространстве и во времени поступающих осадков. Таким образом, морфометрические особенности речных водосборов влияют на режим и естественные расходы воды (инфильтрацию и испарение) в степной зоне.

Как известно, к ведущим факторам, определяющим интенсивность эрозионно-аккумулятивных процессов, относятся: рельеф, механический состав и мощность грунтов и климат. Степень эрозии и аккумуляции непосредственно связана с динамическими свойствами ландшафта, в частности с гравитационным потенциалом и уклоном поверхности.

Гравитационный (денудационный) потенциал территории (относительные превышения и расчлененность) оказывает существенное влияние на устойчивость геосистем к денудации, эрозии, механическим нагрузкам (чем больше потенциал, тем меньше эрозия), а также к токсикантам [6].

Подобная зависимость относится и к уклонам поверхности. однако при уклонах $< 1°$ она может нарушаться вследствие возможного переувлажнения и пониженной способности самоочищения ландшафтов от загрязнителей [6]. Уклон поверхности свыше 5-7° может привести к развитию эрозии на агроландшафтах.

Для анализа динамических свойств ландшафта необходимо иметь информацию о направленности и пространственному распределению указанных процессов. Такую возможность предоставляет разделение территории водосбора, которое отражает вектор и локализацию процессов, а также морфометрические характеристики поверхности ландшафта. Кроме того, важно внести дополнения в схему бассейновой организации территории, обозначив «квазиводосборы», например, зоны влияния крупных водохранилищ [7].

Средняя высота и амплитуда высотных отметок бассейна характеризуют возможность аккумуляции осадков в холодный период года и высотную зональность водосбора. Крутизна склонов влияет на скорость склонового стока и развитие водной эрозии на территории бассейна (табл. 1).

Крупномасштабные топографические материалы позволили верифицировать цифровые модели рельефа, построенные на основе данных радара SRTM. С помощью дешифрирования спутниковых изображений (определения многоканальных спектральных индексов) удалось уточнить морфометрические характеристики водосборов, в частности, выявить районы аккумуляции стока, характеризующиеся скоплением вод и содержанием влаги на поверхности водосбора.

Таблица 1. Интенсивность изменений уровня воды в реках и морфометрия водосборов

Река, пункт	Площадь бассейна, км^2	Наибольшая интенсивность изменений уровня воды		Морфометрические характеристики	
		Подъём, см/сут.	Спад, см/сут.	Средний уклон, градус	Доля склонов с южной экспозицией,%
Салмыш, с. Биккулово	6250	271	126	1,5	73
Чаган, пос. Каменный	4000	459	297	1,3	85
Самара, пгт Новосергиевка	1340	151	112	1,6	45
Большой Уран, с. Ивановка	2110	133	50	1,5	43
Ток, с. Красноярка	2600	304	110	1,6	53
Бузулук, д.Перевозниково	4280	290	154	1,3	51
Боровка, х. Паника	2040	334	146	1,7	75
Большой Кинель, г.Бугуруслан	5970	168	173	2	67

Выполненные исследования показали эффективность использования данных дистанционного зондирования для географо-гидрологических исследований, а также анализа устойчивости и потенциальной подверженности водосборных ландшафтов к ускоренной плоскостной и линейной эрозии, денудации или аккумуляции загрязняющих веществ в ландшафте. Полученные результаты могут использоваться при проведении геоэкологических исследований территории, оценке экологической емкости ландшафта и прогнозировании природных и агротехнических мероприятий в степной зоне.

Литература

1. *Шпак И.С.* Влияния леса на водосборный баланс водосбора / И.С. Шпак. Киев, Наукова думка, 1968. – 283 с.
2. *Заводчиков А.Б.* Особенности распределения и таяния снежного покрова в Северном Казахстане / А.Б. Заводчиков // Труды ГГИ, 1960, вып. 33, - С. 56-64
3. *Аполлов Б.А., Калинин Г.П.* Курс гидрологических прогнозов / Б.А. Аполлов, Г.П. Калинин, В.Д. Комаров. Гидрометеоиздат: Ленинград – 1974.
4. *Нестеренко Ю.М.* Водная компонента аридных зон: экологическое и хозяйственное значение / Ю.М. Нестеренко. Екатеринбург: УрО РАН, 2006. –287 с.
5. *Сивохип Ж.Т., Падалко Ю.А.* Географо-гидрологические факторы опасных гидрологических явлений в бассейне реки Урал // Известия РАН. Серия географическая – 2014. – № 6. – С. 53-61.
6. Рациональное природопользование: теория, практика, образование / Под общ. ред. проф. М.В. Слипенчука. – М.: Географический факультет МГУ, 2012. – 264 с.
7. *Падалко Ю.А.* Устойчивость водосборных ландшафтов реки Урал к развитию ускоренной эрозии и химическому загрязнению // Инновационные процессы в области естественнонаучного и социально-гуманитарного образования. Третья междунар. научно-практич. конф. Оренбург, 17-18 марта 2016 г. : сб. статей / Мин-во образ. и науки РФ, ФГБОУ ВПО «Оренб. гос. пед. ун-т». – Оренбург: Изд-во ОГПУ, 2016. С.154-158.

МОДЕЛИРОВАНИЕ МНОГОЛЕТНИХ КОЛЕБАНИЙ УРОВНЯ ОЗЕРА БАЙКАЛ И ЕГО ВОДНОГО БАЛАНСА[14]

Фролов А.В., Выручалкина Т.Ю.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
anatolyfrolov@yandex.ru

Введение. Колебания уровня воды в оз. Байкал и сток р. Ангары естественно рассматривать как выходные процессы гидрологической системы, механизм которой описывается стохастическим уравнением водного баланса. Под входными процессами этой системы понимаются суммарный речной приток (включая подземный) и эффективное испарение с поверхности Байкала (разность между слоями испарения и осадков на поверхности озера). Для исследования особенностей режимов многолетних колебаний уровня Байкала и стока р. Ангары до и после заполнения Иркутского водохранилища авторами использовалась соответствующая динамико-стохастическая модель [1] указанной выше гидрологической системы. Цель данной работы – оценить на основе этой модели некоторые техногенные изменения режима многолетних колебаний уровня оз. Байкал и стока р. Ангары.

Основные уравнения и соотношения. Уравнение, описывающее колебания уровня h_t проточного озера, имеет вид

$$h_t = h_{t-1} + q_t - v_t - e_t, \tag{1}$$

где q_t– слой суммарного притока в озеро; $q_t = Q_t / F_t$, F_t – площадь поверхности озера; $v_t = V_t / F_t$ – слой стока из озера, функционально зависящий от уровня h_t; Q_t и V_t – объемы притока в озеро и стока из него; e_t – слой эффективного испарения t – годы время.

Приток и эффективное испарение моделируются процессами авторегрессии первого порядка (марковскими последовательностями),

$$q_t = \rho_q q_{t-1} + n_t^q \tag{2}$$

и

$$e_t = \rho_e e_{t-1} + n_t^e, \tag{3}$$

где ρ_q и ρ_e – параметры авторегрессии, n_t^q и n_t^e – белые шумы с известными средними значениями и дисперсиями $\sigma_{n,q}^2$ и $\sigma_{n,e}^2$. Зависимость стока воды из многих проточных озер от их уровня обычно близка к линейной [1, 2], поэтому $v(h_t)$ аппроксимируем зависимостью

$$v(h_t) = \lambda h_t, \tag{4}$$

где уровень h_t считывают от максимальной глубины в истоке реки, вытекающей из озера, λ– коэффициент, показывающий изменение стока при единичном изменении уровня воды в озере.

Зависимость площади зеркала озера от уровня воды в озере для реального диапазона колебаний уровня часто принимается в виде

$$F = a + bh_t, \tag{5}$$

где a и b – числовые коэффициенты. Поскольку Байкал имеет крутые берега [3], т.е

[14] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 15-05-06160).

вариации площади зеркала относительно среднего малы, $bh/a \approx 0.001$, то для реального диапазона колебаний уровня $F = const \cong 31500$ км^2.

Модель (1)–(3) представляет собой систему с двумя входными процессами – притоком и эффективным испарением. Для этой дискретной модели мы получили выражения для статистических характеристик колебаний уровня проточного озера как функций параметров взаимно коррелированных притока и эффективного испарения. Ковариационная функция уровня $R^h(\tau)$ имеет вид:

$$R^h(\tau) = \frac{\beta}{1-\beta^2}\left\{A + B - r_{qe}\sigma_v\sigma_e\left[C + D\right]\right\}, \tag{6}$$

где $\beta = 1/(1+\lambda)$, $A = \dfrac{\sigma_q^2\left[(1-\beta^2)\rho_q^{|\tau|+1} - (1-\rho_q^2)\beta^{|\tau|+1}\right]}{(\rho_q - \beta)(1-\rho_q\beta)}$,

$$B = \frac{\sigma_e^2\left[(1-\beta^2)\rho_e^{|\tau|+1} - (1-\rho_e^2)\beta^{|\tau|+1}\right]}{(\rho_e - \beta)(1-\rho_e\beta)},$$

$$C = \frac{(1-\beta^2)\rho_q^{|\tau|+1} - (1-\rho_q^2)\beta^{|\tau|+1}}{(1-\rho_q^2)(\rho_q - \beta)(1-\rho_q\beta)}, \quad D = \frac{(1-\beta^2)\rho_e^{|\tau|+1} - (1-\rho_e^2)\beta^{|\tau|+1}}{(1-\rho_e^2)(\rho_e - \beta)(1-\rho_e\beta)}.$$

При получении (6) предполагалось, что $\rho_q, \rho_e \neq \beta$. Из (6), полагая τ=0, получаем дисперсию уровня σ_h^2,

$$\sigma_h^2 = \frac{\beta}{1-\beta^2}(M + N - r_{qe}\sigma_q\sigma_v S), \tag{7}$$

где $M = \dfrac{\sigma_q^2(1+\rho_q\beta)}{1-\rho_q\beta}$, $N = \dfrac{\sigma_e^2(1+\rho_e\beta)}{1-\rho_e\beta}$,

$$S = \frac{(1+\rho_q\beta)\rho_q}{(1-\rho_q^2)(1-\rho_q\beta)} + \frac{(1+\rho_e\beta)\rho_e}{(1-\rho_e^2)(1-\rho_e\beta)}.$$

Аналогичные результаты для непрерывной модели колебаний уровня бесточного озера были получены С.В. Музылевым [1]. Зависимость (6) представляет собой обобщение результата В.Е. Привальского [4] на случай ненулевой взаимной корреляции между притоком в озеро и испарением с его поверхности.

Дисперсия стока воды из озера с учетом линейной зависимости (4) дается формулой

$$\sigma_v^2 = \lambda^2\sigma_h^2. \tag{8}$$

Нормированная автокорреляционная функция уровня воды в озере дается выражением

$$r_h(\tau) = \frac{R^h(\tau)}{\sigma_h^2}, \tag{9}$$

где $R^h(\tau)$ и σ_h^2 задаются формулами (6) и (7), соответственно. В силу (4) автокорреляционная функция стока из озера в точности совпадает с (9). Взаимная ковариационная функция для уровня воды в озере и притока $R_{hq}(\tau)$ имеет вид:

$$R_{hq}(\tau)=\begin{cases}\beta\dfrac{\rho_q^{\tau}}{1-\rho_q\beta}\left[\sigma_q^2-r_{qe}\sigma_q\sigma_e\right], & \tau\geq 0\\ \beta[\dfrac{\sigma_q^2}{(\beta-\rho_q)}U-\dfrac{r_{qe}\sigma_q\sigma_e}{(\beta-\rho_e)}W], & \tau<0\end{cases}, \qquad (10)$$

где $U=\dfrac{(1-\rho_q^2)\beta^{1-\tau}-(1-\rho_q\beta)\rho_q^{1-\tau}}{(1-\rho_q\beta)}$, $W=\dfrac{(1-\rho_q\rho_e)\beta^{1-\tau}-(1-\rho_q\beta)\rho_e^{1-\tau}}{(1-\rho_q\beta)}$.

Из (10) при τ=0 с учетом (7), получаем коэффициент взаимной корреляции между уровнем воды и притоком r_{hq},

$$r_{hq}=\frac{R_{hq}(0)}{\sigma_h\sigma_q}=\frac{\beta}{(1-\rho_q\beta)\sigma_h}[\sigma_q-r_{qe}\sigma_e]. \qquad (11)$$

Аналогичным образом находится коэффициент взаимной корреляции между испарением и притоком,

$$r_{he}=\frac{R_{he}(0)}{\sigma_h\sigma_e}=\frac{\beta}{(1-\rho_q\beta)\sigma_h}[\sigma_e-r_{qe}\sigma_{eq}]. \qquad (12)$$

Применение модели колебаний уровня Байкала. Аналитические зависимости (7)-(12), можно использовать для решения двух задач – прямой и обратной. Под прямой задачей понимается нахождение по известным характеристикам входных процессов соответствующих характеристик выходных процессов. Обратная задача – нахождение по известным характеристикам выходных процессов статистических характеристик входных процессов [5]. Авторами была решена обратная задача для нахождения оценок дисперсии, коэффициента автокорреляции эффективного испарения и коэффициента взаимной корреляции между испарением и речным притоком. В результате численного решения нелинейной системы, состоящей из уравнений (7), (9) при τ=1 и (11), были получены следующие статистические характеристики эффективного испарения (для периода1901–1955 гг.): дисперсия σ_e^2=0.02 м^2/год^2, коэффициент автокорреляции $\rho_e=0.12$, коэффициент взаимной корреляции между притоком и эффективным испарением $\rho_{qe}=-0.11$.

Уравнения зависимости слоя стока Ангары от уровня воды в озере, отсчитываемого от отметки 453.53 м, принимаемой за нулевую, имеют вид: для периода 1901–1958 гг. $v(h)=1.87h$, для периода 1959–1997 г., $v(h)=0.67h$ размерность стока v – м/год, уровня h – м, коэффициентов при h – год$^{-1}$ (рис.1).

В соответствии с (7) и (8), дисперсии уровня воды в Байкале σ_h^2 и стока р. Ангары σ_v^2 как функции λ, находятся «в противофазе» (рис. 2).

При прочих равных условиях, σ_h^2 с увеличением λ уменьшается, σ_v^2, наоборот, возрастает. Справедливо утверждение – управление, направленное на минимизацию колебаний уровня воды в Байкале, с неизбежностью приведет к увеличению, σ_v^2 увеличивая тем самым вероятность неблагоприятных экстремальных величин стока. Это обстоятельство должно учитываться при попытках управления уровнем оз. Байкал [10]. Точки *P* и *M* на рис. 2 соответствуют режиму колебаний уровня Байкала и

стока Ангары до 1958 г. при λ=1.87 год$^{-1}$. После 1959 г. при λ=0.67 год$^{-1}$ соответствуют точки *N* и *Q* на графике. Для периодов до и после заполнения Иркутского водохранилища σ_q^2 была примерно одинакова: 0.14 и 0.12 м^2/год^2 соответственно. Уменьшение коэффициента автокорреляции притока почти до нуля может быть связано с изменениями основных энергонесущих колебаний [6, 7].

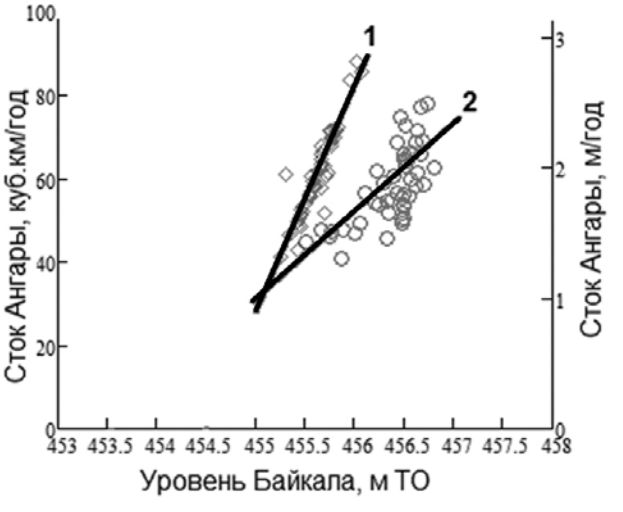


Рис.1. Зависимости стока Ангары от уровня воды в Байкале:
1 – до заполнения Иркутского водохранилища, 2 – после заполнения.

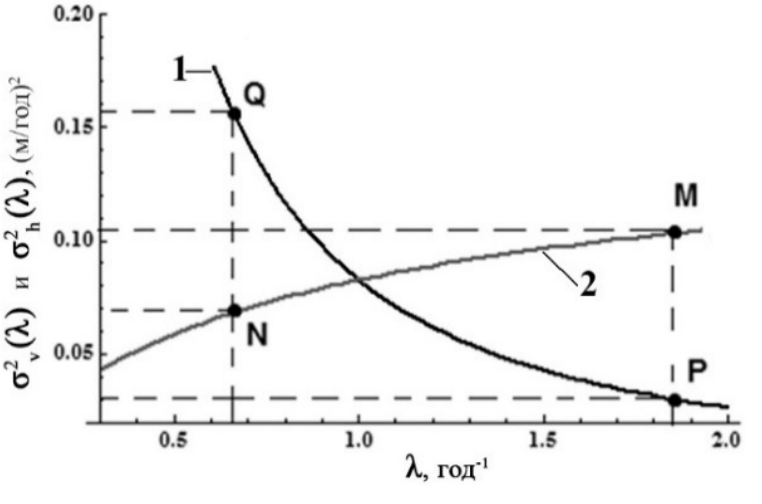


Рисунок 2. Зависимости дисперсий уровня воды в Байкале σ_h^2 (линия 1) и стока р. Ангары σ_v^2 (линия 2) от параметра λ

Реализация планов строительства ГЭС в монгольской части бассейна р. Селенги с неизбежностью приведет к уменьшению стока этой реки и, соответственно, к уменьшению притока в Байкал.

Для оценки обеспеченностей отметок уровня воды в Байкале и стока Ангары при различных вариантах изъятий из притока к озеру был применен метод имитационного моделирования с использованием алгоритма, приведенного в статье [8].

В результате моделирования показано, что изъятия из притока наиболее сильно сказываются на экстремально малых величинах стока р. Ангары (табл.1).

Таблица 1. Квантили распределений уровня воды оз. Байкал и стока р. Ангара (числитель – уровень, м; знаменатель – слой стока реки, м/год)

Изъятия из притока, км^3/год	Обеспеченность, %				
	99	75	50	25	1
0	1.74 / 1.10	2.18 / 1.46	2.43 / 1.64	2.66 / 1.80	3.36 / 2.28
0.5	1.72 / 0.93	2.16 / 1.40	2.40 / 1.60	2.63 / 1.82	3.35 / 2.39
1	1.68 / 0.92	2.14 / 1.38	2.38 / 1.58	2.61 / 1.79	3.34 / 2.36
3	1.59 / 0.86	2.05 / 1.31	2.28 / 1.53	2.52 / 1.75	3.24 / 2.20

Именно этот эффект относительно небольших изъятий из притока к Байкалу может существенно помешать устойчивому функционированию ангарских ГЭС, промышленно-коммунальному водоснабжению и обеспечению требований судоходства по Ангаре, негативно сказаться на экологических характеристиках Байкала [9].

Выводы. На основе дискретной динамико-стохастической модели были получены аналитические зависимости между статистическими характеристиками притока и эффективного испарения, с одной стороны, и статистическими характеристиками колебаний уровня воды Байкала и стока Ангары – с другой. Эти зависимости были использованы для исследования особенностей режима многолетних колебаний уровня оз. Байкал и стока р. Ангара для периодов до и после создания Иркутского водохранилища.

Установлена зависимость дисперсий колебаний уровня воды оз. Байкал и стока р. Ангара от параметра λ. Чем меньше λ, тем больше дисперсия уровня Байкала и тем меньше дисперсия стока Ангары. Минимизация дисперсии колебаний уровня воды озера с неизбежностью ведет к увеличению дисперсии колебаний стока р. Ангара. Чем меньше диапазон колебаний уровня Байкала, тем больше размах колебаний стока Ангары. Для условий маловодья это означает, что сток Ангары будет меньше, чем в аналогичных условиях маловодья, но безо всякого регулирования уровня Байкала. Наоборот, в многоводный период, когда возрастает угроза затопления, например, части г. Иркутска, попытка удержать уровень Байкала ниже некоторой максимальной отметки приведет к повышенным расходам Ангары и увеличению затопляемой территории – опять же по сравнению со случаем отсутствия регулирования уровня Байкала. Поэтому попытки удержания уровня Байкала в фиксированном диапазоне (см., например, Постановление Правительства РФ №626 от 01.07.2016 г.) в условиях экстремально маловодного или многоводного баланса озера приведут к отмеченным выше проблемам со стоком р. Ангары; при близком же к среднему по водности балансе это Постановление не имеет смысла. Приходится согласиться с вполне сформировавшимся мнением ряда специалистов, выраженным, в частности, в статье [10]: «В аномально маловодные или многоводные периоды удержание уровня [Байкала] в регламентированном интервале становится практически невыполнимым как по условиям незатопления прибрежных территорий в нижнем бьефе Иркутской ГЭС, так и по условиям обеспечения работы расположенных здесь водозаборов».

В результате имитационного моделирования показана значительная чувствительность стока Ангары к изъятиям. Даже при варианте с минимальными изъятиями 0.5 км^3/год (0.9% от среднего притока в Байкал) сток Ангары 99%-й обеспеченности уменьшается на ~ 15% по сравнению с отсутствием изъятий.

Литература

1. *Музылев С. В., Привальский В. Е., Раткович Д. Я.* Стохастические модели в инженерной гидрологии. М.: Наука, 1982. 184 с.
2. *Фролов А.В.* Динамико-стохастические модели многолетних колебаний уровня проточных озер. М.: Наука, 1985. 103 с.
3. *Шерстянкин П. П., Алексеев С. П., Абрамов А.М., Ставров К.Г., Де Батист М., Хус Р., Канальс М., Касамор Х.Л.* Батиметрическая электронная карта озера Байкал // Доклады РАН. Т. 408 .№ 1. 2006. С. 102–107.
4. *Привальский В.Е.* Климатическая изменчивость. Стохастические модели, предсказуемость, спектры. М.: Наука, 1985. 183 с.
5. *Фролов А.В.* Оценка статистических характеристик многолетних колебаний испарения с крупных речных водосборов // Доклады РАН. 2014. Т. 458. № 3. С. 345–348.
6. *Филатов Н.Н.* Колебания уровня крупных озер Европы и изменчивость климата. //Доклады РАН. 1998. Т. 3590. №2. С. 255–257.
7. *Филатов Н.Н., Выручалкина Т.Ю., Дианский Н.А., Назарова Л.Е., Синюкович В.Н.* Внутривековая изменчивость уровня крупнейших озер России // Доклады РАН. 2016. Т. 467. № 5. С. 589-593.
8. *Фролов А.В., Выручалкина Т.Ю., Соломонова И В.* Моделирование негауссова векторного процесса в приложении к гидрологии // Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 6. С. 559–564.
9. *Фролов А. В., Выручалкина Т.Ю.* Динамико-стохастическое моделирование многолетних колебаний уровня озера Байкал и стока реки Ангары // Водные ресурсы. 2017. Т. 44. № 3, С.264-274.
10. *Синюкович В.Н.* Проблемы регулирования уровня озера Байкал в условиях аномальной водности // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2016. № 1. С. 42–51.

КЛИМАТИЧЕСКАЯ НЕОДНОРОДНОСТЬ В МНОГОЛЕТНИХ КОЛЕБАНИЯХ ВОДНОГО БАЛАНСА ВОДОСБОРА р. СЕВЕРНАЯ ДВИНА[15]

Фролов А.В., Соломонова И.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
anatolyfrolov@yandex.ru

Введение. Оценка характеристик многолетних колебаний гидроклиматических процессов под влиянием климатических изменений является целью многих современных исследований. В качестве параметров, отражающих климатические условия, в которых формируется исследуемый процесс, обычно используются статистические характеристики этого процесса, полученные для некоторого интервала вре-

[15] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты №15-05-06160 и №15-05-03127).

мени. Согласно рекомендации Всемирной метеорологической организации (ВМО), в качестве стандартного интервала времени для вычисления средних (норм) предлагается 30-летний интервал. При таком подходе к обнаружению влияния климата на гидроклиматические процессы фактически используется квазистационарное приближение в том смысле, что эти процессы считаются стационарными для сравниваемых интервалов времени. В противном случае, средние характеристики просто теряют смысл. При разработке проекций (сценариев) гидроклиматических процессов на перспективу использование оценки, например, средних значений, полученных на основе некоторых соображений (и не являющихся выборочными оценками), также находится в рамках квазистационарного приближения. В этом смысле показательна работа [1], в которой анализируются изменения вероятностей ливневых осадков как индикаторов климатических изменений. Авторы [1] исходят из предположения о том, что функция распределения ливневых осадков описывается гамма-распределением, причем вероятности зависят от нормы осадков. Принимая гипотезу о норме осадков для климатически измененных условий, авторы сравнивают изменение вероятностей ливневых осадков для «прошлого» и «будущего» климата.

Условия квазистационарного приближения не выполняются, если хотя бы на одном из двух выбранных интервалов времени нарушается стационарность процесса, характеризующего климат, например, в изменениях температуры приземного слоя атмосферы (ТПА), присутствует тренд. Наличие тренда, выявленного с достаточной надежностью, дает основания предположить о происходящих климатических изменениях. Поискам трендов в гидроклиматических процесса посвящено большое количество работ (см, например, [2-5]). Признание наличия трендов в рядах наблюдений за гидроклиматическими процессами фактически означает, что эти процессы должны рассматриваться как нестационарные. Соответственно, для получения оценок статистических характеристик в этом случае необходимо проведение по ансамблю реализаций, эти оценки – например, среднего – должны зависеть от времени. В реальности, однако, приходится иметь дело только с единственной реализацией процесса, что существенно осложняет исследование характеристик нестационарного процесса.

В силу стохастичности гидроклиматических процессов, нестационарность может проявляться не только в математическом ожидании, но и/или в моментах распределения более высокого порядка, например, в дисперсии и коэффициенте автокорреляции. Именно этот случай был обнаружен авторами в рядах стока р. Северная Двина и осадков на ее бассейн. Представляется, что полученные нами результаты могут расширить представления о разнообразности влиянии климатических изменений на статистические характеристики гидроклиматических процессов.

Анализ статистических характеристик стока р. Северная Двина, осадков и ТПА по речному бассейну. Для анализа взяты многолетние (1891-2008 гг.) ряды годовых величин речного стока Северной Двины, а также усредненные по бассейну годовые слои осадков и среднегодовые температуры воздуха. Сток Северной .Двины не зарегулирован, изъятия из стока незначительны, поэтому режим стока этой реки можно считать практически не искаженным прямым техногенным воздействием.

Сравнение статистических характеристик рядов осадков и стока для интервалов 1891-1949 гг. и 1950-2008 гг. показало следующее. Различие в средних величинах осадков составляет 5%, в средних стока – 4%, дисперсии отличаются существенно

больше – на 17% и 34%, коэффициенты автокорреляции осадков и стока уменьшились от 0.3-0.4 практически до нуля (табл. 1).

Таблица 1. Статистические характеристики процессов на водосборе Северной Двины (I–й интервал – 1891-1949 гг., II-й интервал – 1950-2008 гг.)

Характеристика / Процесс	Среднее		Дисперсия		Коэффициент автокорреляции	
	I	II	I	II	I	II
Осадки, мм/год	550	578	3781	3120	0.32±0.13	0.00±0.13
Сток Сев.Двины, мм/год	311	293	3802	2500	0.41±0.13	0.03±0.13
Температура, °С	1.0	1.2	1.3	1.6	0.15±0.13	0.18±0.13

Для проверки однородности рядов применялись критерии Стьюдента, Фишера и Манна-Кендалла. В исходных всех рядах наблюдений статистически значимого различия между средними величинами и дисперсиями для обоих интервалов выявлено не было. Применение критерия Манна-Кендалла к скользящим 50-летним средним осадков и стока не выявило трендов, в рядах же соответствующих дисперсий этот критерий показал на наличие трендов (рис.1).

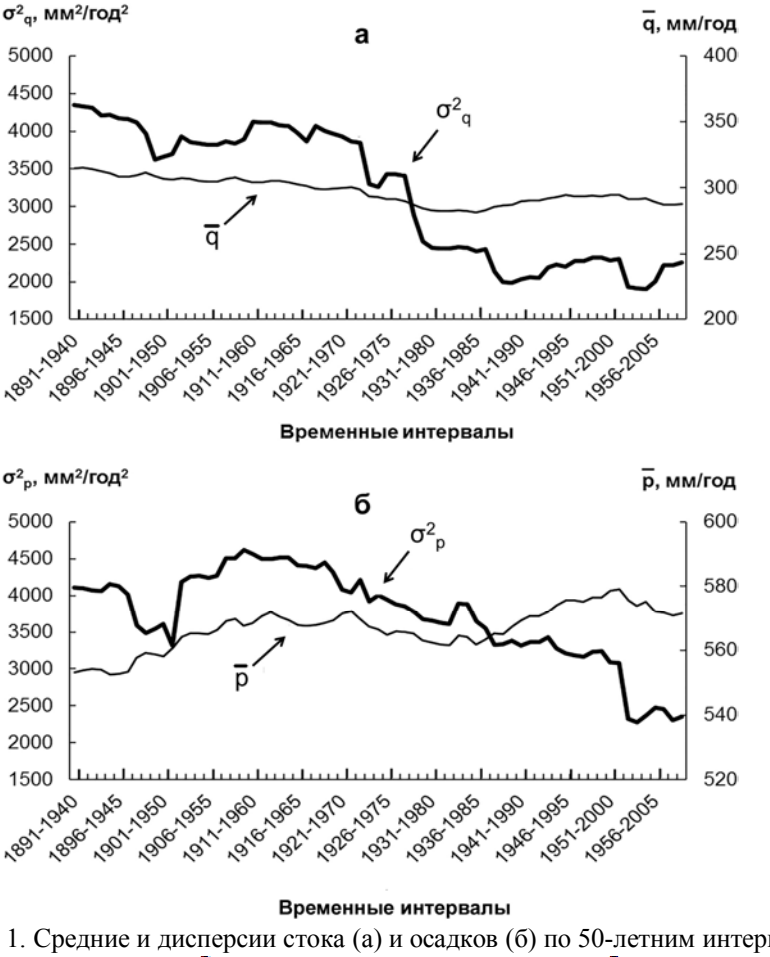


Рисунок 1. Средние и дисперсии стока (а) и осадков (б) по 50-летним интервалам

Обозначения: $\overline{q}$ – среднее, σ_q^2 – дисперсия стока; ρ – среднее, σ_p^2 – дисперсия осадков.

Учитывая, что критерий Фишера весьма чувствителен к нарушению условий применимости (требования гауссовости распределения, нулевой автокоррелированности, достаточной длительности рядов здесь не вполне выполняются), мы полагаемся на критерий Манна-Кендалла, указывающего на наличие тренда в рядах дисперсии осадков и стока. Аналогичный вывод следует также для коэффициентов автокорреляции осадков и стока Северной Двины (рис.2).

Обращает на себя внимание качественно одинаковый ход стандарта и коэффициента автокорреляции для осадков и стока Сев.Двины (рис.2), что, в данном случае, указывает на уменьшение коэффициента автокорреляции за счет более быстрого, по сравнению со стандартом, уменьшения ковариации.

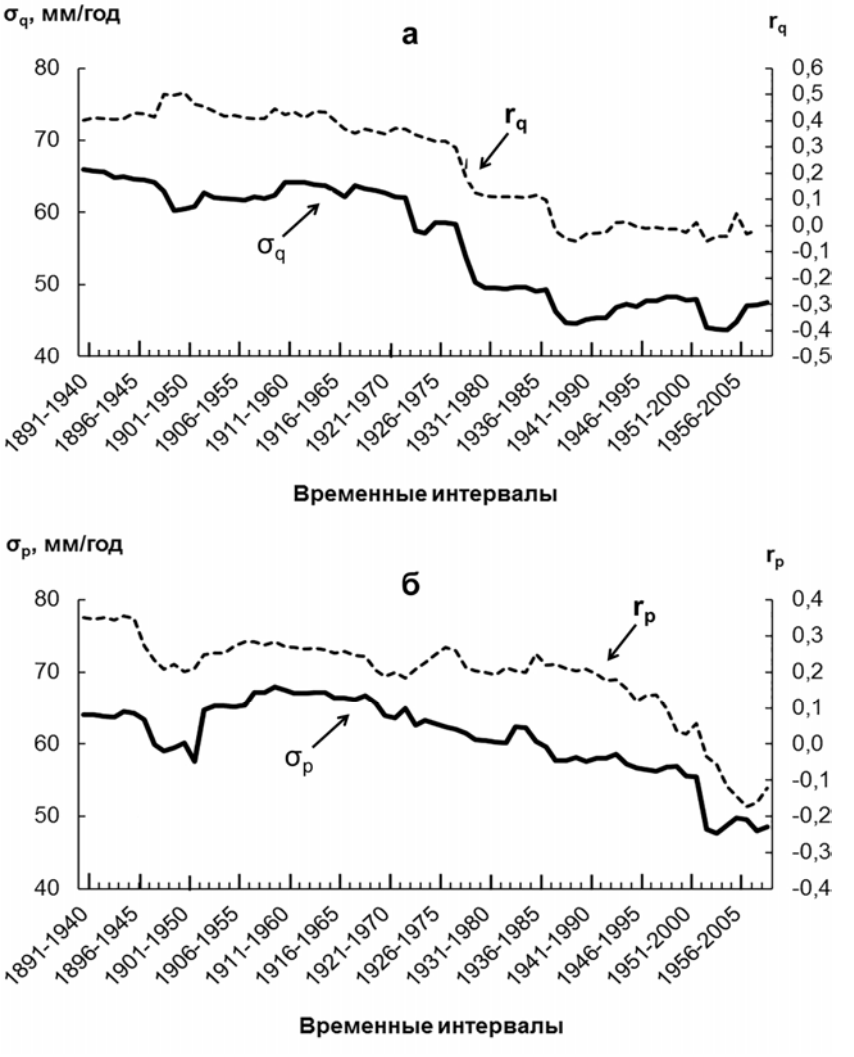


Рисунок 2. Стандарт и коэффициент автокорреляции стока (а) и осадков (б) по 50-летним интервалам. Обозначения: σ_q – стандарт, r_q – коэффициент автокорреляции стока; σ_p – стандарт, r_p – коэффициент автокорреляции осадков.

Сравнение режимов колебаний основных составляющих водного баланса бассейна Северной Двины для I-го (1891- 1949 гг.) и II-го (1950-2008 гг.) интервалов времени. Для сравнения используется квазистационарный подход, согласно которому принимается предположение о стационарном характере процессов в указанных интервалах.

Средние величины осадков и стока р. Северная Двина для указанных интервалов отличаются незначительно, однако средние величины испарения, вычисленные как разность между осадками и стоком, заметно различаются – 239 и 285 мм/год, для I и II интервалов, соответственно. Это различие находит некоторое подтверждение и в увеличении от I ко II интервалу среднегодовой температуры воздуха – от 1.0 °С до 1.2 °С (табл. 1), что должно было способствовать увеличению испарения. Таким образом, есть основания предположить, что, помимо влияния осадков, изменение статистических характеристик стока Северной Двины также связано с изменением режима колебаний испарения.

Для нахождения оценок статистических характеристик испарения с бассейна Северной Двины применен метод, основанный на использовании динамико-стохастической модели стока [6]. В рамках этой модели речной сток рассматривается как выходной процесс гидрологической системы. Входными процессами являются годовые осадки и испарение, усредненные по территории речного бассейна. В приближении линейной зависимости стока реки q_t от суммарных влагозапасов в бассейне w_t, уравнение, описывающее многолетние колебания стока реки, имеет вид

$$q_t = \frac{1}{1+\lambda} q_{t-1} + \frac{\lambda}{1+\lambda}\left(p_t - e_t\right), \tag{1}$$

где p_t и e_t – осадки и испарение на водосборе, λ – числовой коэффициент из зависимости $q_t = \lambda w_t$, t – время (годы).

В качестве моделей процессов многолетних колебаний осадков $p_t(t)$ и испарения $e_t(t)$ используются марковские (авторегрессионные) негауссовы последовательности первого порядка,

$$p_t = \rho_p p_{t-1} + n_{p,t} \tag{2}$$

и

$$e_t = \rho_e e_{t-1} + n_{e,t}, \tag{3}$$

где ρ_p и ρ_e – коэффициенты автокорреляции осадков и испарения, $n_{p,t}$ и $n_{e,t}$ – белые шумы. Предполагается, что процессы p_t и e_t взаимно коррелированны. Система (1)-(3) позволяет получить аналитические зависимости между статистическими параметрами стока и вынуждающих процессов – осадков и испарения [6, 7], используя которые получаем параметры колебаний испарения с бассейна реки (табл.2).

Уменьшение дисперсии и коэффициента автокорреляции осадков во II-ом интервале времени способствовало уменьшению соответствующих характеристик стока Сев.Двины. Однако, одного только изменения в характеристиках осадков недостаточно для уменьшения коэффициента автокорреляции стока практически до нуля, для этого необходимо уменьшение коэффициента автокорреляции второго входного процесса – испарения с речного бассейна.

Таблица 2. Статистические характеристики годового испарения, усредненного по водосбору Сев.Двины (I–й интервал – 1891-1949 гг., II-й интервал – 1950-2008 гг.)

Процесс	Характеристика					
	Среднее		Дисперсия		Коэффициент автокорреляции	
	Интервал		Интервал		Интервал	
	I	II	I	II	I	II
Испарение, мм/год	239	285	2863	1894	0.09	-0.21

Результаты применения динамико-стохастической модели стока подтверждают это предположение – коэффициент автокорреляции испарения для II-го интервала времени уменьшается до отрицательной величины (от 0.09 до -0.21). Таким образом, многолетние колебания испарения с водосбора Северной Двины для I-го и II-го интервалов времени имеют несколько различный характер: для I-го интервала времени колебания испарения могут рассматриваться как процесс, близкий к белому шуму, а для II–го интервала – как процесс, близкий к «фиолетовому» шуму, т.е. процессу, для которого максимум энергии смещен в сторону высоких частот [6]. Параметр λ также различен для рассматриваемых интервалов времени, $\lambda \approx 4$ год$^{-1}$ и $\lambda \approx 10$ год$^{-1}$, для I-го и II-го интервалов времени, соответственно. Такое изменение этого параметра означает уменьшение «регулирующего» действия водосбора. Возможной причиной неоднородности в рядах элементов водного баланса Северной Двины может быть действие Атлантической мультидекадной осцилляции (см., например, [8]).

Выводы. 1. В многолетних колебаниях стока Северной Двины, осадков и испарения обнаружены два относительно длительных интервала времени (1891-1949 гг. и 1950-2008 гг.), характеризующихся различием в статистических характеристиках составляющих водного баланса речного бассейна. Предположительно, выявленная неоднородность вызвана современным потеплением климата. Примечательно, что переход от одного режима колебаний основных составляющих водного баланса бассейна к другому произошел относительно быстро, «ступенчатым» образом.

2. Показана возможность климатического изменения вторых моментов распределения (дисперсии и коэффициента автокорреляции) гидроклиматических процессов при отсутствии сколь-либо значимых трендов в реализациях этих процессов.

3. Задача дальнейших исследований мультидекадных неоднородностей в многолетних колебаниях основных составляющих водного баланса рек северного склона – изучение роли Атлантической мультидекадной осцилляции в изменении режима этих колебаний.

Литература

1. *Groisman P.Ya., Karl T.R., Easterling D.R., Knight R.W., Jamason P.F., Hennessy K.J., Suppiah R., Page C.M, Wibig J., Fortuniak K., Razuvaev V., Douglas A., Førland E., Zhai P.-M.* Changes in the probability of heavy precipitation: important indicators of climatic change // Climatic Change. 1999. V. 42. P. 243–283.

2. *Burn D.H., Elnur M.A.H.* Detection of hydrologic tends and variability // Journ. of Hydrol. 2002. V. 255. P. 107-122.

3. *Hannaford J., Buys G., Stahl K., Tallaksen L.M.* The influence of decadal-scale variability on trends in long European streamflow records // Hydrol. Earth System Sci. 2013. V. 17. P. 2717–2733.

4. *Philandras C.M., Nastos P.T., Kapsomenakis J., Douvis K.C., Tselioudis G., Zerefos C.S.* Long term precipitation trends and variability within the Mediterranean region // Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 2011. V. 11, P. 3235–3250 www.nat-hazards-earth-syst-sci.net/11/3235/2011

5. *Sayemuzzaman M., Manoj M.K.* Seasonal and annual precipitation time series trend analysis in North Carolina, United States // Atmospheric Research. 2014. V. 137. P. 183–194.

6. *Фролов А.В.* Оценка статистических характеристик многолетних колебаний испарения с крупных речных водосборов // Доклады академии наук. 2014. Т. 458. № 3. С. 345–348.

7. *Фролов А.В.* Дискретная динамико-стохастическая модель многолетних колебаний речного стока // Водные ресурсы. 2011. Т. 38. №5. С. 538–547.

8. *Панин Г.Н., Выручалкина Т.Ю., Соломонова И.В.* Климатические изменения в Арктике, северной Атлантике, районе Каспия и их взаимосвязь // Фундаментальная и прикладная климатология. 2015. Т.1. №1. С. 183-210.

НЕСИММЕТРИЧНОСТЬ ЗАПАДНЫХ И ВОСТОЧНЫХ ЭСТУАРИЕВ В ДИНАМИКЕ ПРИЛИВНЫХ ВОЛН[16]

Чебанова М.К.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
ejek@inbox.ru

Динамика приливных волн в мелководных эстуариях в пренебрежении ускорением Кориолиса исследовалась в [1–10]. Были сделаны определенные ограничивающие предположения: длина волны много больше длины эстуария; амплитуда прилива мала по сравнению с глубиной; условие малости скоростей, что позволяет пренебречь силами инерции и линеаризовать уравнение динамики, исключив нелинейные члены; значения доминирующей приливной компоненты заметно больше, чем любой другой, тогда прилив рассматривается как простая гармоника. Для получения общих черт волновой картины в ряде работ приливы рассматриваются без учета влияния трения. Пренебрежение трением не позволяют применять полученные результаты для решения многих инженерных задач в эстуариях, так как особенностью распространения приливной волны в мелководных прибрежных районах является существование критической глубины, при которой трение становится доминирующим [11].

В [11] было показано, что поправка к основному эволюционному уравнению за счет ускорения Кориолиса для закритических глубин является малой и ею можно пренебречь, поэтому ускорением Кориолиса часто пренебрегают при рассмотрении неглубокого эстуария. Однако для глубин, сравнимых с критической, необходимо учитывать ускорение Кориолиса. В проведенных в [2] исследованиях влиянием вращения Земли пренебрегалось и в этих условиях разницы между бухтами открытыми на восток или на запад нет.

В данной работе представлены результаты теоретических и экспериментальных исследований влияния вращения и сферичности Земли на возникновение явления

[16] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 16-05-00209).

несимметричности в динамике длинных волн в прямолинейных и криволинейных эстуариях и бухтах.

Экспериментальные исследования несимметричности левых и правых бухт в динамике приливных волн. Обзор бухт с большими приливами, сделанный в [12], показывает, что все они имеют преимущественно правый загиб, т.е. против вращения Земли. Такую асимметрию между левыми и правыми бухтами порождает вращение Земли. Для исследования этого эффекта были проведены лабораторные эксперименты.

Основная цель экспериментов – исследовать влияние загиба бухты по направлению вращения Земли (левые бухты) или против направления вращения Земли (правые бухты), рис.1.

Лабораторные эксперименты на вращающейся установке показали, что вращение Земли дает различия величин волн в криволинейных бухтах (с загибом “по” или “против” вращения Земли), что объясняется сохранением потенциальной завихренности столба вращающейся жидкости. Вследствие сохранения потенциальной завихренности столб жидкости при его вхождении в бухту приобретает циклоническую закрутку. Это приводит к тому, что боковое трение столба жидкости о берега становится больше в левых бухтах, нежели в правых.

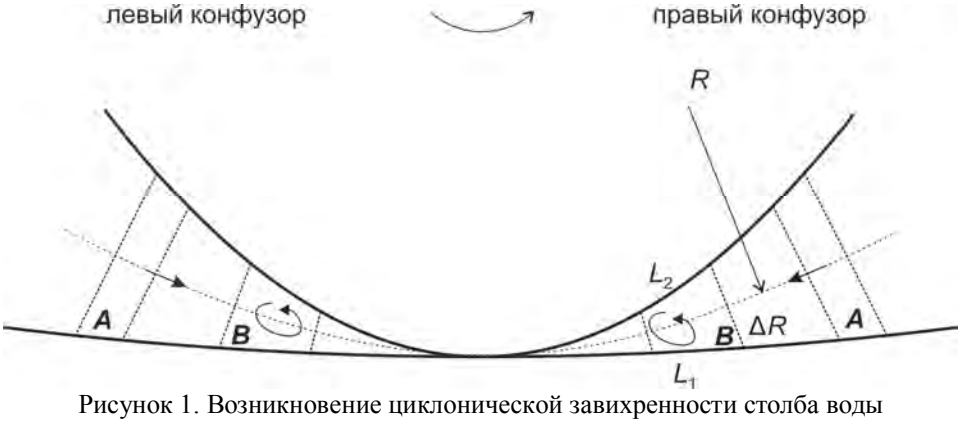


Рисунок 1. Возникновение циклонической завихренности столба воды при вхождении в левый и правый конфузоры

В результате диссипация приливной энергии в правых бухтах будет меньше, нежели в левых, и, как следствие, амплитуды приливов в правых бухтах будут больше. Согласно теоретическим оценкам вклада сил трения в диссипацию приливной энергии в бухтах, трение в левом конфузоре должно быть в 1.4 раза больше, нежели в правом. В эксперименте амплитуда колебания в правом конфузоре превышала в 1.5 раза амплитуду в левом конфузоре, т.е. цифры довольно близкие и, следовательно, можно принять, что именно трение является причиной возникновения асимметрии левых и правых бухт в природе.

Волны в западных и восточных зональных бухтах постоянной глубины на бета-плоскости. Исследуется влияние сферичности Земли на возникновение несимметричности в динамике приливных волн в восточных и западных прямолинейных бухтах и воронкообразных эстуариях, открытых, соответственно, на восток или на запад. Задача рассматривается в линейной постановке на бета-плоскости с учетом турбулентного трения для однородной по плотности воды. В результате исходная система уравнений имеет вид:

$$\frac{\partial u}{\partial t} - fv = -\frac{1}{\rho_0}\frac{\partial P}{\partial x} + A_z \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \ , \tag{1}$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + fu = -\frac{1}{\rho_0}\frac{\partial P}{\partial y} + A_z \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \ , \tag{2}$$

$$g\rho_0 = \frac{\partial P}{\partial z}, \tag{3}$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \ , \tag{4}$$

где u, v – горизонтальные составляющие скорости течения соответственно по осям X и Y; w – вертикальная составляющая скорости течения; f – параметр Кориолиса; P – давление в жидкости; g – ускорение свободного падения; ρ_0 – плотность воды (принимается постоянной); A_z – коэффициент вертикального турбулентного обмена (константа). Ось Z направлена вертикально вниз. Начало координат расположено на невозмущенной поверхности водоема.

Граничные условия. На поверхности моря ($z = \zeta(x, y, t)$) – условия отсутствия ветра:

$$\left.\frac{\partial u}{\partial z}\right|_{z=\varsigma} = \left.\frac{\partial v}{\partial z}\right|_{z=\varsigma} = 0 \ , \tag{5}$$

и кинематическое условие:

$$w\big|_{z=\varsigma} = \frac{\partial \zeta}{\partial t} + u\big|_{z=\varsigma}\frac{\partial \zeta}{\partial x} + v\big|_{z=\varsigma}\frac{\partial \zeta}{\partial y}.$$

На дне ($z = H(x, y)$) ставятся условия прилипания:

$$u\big|_{z=H} = v\big|_{z=H} = w\big|_{z=H} = 0, \tag{6}$$

на береговой границе водоема ($L(x, y) = 0$) – равенство нулю интегрального расхода (полного потока) по нормали $\vec{n}$ к границе:

$$(\vec{S}, \vec{n}) = 0, \text{ где } \vec{S} = \int_{\varsigma}^{H} \vec{U} dz \ , \ \vec{U} = (u, v) \ . \tag{7}$$

После преобразований получено основное уравнение для комплексных амплитуд колебаний уровня воды в водоеме:

$$i\omega\overline{\varsigma} = \frac{\partial}{\partial x}(F_1\overline{\zeta}_x) + \frac{\partial}{\partial y}(F_1\overline{\zeta}_y) + J(G_1, \overline{\zeta}), \tag{8}$$

где $J(G_1, \overline{\zeta}) = \frac{\partial G_1}{\partial x}\frac{\partial \overline{\varsigma}}{\partial y} - \frac{\partial G_1}{\partial y}\frac{\partial \overline{\varsigma}}{\partial x}$ – якобиан,

$$F_1 = \frac{giH\omega}{f^2 - \omega^2} + \frac{ig}{2\mu_1(f + \omega)}\operatorname{th}\mu_1 H - \frac{ig}{2\mu_2(f - \omega)}\operatorname{th}\mu_2 H,$$

$$G_1 = \frac{gHf}{f^2 - \omega^2} - \frac{g}{2\mu_1(f + \omega)}\operatorname{th}\mu_1 H - \frac{g}{2\mu_2(f - \omega)}\operatorname{th}\mu_2 H,$$

$$\mu_1 = \sqrt{\frac{\lambda_1}{A_z}} = \sqrt{\frac{i(\omega + f)}{A_z}}, \qquad \mu_2 = \sqrt{\frac{\lambda_2}{A_z}} = \sqrt{\frac{i(\omega - f)}{A_z}}.$$

Уравнение (8) можно записать в компактной форме:

$$i\omega\bar{\varsigma} = (\nabla, F_1 \nabla\bar{\varsigma}) + J(G_1, \bar{\varsigma}), \tag{9}$$

где (,) – скалярное произведение, ∇ - оператор Гамильтона (градиент).

Учитывая, что G_1 есть функция H и f, и принимая для параметра Кориолиса f приближение β -плоскости, получим:

$$J(G_1, \zeta) = \frac{\partial G_1}{\partial H} J(H, \zeta) - \frac{\partial G_1}{\partial f} \beta\zeta_x, \tag{10}$$

где $\beta = \dfrac{\partial f}{\partial y}$ – бэта-эффект.

В результате основное уравнение для комплексных амплитуд колебаний уровня воды в водоеме примет вид:

$$i\omega\bar{\varsigma} = \frac{\partial}{\partial x}(F_1\bar{\zeta}_x) + \frac{\partial}{\partial y}(F_1\bar{\zeta}_y) + \frac{\partial G_1}{\partial H} J(H, \bar{\zeta}) - \frac{\partial G_1}{\partial f} \beta\bar{\zeta}_x. \tag{11}$$

Рассмотрим зональную бухту в виде полуоткрытого канала постоянной ширины, с глубиной H и длиной L. Имеем два случая – западная бухта, открытая на запад, и восточная бухта, открытая, соответственно, на восток (рис. 2).

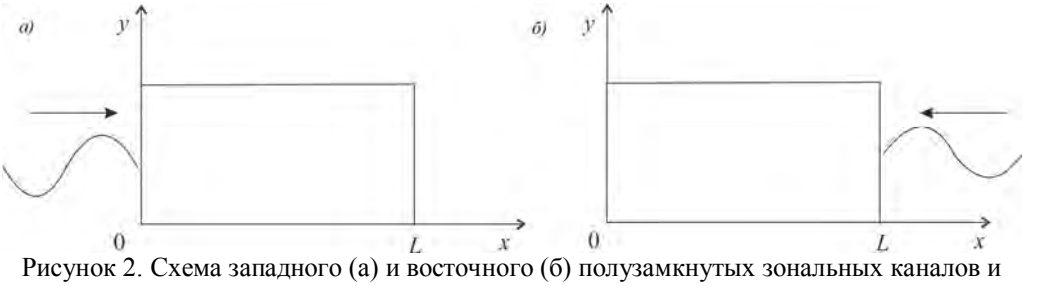


Рисунок 2. Схема западного (а) и восточного (б) полузамкнутых зональных каналов и входящая приливная волна

Будем считать, что изменения уровня по поперечной координате y незначительны, и ими можно пренебречь. Полагая $H = const$, получим из (11):

$$i\omega\bar{\varsigma} = \frac{\partial}{\partial x}(F_1\bar{\varsigma}_x) - \frac{\partial G_1}{\partial f}\beta\bar{\varsigma}_x. \tag{12}$$

$$\frac{\partial G_1}{\partial f} = \frac{g}{4(f+\omega)^2}\left(\frac{3}{\mu_1}\operatorname{th}\mu_1 H - \frac{H}{\operatorname{ch}^2\mu_1 H}\right) + \frac{g}{4(\omega - f)^2}\left(\frac{3}{\mu_2}\operatorname{th}\mu_2 H - \frac{H}{\operatorname{ch}^2\mu_2 H}\right) - \frac{gH(f^2+\omega^2)}{(f^2-\omega^2)^2},$$

$$F_1 = const. \tag{13}$$

Общим решением уравнения (1.12) в этом случае будет

$$\bar{\zeta}(x) = C_1 \exp(k_1 x) + C_2 \exp(k_2 x), \tag{14}$$

где $k_{1,2} = \dfrac{\dfrac{\partial G_1}{\partial f}\beta \pm \sqrt{D}}{2F_1}$, $\qquad D = \left(-\dfrac{\partial G_1}{\partial f}\beta\right)^2 + 4i\omega F_1$.

<u>*Западный канал*</u> (рис. 2а).

Граничные условия. На твердой стенке при $x = L$ задается равенство нулю полного потока, а на открытой мористой границе канала при $x = 0$ – амплитуда входящей приливной волны:

$$\left.\frac{d\overline{\zeta}}{dx}\right|_{x=L} = 0, \qquad \left.\overline{\zeta}\right|_{x=0} = \zeta_0 \tag{15}$$

С учетом граничных условий (15) получим:

$$C_1 = \frac{k_2\,\zeta_0}{k_2 - k_1\exp[L(k_1 - k_2)]}, \tag{16}$$

$$C_2 = \zeta_0\left(1 - \frac{k_2}{k_2 - k_1\exp[L(k_1 - k_2)]}\right). \tag{17}$$

Подставляя (16) и (17) в (14), получим:

$$\overline{\zeta} = \zeta_0\left(\exp(k_2 x) + \frac{k_2[\exp(k_1 x) - \exp(k_2 x)]}{k_2 - k_1\exp[L(k_1 - k_2)]}\right). \tag{18}$$

<u>*Восточный канал*</u> (рис. 2б).

Граничные условия. На твердой стенке канала при $x = 0$ задается равенство нулю полного потока, а на открытой мористой границе при $x = L$ – амплитуда входящей приливной волны:

$$\left.\frac{d\overline{\zeta}}{dx}\right|_{x=0} = 0, \qquad \left.\overline{\zeta}\right|_{x=L} = \zeta_0 \tag{19}$$

Аналогично находим

$$C_1 = \frac{k_2\,\zeta_0}{k_2\exp(k_1 L) - k_1\exp(k_2 L)}, \tag{20}$$

$$C_2 = \frac{k_1\,\zeta_0}{k_1\exp(k_2 L) - k_2\exp(k_1 L)}. \tag{21}$$

В результате для восточного канала будем иметь решение:

$$\overline{\zeta}(x) = \varsigma_0\,\frac{k_2\exp(k_1 x) - k_1\exp(k_2 x)}{k_2\exp(k_1 L) - k_1\exp(k_2 L)}. \tag{22}$$

Так как важно знать относительное изменение амплитуды приливной волны в конце канала по отношению к амплитуде волны на входе, то ζ_0 в (18) и (22) можно положить равной 1. На рис. 3 представлены результаты расчета отношения амплитуд приливов в западных и восточных бухтах в зависимости от частоты. Видно, что полусуточные приливы больше в западных бухтах, нежели в восточных; для суточных волн эта несимметричность обратная.

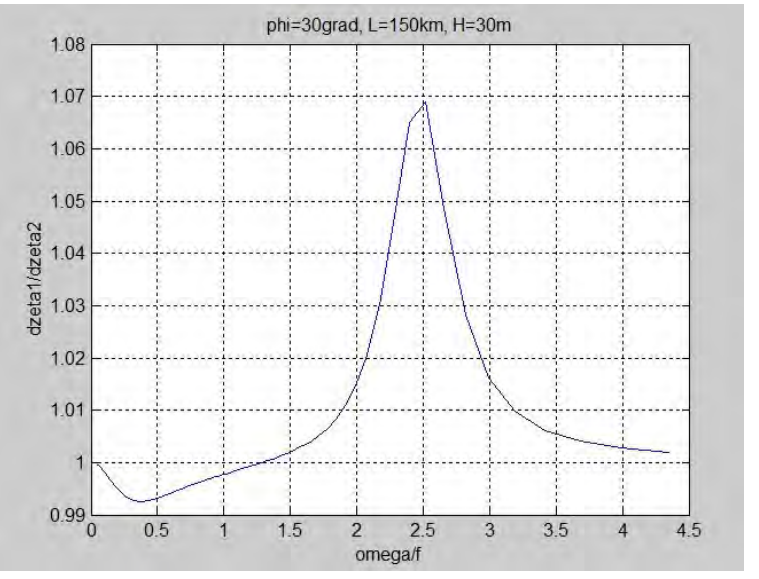


Рисунок 3. Отношение амплитуд волн в вершинах западного и восточного каналов длиной L=150 км с постоянной глубиной H=30 м в зависимости от частоты на широте φ=30°.

Выводы: Лабораторные эксперименты на вращающейся установке показали, что вращение Земли является причиной несимметричности криволинейных бухт (с загибом “по” или “против” вращения Земли) в динамике приливов. Амплитуды приливов в правых бухтах (с загибом против вращения Земли) оказываются больше, нежели в левых. Причиной такой несимметричности может служить циклоническая закрутка столба жидкости при его вхождении в бухту, возникающая вследствие закона сохранения потенциальной завихренности во вращающейся жидкости.

Показано, что сферичность Земли (бета-эффект) является еще одной причиной несимметричности западных и восточных бухт в динамике приливных волн. Из построенной теории следует, что амплитуды полусуточных приливов больше в западных бухтах, чем в восточных, а для суточных волн эта несимметричность обратная.

Полученные результаты могут дать объяснение приливной несимметричности устьев рек, текущих на запад или на восток.

Литература

1. *Дронкерс Й.* Расчеты приливов в реках и прибрежных водах / Й. Дронкерс. Л. Гидрометеоиздат. – 1967. – 294 с.

2. *Зырянов В.Н., Чебанова М.К.* Гидродинамические эффекты при вхождении приливных волн в эстуарии // Водные ресурсы. 2016. Т. 43. №4. С. 379 -386.

3. *Friedrichs C.T., Aubrey D.G.* Tidal propogation in strongly convergent channels // J. Geophys. Res. 1994. V.99. P. 3321-3336.

4. *Hunt J.N.* Tidal oscillations in estuaries / J.N. Hunt // Geophysical Journal of the Royal Astronomical Society. – 1964. – Vol. 8. – P. 440-455.

5. *Ippen A.T.* Estuary and coastline hydrodynamics / A.T. Ippen. – New York: McGraw Hill. – 1966. – 744 p.

6. *Perroud P.* The Propagation of tidal waves into channels of gradually varying cross section / P. Perroud // Technical memorandum. Beach Erosion Board. – Washington, D. C. – N. 112. Beach Erosion Board. Washington, D. C.1959.

7. *Prandle D*. Estuaries. Dynamics, mixing, sedimentation and morphology / D. Prandle. – UK: Cambridge university press. – 2009. – 248 p.

8. *Prandle D., Rahman M*. Tidal response in estuaries / D. Prandle, M. Rahman // Journal of Physical Oceanography. – 1980. – 10. – P. 1552-1573.

9. *Savenije H.H.G*. Salinity and tides in alluvial estuaries / H.H.G. Savenije. Amsterdam: Elsevier. 2005. – 147 p.

10. *van Rijn L.C*. Analitical and numerical analysis of tides and salinity in estuaries. Pt I. Tidal wave propagation in convergent estuaries // Ocean dynamics. 2011. – V. 61. – P. 1719-1741.

11. *Зырянов В.Н*. Топографические вихри в динамике морских течений / В.Н Зырянов. – М.: Ин-т водн. пробл. РАН.– 1995. – 239 с.

12. *Зырянов В.Н., Чебанова М.К*. Экспериментальные исследования несимметричности левых и правых бухт в динамике приливных волн // Процессы в геосредах. – М: ИПМех РАН. – 2017. – №1(10). – С. 410-418.

II. *РАЗРАБОТКА НОВОГО ПОКОЛЕНИЯ МЕТОДОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ ВОССТАНОВЛЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОД И СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ И ОКОЛОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ*

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ СНИЖЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ, ГЕНЕРИРУЕМЫХ РАЗЛИВАМИ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ НА ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ[1]

Авандеева О.П., *Баренбойм Г.М.*
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
avandeeva@yandex.ru

Введение. Нефть и нефтепродукты (НП) обладают свойствами, с одной стороны, ценного и важнейшего товара, а с другой – вещества, опасного для человека и окружающей природной среды [1]. В Мировой океан по усредненной оценке попадает около 10 млн. тонн нефти ежегодно. Среди наиболее крупных аварийных нефтяных загрязнений в России можно отметить аварию на межпромысловом нефтепроводе «Харьяга– Усинск» (Республика Коми, 1994), которая привела к разливу в окружающую среду около 100 тысяч тонн нефти [2].

Актуальность этой проблемы определяется масштабами функционирования и развития нефтяной индустрии (добыча и переработка нефти, хранение и транспортировка нефти и нефтепродуктов) и большими объемами поступления нефти и нефтепродуктов в окружающую среду при аварийных ситуациях (десятки тысяч тонн).

Негативное воздействие на окружающую среду может иметь место уже с начала создания нефтяной инфраструктуры. Так, например, только прокладка нефтепроводов сопровождается рядом существенных воздействий на экосистему в целом и гидробиоту в частности. К ним относятся [3]:

1) взмучивание осадков, загрязненных токсичными веществами, при прокладке подводных трубопроводов;

2) создание препятствий для рыболовства;

3) повреждение или уничтожение местообитаний, гибель животных, птиц, водных организмов на участках суши или акватории, где расположены трубопроводы, насосные станции и др. сопутствующие объекты нефтяной индустрии;

4) эрозия, твердый сток, отложение наносов в результате строительства трубопровода и проведению работ по строительству подъездных дорог и перекачивающих станций;

5) изменение гидрологических условий;

6) химическое загрязнение среды, вызванное образованием отходов и случайными либо аварийными разливами нефти и т.д.

1. Роль неуглеродных компонентов нефти в общем влиянии нефтегенного загрязнения на экосистемы. Разливы нефти являются сложными и динамичными процессами, на которые влияют состав нефти и различные природные факторы. Применительно к перечню показателей, характеризующих нефтегенное загрязнение

[1] Работа выполнена в рамках исследований по разделу III.8.10 «Оценка роли водных ресурсов с позиций национальной безопасности России» Программы № III.8 фундаментальных исследований ОНЗ РАН.

вод при разливах нефти или нефтепродуктов в зонах высокого экологического риска, следует учитывать, что с химической точки зрения нефть представляет собой сложную смесь органических соединений, основную часть которых составляют углеводороды (УВ) различных химических классов. Присутствуют в нефти и хлорсодержащие УВ, а также неорганические компоненты – тяжелые металлы, среди которых часто доминируют так называемые «нефтяные» металлы (ванадий, никель); присутствуют и радионуклиды (уран, торий и члены их радиоактивных семейств) [4].

Существенным обстоятельством нефтегенного загрязнения водной среды, помимо многокомпонентности и сложности состава, является поведение нефти и нефтепродуктов в окружающей среде после разлива. После попадания в воду с ними происходят разнообразные химические, физико-химические и метаболические превращения (в последних участвуют гидробионты), происходит фракционирование по глубине водного объекта, включая донные отложения [5, 6]. Вследствие этого токсичность вод на различных участках водного объекта по горизонтали и вертикали различная и определяется конкретными индивидуальными углеводородами на каждом участке. При сравнительно небольших нефтегенных загрязнениях, когда определяется их биологическая опасность путем сравнения с ПДК для «нефтепродуктов», указанными процессами, равно как и неорганическими компонентами нефти, можно пренебречь. При крупномасштабных разливах нефти эти процессы и все компоненты нефти, включая неорганические, играют заметную роль в общей оценке биологической опасности нефтяного разлива [4].

2. Методы и технологии мониторинга водных объектов в условиях нефтяного загрязнения, включая аварийные разливы. Технологическая цепь сферы обращения с нефтью и нефтепродуктами включает сложную, многоуровневую инфраструктуру (скважины, трубопроводы, насосные станции, объекты хранения, переработки и реализации и т.д.). На всех этапах операций с нефтью и нефтепродуктами происходят протечки и аварии, приводящие к их разливам и загрязнению атмосферы, открытых водоемов, почвы и подземных вод, что, безусловно, отрицательно влияет на экологическое состояние окружающей среды [7].

Исходя из сказанного выше, мониторинг нефтяных загрязнений можно разделить на два основных типа: 1) мониторинг нефтяных загрязнений при стандартных (внеаварийных) ситуациях; 2) мониторинг нефтяных загрязнений при экстремальных (аварийных) ситуациях. Здесь не рассматривается мониторинг окружающей среды в период строительства объектов нефтяной инфраструктуры, который обязательно должен сопровождать процесс строительства и завершаться при вводе всех объектов в эксплуатацию.

При стандартных ситуациях производятся действия, традиционные для мониторинга окружающей среды: определение целей мониторинга, пунктов отбора проб, их отбор и анализ, сравнение с предельно допустимыми нормативными показателями, прогноз развития ситуации, планирование мер по обеспечению безопасности при концентрациях, превышающих предельно допустимые и т.д. Аналитические исследования в традиционной ситуации чаще всего представлены методами гравиметрии и оптическими (в ИК- и УФ-областях спектра), дающими сведения о валовом содержании углеводородов. Для этих же целей используется люминесцентный анализ и полевые приборы, определяющие валовое содержание УВ непосредственно при погружении в водный объект. Общие требования к методам определения

нефти и НП устанавливаются соответствующими нормативными документами (например, ГОСТ 17.1.4.01-80).

При разливе нефти или НП наиболее существенными целями мониторинга нефтяных загрязнений являются:

1) установление места истечения нефти и получение сведений об источнике аварийного истечения (например, о фактической мощности трубопровода и времени истечения, загрузке танкера и т.д.);

2) характеристика самого загрязнения, прогноз его распространения и динамики изменений компонентного состава (включая деградацию УВ) во времени и пространстве;

3) фиксация существующих негативных последствий применительно к живым организмам, включая человека;

4) прогноз отдаленных негативных последствий;

5) оценка эффективности мероприятий по ликвидации самого разлива и смягчению его последствий.

Характеристика загрязнения включает в себя оценку общего количества загрязняющего вещества и площади, занимаемой загрязнением (с определением ее географических характеристик), определение фракционного (по плотности) и группового и/или индивидуального состава УВ и количественного содержания основных компонентов с выделением наиболее опасных.

Наблюдения за разливом ведутся визуально (оценка толщины нефтяной пленки на воде) и с помощью технических средств (фотографирование, зондирование в ИК- и УФ-областях, радиолокация и др.). Они могут вестись с суши, с плавающих, воздушных и космических платформ. К методам валового определения УВ при больших разливах добавляются методы их индивидуальной идентификации: хроматографические, масс-спектрометрические, хромато-масс-спектрометрические, ядерного магнитного резонанса и электронного парамагнитного резонанса. Последнее – для идентификации смолисто-асфальтеновых веществ и их комплексов с металлами переменной валентности. Знание состава нефти позволяет формировать более корректные модели переноса нефтегенного загрязнения, являющиеся непременной частью информационного блока мониторинга нефтяных загрязнений, а также более адекватно оценивать риски для биоты и человека.

При анализе экологических рисков, индуцируемых массированным нефтяным загрязнением, необходимо учитывать наличие в составе нефти и пластовых вод радионуклидов (уран, торий и члены их радиоактивных семейств) и металлов, среди которых первое место по содержанию занимают ванадий и никель.

При организации мониторинга нефтяных загрязнений и трактовке его результатов в случае разливов нефти на водных объектах следует рассматривать весь комплекс трансформации исходной нефти: её растекание и формирование гидрофобных пленок на поверхности, испарение, диспергирование, частичное осаждение, сорбцию на взвешенных частицах и донных отложениях и каталитические превращения на их поверхностях, формирование эмульсий (нефть в воде, вода в нефти), растворение, фотохимические и окислительные реакции, комплексообразование с металлами, микро- и макробиологическую трансформацию.

Очевидно, что в случае крупномасштабных разливов нефти и нефтепродуктов мониторинг нефтяных загрязнений должен трансформироваться в мониторинг всех компонентов природной среды, а также медико-биологический и социальный мониторинг.

В мониторинге нефтяных загрязнений большую роль могут сыграть автоматизированные системы раннего обнаружения и мониторинга аварийных разливов нефти, дислоцированные, например, в зонах морских платформ, с которых ведется добыча нефти, пересечения водотоков трубопроводами, у крупных хранилищ нефти и НП и т.д. Среди таких автоматизированных систем (со спутниковой, радио- или сотовой передачей данных) для водных объектов очень полезными оказываются буйковые (плавающие или притопленные) и донные станции.

Особенностью мониторинга нефтяных загрязнений при разливе нефти под ледовым покрытием на водных объектах является необходимость контролировать загрязненность нефтью самого льда, таяние которого может приводить к вторичному загрязнению вод. Для этого могут быть использованы методы стандартного мониторинга нефтяных загрязнений.

Для мониторинга нефтяных загрязнений в воздушной среде, например, при контроле испарения НП из хранилищ, хорошо зарекомендовали себя наблюдения с помощью лидаров. Следует также отдельно выделить мониторинг нефтяных загрязнений при образовании антропогенных подземных линз нефти и НП. В этом случае используются геофизические методы для локализации месторасположения линз и методы традиционного мониторинга нефтяных загрязнений для анализа выхода УВ из этих линз (например, вместе с подземными водами), а также для анализа их содержания в контрольных скважинах.

Необходимо отметить, что применение высокоточных и надежных методов лабораторного определения нефтепродуктов может потерять актуальность в случае разливов нефти, когда требуется постоянное наблюдение за потенциально опасным участком нефтепровода или оперативная количественная оценка объема произошедшего разлива, включая оценку его распространения и другие параметры. В этом отношении в последние десятилетия активно используются дистанционные методы, так как. зная расположение движущегося пятна нефти и гидрометеорологические характеристики (скорость и направление ветра, течений, уровень волнения и т.п.), можно производить моделирование переноса загрязнения и более эффективно осуществлять планирование мероприятий по ликвидации последствий разлива.

3. Некоторые аспекты использования информационных систем мониторинга при разливах нефти и нефтепродуктов. Неотъемлемым компонентом системы мониторинга нефтяного загрязнения окружающей среды, помимо измерительной составляющей (измерительные средства любых имеющихся типов), является подсистема информационного обеспечения. Такая подсистема (далее информационная система мониторинга, или ИСМ) осуществляет сбор данных от названных измерительных средств, обработку полученной информации и её передачу пользователю, в качестве которого могут выступать органы управления экологической безопасностью в рамках отдельного предприятия, государственные органы управления природопользованием и охраной окружающей среды на уровне субъектов Федерации, федеральном уровне и т.д.

Применительно к созданию надежных систем мониторинга нефтяного загрязнения, включая аварийные разливы нефти, ИСМ должны обеспечивать возможность раннего обнаружения утечек и оповещения ответственных организаций и специалистов, визуализации параметров разлива в режиме реального времени. Кроме того, такие системы должны обеспечивать возможность моделирования и прогнозирования развития аварийной ситуации с учетом различных климатических и иных ха-

рактеристик в геоинформационной среде, контроль за ходом ликвидации последствий разлива и др.

Из практики зарубежных стран можно привести несколько примеров систем, основанных на web-геоинформационных технологиях сбора, интеграции, обработки и 2D/3D/4D-визуализации пространственных данных, хорошо зарекомендовавших себя в мониторинге реальных ситуаций разливов нефти на водных объектах [8, 9].

Для предотвращения катастрофических воздействий аварийных разливов нефти на окружающую среду, биоту и человека необходимо следующее:

1) создать базу данных по технике для ликвидации разливов нефти и базу данных по международному опыту ликвидации таких разливов и аварий;

2) провести обучение экологов на соответствующих курсах;

3) запретить эксплуатацию нефтепровода без плана по ликвидации разливов нефти и аварий на ней;

4) запретить эксплуатацию месторождений и транспорт нефти при отсутствии экологического паспорта нефти (распределение по химическим фракциям с указанием токсичности основных углеводородов, распределение по плотности, оценка радиоактивности, перечень и содержание тяжелых металлов и др.);

5) создать автоматизированные системы мониторинга нефтяного загрязнения объектов окружающей среды, позволяющие оперативно обнаруживать аварийные разливы нефти и нефтепродуктов, а также прогнозировать последствия аварийных разливов как при их непосредственном возникновении, так и при ликвидации отдаленных их последствий;

Проведение вышеперечисленных мероприятий и ограничений позволит снизить риск негативного воздействия нефтяной индустрии на окружающую среду, биоту и человека, оперативно приступить к ликвидации нефтяных аварий и протечек.

Заключение. Последствия нефтяных загрязнений при разливах оказывают комплексное воздействие на окружающую среду: происходит загрязнение ручьев, рек, поймы, болот, почвы, растительности и др. Загрязняется также воздушная среда, страдают животные и птицы, обитающие в зонах влияния разлива, объекты гидробиоценоза.

Основной вклад в токсичность нефти, разумеется, вносят УВ. Однако, все обнаруженные в анализируемом образце нефти неуглеводородные компоненты, а также хлорорганические соединения, являются, в принципе, токсикантами и могут проявлять свое токсическое действие , начиная с определенных пороговых концентраций, которые могут формироваться при аварийных разливах нефти.

Без создания автоматизированных систем обнаружения нефтяных разливов невозможно минимизировать риски аварийных разливов и протечек нефти, уменьшить негативное влияние нефтяной индустрии на окружающую среду. Большую роль при этом играет наличие современной информационно-аналитической системы мониторинга, основанной на геоинформационных и веб-технологиях, что позволяет реализовать качественно новые возможности по обнаружению утечек нефти, оценке динамики загрязнения, мониторингу последствий аварийных и поставарийных разливов, анализу темпов и эффективности рекультивационных мероприятий и пр.

Литература

1. *Баренбойм Г.М.* Мониторинг нефтяных загрязнений // Экологическая энциклопедия: в 6 т. Т.4. М - П. – М.: ООО Издательство "Энциклопедия", 2011. С. 12-14.

2. *Баренбойм Г.М., Ерцев Г.Н., Таскаев А.И.* Мониторинг окружающей среды в зоне аварии // Опыт ликвидации аварийных разливов нефти в Усинском районе Республики Коми. – Сыктывкар, 2000, 182 с.

3. Справочное пособие по экологической оценке. Том III Инструкция по экологической оценке проектов в области энергетики и промышленного производства. Технический документ Всемирного банка № 154. Всемирный банк. Департамент охраны окружающей среды. Вашингтон. 1992. 445 с.

4. *Баренбойм Г.М., Авандеева О.П.* Особенности мониторинга зон высокого экологического риска на водных объектах в связи с аварийными разливами нефти и нефтепродуктов // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: труды. V Междун. науч.-практ. конф. (29-31 мая 2015 г., Пермь). Т.2: Химический состав и качество воды. Геоэкологи и водная экологи / науч. ред. А.Б. Китаев, Е.А. Зиновьев; Перм. гос. нац. исслед. ун-т. – Пермь, 2015. С. 7-12.

5. *Баренбойм Г.М., Савека А.Ю, Рябов В.Д.* Новые методические аспекты оценки биологической опасности разливов нефти // Вода: химия и экология. 2012. №12. С. 50-60.

6. *Немировская И.А.* Нефть в океане (загрязнение и природные потоки). – М.: Научный мир, 2013. 432 с.

7. Нефтезагрязнения и основные технологические способы урегулирования последствий. Электронный ресурс: http://neftegaz.ru/science/view/764-Neftezagryazneniya-i-osnovnye-tehnologicheskie-sposoby-uregulirovaniya-posledstviy.

8. *Roberts J., Lamarche A.* An Oil Spill Information Management System for New Zealand, «Proceedings of the 2005 Oil Spill Conference», Miami, 2005. pp. 321-328. Электронный ресурс. http://ioscproceedings.org/doi/pdf/10.7901/2169-3358-2005-1-321

9. *Stone G.W., Zhang X.P., Gibson W., Fredericks R.* A New Wave-Current Online Information System for Oil Spill Contingency Planning (WAVCIS) // Proceedings of 24th Arctic and Marine Oil spill Program Technical Seminar, Edmonton, Canada, 2001. P. 401-425. Электронный ресурс: http://www.wavcis.lsu.edu/pubs/02.pdf.

МЕТОДИКО-МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД ПО КОМПЛЕКСУ БИОЛОГИЧЕСКИХ МЕТОДОВ

Бакаева Е.Н.[1,2,3], *Игнатова Н.А.*[1]
[1] Гидрохимический отдел Института водных проблем РАН,
г. Ростов-на-Дону, Россия
[2]Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, Россия
[3]Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
rotaria@mail.ru

Одной из главных причин негативных последствий продолжающегося антропогенного загрязнения гидросферы является токсическое действие поступающих в неё загрязняющих веществ. Именно присутствие, и особенно, накопление токсичных химических веществ в уязвимых объектах окружающей среды, к которым относят поверхностные водные объекты, чаще всего является основной причиной ухудшения качества вод – среды обитания гидробионтов, приводящего к гибели представителей флоры и фауны, исчезновению обитателей чистых вод и замены их эврибионтными организмами.

Как известно, общий комплекс методических подходов для оценки качества поверхностных вод по биологическим показателям включает метод биоиндикации и

метод биотестирования. Биоиндикация предполагают определение видового состава и численности гидробионтов планктонных и бентосных ценозов, перифитона, выявление видов-индикаторов, присутствующих в водных экосистемах. Эти показатели, в том числе и рассчитанная по ним биомасса, служат основой для последующих расчётов многочисленных индексов. Биотестирование основано на ответной реакции лабораторных биологических тест-объектов (организмов, популяций, экосистем) на воздействие всего комплекса веществ, содержащихся в исследуемых водах.

Из существующей триады методов оценки состояния водных экосистем: химический (система ПДК) и двух биологических (биоиндикация и биотестирование) – большое внимание уделяется именно последнему. Следует подчеркнуть, что химический анализ и биотестирование объединяет общая цель: получить характеристику качества вод, в частности, токсичности. Однако реальная оценка интегральной токсичности вод и экологическая интерпретация результатов возможна только при использовании биотестирования, поскольку токсичность – это характеристика качества воды, определяемая исключительно в отношении живых объектов [1]. В мировой практике методу биотестирования, среди биологических методов, все больше отводится роль скрининга загрязнения, результатом которого является сигнальная информация об участках и степени токсического загрязнения водного объекта. В России метод биотестирования занял свое место в системе мониторинга поверхностных вод. Методическая база Росгидромета уже обеспечила УГМС рядом нормативно-методических документов для оценки токсичности поверхностных вод и донных отложений. Однако, несмотря на достижения последних лет, единая методология биотестирования поверхностных вод до конца не разработана. Вопрос о совершенствовании методологии биотестирования неоднократно поднимался на конференциях разного уровня и в печати.

Важность и необходимость совершенствования методологии биотестирования обоснована тем, что продолжающаяся антропогенная нагрузка на водные объекты требует регулярных наблюдений за их токсическим загрязнением, и назрела необходимость быстрого получения адекватной информации о токсичности вод и донных отложений для принятия управленческих решений. Использование водных ресурсов бассейна Нижнего Дона многопланово: водоснабжение, ирригация, гидроэнергетика, водный транспорт, рыбное хозяйство, рекреационное обслуживание. Расширение хозяйственной деятельности человека в бассейне реки Дон вызывает изменения качественных и количественных характеристик всех ценозов водных экосистем. В связи с этим водная экосистема Нижнего Дона испытывает все возрастающее антропогенное воздействие, одним из негативных последствий которого является токсическое действие на гидробиоту.

На основе теоретических, экспериментальных и натурных исследований последних лет по изучению качества вод и донных отложений водных объектов бассейна Нижнего Дона выявлен ряд методико-методологических аспектов использования методов биотестирования для оценки токсичности вод, как одной из характеристик её качества.

1. Одним из современных направлений совершенствования методологии биотестирования является «адресное» биотестирование. Это понятие включает необходимость использования:

– для оценки токсичности в качестве тест-объектов гидробионтов, жизненные формы которых экологически соответствуют исследуемому компоненту водной экосистемы: планктонных гидробионтов – для вод и водных вытяжек донных отло-

жений, представителей бентоса – для донных отложений, высшие растения можно отнести к универсальным тест-объектам, поскольку по ним можно определять фитотоксичность всех компонентов водной экосистемы. Так, для оценки токсичности поверхностных вод Нижнего Дона использовались планктонные гидробионты: зелёные микроводоросли *Chlorella vulgaris* и *Scenedesmus obliquus,* инфузории *Paramecium caudatum,* ветвистоусые рачки *Daphnia magna;* для донных отложений неизменённых (нативных) – личинки комаров *Chironomus plumosus;* для водных вытяжек донных отложений – планктонные гидробионты: микроводоросли, ветвистоусые рачки, коловратки *Brachionus calyciflorus* [1];

– в качестве тест-объектов гидробионтов, экологически соответствующих гидрохимическому составу исследуемых компонентов водной экосистемы: пресноводные организмы – для пресных вод, эвригалинные пресноводные виды – для минерализованных, солоноватых вод и зон смешения морских и пресных вод, эугалинные – для морских вод. Так, для оценки токсичности поверхностных вод бассейна Нижнего Дона использован пресноводный тест-объект коловратка *Brachionus calyciflorus*, для вод Таганрогского залива Азовского моря – представитель того же рода, но солоноватоводный*, Brachionus plicatilis*, для оценки токсичности черноморских вод и минерализованных вод родников – эвригалинный рачок *Artemia salina* и солоноватоводный *Brachionus plicatilis.* При выборе гидробионтов для оценки вод в пределах солёности 5-7‰ следует учитывать «парадокс солоноватых вод», типы водоёмов и их население в зависимости от солёности [2]. Список гидробионтов с указанием их экологических особенностей в отношении ряда факторов приведен в [3].

2. Следующий аспект опирается на необходимость синхронного отбора проб обоих компонентов водных экосистем для оценки качества вод. Это связано с тем, что характеристика токсичности вод, в сравнении с токсичностью донных отложений, представляет собой динамичный показатель, который зависит от комплекса абиотических и биотических факторов окружающей среды, присутствующих на момент исследований, и может меняться в зависимости от интенсивности и времени их воздействия. В связи с этим пробы вод и донных отложений, отобранные в разные время не могут дать адекватную оценку состояния водного объекта или его участка. Получить адекватную оценку состояния экосистемы водного объекта по данным о токсичности синхронно отобранных проб водной и донной составляющих водной экосистемы можно согласно шкале, представленной в [2] и нормативно-методическом документе Росгидромета [4].

3. Возможность использования для оценки токсичности вод одного тест-объекта, но разных его тест-показателей. По результатам многолетних теоретических и детальных экспериментальных исследований по изучению жизнедеятельности и экологических особенностей представителей класса *Rotatoria (Rotifera)* обоснована и разработана методология оценки токсичности вод и донных отложений на организмах, обладающих гетерогонией [5]. Эта методология, разработанная для короткоцикличных видов гидробионтов, позволяет получить и экспрессную информацию по физиологическому тест-показателю «питание» (менее часа экспозиции), и более значимую для прогноза развития популяции биологическую – по плодовитости (1-3 суток экспозиции) и выходу молоди из латентных яиц (2-4 часа). И что ещё важно – получить из маточной культуры коловраток синхронную культуру молоди для биотеста за 2-3 часа.

4. По результатам многолетних исследований токсичности вод и донных отложений водных объектов бассейна Нижнего Дона методом биотестирования показа-

на необходимость использования набора биотестов с тест-объектами различной систематической принадлежности и трофических уровней для получения адекватной оценки токсического загрязнения поверхностных вод.

Экологическое обоснование набора тест-объектов при оценке токсичности компонентов окружающей среды. Все живые системы в ходе эволюции приспособились к определённым местам обитания и комплексу условий существования. Каждый организм обладает генетически закреплённым физиологическим порогом (выносливостью) к определённому фактору, в пределах значений которого этот организм может эффективно существовать [6]. Реакция организма (угнетение или процветание) зависит от силы воздействия фактора, т.е. каждый вид приспособлен к его интенсивности и диапазону изменчивости. Существование вида определяется лимитирующими факторами в области пессимума максимальных и минимальных значений согласно законам минимума Ю.Либиха и толерантности В. Шелфорда. Вблизи максимума и минимума лежат сублетальные величины экологического фактора, а за пределами зоны толерантности – летальные. Конкретное оптимальное значение фактора определить невозможно, поскольку организм обитает в определённом диапазоне – зоне оптимума, при которой фиксируется оптимальная продуктивность вида. Индикаторную значимость организма для экологических исследований обеспечивают его физиологическая толерантность на отдельный фактор среды и экологическая потенция (реальный ответ организма на весь комплекс факторов, воздействующий на организм в данный момент). На этих показателях организма основана характеристика токсичности среды, причём в зависимости от времени воздействия окружающих факторов и стадий развития организма, отличающихся физиологическим диапазоном толерантности. Предполагается, что основополагающее значение имеют генетически предопределенные способности особей в популяции реагировать на внешние воздействия, по-разному реализуемые в изменяющихся условиях среды. Многие антропогенные факторы опасны для живого, т.к. они, как правило, крайне отличны от природных факторов по величине, интенсивности, продолжительности и моменту воздействия. Кроме того, они появляются очень быстро, и организмы не успевают адаптироваться. В результате диапазон толерантности изменяется, что приводит к крайне высоким нагрузкам, а впоследствии и к распаду биологических систем. Живые организмы могут избегать стресса двояко: либо, переместиться на другую территорию, либо адаптироваться. В развитии биоиндикационных реакций организмов на воздействие выделяют шесть вариантов [2]. Проявление реакции организма при незначительных отклонениях воздействия относят к ранней индикации. Часть видов, напротив, накапливает воздействие без быстрого проявления. Их относят к аккумулятивным – это используют при биоидикации на основе определения содержания накопленных в организме загрязняющих веществ аналитическими методами.

Результативность использования набора методик с тест-объектами разной систематической принадлежности и трофического уровня подтверждалась неоднократно. В ходе биотестового анализа вод малых рек бассейна р. Тузлов (территория Восточного Донбасса) оказывали и подавляющее и, в единичных случаях, стимулирующее действие на три используемых тест-объекта. Наиболее чувствительным тест-объектом оказались микроводоросли *Scenedesmus obliquus*. Отсутствие токсичности вод по биотесту с гетеротрофным организмом *Daphnia magna*, относящимся по способу питания к фильтраторам, связано с тем, что с этим тест-объектом (согласно нормативным документам) мутные воды исследуют после освобождения от

взвешенных веществ. Снижение токсичности воды для дафний при удалении взвеси из воды и проявление в тоже время токсичности для остальных тест-объектов, относящихся к другим трофическим группам, свидетельствует о том, что токсичные вещества, вероятно, находятся во взвесях. Поэтому в таких ситуациях целесообразно проводить исследования химического состава взвесей аналитическими методами.

Результаты биотестирования донных отложений (неизмененных) и их водных вытяжек реки Грушевка (бассейн р. Тулов) в пределах г. Шахты по показателю выживаемости дафний, коловраток и хирономид свидетельствовали об отсутствии токсического действия донных отложений. Однако значения показателя плодовитости коловраток, отвечающего за сохранность популяции и проявившего большую чувствительность, позволили оценить все исследуемые пробы более высокой степени токсического действия, чем на дафниях и хирономидах [7].

Данные о токсичности вод отдельных створов, полученные по набору биотестов, позволяют оценить степень токсичности вод каждой реки в целом. Степень токсичности вод отдельной реки устанавливают по воде створа, проявившей наибольшую токсичность.

Проведённое экологическое обоснование биоиндикаторов позволяет заключить, что надежный контроль токсичности загрязненных природных сред можно обеспечить, используя набор биотестов. Выделяют два подхода в подборе биотестов:

- система биотестирования должна содержать широкий набор организмов, представляющих все трофические уровни экосистемы;
- набор методик должен быть минимальным, тест-организмы – удобными в работе и достаточно чувствительными к контролируемым загрязняющим веществам.

Наиболее апробирована первая из указанных система биотестирования. Такая система принята и широко используется в токсикологическом нормировании химических веществ. Универсальный набор методик биотестирования, рассчитанный на оценку интегральной токсичности, обусловленной присутствием в среде всех загрязняющих веществ теоретически невозможно разработать. В случае, если источники загрязнения известны, то по данным о сравнительной чувствительности различных тест-организмов можно подобрать оптимальный набор методик для «адресной» оценки токсичности конкретного загрязненного участка. Поэтому оценка токсичности по биотестированию является экспертной, и результирующую оценку токсического действия дают по наиболее чувствительному из использованных тест-объектов и тест-показателей. Рекомендовано при анализе использовать как минимум три биотеста с тремя разными видами тест-объектов. Результаты токсичности поверхностных вод выражают в терминах “острого”, “подострого” и “хронического” токсического действия испытываемых проб согласно критериям токсичности, установленным нормативно-методическими документами [8-10].

Проведённые исследования позволили уточнить элементы ряда биотестов при пересмотре совместно с ФГБУ «ГХИ» для Росгидромета рекомендаций Р 52.24-566 [8]. Документ дополнен набором биотестов для проведения, в том числе, экспрессной оценки токсичности, так необходимой в связи с увеличением количества техногенных аварий. Разработаны шкалы оценки токсичности компонентов водных экосистем (вод и донных отложений) и оценки токсического загрязнения водного объекта.

Вторая система биотестирования формируется в последние годы. Наиболее эффективным её направлением является использование биомаркеров [11].

Неоднократно подчеркивалось, что биологический анализ как всякий метод, основанный на эколого-биологических свойствах организмов, требует от исследователя высокой специализации и больших навыков, а также зависит от общего существующего уровня знаний по таксономии, экологии и физиологии отдельных видов. Сформированная к настоящему времени база нормативно-методических документов Росгидромета с детально прописанным алгоритмом ведения биотестового анализа токсичности поверхностных вод и донных отложений позволяет проводить работы после соответствующей стажировки.

Данная работа преследовала цель уточнения методико-методологических аспектов оценки токсичности вод и донных отложений водных экосистем методом биотестирования для повышения достоверности биологической информации.

Литература

1. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Биологические подходы к оценке экотоксикологического состояния водных экосистем // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2015. № 1. – С.72-83.
2. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Гидробионты в оценке токсичности вод суши. – М.: Наука, 2006. 257 с.
3. Р 52.24- 690- 2006 Оценка токсического загрязнения вод водотоков и водоемов различной солености и зон смешения речных и морских вод методами биотестирования. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006 – 35 с.
4. Р 52.24.662-2004. Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений пресноводных экосистем методами биотестирования с использованием коловраток.– СПб: Гидрометеоиздат, 2006. – 60 с.
5. *Бакаева Е.Н.* Методико-методологические аспекты биотестирования вод с использованием гидробионтов, обладающих гетерогонией // Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии “Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы». Борок. 11-16 ноября 2008. ООО «Ярославский двор». ч.3. С.3-5.
6. Биоиндикация и биомониторинг. – М.: Наука, 1991. 288с.
7. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А.* Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестник Южного научного центра, Т. 5, № 2. 2009. С. 84-94.
8. Р 52.24.566-94. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. – М.: ФСР Госкомгидромета, 1994. –130 с.
9. Р 52.24.695-2007. Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений водных экосистем по коэффициенту регенерации популяции. Ростов-на-Дону: ГХИ, 2008 – 32 с.
10. РД 52.24.669-2005. Унифицированные методы биотестирования для обнаружения токсического загрязнения поверхностных вод суши с использованием микрозоопланктона. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006 – 23 с.
11. *Чуйко Г.М.* Биомаркеры в гидроэкотоксикологии: принципы, методы и методология, практика использования // Материалы V Всероссийской конференции по водной экотоксикологии «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», посвященной памяти Б.А. Флерова и школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов «Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной нагрузки». Борок, 28 октября - 1 ноября 2014 г. В двух томах. Т. 2.– Ярославль: Филигрань, 2014. – С. 186-202.

КОМПЛЕКСНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ – НЕОБХОДИМАЯ СОСТАВЛЯЮЩАЯ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

Бакаева Е.Н.[1,2,3], *Тарадайко М.Н.*[1,2,3]
[1]Гидрохимический отдел Института водных проблем РАН,
г. Ростов-на-Дону, Россия
[2]Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, Россия
[3]Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
rotaria@mail.ru

В результате антропогенного загрязнения окружающей среды в водные экосистемы привносится значительное количество токсичных веществ, действие которых негативно сказывается на состоянии биоты, качестве вод и донных отложений водных объектов. В роли носителя информации о долговременном антропогенном воздействии на экосистему водного объекта выступают донные отложения, служащие в то же время и источником вторичного загрязнения вод. Именно донные отложения в течение многих лет аккумулируют все виды загрязняющих веществ (ЗВ), поступающих с речным стоком, атмосферными осадками, отмершими растительными и животными организмами, а также побочными продуктами техногенной и хозяйственно-бытовой деятельности человека. Кроме того, концентрации ЗВ в донных отложениях могут быть на несколько порядков выше, чем в водной толще [1].

Необходимо комплексное изучение донных отложений как компонента водной экосистемы, поскольку они способны накапливать токсиканты, негативно воздействующие на гидробионтов, обитающих как в донных отложениях, так и в водной толще [2]. Одними из наиболее надежных показателей качества вод являются представители макрозообентоса, изучаемые в рамках гидробиологического мониторинга методами биоиндикации. Наиболее часто используемыми показателями состояния бентоса являются количественные переменные – индексы, рассчитываемые по легко определяемым крупным группам донных организмов. Индексы надёжны, так как качественно и количественно измеряемы, по каждому из них разработаны шкалы для оценки качества вод [3 – 6].

Однако все используемые в практике индексы по макрозообентосу основаны на учёте видов и групп, являющихся индикаторами сапробности, что позволяет оценить наличие и степень только органического загрязнения. В то время как наиболее опасным в настоящее время является токсическое загрязнение водных экосистем. Универсального индекса оценки и органического, и токсического загрязнения не существует.

Поэтому исследования состояния донных отложений в рамках гидробиологического мониторинга, включающего биоиндикационные исследования макрозообентоса, обязательно должно быть дополнено изучением токсичности донных отложений приёмами биотестирования с помощью набора тест-объектов. Биотестирование донных отложений позволяет определить реальную токсичность, обусловленную совокупностью всех присутствующих в пробе токсичных химических веществ и их метаболитов [7]. Приоритет использования биологических компонентов экосистемы при оценке её состояния прописан в Водной Рамочной Директиве ЕС 2000/60 (ВРД), принятой в странах Европейского сообщества [8]. Наиболее адекватную характеристику о токсичности вод получают приемами биотестирования.

В связи с этим цель работы заключалась в изучении донных отложений одновременно двумя биологическими методами: биоиндикацией макрозообентоса и оценкой токсичности донных отложений по набору биотестов.

Материал и методы. В пределах территории Восточного Донбасса (Ростовская область) расположены водосборные площади рек Тузлов и Северский Донец. Малые реки, принадлежащие к бассейнам этих рек, подвержены интенсивному комплексному антропогенному воздействию, связанному как с последствиями реструктуризации угольной промышленности: поступлением в речную сеть техногенных шахтных вод, так и с активной хозяйственной деятельностью населения (в том числе в аграрном секторе) на территориях, не занятых объектами угольной промышленности.

На пятнадцати реках территории Восточного Донбасса апробирован подход к оценке качества вод по ряду индексов макрозообентоса и токсичности самих донных отложений набором биотестов.

Все исследуемые реки были условно разделены на три участка, подверженные различным видам антропогенной нагрузки: верховья малых рек, испытывающие в основном последствия сельскохозяйственной и хозяйственно-бытовой деятельности населённых пунктов; створы ниже выхода техногенных шахтных вод и устья рек, аккумулирующие загрязняющие вещества всех стоков [9].

Отбор и обработка проб зообентоса проведены согласно общепринятым методикам [10]. Определение групп и видов представителей бентосных сообществ проводили согласно [11] и [12]. Подсчитаны численность, биомасса и количество основных групп зообентоса. Рассчитаны биотический индекс Ф. Вудивисса [3], модифицированный олигохетный индекс Э.А. Пареле (D_1) [4], индексы Гуднайта-Уитли (ОИ) [5] и Майера [6] с целью оценки макрозообентоса как индикатора состояния речных экосистем на углепромышленных территориях Восточного Донбасса.

Биотестовому анализу подвергали нативные (неизмененные) донные отложения и их водные вытяжки. Токсичность исследовали комплексом из трёх биотестов. В качестве тест-объектов использовали следующие организмы: экологически соответствующий вид – представители макрозообентоса личинки комаров-звонцов *Chironomus plumosus* (хирономиды) [13], представитель планктонных гетеротрофов – коловратка *Brachionus calyciflorus* [14], представитель автотрофов – высшее растение *Raphanus sativus* (редис) [15]. Выбор тест-объекта *Raphanus sativus* для оценки фитотоксичности донных отложений в отношении высших растений основан на том, что это растение нетребовательно к питательной среде, широко используется в практике биотестирования и является одной из распространенных сельскохозяйственных культур, возделываемых в данном регионе.

Показателями токсического действия служили: гибель хирономид, гибель и плодовитость коловраток, биологические (всхожесть, количество ростков) и метрические (длина стеблей и корней) показатели редиса.

Результаты исследований. По составу бентосных сообществ рассчитаны ряд индексов. Значения индекса Майера были менее 11 во всех исследуемых створах, что позволило охарактеризовать реки как грязные, относящиеся к 4-6 классу качества. Исключение составил створ выше выхода шахтных вод реки Большой Несветай, в котором было отмечено умеренное загрязнение.

По значениям олигохетного индекса Гуднайта-Уитли отсутствием органического загрязнения характеризовались воды створов верховьев рек Аюта, Быстрая и створ ниже выхода шахтных вод реки Калитва, все они были отнесены к 1-2 классам

качества вод. Значительное и сильное органическое загрязнение испытывали воды створов устьев рек Малая Каменка, Кадамовка, Калитва, Кундрючья с классами качества вод 4-5, 5-6. В створах ниже выхода шахтных вод отмечено незначительное и умеренное загрязнение, относящее к 2-3, 3-4 классам качества вод.

Модифицированный индекс Э.А. Пареле (D_1) для малых рек с ранжированием классификаций качества вод С.М. Драчёва и более узкими диапазонами значений индекса позволил выделить только один створ с очень чистыми водами – верховье р. Аюта.

Согласно значениям биотического индекса Вудивисса воды только двух створов рек: верховье реки Большой Несветай и ниже выхода шахтных вод р. Малая Каменка отнесены к третьему классу умеренно загрязненных. Воды всех остальных устьев отнесены к пятому и шестому классам, соответственно грязным и очень грязным водам.

Как показал анализ данных использованных индексов, основанных на видах-индикаторах органического загрязнения, воды всех трёх исследуемых участков рек в той или иной мере характеризовались как испытывающие органическое загрязнение. Наибольшее органическое загрязнение испытывали воды створов устьев рек.

Бентосные сообщества могут служить индикаторами качества вод и состояния водных экосистем территории Восточного Донбасса с учетом зоогеографических особенностей региона, сельскохозяйственной направленности и категории малых рек. Спецификой малых рек региона является присутствие группы *Bivalvia*. Поэтому индикаторными показателями бентосных сообществ для территории Восточного Донбасса являются индекс Майера и модифицированный олигохетный индекс Пареле. Общепринятый «классический» индекс Вудивисса применим только для очень грязных вод, где присутствует минимум групп зообентоса.

По результатам биотестирования практически все пробы донных отложений (неизменённые и водные вытяжки) малых рек бассейна р. Тузлов оказывали однонаправленное токсическое действие, что проявлялось в угнетении и подавлении жизнедеятельности трех использованных тест-объектов. 92,3% проб донных отложений отнесены к разной степени токсичности: от хронического до острого токсического действия. Пробы донных отложений малых рек бассейна р. Северский Донец оказывали, в отличие проб из рек бассейна р. Тузлов, разнонаправленное действие на тест-объекты.

Так, на фоне угнетающего действия отмечено ограниченное число створов (в верховьях рек), донные отложения которых оказывали значительный стимулирующий эффект, что также оценивается как проявление токсического действия. 78% проб донных отложений бассейна р. Северский Донец оказывали острое токсическое действие. Токсичность водных вытяжек донных отложений обоих бассейнов была более высокой, чем токсичность неизменённых донных отложений. По итогам биотестового анализа выявлены наиболее напряженные с точки зрения токсичности участки малых рек: устья рек и места выхода техно-генных шахтных вод.

Описанные выше исследования малых рек бассейнов рек Тузлов и Северский Донец территории Восточного Донбасса (Ростовская область) комплексом биологических методов проведены впервые. Анализ результатов одновременного изучения состава бентосных сообществ и токсичности донных отложений приемами биотестирования с использованием набора тест-объектов различной систематической принадлежности и трофического уровня позволил сформулировать ряд выводов.

1. Проведение только биоиндикационных исследований макрозообентоса даёт одностороннюю информацию о загрязнении водных объектов – исключительно о наличии органического загрязнения. Для получения исчерпывающей информации о загрязнении водного объекта данные биоиндикационных исследований должны быть дополнены результатами биотестового анализа – сведениями о токсичности.

2. Общую характетистику токсичности донных отложений дает их изучение в двух вариантах: необработанных (негативных) и водных вытяжек. Исследование токсичности водной вытяжки донных отложений, служащих источником вторичного загрязнения водной толщи, является обязательным.

3. Токсичность донных отложений – характеристика более консервативная в сравнении с аналогичной для вод, однако также по-разному влияющая на представителей биоты, требует использования набора биотестов и тест-объектов, отличающихся экологической спецификой.

Следует согласиться с А.И. Бакановым, что в редких случаях все использованные методы дают одинаковую оценку, но в таком случае велика вероятность, что она правильная [16]. Чаще всего наблюдаются некоторые различия в результатах, причиной которых может быть чувствительность отдельных методов к факторам, не связанным с загрязнением.

Литература

1. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Биологические подходы к оценке экотоксикологического состояния водных экосистем // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2015. № 1. – С.72-83.

2. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А.* Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестник Южного научного центра, Т. 5, № 2. 2009. – С. 84-94.

3. *Вудивисс, Ф.* Биотический индекс реки Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды совет.-англ. семинара. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – С. 132-161.

4. *Пареле Э.А.* Олигохетофауна как показатель сапробности малых рек // Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия, Рига, 1981. С. 127-135.

5. *Goodnight C.J.* Oligochaetes as indicators of pollution / C. J. Goodnight, L. S. Whitley // Proc. 15th Int. Waste Conf. Purdue Univ. Eng. Ext. Ser.106, № 45. – 1961.– P. 139-142.

6. *Шитиков В.К.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

7. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Гидробионты в оценке качества вод суши. – М.: Наука, 2006. – 237 с.

8. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

9. *Бакаева Е.Н., Тарадайко М.Н.* Экотоксичность поверхностных вод бассейна р. Северский Донец (Ростовская область) по результатам набора биотестов // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. №4. – Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2016. – С. 57-61.

10. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. В.А. Абакумова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1983.– 240 с.

11. *Жадин В.И.* Моллюски пресных и солоноватых вод СССР. М., Л.: 1952.

12. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос). Кутикова Л.А., Старобогатов Я.И. (ред.). Л.: Гидрометеоиздат. 1977. – 510 с.

13. РД 52.24.635-2002 Методические указания. Проведение наблюдений за токсическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования. - СПб.: Гидрометеоиздат, 2003. - 38 с.

14. РД 52.24.662-2004. Оценка токсического загрязнения вод и донных отложений пресноводных экосистем методами биотестирования с использованием коловраток. - М.: Метеоагенство Росгидромета, 2006. - 32 с.

15. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. - М.: Стандартинформ, 2010. - 15 с.

16. *Баканов А.И.* Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор) // Биология внутренних вод. 2000. № 1. С. 68-82.

ПОДХОД К УНИФИКАЦИИ МЕТОДИКИ ОЦЕНКИ ЗАЩИЩЕННОСТИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Белоусова А.П., Руденко Е.Э.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
anabel@iwp.ru

26 апреля 2016 года исполнилось тридцать лет после аварии на Чернобыльской АЭС. На территории России от этой аварии пострадали почти все центральные районы ее европейской части, а наиболее сильно – Брянская, Тульская и Калужская области. Практически сразу после аварии на ЧАЭС была разработана методика среднемасштабной оценки защищенности подземных вод от загрязнения радионуклидами в упрощенном варианте, по которой проведена оценка и картирование защищенности и уязвимости подземных вод на территориях Тульской и Калужской, Брянской областей. В настоящее время проведена унификация этой методики путем усовершенствования расчета искомых параметров с использованием рекуррентных формул для различных сценариев развития процессов загрязнения подземных вод. Методика среднемасштабной оценки защищенности и уязвимости подземных вод к загрязнению разработана автором [1-4] и опробована для нескольких регионов страны. На примере Калужской области выполнено картирование унифицированной оценки защищенности и уязвимости грунтовых вод к радиоактивному загрязнению в 200000 масштабе [3-4].

При оценке возможности загрязнения подземных вод радионуклидами учитываются: сорбционные свойства, обеспечивающие задержание радионуклидов почвами и породами зоны аэрации; миграционные свойства почв и пород зоны аэрации, зависящие от физико-механических, водно-физических, фильтрационных свойств, их минералогического состава; путь фильтрации (инфильтрации), то есть мощность зоны аэрации или глубина залегания грунтовых вод; период полураспада радионуклидов и др.

Сорбция радионуклидов оказывает наибольшее влияние на задержку их породами и почвами. Основной параметр, характеризующий сорбцию – коэффициент

распределения радионуклида [3-4]. Почвы обладают наибольшей удерживающей способностью по отношению к радионуклидам, что и определяет их как буфер более высокого порядка, чем зона аэрации.

Выделяются четыре категории защищенности грунтовых вод от загрязнения: незащищенные, слабо защищенные, средне защищенные и условно защищенные. Самые токсичные из долгоживущих радионуклидов – ^{90}Sr и ^{137}Cs, поэтому оценка защищенности должна проводиться отдельно по каждому из них.

Защищенность грунтовых вод от любого загрязняющего вещества зависит от времени достижения фронтом загрязненных инфильтрационных вод водоносного горизонта ($t_з$) в пределах каждого выделенного на карте защитной зоны типового участка. Время прохождения растворенным в воде радионуклидом толщи почв и пород зоны аэрации мощностью М с заполнением их сорбционной емкости и последующим достижением УГВ можно определить в соответствии с [3-4]:

$$t_з = \frac{M\vartheta n}{\upsilon} + \frac{M\vartheta\,\delta\,K_p}{W}; \qquad (1)$$

где K_p, л/кг – коэффициент распределения; δ, кг/дм ^{3} – объемная масса скелета грунта, θn, – полная влагоемкость (в долях единицы); υ, м/сут – скорость просачивания инфильтрационного потока [5]:

$$\upsilon = \frac{1}{\theta}\sqrt[3]{W^2 k_ф}, \qquad (2)$$

где θ - естественная влажность пород (в долях единицы), W - инфильтрационное питание (м/сут); $k_ф$ - коэффициент фильтрации (м/сут).

Первое слагаемое в (1) характеризует движение влаги в ненасыщенной зоне (или движение нейтрального загрязняющего вещества), второе – физико-химическое взаимодействие (сорбцию) в системе порода-вода (или задержку загрязняющего вещества породой). В случае, когда коэффициент распределения значительно превышает единицу (как это характерно для радионуклидов) первым слагаемым в (1) можно пренебречь, как также и вторым, когда коэффициент распределения значительно меньше единицы).

Объединим (1) и (2):

$$t_з = \frac{M\vartheta n\vartheta}{\sqrt[3]{W^2 k_ф}} + \frac{M\vartheta\,\delta\,K_p}{W}; \qquad (3)$$

перепишем (3):

$$t_з = a + bx; \qquad (4)$$

где: $a = \frac{M\vartheta n\vartheta}{\sqrt[3]{W^2 k_ф}}$; $b = \frac{M\vartheta\,\delta}{W}$; $x = k_p$;

Выражение (4) – рекуррентная формула для расчета времени миграции загрязняющих веществ с различными значениями коэффициента распределения при всех других неизменяющихся величинах.

Для случаев изменения инфильтрационного питания преобразуем (1):

$$t_з = \frac{M\vartheta n\vartheta}{\sqrt[3]{W^2}\sqrt[3]{k_ф}} + \frac{M\vartheta\,\delta\,K_p}{W}; \qquad (5)$$

$$t_з = \frac{a}{\sqrt[3]{y^2}} + \frac{b}{y} ; \qquad (6)$$

где: $a = \frac{M\vartheta n\vartheta}{\sqrt[3]{k_ф}}$; $b = M\vartheta\delta K_p$; $y = W$;

Выражение (6) – рекуррентная формула для расчета времени миграции загрязняющего вещества при изменении инфильтрационного питании при неизменных других величинах.

$$t_з = \frac{a}{\sqrt[3]{y^2}} + \frac{cx}{y} ; \qquad (7)$$

где: $a = \frac{M\vartheta n\vartheta}{\sqrt[3]{k_ф}}$; $c = M\vartheta\delta$; $x = K_p$; $y = W$;

Выражение (7) – рекуррентная формула расчета времени миграции различных загрязняющих веществ при различных величинах инфильтрационного питания.

Другой вариант расчетов. Строится карта – матрица (карта – трансформер) с фиксированными значениями неизвестных параметров x и y (x = 1 л/кг , y = 100 мм/год = 0.1 м/год) по формуле (4).

Теперь, если инфильтрационное питание при построении карты защищенности равно 100 мм/год, а коэффициент распределения загрязняющего вещества отличается от единицы, то время миграции загрязняющего вещества будет рассчитываться просто: первый член уравнения – время миграции нейтрального вещества остается неизменным, а время задержки загрязняющего вещества – второй член формулы (4) умножается на значение коэффициента распределения конкретного загрязняющего вещества, а суммарное время миграции определяется суммой первого и второго членов формулы (4).

Более сложный расчет выполняется при изменении величины инфильтрационного питания (6), умножение на исходное значение инфильтрационного питания здесь не подходит. В этом случае вводится новая величина – кратность инфильтрационного питания (Δ), которая для второго члена будет равна:

$$\Delta_2 = W/y,$$

где W –заданное инфильтрационное питание, y - 0.1 м/год – фиксированное инфильтрационное питание. Тогда пересчет времени задержки загрязняющего вещества по второму члену (6) сведется к делению значения, полученного с фиксированными значениями на значение Δ_2.

Значение Δ_1 для первого члена определяется более сложно:

$$\Delta_1 = \frac{W}{\sqrt[3]{y^2}} ;$$

Пересчет миграции нейтрального вещества сведется к делению значения времени по первому члену на значение Δ_1.

Расчет при изменении двух параметров по формуле (7) будет состоять из умножения второго члена на коэффициент распределения и деления на Δ_2, а первого члена деления на Δ_1 с последующим суммированием этих двух членов.

Шкалу категорий естественной защищенности грунтовых вод от загрязнения целесообразно строить в зависимости от T – периода полураспада радионуклида

(период полураспада ^{90}Sr и ^{137}Cs составляет порядка 30–ти лет). В этом случае выделяются следующие категории:

– незащищенные грунтовые воды: $t_з < T$; $t_з < 30$ лет;

– слабозащищенные грунтовые воды: $T < t_з < 2\ T$; 30 лет < t < 60 лет;

– средне защищенные грунтовые воды: $2T < t_з < 3\ T$; 60 лет < t < 100 лет;

– условно защищенные грунтовые воды: $t_з > 3\ T$; $t_з$ >90 лет. $3T < t_з < 10\ T$; 100 лет < t < 300 лет;

– защищенные грунтовые воды: $t_з > 10\ T$; $t_з$ >300 лет.

Выделение категории по времени продвижения загрязняющего вещества через защитную зону по существу является приближенной прогнозной оценкой процесса загрязнения грунтовых вод в данном случае радионуклидами.

Оценка защищенности грунтовых вод от загрязнения радионуклидами. Карты естественной защищенности грунтовых вод от загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs строятся на основе карты защитной зоны. Сравнение карт показывает, что наиболее опасен для грунтовых вод ^{90}Sr (рис. 1), так как загрязнение им может охватить в короткий период (< 5 лет) большие участки водоносного горизонта.

Рассмотренный подход к построению карт естественной защищенности грунтовых вод от радиоактивного загрязнения может быть использован при составлении аналогичных карт по оценке загрязнения высокотоксичными загрязняющими веществами.

На карте защищенности грунтовых вод от загрязнения ^{90}Sr (рис. 1) показано, что около 50% территории незащищены от загрязнения ^{90}Sr, 20% слабо защищены, еще 20% условно защищены в основном на севере и по 5% средне защищенные и защищенные грунтовые воды.

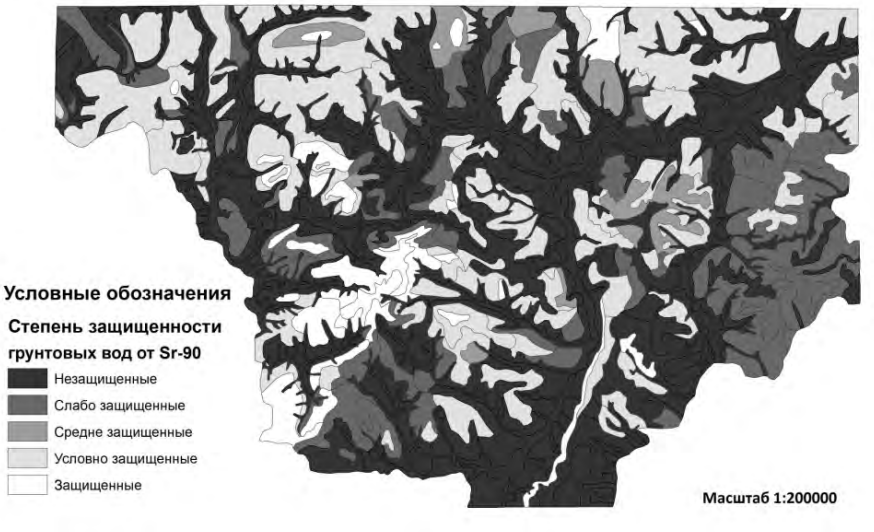


Рисунок 1. Карта защищенности грунтовых вод от загрязнения ^{90}Sr

Иная ситуация складывается при загрязнении ^{137}Cs (рис. 2): незащищенные грунтовые воды приурочены только к узкой полосе вдоль русел рек, слабо защищенные приурочены к долинам нескольких малых рек на северо-западе, средне защищенные – к высоким террасам рек, условно защищенные примыкают к водоразделам, преобладают условно защищенные и защищенные грунтовые воды.

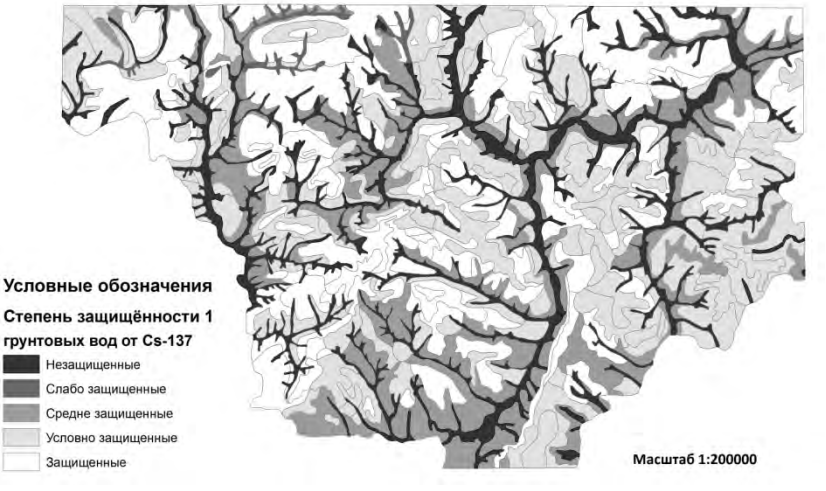


Рисунок 2. Карта защищенности грунтовых вод от загрязнения ^{137}Cs

Оценка уязвимости грунтовых вод к загрязнению ^{137}Cs. Карта уязвимости грунтовых вод к загрязнению строилась путем совмещения карты защищенности грунтовых вод от загрязнения ^{137}Cs и карты радиационной обстановки после аварии на ЧАЭС [6]. На рис. 3 показана степень уязвимости грунтовых вод к загрязнению ^{137}Cs в зоне радиоактивного следа сразу после аварии на ЧАЭС:

- очень сильно уязвимые грунтовые воды сосредоточены на отдельных участках в среднем течении реки Рессета,
- сильно уязвимые – в долинах рек в центральной части следа,
- средне уязвимые – по долинам рек, притоков, оврагов и на востоке у реки Вытебеть,
-слабо уязвимые по водоразделам рек, очень слабо уязвимые – по периферии следа,
- неуязвимые сосредоточены на высоких террасах рек и частично водоразделах рек.

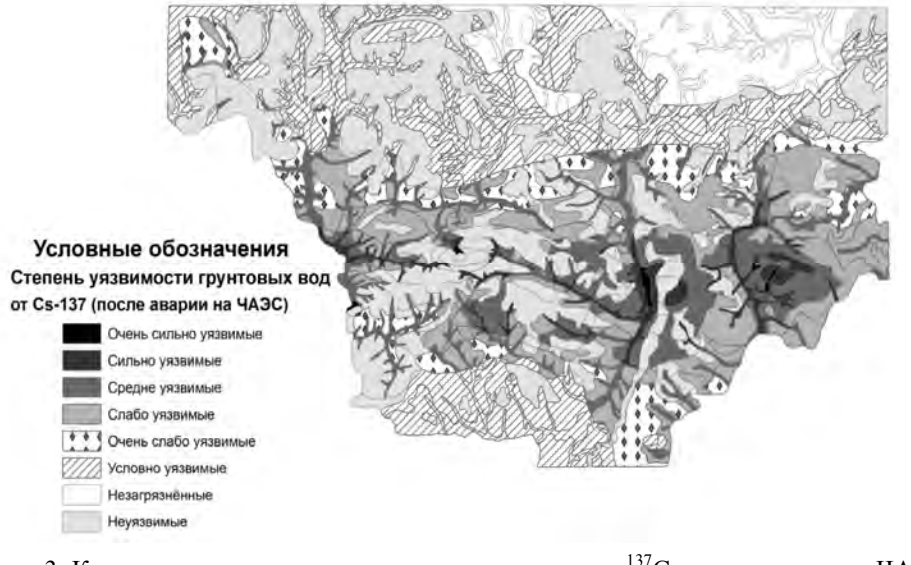


Рисунок 3. Карта уязвимости грунтовых вод к загрязнению ^{137}Cs после аварии на ЧАЭС

Для оценки уязвимости грунтовых вод спустя тридцать лет после аварии активность поверхностных выпадений ^{137}Cs была уменьшена вдвое на карте [6], так как один период полураспада уже миновал. На рис. 4 представлена карта уязвимости грунтовых вод к загрязнению ^{137}Cs в зоне радиоактивного следа спустя 30 лет после аварии на ЧАЭС, которая показывает следующее:

- очень сильно уязвимых грунтовых вод уже нет в зоне следа;
- сильно уязвимые сохранились узкими полосами в долинах рек и вдоль русел;
- средне уязвимые – на низких террасах рек, значительно уменьшились по площади;
- площади слабо уязвимых грунтовых вод увеличились,
- увеличились также площади очень слабо уязвимых грунтовых вод,
- площади условно уязвимых и неуязвимых не изменились.

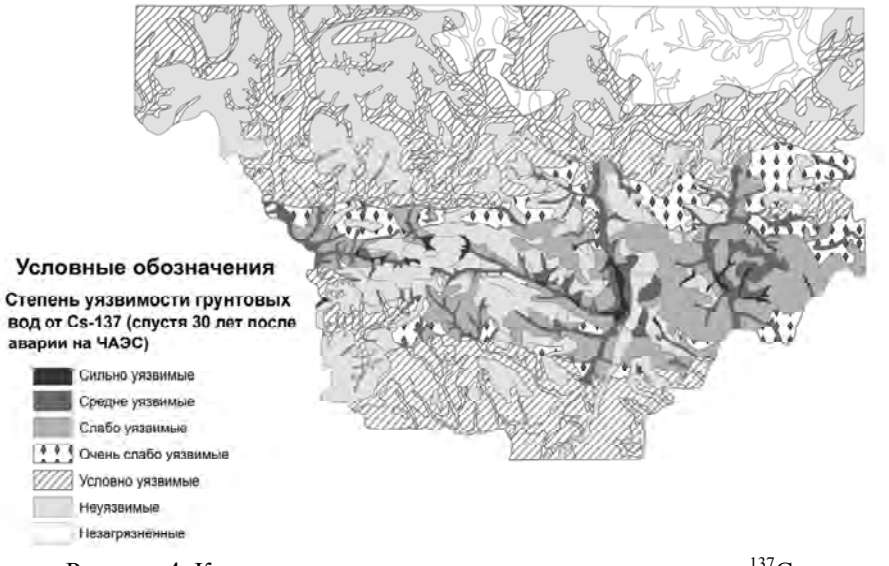


Рисунок 4. Карта уязвимости грунтовых вод к загрязнению ^{137}Cs спустя 30 лет после аварии на ЧАЭС

С использованием данного подхода проведена оценка защищенности и уязвимости грунтовых вод на территориях Брянской, Калужской и Тульской областей, пострадавших от радиоактивного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС.

Литература

1. *Белоусова А.П., Галактионова О.В.* К методике оценки естественной защищенности подземных вод от радиоактивного загрязнения //Водные ресурсы, 1994, Т. 21, № 3, С. 340–345.

2. *Белоусова А.П.* Качество подземных вод. Современные подходы к оценке. М., Наука, 2001, 340 с.

3. *Белоусова А.П.* Ресурсы подземных вод и их защищенность от загрязнения в бассейне реки Днепр и отдельных его областях: Российская территория. – М.: ЛЕНАНД, 2005, 168 с.

4. *Белоусова А.П.* Оценка защищенности подземных вод от загрязнения радионуклидами. //Вода: химия, экология, 2012, № 5, С.11-17.

5. *Биндеман Н.Н.* Оценка эксплуатационных запасов подземных вод. – М.: Госгеотехиздат, 1963, 203 с.

6. Карта радиационной обстановке на территории Европейской части СССР по состоянию на декабрь 1990 г. Плотность загрязнения местности цезием-137. М.: Госкомгидромет СССР. 1991.

УЧЕТ РЕГИОНАЛЬНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ ПРИ ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОД СЕВЕРНЫХ РЕК

Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Ломова Д.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
vadim@iwp.ru

Целью работы является учет региональных особенностей при оценке качества вод северных рек: Северной Двины, Печоры, Мезени и Онеги – на основе использования комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши [1,2] и кривых обеспеченности гидрохимических показателей (рр. Северная Двина и Печора). В качестве эколого-санитарных показателей рассматриваются показатели окисляемости вод: перманганатная (ПО), бихроматная БО (ХПК), $БПК_5$, цветность, содержание растворенного в воде кислорода O_2, достаточно полно отражающие особенности качества вод северных рек, обусловленные природными и антропогенными факторами.

Высокая цветность вод и значительное природное содержание органических веществ в водах северных рек усиливаются негативным влиянием предприятий лесной (ЛПК), деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности (ЦБК), получивших значительное развитие в этом регионе. В бассейне Северной Двины расположено 6 крупных комбинатов: Сокольский и Сухонский ЦБК (р. Сухона), Сыктывкарский ЛПК (р. Юг), Котласский ЦБК (р. Вычегда), Архангельский и Соломбальский ЦБК (р. Северная Двина). Влияние предприятий ЦБП на качество вод реки проявляется в рассматриваемых интегральных показателях, в частности, ХПК, $БПК_5$, содержании лигнинных веществ и др.[1].

В работе используются материалы многолетних наблюдений Росгидромета Гидрометслужбы на реках Севера ЕТР. Наиболее полно представлены данные для бассейна р. Сев. Двины (1949-1999 гг, 2006-2009 гг.), в меньшей степени – для рек Онега, Печора, Мезень(1939-1970 гг., 1980, 1996-1998 гг). Данные наблюдений группировались по гидрологическим сезонам: февраль-март и июль-август, соответственно зимняя и летняя межень; апрель-июнь – весеннее половодье; сентябрь-октябрь – осенний период. При обработке материалов применялась стандартные средства статистики, использовались также кривые обеспеченности гидрохимических показателей.

Окисляемость воды подвержена значительным сезонным колебаниям. В условиях половодья и паводков наблюдаются максимальные значения содержания органического вещества в воде, в межень, особенно в зимнюю, оно минимально.

Сезонные изменения статистических характеристик гидрохимических показателей для северных рек показали, что цветность вод весной меняется от 62,4 град (р. Печора) до 94,2 град. (р. Онега). Высокие значения цветности вод р. Онеги, по-видимому, связаны с заболоченностью бассейна реки и ее озерным питанием. В летнюю и зимнюю межень цветность вод существенно снижается по сравнению с весенними значениями. Летом она изменяется в диапазоне от 35,1 (р. Мезень) – до 57,1 (р. Онега), зимой – от 20,4 (р. Печора) до 50,7 (р. Онега). Осенью, в период па-

водков, цветность вод существенно возрастает и изменяется от 42,6 град (р. Печора) до 96,1(р. Северная Двина) (табл. 1).

Таблица 1. Статистические характеристики изменчивости цветности вод (числитель), ПО (знаменатель) для северных рек в различные сезоны

Сезон	Характеристики	**Северные реки**				Региональные значения для северных рек
		Онега	Мезень	Северная Двина	Печора	
Весна	Среднее	94,9/22,1	80,4/17,4	75,4/21,9	62,4/18,3 (15-18)*	84,37/22,9
	Станд.откл.	48,2/4,7	21,9/7,9	30,7/6,8	26,6/6,3	35,4/9,2
	Cv	–	–	0,41/0,31	0,27/0,34	0,42/0,40
	n	17 /15	14 / 17	44 / 44	18 /19	179/242
Лето	Среднее	57,1/24,1	35,1/16,2	44,3/15,6	42,6/11,6(6-10)*	52,9/16,6
	Станд.откл.	44,3/6,3	15,1/8,9	30,5/7,8	21,8/7,5	38,3/9,8
	Cv	0,77/0,26	–	0,69/0,5	0,21/0,68	0,71/0,59
	n	15 / 11	18 /19	49/ 56	15 /20	188/210
Осень	Среднее	56,0/21,3	70,0/23,0	96,1/25,3	42,6/22,7	83,2/23,6
	Станд.откл.	31,4/10,5	38,7/5,3	51,2/9,0	*23,5*/8,9	50,2/9,9
	Cv	–	–	0,54/0,36	0,59/0,39	0,60/0,41
	n	14 /16	16/ 17	26 /31	15/ 16	112/121
Зима	Среднее	50,7/15,7	22,3/12,6	21/11,9	20,4/10,7(6-10)*	28,25/13,35
	Станд.откл.	35,8/6,4	2,7/4,6	14,6/9,6	8,4/6,1	24,3/16,1
	Cv	0,71/0,41	–	0,69/0,81	0,41/0,57	0,86/1,21
	n	15 /13	16/18	42/ 57	16 /23	163/191

*) – данные за период 1980-1998 гг. по [2]

Величины ПО также меняются по сезонам: осенью от 22,7 (р. Печора) до 25,3 мгО/л (р. Сев. Двина). В зимнюю межень – от 10,7 (р. Печора) до 15,7 мгО/л (р. Онега). Весной величины ПО возрастают по сравнению с зимним периодом и изменяются от 17,4 мгО/л (р. Мезень) до 22,1 (р. Сев. Двина). В летнюю межень величины ПО невелики, при этом для р. Онеги они превышают значения для других рек, составляя 24,1 мгО/л.

Наиболее существенная неоднородность величины ПО проявляется в летнюю и зимнюю межень. Для рр. Сев. Двины и Печоры коэффициенты вариации в эти периоды выше 0,5. Изменчивость величин ПО весной и осенью невелика, C_v<0,5, для р. Сев. Двины C_v равен 0,31, для р. Печоры – 0,34 (табл. 1).

Обобщение данных наблюдений Сев. УГМС за 1940-1970 гг. [3] позволило определить региональные сезонные значения для показателей цветности вод и ПО по наблюдениям на 74 северных реках (табл. 1). Значения цветности вод имеют наибольшие величины весной и осенью (84-83 град.), минимальные значения отмечаются зимой (28 град.), летом - (53 град.). Величины ПО весной и осенью равны, соответственно, 22,9 и 23,6, зимой – 13,4 мгО/л., а летом –16,6 мгО/л. Коэффициенты вариации для величин цветности вод и ПО наиболее низкие величины имеют весной (0,42-0,40), что свидетельствует о малой изменчивости и достаточно однородном распределении этих показателей на реках. В зимний период наблюдается наибольшая неоднородность в распределении показателей цветности вод и ПО, коэффициенты вариации для них равны 0,86 – 1,21, соответственно.

Сезонные изменения региональных величин цветности вод и ПО достаточно хорошо согласуются с данными для изучаемых рек. Поскольку влияние сбросов промышленных предприятий на эти показатели, прослеживаемое на локальных участках рек, по мере удаления от источника загрязнения ослабевает, а при осреднении данных по створам сглаживается, то выявить роль антропогенной нагрузки в формировании показателей окисляемости и цветности вод для рек в целом не представляется возможным. Можно предположить, что наибольшее влияние сбросов сточных вод на показатели окисляемости проявляется в меженные периоды, при малых расходах воды. По-видимому, с этим связана более высокая вариация показателя цветности вод и ПО в периоды летней и зимней межени для рр. Сев. Двины и Печоры (C_v >0,5).

Для оценки качества вод была использована комплексная экологическая классификация, включающая 5 классов и 9 разрядов качества вод [4].

Разряду 1 (предельно чистые воды) соответствуют следующий набор показателей окисляемости вод (ПО < 2 мгО/л, ХПК < 8 мгО/л, $БПК_5$ < 0,4 мгО2/л, цветность < 10 град), а *последнему разряду* 5б (предельно грязные воды) – (ПО > 25, ХПК > 80, $БПК_5$ > 10, цветность > 100).

Среднемноголетние значения класса качества вод и диапазон их изменения в разные сезоны для рассматриваемых рек показывает, что более чистые воды (по цветности) характерны для р. Печоры (3б - *слабо загрязненная*). Воды рр. Северная Двина, Онега и Мезень относятся к разряду 4а (*умеренно загрязненная*). Сезонные изменения класса качества вод по цветности для р. Печоры укладываются в диапазон 2а (*очень чистая*) – 4б (*сильно загрязненная*), для рр. Северная Двина, Онега, Мезень диапазон составляет от 2б (*вполне чистая*) до 5а (*весьма грязная*).

По показателю ПО воды рассматриваемых рек, за исключением р. Онеги, относятся к разряду 4б (*сильно загрязненная*), воды р. Онеги – разряду 5а (*весьма грязная*). Сезонные изменения разряда по ПО для всех рассматриваемых рек составляют от 4а (*умеренно загрязненная*) до 5а (*весьма грязная*).

Наиболее значительные различия в классах качества вод рассматриваемых рек отмечаются зимой. По показателю цветности вод классы меняются от 2б (*вполне чистая*) до 4б (*сильно загрязненная*). По показателю ПО – от 4а (умеренно загрязненная) – до 5а (весьма грязная). В весенний период классы качества вод по цветности вод и ПО совпадают – 5б (*сильно загрязненная*).

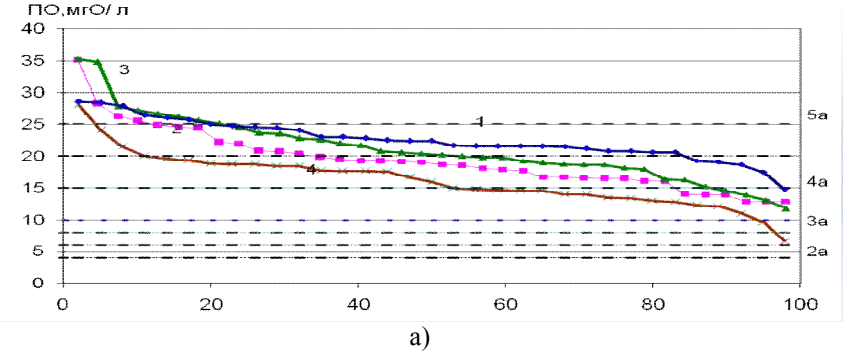
Среднемноголетние значения классов качества вод рассматриваемых рек различаются мало. Так, по показателю цветности воды рр. Онега, Мезень, Сев. Двина соответствуют классу 4а (умеренно загрязненная). Воды р. Печоры – 3б (слабо загрязненная). По показателю ПО класс качества вод рр. Мезень, Северная Двина и Печора совпадает (4б – сильно загрязненная). Несколько отличается р. Онега - 5а. Таким образом, из обобщения данных следует, что преобладающими классами качества вод являются 4а-4б (умеренно загрязненная – сильно загрязненная). Вода р. Сев. Двины (верховье) характеризуется как «грязная» (4 класс, разряд «а»), у г. Котлас – «очень грязная» (3 класс, разряд «б»). В среднем течении реки (дд. Телегово, Абрамково, Звоз) до замыкающего створа у с. Усть-Пинега загрязнение вод меняется от 4а(«грязная») (дд. Телегово, Абрамково) до 3 б (очень загрязненная). Устьевой участок, где основным источником загрязнения реки остаются сточные воды предприятий целлюлозно-бумажной и деревообрабатывающей промышленности, жилищно-коммунального хозяйства, судов речного и морского флота – на участке от

г. Новодвинска до г. Архангельска воды относятся к 4 классу качества, разряд «а» («грязная»).

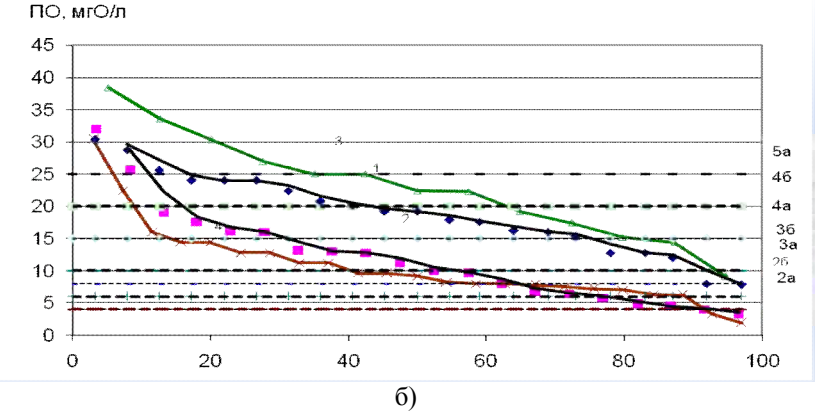
Воды р. Печора и ее притоков в 2003-2005 гг. характеризовались 3 классом (загрязненные). Качество речной воды в пунктах наблюдений д. Лоша, п. Троицко-Печерск, п. Кырта, г. Печора, д. Мутный материк и у с. Усть-Цильма характеризовалась 3 классом, разрядами «а» и «б» (весьма и очень загрязненная). На устьевом участке в районе г. Нарьян-Мар вода р. Печоры оценивалась как «грязная». Таким образом, качество вод р. Северной Двины несколько хуже, чем р. Печоры.

Более полное представление об изменении качества вод рр. Северной Двины и Печоры было получено при использовании кривых обеспеченности [5]. Совместное использование этих кривых с классификацией качества вод позволило определить качество воды и различный уровень его обеспеченности для различных сезонов.

В качестве примера на рис. 1 приведены кривые обеспеченности величин ПО для рр. Северная Двина и Печора.



а)



б)

Рисунок 1 Кривые обеспеченности показателя окисляемости вод ПО:
(а) – р. Северная Двина; (б) – р. Печора для разных сезонов: 1-весна; 2-лето; 3-осень; 4-зима
Штриховыми линиями указаны разряды качества вод (правая ось ординат)

На оси ординат в приведенных графиках нанесены границы разрядов класса качества вод: от уровня достаточно чистых вод (класс 3а), до весьма грязных и предельно грязных (класс 5а). По показателю ПО для Сев. Двины в загрязненные воды зимой попадают 80% случаев, осенью – 38%, летом – 53 %, весной – 13%. В класс грязных вод, соответственно, –18% зимой, 60%- осенью, 45% –летом и 85% – весной. По показателю цветности вод картина несколько отличается от предыдущих данных. В класс загрязненных вод зимой попадает 45% случаев, осенью – 20%, ле-

том 30%, весной 10% случаев, т.е. существенно меньше, чем по показателю ПО. В класс грязных вод, соответственно, 15%, 60%, 40%, 75 %.

Таким образом, на р. Северной Двине грязные воды (по показателю цветности и ПО) преобладают весной и осенью. По показателю БО (ХПК) грязные воды отмечаются в небольшом числе случаев 5-15 %, а наибольшее число случаев относится к загрязненным водам – 75-93% случаев.

Для р. Печоры сезонные изменения класса качества вод в основных чертах соответствуют данным р. Северная Двина, однако, имеются и отличия. Так, по величинам ПО загрязненные воды зимой составляют 33%, (для р. Сев. Двина 80%), осенью – 30% (38%), летом – 42% (53%), весной – 47% (13%). Как видно, наибольшие различия между реками отмечаются зимой и весной.

Зимой воды р. Печоры (по цветности) относятся к классам 2а (очень чистая) – 2б (вполне чистая), случаев загрязненных и грязных вод не отмечается, (между тем, для р. Северной Двины загрязненные воды зимой составляют 45%, а грязные – 18%). Загрязненные воды осенью на р. Печоре представлены в 30% случаев, (для р. Сев. Двины 20%), летом – в 10% (30%), весной – в 55% (10%). В класс грязных вод осенью входит 15% (60%) случаев, летом 10% (40%), весной 25% (75%). Таким образом, на р. Печоре загрязненные воды преобладают лишь весной, в то время как на р. Северной Двине они преобладают во все сезоны, а процент случаев класса грязных вод высок.

Оценка качества вод с использованием кривых обеспеченности к рекам Северного региона имеет несомненные преимущества по отношению к общепринятому подходу, поскольку учитывает сезонные и региональные особенности формирования качества вод и позволяет с определенным уровнем обеспеченности отслеживать наиболее неблагоприятные, превышающие допустимый уровень показатели окисляемости и класс качества вод рек.

О важности учета региональных природных особенностей говорит также следующий факт. Как уже отмечалось выше, р. Сухона всегда испытывала высокую антропогенную нагрузку в виде сточных вод двух ЦБК. Казалось бы, что в 50-х-90-х годах эта нагрузка должна была оказывать заметное влияние на гидрохимические показатели, в частности на содержание органических веществ по ХПК. Однако сравнение среднемноголетних величин ХПК за период 1949-1993 гг, когда промышленность работала на полную мощность и за период 2001-2015 гг. когда производство стало налаживаться после застоя 90-х годов [6], показало, что в створе Великий Устюг эти величины практически совпали: соответственно, 50 и 51 мгО/л. Это свидетельствует о том, что естественный фактор в водах Севера играет существенную роль и его необходимо учитывать при оценке качества воды, как бы ни была велика антропогенная нагрузка.

Выводы. 1. Среднемноголетние значения классов качества вод северных рек различаются мало, преобладающими классами являются (4а-4б), (умеренно загрязненная – сильно загрязненная). Полученные данные достаточно хорошо согласуются с региональными оценками.

2. Сезонные различия в классах качества вод велики для всех рассматриваемых рек. При этом различия в разрядах класса качества вод наиболее значительны при оценке по цветности вод и существенно меньше по показателю ПО.

3. Использование кривых обеспеченности гидрохимических показателей совместно с экологической классификацией качества вод для оценки качества вод северных рек позволяет установить сезонные различия в качестве вод и определить уро-

вень обеспеченности отдельных классов, что важно при планировании использования вод, а также при разработке региональных нормативов.

Литература

1. *Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Колесниченко Н.Н.* Проблемы качества поверхностных вод Северной Двины. – М., Наука, 2003, 233с.

2. Печорское море. Системные исследования. М.: Из-во «МОРЕ», 2003, 502 с.

3. Ресурсы поверхностных вод. Т.3. Северный край. – Л.: Гидрометеоиздат, 1972, 337 с.

4. *Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П.* и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. // Гидробиологический журнал. 1993, т. 29, №4, С.62-76.

5. *Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Ломова Д.В.* Об использовании кривых обеспеченности гидрохимических показателей при оценке качества вод Северной Двины // Метеорология и гидрология, 2005, №7, с. 77-88.

6. Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2015 год. – М.: Росгидромет. 2016. 204 с.

ВОЗМОЖНОСТЬ ПОВЫШЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РЕАЛИЗМА В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ (НА ПРИМЕРЕ ВОДОРОСЛЕЙ РАЗНОТИПНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БАССЕЙНА ОБИ)

Винокурова Г.В.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, Россия
kimg@iwep.ru

Составной частью экологического мониторинга является оценка состояния водных объектов и тенденций их изменения на основе анализа структуры сообществ гидробионтов. Помимо крупных гидробионтов (макрофиты, водные беспозвоночные, рыбы) элементами водных экосистем являются микроорганизмы (простейшие, водоросли, бактерии), существующие в ином пространственно-временном масштабе, поскольку обладают значительно меньшими размерами, более коротким циклом развития и более высокой скоростью процессов метаболизма.

В работе представлены результаты исследований сообществ микроскопических водорослей разнотипных водных объектов бассейна р. Обь, позволившие внести дополнения в оценку их экологического состояния.

Исследование микроскопических водорослей (2-300 мкм) каменистой литорали глубоководного олиготрофного (по гидрофизическим, гидрохимическим показателям и уровню развития фитопланктона) *Телецкого озера* и его притоков (бассейн Верхней Оби) в июле-августе 2002-2004 гг. внесло существенную корректировку в оценке интенсивности функционирования и трансформации вещества и энергии. Численность (до 105.4 млрд кл./м^2) и биомасса (до 584.7 г/м^2) водорослей эпилитона (основной растительной группировке литорали) по наиболее часто встречающимся значениям численности (65.0 %) и биомассы (45.0 %) относятся к категории «предельно низкие-ниже средних».

Величина же валовой первичной продукции фитоэпилитона озера достигает 5.6 гС/м^2 сут$^{-1}$, его притоков – 3.6 гС/м^2 сут$^{-1}$. По наиболее часто встречающимся

значениям валовой первичной продукции (82.5-100.0 % соответственно) литораль озера и рипаль водотоков соответствуют мезотрофно-гиперэвтрофным зонам в соответствии с предложенной С.Е. Сиротским [1] шкале для оценки трофического статуса водных объектов по фитоэпилитону. Для сравнения, первичная продукция фитоэпифитона (на водных растениях) в мезотрофных водоемах разных регионов мира составляет 1.45-22.0 гС/м^2 сут$^{-1}$ [2], а величина первичной продукции фитопланктона мезотрофных водоемов под 1 м^2 поверхности – 3.3-25.0 гС/м^2 сут$^{-1}$ [3]. Площадь литоральной зоны Телецкого озера от уреза воды до изобаты 12 м, составляет 19 км^2. Экстраполируя среднее и максимальное значение валовой первичной продукции на весь период открытой воды (апрель-октябрь) на указанную площадь литорали получаем, что средняя продуктивность фитоэпилитона составляет 4066.0 т С, максимальная – 22769.6 т С за период открытой воды. При расчете продуктивности фитоэпилитона на узкой полосе вдоль береговой линии озера (длина 181 км, до глубины 0.5 м), получим, что средняя продуктивность фитоэпилитона за 7 месяцев периода открытой воды составляет 18.79 т С, максимальная – 108.46 т С. Расчеты продуктивности фитоэпилитона носят приблизительный характер и не претендуют на абсолютную истинность. Для сравнения, в озере Танганьика (Восточная Африка) годовая продуктивность фитоэпилитона вдоль береговой линии составляет 2280 т С. Высокая первичная продукция водорослей эпилитона отмечена в других больших олиготрофных озерах: Тингвалаватн (Исландия); Малави, Тахо, Крейтер, Гурон (Северная Америка); Та́упо (Новая Зеландия) – 0.5-4.0 гС/м^2 сут$^{-1}$ [4].

Таким образом, по величине биомассы фитоэпилитона (0.03-584.7 г/м^2) Телецкое озеро и его притоки относится к олиготрофным водным объектам (так же, как и по гидрофизическим, гидрохимическим показателям). Но по величине первичной продукции фитоэпилитона (0.14-5.6 гС/м^2 сут$^{-1}$) их литораль и рипаль относятся к мезотрофно-гиперэвтрофной зоне. По содержанию хлорофилла «а» в фитоэпилитоне литораль озера также относится к мезотрофно-гиперэвтрофной [5].

Изменение уровня воды, активный волноприбойный процесс на литорали озера, высокая скорость течения воды в горных водотоках создают нестабильные условия для вегетирования водорослей эпилитона и способствуют смыву клеток с субстрата, в результате чего биомасса имеет низкие значения. Высокие значения первичной продукции фитоэпилитона являются результатом преобладания в нестабильных условиях мелкоклеточных (2-100 мкм^3) видов водорослей, которые образуют динамичные и продуктивные сообщества. Высокая интенсивность функционирования водорослей и высокие темпы восстановления фитоэпилитона в олиготрофных водных объектах не ограничены содержанием биогенов в эпилитоне, в отличие от планктонных сообществ. К возможным «внутренним» источникам биогенов для водорослей эпилитона можно отнести следующие: внеклеточный метаболизм самих водорослей и их способность к гетеротрофному питанию; детрит и выделения водных беспозвоночных; твердый субстрат, из которого водоросли способны выщелачивать необходимые неорганические соединения. Следует отметить, что специфику эти источники приобретают в силу особенностей пространственной организации фитоэпилитона как сообщества микроскопических организмов.

Вместе с тем, высокие темпы круговорота биогенов в фитоэпилитоне (на микроуровне), происходящие в короткие периоды времени (секунды, минуты), могут не отразиться при определении продукции водоема в целом (на макроуровне), которая рассчитывается за сутки, месяц, год.

При исследовании фитоэпилитона олиготрофного (по гидрофизическим, гидрохимическим показателям и фитопланктону) *озера Большое Щучье, горных рек Пырятанё и Б. Щучья* (бассейн Нижней Оби, арктическая зона) в августе 2016 г. было установлено, что численность водорослей (клеток) эпилитона достигала в озере 39.2 млрд. кл/м^2, в реках – 39.3 млрд. кл/м^2, биомасса – 21.5 и 2.8 г/м^2 соответственно. Наиболее часто встречающиеся значения численности (83%) относятся к категории «выше средних», а биомассы (67%) – к категории «средние и выше средних». Таким образом, даже по количественным характеристикам фитоэпилитона литораль озера Б. Щучье и его притоки являются мезотрофными.

Сообщества микроводорослей перифитона и бентоса водных объектов бассейнов Верхней и Нижней Оби, несмотря на экстремальные гидрофизические условия, являются динамичными и высокопродуктивными. Высокая интенсивность функционирования и, соответственно, высокая скорость трансформации вещества на протяжении почти всего года, даже при низких температурах (0.1-3.0^{O}C), создает основу для высокого потенциала самоочищения водоемов данных регионов даже в осенне-зимний период.

Высокая интенсивность функционирования микроскопических водорослей планктона в подледный период (14 марта 2017 г.) при низкой температуре выявлена на бессточном мелководном *озере Красиловском* (бассейн Верхней Оби). Температура воды варьировала от 0.1^{O}C подо льдом до 5°C у дна. В этом же направлении выявлена тенденция увеличения числа видов (от 7 до 25) и количественных показателей. Численность водорослей в слое от поверхности (подо льдом) до 2 м варьировала в пределах 1.8-5.8 млн кл./л, на глубине 3-6 м – от 9.8 до 49.2 млн кл./л, биомасса, соответственно, 0.9-2.1 мг/л и 0.8-12.2 мг/л. Цветение воды классифицируют по биомассе водорослей планктона следующим образом: слабое – до 1 мг/л, умеренное – 1-10, интенсивное – 10-50, гиперцветение – более 50 мг/л [6]. Т.е., в середине марта в озере при толщине льда 0.7 м и высоте снежного покрова 0.13 м слабое цветение водорослями подо льдом усиливается до интенсивного на глубине 6 м, казалось бы, при полном отсутствии света. Причем интенсивность окраски хлоропластов зеленых водорослей и окраски клеток цианобактерий (синезеленых водорослей) мало отличается от таковой в летний период. По мере увеличения глубины, интенсивность окраски усиливается, что может свидетельствовать об увеличении «жизненной активности» клеток в направлении «лед-дно». В отличие от зеленых и синезеленых водорослей, цвет хроматофоров диатомых водорослей значительно бледнее, чем в период открытой воды; большая часть встреченных диатомей представлена пустыми створками, а это может являться показателем угнетенного состояния или стадии покоя этого отдела водорослей. Выводы, сделанные на основе микроскопических наблюдений, подтвердились данными по содержанию хлорофилла в водорослях планктона. Выявлена тенденция его увеличения от поверхности (лед) до 6 м глубины (дно): от 5.52 до 24.11 мг/м^3.

Непосредственного измерения интенсивности ФАР (фотосинтетически активная радиация) в данный период не проводилось, но по литературным данным установлено, что ФАР в зимний период проникает через ледяной и снежный покровы в воду. В гипертрофном оз. Неро при 40-сантиметровом слое льда и 20-сантиметровом слое снега в воду проникает 2% падающего света [7]. В мезотрофных озерах через слой льда 15-45 см и слой снега 3-30 см в воду проникало 0.1-75% ФАР [8-13]. Следует учесть, что помимо важности общей величины ФАР, для фотосинтеза водорослей немаловажное значение имеет длина волны. Установлено, что наибо-

лее интенсивно фотосинтез идёт при красно-оранжевых (~660 нм) и сине-фиолетовых (445 нм) лучах и почти не происходит при зелёном свете [14, 15]. Учитывая, что наибольшая проникающая способность через ледяной, снежный покров и воду в мезотрофных и эвтрофных водоемах характерна для синей части спектра [12], можно предположить, что интенсивный фотосинтез синезеленых и зеленых водорослей может быть связан именно со световыми волнами этой части спектра, проникающими до глубины шести и более метров в оз Красиловское. О том, что фотосинтез фитопланктона имеет место в подледный период в этом озере свидетельствует значительная величина активных фотосинтетических пигментов, лежащей в пределах значений летнего фитопланктона мезотрофных и эвтровных водоемов [16]. Интенсивное развитие фитопланктона (биомасса до 5 мг/л) выявлено в ряде арктических, антарктических и высокогорных озер, разнотипных водоемах северного полушария (крупных и мелких озер, рек, водохранилищ, прудов).

Трофность озера Красиловское, оцененная по биомассе фитопланктнона [17], варьирует по глубине: 0 м – эвтрофная, 1 м – мезоэвтрофная, 2-3 м – мезотрофная, 4 м – мезоэвтрофная, 5 м – эвтрофная, 6 м – политрофная.

Таким образом, даже в зимний период под ледяным и снежным покровом активная вегетация водорослей планктона является условием обогащения воды кислородом, что особенно важно для мелководных мезо- и эвтрофных озер, снижая риск заморных явлений.

Общепризнанное положение о более активном метаболизме микроорганизмов по сравнению с макроорганизмами еще раз нашло отражение в высоких темпах функционирования микроводорослей планктона, перифитона и бентоса разнотипных водных объектов бассейна р. Обь. Учитывая, что высокий продукционный потенциал характерен к тому же для альгосообществ экстремальных мест обитания (низкая температура, волноприбойный процесс, ежедневное колебание уровня воды, низкая освещенность), можно предположить, что функционирование сообществ микроорганизмов является одним из условий высокого потенциала самоочищения водных объектов в случае, когда другие факторы самоочищения перестают играть существенную роль.

При оценке трофического статуса водоема и оценке качества воды следует иметь в виду возможные отличающиеся показатели на разной глубине. Также следует иметь в виду различающуюся по горизонтам интенсивность протекания биологических процессов и скорость трансформации вещества и энергии.

Благодарности: Автор выражает искреннюю благодарность сотрудниками ИВЭП СО РАН О.М. Фроленкову, А.А. Коломейцеву и И.А. Суторихину любезно предоставившим данные по хлорофиллу и гидрофизическим характеристикам озера Красиловское.

Литература

1. *Сиротский С.Е.* К вопросу о трофической классификации водоемов и водотоков на основании величин первичной продукции и концентрации хлорофилла "а" // Биогеохимические и гидроэкологические исследования на Дальнем Востоке. Владивосток: Дальнаука, 1998. – С. 77–83.

2. *Макаревич Т.А.* Первичная продукция перифитона как элемент биотического круговорота в озерных экосистемах // Перифитон континентальных вод: современное состояние изученности и перспективы дальнейших исследований: тез. докл. межд. симпозиума (Тюмень, 3-5 февраля 2003 г.). Тюмень, 2003. – С. 92–93.

3. *Винберг Г.Г.* Современное состояние и задачи изучения первичной продукции водоемов // Первичная продукция морей и внутренних вод. Минск: Изд-во Мин-ва высш., сред. спец. и проф. образованияя БССР, 1961. – С. 11–24.

4. *O'Reilly, C.M.* Seasonal dynamics of periphyton in large tropical lake // Hydrobiologia, 2006. – V. 553. – P. 293–301.

5. *Котовщиков А.В.* Пигментные характеристики альгоценозов речной системы Оби: автореф. дис. … канд. биол. наук. – Барнаул, 2012. – 23 с.

6. Воды России. [Электрон. ресурс] / Режим доступа http://water-rf.ru

7. *Babanazarova O., Sidelev S., Schischeleva S.* The structure of winter phytoplankton in Lake Nero, Russia, a hypertrophic lake dominated by Planktothrix-like Cyanobacteria. 2013. [Электрон. ресурс] /Режим доступа https://aquaticbiosystems.biomedcentral.com/articles/10.1186/2046-9063-9-18

8. *Doculil M.T.* An analysis of long-term winter data on phytoplankton and zooplankton in Neusiedler See, a shallow temperate lake, Austria // Aquat Ecol, 2009. –V. 553. – P. 293–301.

9. *Dokulil M.T., Herziga A., Somogyib B., Vörösb L., Donabaumc K., Mayd L., Nõgese T.* Winter conditions in six European shallow lakes: a comparative synopsis // Estonian Journal of Ecology, 2014. – V. 63. – № 3. – P. 111–129.

10. *Pasztaleniec A., Lenard T.* Winter phytoplankton communities in different depths of three mesotrophic lakes (Leczna-Wlodava Lakeland, Eastern Poland) // Biologia, 2008. – V. 63. – № 3. – P. 294-301.

11. *Vanderploeg H.A., Bolsenga S.J., Fahnenstiel G.L.et. al.* Plankton ecology in an ice-covered bay of lake Michigan: utilization of a winter phytoplankton bloom by reproducing copepods // Hydrobiologia, 1992. – V. 243. – P. 175-183.

12. *Wetzel R.* Lymnology. Lake and river ecosistems. San Diego: Academic Press, 2001. – 841 p.

13. *Wright R.T.* Dynamic of a phytoplankton community in an ice-covered lake // Limnology and oceanography, 1964. – V. IX. – № 2. – P. 163-178.

14. *Мировой океан.* Свет и цвет под водой. [Электрон. ресурс] / Режим доступа http://www.okeanavt.ru/taini-okeana/1067-svet-i-cvet-pod-vodoi.html.

15. *Энергия разных* участков спектра света. [Электрон. ресурс] / Режим доступа http://grow.kalarupa.com/tag/photosynthesis/page/2.

16. *Минеева Н.М., Щур Л.А.* Содержание хлорофилла а в единице биомассы фитопланктона // Альгология, 2012. – Т. 22. – № 4. – С. 423-437.

17. *Оксиюк О.П.* Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. Вып. 4. С. 62-76.

ОЦЕНКА ТОЧЕЧНЫХ И ДИФФУЗНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В БАССЕЙНЕ РЕКИ МОСКВЫ

Готовцев А.В., Ларина Е.Г.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
ekl84@yandex.ru

Постановка задачи. Оценка точечных и диффузных источников загрязняющих веществ (ЗВ) выполнена для части бассейна реки Москвы, ограниченной пределами МКАД (рис. 1). Рассмотрен один вид ЗВ – нефтепродукты, поскольку именно для этого вида ЗВ на первом этапе исследований авторам удалось найти необходимый набор натурных измерений. Расчеты выполнены с помощью программного ком-

плекса WPI-RQC (Water Problem Institute – River Quality Control) [1], подробное описание модели которого приведено в [2]. Модель позволяет рассчитывать неконсервативный одномерный стационарный перенос загрязняющих веществ (ЗВ) в разветвлённой системе водотоков, схематизированной в виде ориентированного графа, в вершины которого поступают ЗВ от точечных, а в дуги – от диффузных источников ЗВ [2]. В основе используемого в WPI-RQC алгоритма расчета лежит предположение, что скорость распада ЗВ пропорциональна концентрации ЗВ и описывается обыкновенным дифференциальным уравнением первого порядка.

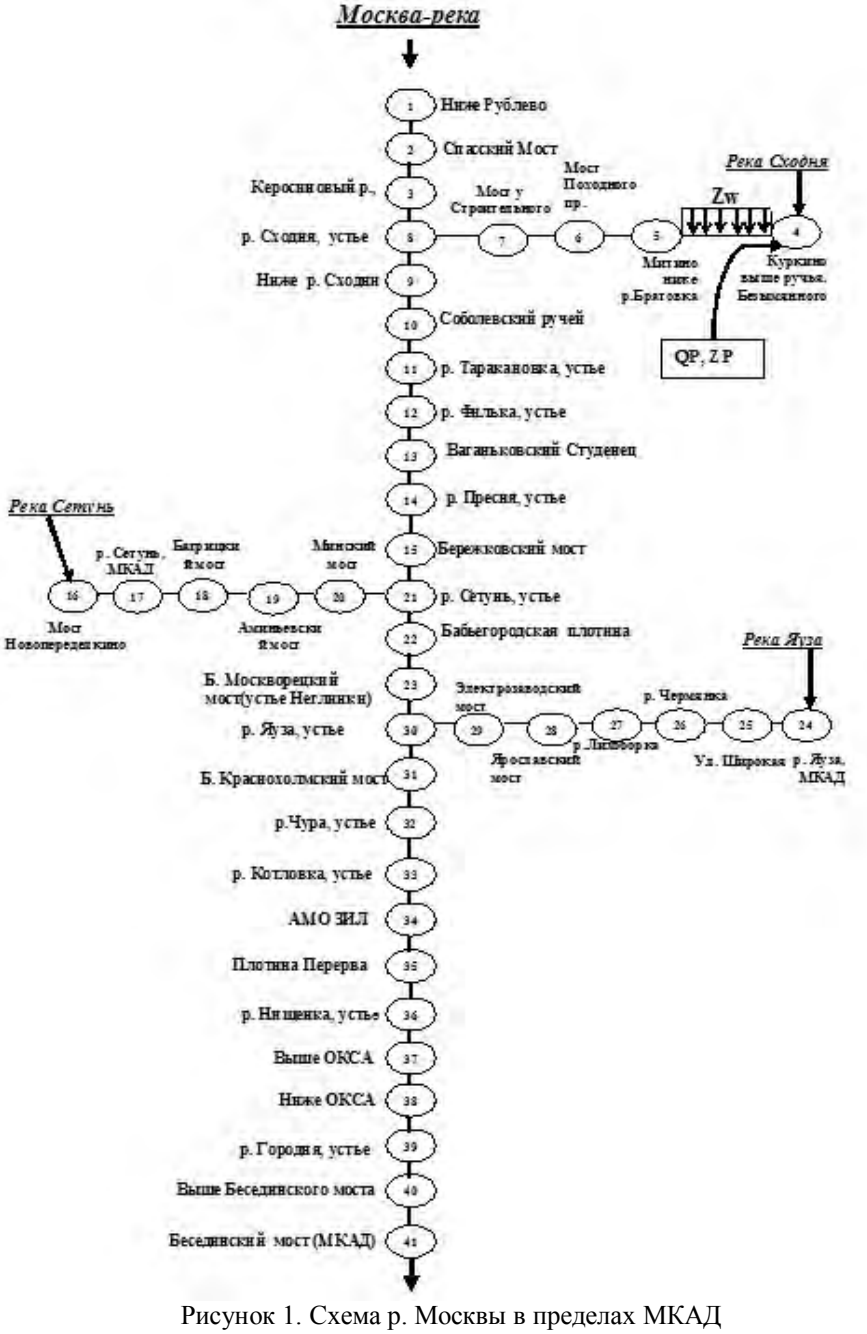


Рисунок 1. Схема р. Москвы в пределах МКАД

Модель WPI-RQC работает в трех режимах: **1. «**НАБЛЮДЕНИЕ**»** – при заданных нагрузках от точечных и диффузных источников ЗВ вычисляются концентрации и потоки ЗВ в расчетных створах; **2.** «КАЛИБРОВКА» – при заданных концентрациях ЗВ в контрольных створах вычисляются «невязки», на основе которых корректируются точечный и диффузный стоки ЗВ; **3**. «УПРАВЛЕНИЕ» – определяются местоположение и технико-экономические параметры очистных сооружений, необходимых для поддержания концентрации ЗВ в заданных пределах [2].

В настоящей работе расчеты производились в режиме «КАЛИБРОВКА», который, по сути, является решением обратной задачи (так же, как и режим «УПРАВЛЕНИЕ»). Проблемы решения обратных задач для оценки биохимической потребности в кислороде и коэффициента скорости биохимического окисления по данным натурных измерений сформулированы и частично решены в [3–9].

В черте города р. Москва имеет 33 притока первого порядка, три из них, наиболее крупных, выбраны авторами на первом этапе для включения в расчетную Схему модели: *р. Яуза* (левый приток, общая протяженность – 48 км, в черте города – 26,4 км, площадь бассейна 450 км^2); *р. Сетунь* (правый приток, общая протяженность – 38 км, в черте города –25,1 км, площадь бассейна–190 км^2); *р. Сходня* (левый приток, общая протяженность – 47 км, в черте города – 31,6 км, площадь бассейна – 255 км^2. Помимо рек Сходня, Сетунь и Яуза (притоки первого порядка) в модели поименно учитываются 10 притоков первого порядка и 4 притока второго порядка. Выбранная схема нумерации позволяет описать ориентированный разветвлённый граф одномерным массивом – так называемым «вектором номеров правых вершин дуг графа». В этом массиве номер элемента (индекс массива) означает номер дуги графа, схематизирующей речной участок, а значение элемента – номер правой вершины. В соответствии с принятой схемой нумерации, дуга графа выходит из левой (начальной) вершины и входит в правую (конечную) вершину. При этом номер каждой дуги совпадает с номером её левой вершины.

В дополнение к 40 дугам, отображающим на рис. 1 русловые участки, в модели «работают» ещё 40 «невидимых» дуг, соответствующих так называемым *«агрегированным коллекторам стока ЗВ»***.** Реализованный в модели алгоритм позволяет учитывать перенос ЗВ по речным притокам более высокого порядка, чем включенные в расчетную схему, за счет их условного объединения в агрегированные водотоки (коллекторные участки сточных вод). Предполагается, что загрязняющие вещества от точечных источников поступают не сразу в реку, а в коллекторы сточных вод, которые примыкают ко всем вершинам графа, кроме конечной вершины. Таким образом, ЗВ частично разлагаются, «пробегая» некоторый путь (равный длине коллектора), прежде чем попасть в реку. Использование агрегированных коллекторов в расчетной схеме позволяет косвенным образом учесть 10 притоков первого порядка (Керосиновый ручей, Соболевский ручей, р. Таракановка, р. Филька, р. Ваганьковский Студенец, р. Пресня, р. Чура, р. Котловка, р. Нищенка, р. Городня), а также 4 притока второго порядка (ручей Безымянный, р. Братовка, р. Чермянка, р. Лихоборка). Остальные притоки учитываются анонимным образом путём их агрегирования (т.е. суммирования расходов воды и ЗВ) с последующим присоединением в качестве дуг агрегированных коллекторов к поименованным вершинам графа. На каждом из этих притоков, моделируемых агрегированными коллекторами («невидимыми» дугами), выполняется расчет потоков ЗВ с учетом их распада.

Исходные данные. В отличие от [10], где при оценке самоочищающей способности русловой и коллекторной сети реки Москвы в пределах МКАД рассматривал-

ся гипотетический случай, в котором концентрации ЗВ во всех створах принимались равными ПДК, здесь используются реальные значения концентраций, полученные в результате натурных измерений службами ГПБУ «Мосэкомониторинг». В табл. 1 представлены среднемесячные значения концентраций нефтепродуктов в начальных и конечных створах речных участков за январь, апрель, июнь и октябрь 2014 г. по данным [11].

Таблица 1. Концентрации нефтепродуктов (в начальном → конечном створах) (по данным ГПБУ «Мосэкомониторинг» [11])

№	**Название участка**	**Нефтепродукты, мг/л, 2014 г.**			
		январь	апрель	июнь	октябрь
1	Ниже Рублево	0,077→0,077	0,051→0,051	0,045→0,045	0,028→0,028
2	Спасский мост	0,069→0,069	0,052→0,052	0,051→0,051	0,026→0,026
3	Керосиновый р., устье	0,069→0,18	0,052→0,18	0,051→0,16	0,026→0,21
4	р.Сходня, выше р.Безымянного	0,17→0,17	0,12→0,12	0,045→0,045	0,066→0,066
5	р.Сходня, ниже р.Братовки	0,17→0,33	0,12→0,026	0,045→0,17	0,066→0,056
6	Мост Походного пр.	0,14→0,14	0,145→0,145	0,16→0,16	0,19→0,19
7	Мост у Строительного пр.	0,125→0,125	0,14→0,14	0,16→0,16	0,18→0,18
8	р.Сходня, устье	0,18→/0,265	0,052→0,088	0,051→0,107	0,21→0,18
9	Ниже р.Сходни	0,05→0,05	0,12→0,12	0,062→0,062	0,076→0,076
10	Соболевский ручей	0,05→0,28	0,12→0,22	0,062→0,1	0,076→0,141
11	р.Таракановка, устье	0,28→1,13	0,22→0,3	0,1→0,3	0,141→0,65
12	р.Филька, устье	1,13→0,16	0,3→0,13	0,3→0,1	0,65→0,09
13	Ваганьковский Студенец	0,16→0,155	0,13→0,22	0,1→0,18	0,09→0,11
14	р.Пресня, устье	0,155→3,79	0,22→0,63	0,18→0,3	0,11→1,25
15	Бережковский мост	0,075→0,075	0,13→0,13	0,19→0,19	0,14→0,14
16	Мост Новопеределкино	0,22→0,22	0,11→0,11	0,14→0,14	0,165→0,165
17	р.Сетунь, МКАД	0,22→0,37	0,11→0,093	0,14→0,34	0,165→0,147
18	Багрицкий Мост	0,37→0,4	0,19→0,19	0,235→0,235	0,36→0,36
19	Аминьевский мост	0,4→0,7	0,19→0,17	0,235→0,196	0,36→0,17
20	Минский мост	0,77→0,77	0,18→0,18	0,245→0,245	0,215→0,215
21	р.Сетунь, устье	0,54→0,54	2,12→2,12	0,14→0,14	2,7→2,7
22	Бабьегородская плотина	0,54→0,23	2,12→0,135	0,14→0,0945	2,7→0,135
23	Б.Москворецкий мост	0,23→0,16	0,13→0,13	0,11→0,11	0,1→0,1
24	р.Яуза, МКАД	0,51→0,51	0,13→0,13	0,125→0,125	0,29→0,29
25	р.Яуза,ул. Широкая	0,68→0,68	0,12→0,12	1,16→1,16	1,37→1,37
26	р.Яуза, р.Чермянка	0,68→0,85	0,12→0,092	1,16→0,316	1,37→0,665
27	р.Яуза, р.Лихоборка	0,85→1,9	0,092→0,1	0,316→0,9	0,665→1,2
28	р.Яуза, Ярославский мост	0,64→0,64	0,13→0,13	0,3→0,3	0,69→0,69
29	р.Яуза, Электрозавод. мост	0,75→0,75	0,099→0,099	0,34→0,34	0,88→0,88
30	р.Яуза, устье	0,23→0,825	0,099→0,065	0,11→0,195	0,1→1,3
31	Б.Краснохолмский мост	0,72→0,72	0,19→0,19	0,1125→0,1125	0,18→0,18
32	р.Чура, устье	0,72→0,83	0,19→0,13	0,1125→0,2	0,18→0,17
33	р.Котловка, устье	0,83→0,26	0,13→0,13	0,2→0,2	0,17→0,09
34	АМО ЗИЛ	0,08→0,08	0,12→0,12	0,17→0,17	0,35→0,35
35	Плотина Перерва	0,08→0,115	0,12→0,085	0,17→0,0745	0,35→0,1
36	р.Нищенка, устье	0,115→0,15	0,085→0,12	0,0745→0,15	0,1→0,14
37	Выше ОКСА	0,09→0,09	0,105→0,105	0,074→0,074	0,115→0,115
38	Ниже ОКСА	0,09→0,14	0,105→0,085	0,074→0,101	0,115→0,125
39	р.Городня, устье	0,14→0,12	0,085→0,12	0,101→0,09	0,125→0,06
40	Выше Бесединского моста	0,19→0,19	0,15→0,15	0,082→0,082	0,12→0,12

Результаты расчетов. В табл. 2 представлены расчетные значения мощностей точечных источников ЗВ (первое слагаемое) и диффузных источников ЗВ (второе слагаемое). Точечный сброс поступает в начальную вершину расчетного участка, а диффузный – равномерно распределен по длине руслового участка. Более детально вопрос структурирования данных для определения мощностей точечных и диффузных источников загрязнения рассмотрен авторами в [12].

Таблица 2. Расчетные значения мощности точечных источников (первое слагаемое) и диффузных источников (второе слагаемое) сброса нефтепродуктов

№	Название участка	Мощности источников сброса нефтепродуктов, г/с			
		январь	апрель	июнь	октябрь
1	Ниже Рублево	0.795+0.051	0.405+0.034	0.315+0.013	0.060+0.018
2	Спасский мост	-0.030+0.006	0.071+0.004	0.144+0.004	-0.026+0.000
3	Керосиновый р., устье	0.045+2.002	0.028+2.308	0.027+1.965	0.002+ 3.316
4	р.Сходня, выше р.Безымянн.	1.022+0.002	0.672+0.002	0.147+0.000	0.294+0.001
5	р.Сходня, ниже р.Братовки	0.146+1.328	0.096-0.742	0.021+1.018	0.042-0.072
6	Мост Походного пр.	-1.288+0.001	1.194+0.002	0.192+0.003	1.404+0.004
7	Мост у Строительного пр.	-0.049+0.014	0.066+0.016	0.136+0.018	0.056+0.021
8	р.Сходня, устье	0.761+2.590	0.596-2.738	0.136-1.568	0.516-0.866
9	Ниже р.Сходни	-6.398+0.035	1.152+0.128	-1.274+0.051	-3.016+0.069
10	Соболевский ручей	0.026+7.704	0.096+3.418	0.038+1.300	0.052+2.213
11	р.Таракановка, устье	0.256+29.190	0.196+2.820	0.076+6.875	0.117+17.464
12	р.Филька, устье	1.106-33.571	0.276-5.833	0.276-6.892	0.626-19.389
13	Ваганьковский Студенец	0.136-0.138	0.106+3.288	0.076+2.917	0.066+0.744
14	р.Пресня, устье	0.655+150.73	0.980+17.160	0.780+5.108	0.430+47.313
15	Бережковский мост	-152.21+0.01	-20.288+0.020	-4.178+0.032	-45.278+0.022
16	Мост Новопеределкино	1.372+0.128	0.602+0.056	0.812+0.076	0.987+0.092
17	р.Сетунь, МКАД	0.196+1.295	0.08-0.109	0.116+1.676	0.141-0.098
18	Багрицкий Мост	0.346+0.302	0.942+0.015	-0.629+0.019	2.040+0.030
19	Аминьевский мост	0.376+3.176	0.166-0.148	0.211-0.326	0.336-1.820
20	Минский мост	1.446+0.182	0.256+0.038	0.711+0.054	0.641+0.047
21	р.Сетунь, устье	17.981+0.922	109.006+3.747	-3.189+0.207	140.091+4.783
22	Бабьегородская плотина	0.516-17.168	2.096-110.574	0.116-2.498	2.676-142.900
23	Б.Москворец. мост	0.206-3.936	-0.174+0.033	0.954+0.027	1.884+0.024
24	р.Яуза, МКАД	2.916+0.012	0.636+0.003	0.606+0.002	1.596+0.007
25	р.Яуза,ул. Широкая	1.676+0.090	0.036+0.013	7.346+0.155	7.826+0.184
26	р.Яуза, р.Чермянка	0.656+1.476	0.096-0.211	1.136-6.641	1.346-5.485
27	р.Яуза, р.Лихоборка	0.826+9.649	0.068+0.083	0.292+5.342	0.641+4.949
28	р.Яуза, Ярославский мост	-10.72+0.168	0.376+0.029	-5.124+0.075	-3.924+0.182
29	р.Яуза, Электрозавод мост	1.826+0.261	-0.235+0.027	0.716+0.114	2.756+0.308
30	р.Яуза, устье	-1.524+41.26	-1.692-2.322	-2.444+5.918	-8.504+83.080
31	Б.Краснохолмский мост	-6.549+2.192	8.791+0.523	-5.604+0.279	-77.124+0.491
32	р.Чура, устье	2.088+8.578	0.498-4.281	0.265+6.484	0.468-0.620
33	р.Котловка, устье	3.224-43.456	0.424+0.088	0.704+0.147	0.584-6.072
34	АМО ЗИЛ	-13.69+0.164	-0.482+0.282	-1.872+0.428	20.998+0.956
35	Плотина Перерва	0.056+2.895	0.096-2.771	0.146-7.656	0.326-20.087
36	р.Нищенка, устье	0.455+3.150	0.305+3.111	0.253+6.607	0.380+3.564
37	Выше ОКСА	-5.028+0.119	-1.128+0.147	-6.436+0.090	-1.968+0.165
38	Ниже ОКСА	0.264+4.950	0.324-1.568	0.200+2.728	0.364+1.288
39	р.Городня, устье	0.348-1.869	0.183+3.348	0.231-1.024	0.303-6.155
40	Выше Бесединского моста	6.81+0.100	2.976+0.076	-0.702+0.035	5.796+0.058

Из табл. 2 следует, что в некоторых случаях расчетные мощности источников ЗВ принимают отрицательные значения. Так, на основе натурных измерений концентраций с помощью программного комплекса WPI-RQC [1] получены следующие результаты*: в январе* – отрицательные значения для десяти точечных источников (вершины №№ 2, 6, 7, 9, 15, 28, 30,31, 34 и 37) и шести диффузных источников (дуги №№ 12, 13, 22, 23, 33, 39); в *апреле* – отрицательные значения для шести точечных источников (вершины №№ 15, 23, 29, 30, 34, 37) и одиннадцати диффузных источников (дуги №№ 5, 8, 12, 17, 19, 22, 26, 30, 32, 35, 38); *в июне* – отрицательные значения в десяти вершинах (№№ 9, 15, 18, 21, 28, 30, 31, 34, 37, 40) и семи дугах (№№ 8, 12, 19, 22, 26, 35, 39); *в октября* определены отрицательные значения в семи вершинах (№№ 2, 9, 28, 30, 31, 37) и одиннадцати дугах (№№ 5, 8, 12, 17, 19, 22, 26, 32, 33, 35, 39).

Для диффузного источника ЗВ отрицательное значение расчетной мощности сбрасываемого ЗВ можно трактовать как факт, что вместо смыва ЗВ с берегов и/или выноса ЗВ из донных отложений (так называемое «вторичное загрязнение») происходит осаждение и захоронение ЗВ в донных отложениях.

Для точечного источника отрицательное значение расчетной мощности сбрасываемого ЗВ означает, что поток ЗВ в створе на входе в вершину больше, чем поток ЗВ в створе на выходе из неё. Другими словами, вместо сброса ЗВ в водный поток происходит изъятие ЗВ из потока. Теоретически это возможно, если в вершине находится очистное сооружение. Такая вершина фактически в приведенной схеме (рис. 1) всего одна (№ 37), – в ней действительно находится реальное очистное сооружение – Объединение Курьяновских станций аэрации. В остальных вершинах очистные сооружения отсутствуют, поэтому появление там отрицательных мощностей может объясняться ошибками в расчетах.

О возможности появления ошибок в расчетах. Итак, помимо физически объяснимой (как в случае с вершиной № 37) причины, возможна ещё и вторая (увы, досадная и банальная!) причина появления отрицательного значения мощности источника ЗВ – это ошибка в расчетах, которые могут быть допущены либо в алгоритме расчёта, либо в использованных при этом исходных данных. Алгоритм работающей модели проверялся независимыми экспертами, кроме того, обсуждался на конференциях и опубликован в доступных источниках [1, 2, 12]. Программа WPI-RQC неоднократно тестировалась на специально подобранных (проверяемых «ручными» расчётами) примерах. Таким образом, остается версия появления ошибок в исходных данных.

Например, в процессе натурных измерений концентрация ЗВ на входе в вершину завышена (по сравнению с фактической), или занижена концентрация ЗВ на выходе из вершины, либо одновременно имеются обе ошибки. Проведенный авторами анализ позволяет объяснить отрицательные значения мощностей точечных источников ЗВ именно ошибками в исходных данных.

Литература

1. *Готовцев А.В*. WPI RQC (Water Problem Institute – River Quality Control). Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ (№ 2016610993 от 25.01.2016).

2. *Готовцев А.В*., *Данилов-Данильян В.И., Пряжинская В.Г.* и др. Экономические и территориальные аспекты управления водохозяйственным комплексом России / Под ред. В.И. Данилова-Данильяна, В.Г. Пряжинской. Гл.: Модель WPI-RQC

для оценки качества вод и обоснования водоохранных мероприятий – М.: РАСХН, 2013. – С. 176–187.

3. *Готовцев А.В.* Новый способ вычисления БПК и скорости биохимического окисления на основе модифицированной системы уравнений Стритера–Фелпса // Водные ресурсы. – 2014. – Т. 41, № 3. – С. 325–329.

4. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И., Никаноров А.М.* Проблема создания информационной базы для оценки биохимической потребности в кислороде // Известия КБНЦ РАН. – 2011. – №1 (39). – С. 86–91.

5. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И., Никаноров А.М.* БПК: новые горизонты // Методы оценки соответствия. Водный контроль в русле инноваций. 2012, №8. С. 19–20. Контроль качества продукции.

6. *Готовцев А.В.* Вычисление биохимической потребности в кислороде и скорости биохимического окисления (новые формулы) // Вода: химия и экология. – 2013. №8. – С. 86–90.

7. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И., Никаноров А.М.* БПК: как понимать, вычислять и применять // Методы оценки соответствия. Водный контроль в русле инноваций. – 2010 – №9. – С. 10–15. Контроль качества продукции.

8. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И., Никаноров А.М.* Проблемы мониторинга БПК // Водные ресурсы. – 2012. – Т. 39, №5. – С. 510–520.

9. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И., Никаноров А.М.* Перспективы измерения и применения БПК // Вода: химия и экология. – 2012. – № 5. С. 24–27.

10. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И., Ларина Е.Г.* Оценка самоочищающей способности русловой и коллекторной сети реки Москвы в пределах МКАД// Вода: химия и экология, 2016, № 10. С. 16-24.

11. Электронный ресурс. http://www.mosecom.ru/water/fact/

12. *Ларина Е.Г., Готовцев А.В.* Моделирование качества воды р. Москвы: этап II – структурирование натурных данных для определения мощностей точечных и диффузных источников загрязнения //Сб. трудов X межд. научной конференции молодых ученых и талантливых студентов «Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность», ИВП РАН, 6-8 декабря 2016 г./ Отв. ред. Н.Н. Митина. М.: ИВП РАН, 2016. – С.101-104.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ БИОДЕСТРУКЦИИ ГУМУСОВЫХ СОЕДИНЕНИЙ В ВОДНОЙ СРЕДЕ ПРИ УЧАСТИИ МИКРООРГАНИЗМОВ ДЛЯ ОЦЕНКИ КИНЕТИЧЕСКИХ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ И МЕХАНИЗМОВ РАЗЛОЖЕНИЯ СТОЙКОЙ ОРГАНИКИ

Губернаторова Т.Н.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
tatiana.ivp.ran@gmail.com

Гумусовые вещества – стойкая фракция почвенного и водного гумуса, участвуют в биотическом круговороте, процессах жизнедеятельности водных микроорганизмов, формировании качества вод и биологической продуктивности водоемов, являясь важным структурным и функциональным звеном водных экосистем. Биодеструкция гумусовых веществ под действием микроорганизмов в водной среде – важная составляющая процессов самоочищения водных экосистем.

Понимание механизмов и кинетических закономерностей их биотрансформации позволит оптимизировать мониторинг водных объектов, интенсифицировать нормирование нагрузки по органическому веществу на водные экосистемы.

В наши дни антропогенная нагрузка на природные водные объекты внушительна и изучение кинетических особенностей и механизмов биотрансформации стойких природных органических веществ (ОВ) весьма актуально. К последним относятся трудноразлагаемые гумусовые вещества (ГВ) – основные компоненты водного и почвенного гумуса, входят в состав донных отложений, торфа, бурых углей, компоста, канализационных стоков и др. Для гумусовых веществ не достаточно изучены механизмы биодеградации и кинетические закономерности этих процессов.

Характеристики гумусовых веществ и их фракций – качественный и количественный состав, молекулярный вес, размеры макромолекул, особенности строения и 3D-структуры представлены в [1]. Важными деструктурами ГВ являются микрогрибы, за счет действия комплекса лигнолитических окислительных экзоферментов. Их каталитические циклы, предполагаемые механизмы и основные принципы действия на различные субстраты подробно проанализированы в [2].

Использование в экспериментальных исследованиях природных «живых» ГВ заведомо закладывает ряд методических этапов по выделению фракции ГВ из образцов почв и исследований их физико-химических параметров в силу того, что каждый конкретный образец обладает своим уникальным набором характеристик. Система пробоподготовки почвы и выделения ГВ и фракций изложена в [3].

Проведена серия рекогносцировочных исследований по выявлению действия ферментов на субстрат (1-й этап исследований). «Прямое» действие ферментов на субстрат происходит лишь на коротком этапе, который соответствует пику роста культуры, когда проявляется максимальная ферментативная активность в оптимальных физико-химических условиях. Процесс деструкции при непосредственном влиянии ферментов протекает быстро, так как задействованы только химические механизмы взаимодействия без биологического компонента. Результаты исследований изложены в [4-6].

При сотрудничестве с биологическим факультетом МГУ им. М.В. Ломоносова, на лабораторной базе кафедры микологи и альгологии в период с февраля по август 2016 г. проведены экспериментальные исследования по изучению процессов трансформации природных ГК под действием ферментных систем культуры *Pleurotus pulmonarius* в условиях погруженного культивирования (2-й этап). Использование «живой системы! При постановке эксперимента связано с рядом методологических трудностей: требуется подбор, проработка и корректировка стандартных методик культивирования с учетом выбранного субстрата и культуры.

Анализ современной литературы показывает, что семейство устричных *Pleurotaceae* наиболее часто используется в исследованиях по изучению биодеструктуризации различных классов природных ОВ, промышленных отходов и прочих опасных токсикантов; как правило, – вид *Pleurotus ostreatus* или *Pleurotus pulmonarius* [6]. Экспериментальное сравнение темпов роста биомасс перечисленных видов выявило, что для культивирования вида *Pleurotus pulmonarius* требуются меньше времени. Кроме того, для инициации более активного роста вида *Pleurotus* ostreatus используется «термический шок», что методически усложняет эксперимент.

Анализ результатов при культивировании в лабораторных условиях показал, что вид Pleurotus pulmonarius (вешенка легочная) отличается простотой получения инокулята, быстрым ростом (6-8 суток), неприхотливостью в отношении источни-

ков питания, внешних условий культивирования (pH, температурный и кислородный режимы), устойчивостью к воздействию болезнетворных микроорганизмов и бактерий. Кроме того, этот вид обладает способностью вырабатывать основные наиболее важные ферменты лигнолитического комплекса – не только наиболее действенные лигнинпероксидаза и марганецпероксидаза, но и пероксидазы широкого спектра действия (versatile peroxidases – VP).

Детальная методика проведения эксперимента описана в [1].

Таким образом, в период 2-го этапа исследований отработана микробиологическая составляющая эксперимента. Произведен подбор, проработка и корректировка стандартных методик культивирования с учетом выбранного субстрата и культуры для экспериментальных исследований.

Выполнена постановка основного эксперимента по исследованию биодеградации гумусовых веществ при участии культуры *Pleurotus pulmonarius* в условиях погруженного культивирования с предварительным подбором и практической апробацией оптимальных условий эксперимента путем варьирования некоторых физико-химических параметров среды (температура, pH). Серия 1 – температура 25°C, исходный pH = 4,5; серия 2 – температура 28°C, исходный pH = 5,0; серия 3 – температура 31°C, исходный pH = 5,5. Состав питательной среды и концентрация субстрата были постоянными для всех серий эксперимента. Производились пробоотбор и пробоподготовка.

Состав питательной среды сильно влияет на рост и развитие культуры *Pleurotus pulmonarius*, особенно большое значение имеет соотношение содержания углерода к азоту, поэтому изменение состава среды может привести к полному отсутствию накопления биомассы.

Следует учесть, что гумусовые вещества, по своему усредненному составу содержат большое количество органического углерода, практически не содержат азот и по мере расходования минеральной составляющей питательной среды в процессе роста мицелия на субстрате ГК происходит обеднение среды по азоту, что замедляет рост и развитие культуры *Pleurotus pulmonarius*. Влияние данного фактора наблюдалось при отслеживании динамики роста биомассы мицелия культуры *Pleurotus pulmonarius* в процессе эксперимента (рис. 1).

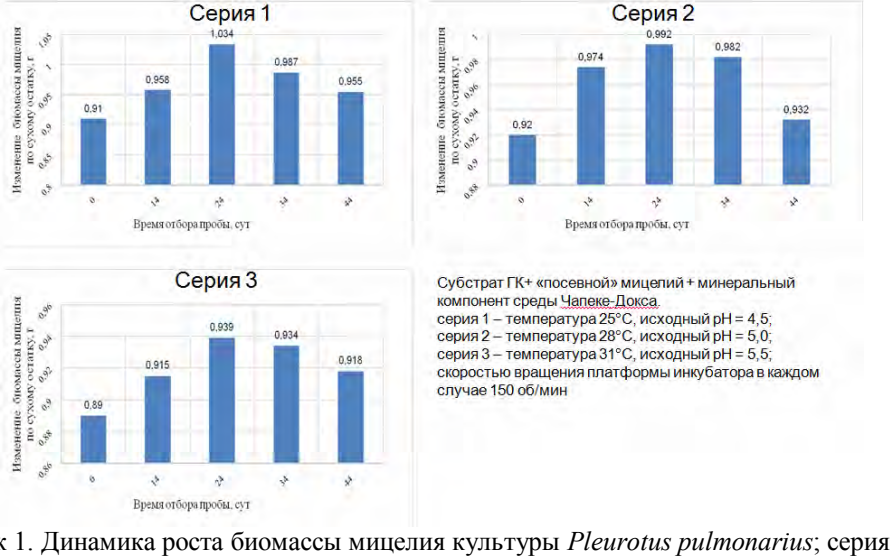


Рисунок 1. Динамика роста биомассы мицелия культуры *Pleurotus pulmonarius*; серия 1 – 3

Несмотря на то, что пик роста биомассы культуры *Pleurotus pulmonarius* приходится в среднем на второй пробоотбор, через 24 дня с момента начала эксперимента, (рис. 1), процесс биоразложения протекает медленно. Такое течение процесса объясняется тем, что в ходе развития культуры происходит слабое закисление среды, что в свою очередь ухудшает условия «работы» ферментов, для активности которых значение оптимального pH и температуры имеет значение. Так оптимальными условиями «работы» комплекса лигнолитических ферментов являются температура 25°С и pH=4,5, эти же условия являются наиболее благоприятными для развития культуры *Pleurotus pulmonarius*.

Сравнение темпов деструкции под влиянием «живой системы», когда выработка ферментов осуществляется естественным способом в различные стадии роста культуры *Pleurotus pulmonarius* с экспериментами добавления фермента в «чистом» виде «на прямую» в систему с субстратом ГК, показывает, насколько велико влияние механизма процесса (биохимическая ферментативная деструкция и химический процесс) и физико-химических условий водной среды, где малейшее изменение параметров чутко воспринимается «живой системой».

Получены также данные по изменению показателя ХПК (рис. 2) и цветности (рис. 3).

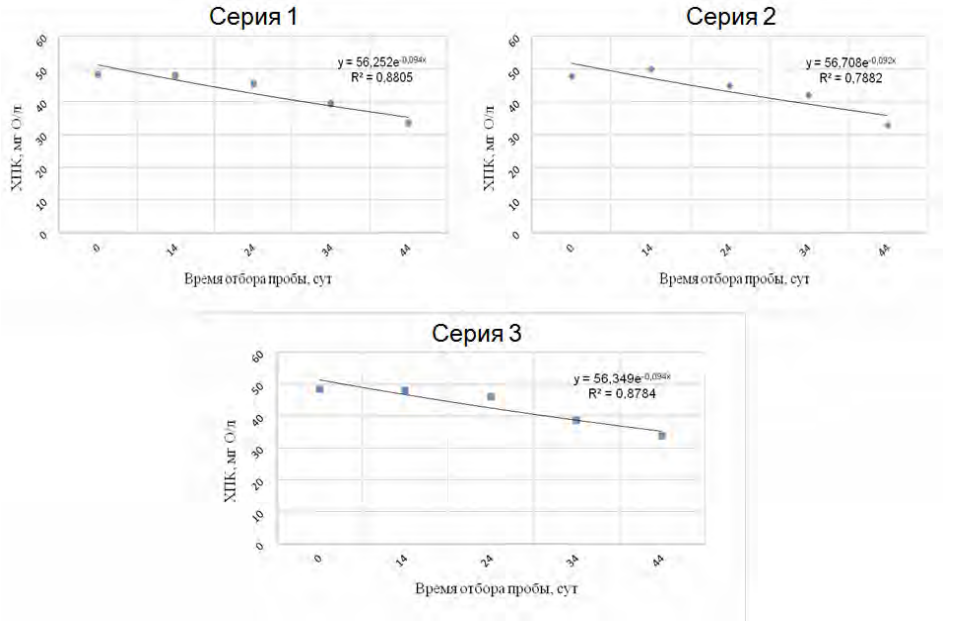


Рисунок 2. Изменения величины ХПК., мгО/л (n=10, P=0,97); серия 1 – 3

Как видно из рис. 2 и 3, несмотря на то, что варьировалась температура и значение pH, процесс деструкции ГК в каждом случае протекает медленно, особенно если оценивать косвенный параметр – изменение цветности. Основным признаком наиболее глубокого разложения ГК является полное обесцвечивание растворов с субстратом и изменение цветности до минимальных значений, чего не наблюдалось даже через 45 суток. Эти же выводы подтверждают полученные результаты по ХПК.

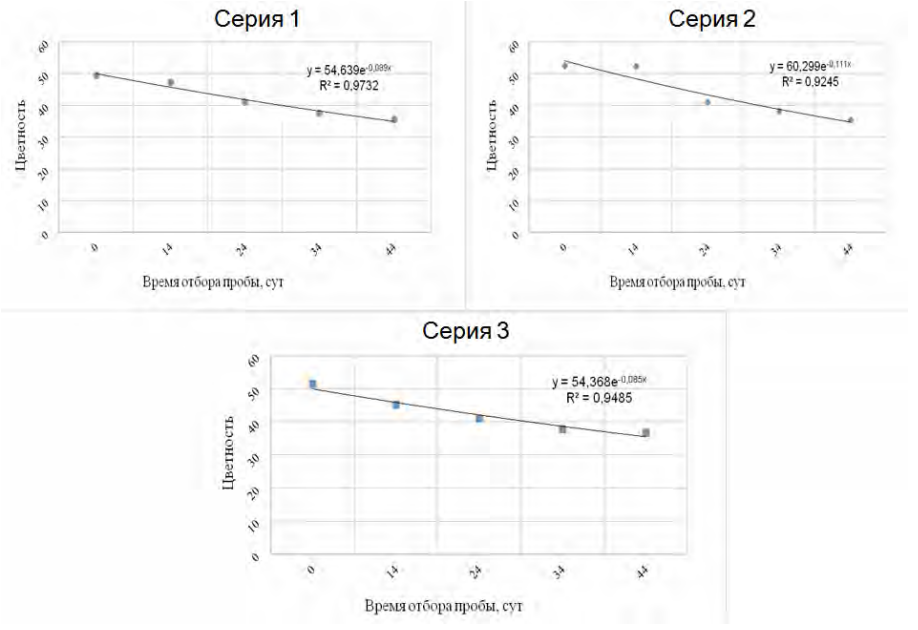


Рисунок 3. Изменение величины цветности (Cr/Co) с течением времени (n=10 P=0.95); серия 1 – 3

В дальнейшем результаты проведенного анализа послужат базой для моделирования кинетических законномерностей биодеструкции ГК в водной среде, что в будущем поможет оценить потенциал самоочищения водных экосистем и оптимизировать мониторинг водных объектов.

Литература

1. *Губернаторова Т.Н.* Исследование биодеградации гумусовых соединений при моделировании кинетики разложения органического вещества для оптимизации стратегии мониторинга водных экосистем // Сб. статей по итогам Девятой межд. конф. «Управление развитием крупномасштабных систем» (MLSD’2016), ИПУ им. В.А. Трапезникова РАН. 2016, – Т.2. (в печати).

2. *Долгоносов Б.М., Губернаторова Т.Н.* Механизмы и кинетика деструкции органического вещества в водной среде.– М.: КРАСАНД/URSS, 2011, – 208 с.

3. *Губернаторова Т.Н., Дину М.И.* Изучение процессов биотрансформации стойкого органического вещества, определяющих потенциал самоочищения водной среды (на примере гумусовых соединений) // Сб. материалов Всеросс. научн. конференции «Водная стихия: опасности, возможности прогнозирования, управления и предотвращения угроз». Новочеркасск: ЛИК. 2013, – С. 303-309.

4. *Губернаторова Т.Н., Дину М.И.* Экспериментальные исследования биодеструкции гумусовых соединений под действием ферментативного окислительного комплекса грибов // Вестник ТГУ. 2014, – № 12 – С. 72-78.

5. *Губернаторова Т.Н.* Деструкция стойких биополимеров под действием ферментативно-окислительного комплекса базидиомицетов // Сб. материалов Межд. конф. «Экология, экономика, информатика». Т. 1 Системный анализ и моделирование экономических и экологических систем. Ростов-на-Дону. Изд-во ЮФУ 2015, – С.97-101.

6. *Губернаторова Т.Н., Дину М.И.* Деградация стойкого органического вещества в водных экосистемах под действием микроорганизмов (обзор) // Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование. 2015, – Т.1. – №2 (2). – С. 31-38.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ИЗМЕНЕНИЕ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО, ГИДРОХИМИЧЕСКОГО И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМОВ МАЛЫХ РЕЧНЫХ СИСТЕМ ВНЕШНЕГОРНОГО ДАГЕСТАНА

Гуруев М.А., Османов М.М., Алигаджиев М.М., Абдурахманова А.А.
Прикаспийский институт биологических ресурсов ДНЦ РАН, г. Махачкала, Россия
perspektivard@mail.ru

Введение. В связи с ростом антропогенных воздействий на бассейны водных объектов и регистрируемыми климатическими изменениями особое значение приобретает охрана природных вод от истощения и загрязнения, а также сохранение биологического разнообразия водных экосистем, прежде всего малых горных рек, наиболее уязвимых компонентов гидросферы. В особой мере это относится к дагестанской части бассейна Каспийского моря. Это объясняется уникальным географическим расположением бассейнов малых рек Дагестана, которые берут начало в горных районах и имеют чрезвычайно изменчивый гидрологический режим, сильно зависящий от состояния русла и прибрежных ландшафтов. Малые реки внешнегорного Дагестана впадают в Каспийское море, характеризующееся нестабильным уровенным режимом и возрастающим антропогенным воздействием на прибрежные экосистемы. С другой стороны, вследствие сосредоточения основной части населения в Приморской низменности Республики Дагестан, в настоящее время обостряется проблема рационального использования вод малых речных систем. Поэтому актуализируется необходимость исследований основных закономерностей динамики гидрологического режима, оценки влияния изменения водного баланса территории на качество вод и гидробиологическое состояние эстуариев в условиях климатических изменений и роста антропогенной нагрузки на бассейны малых рек.

Материалы и методы. С целью оценки пространственно-временной динамики характеристик климата были привлечены данные по средним месячным и годовым значениям температуры воздуха и осадков на метеостанциях в бассейне реки Шура-озень за период с 1980 по 2015 годы (ГМС г. Махачкала, г. Буйнакск). Анализ современной тенденции многолетней и межгодовой изменчивости уровня Каспийского моря осуществлялся по данным вековых наблюдений на уровенном посту ГМС Махачкала.

Для изучения морфометрических показателей и особенностей гидрологического режима использованы результаты крупномасштабной топографической съемки участка реки Шура-озень, расположенного на расстоянии 0.5 км от её устья. Фондовые материалы дополнены результатами гидролого-гидрохимических и гидробиологических наблюдений, проведенных на четырех сворах рассматриваемой реки. Расчет гидрографических характеристик низкой обеспеченности выполнен с помощью программного продукта ГРИС-С версии 2.10.15.0 программного комплекса

«CREDO». Задача расчета морфоствора с расходом расчетной обеспеченности решена по методу средних линий.

Результаты и обсуждения. Территория Республики Дагестан весьма благоприятна для формирования речной сети поверхностных вод, которые отличаются большим разнообразием форм и неравномерностью их распределения. Вместе с тем, хотя в научной литературе проблеме изучения гидрохимических и экологических особенностей крупных речных систем республики посвящено достаточно много публикаций [1, 2, 3], уровень имеющихся современных знаний о состоянии вод малых речных систем внешнегорного Дагестана следует считать крайне недостаточным.

Как отмечают некоторые исследователи [4, 5], для современных изменений климата на территории России характерно увеличение его экстремальности, региональными последствиями которого являются изменения рисков повторяемости опасных гидрологических явлений и ухудшения среды обитания водных биологических объектов. Поэтому важно: иметь современные представления о процессах, определяющих состав природных вод; разработать методологию комплексной оценки состояния бассейнов малых рек и прогноза последствий климатических изменений, а также антропогенного влияния на природные системы.

Река Шура-озень – одна из малых рек Дагестана, формирующая свой основной сток во внешнегорной зоне и протекающая с юго-запада на северо-восток. По характеру рельефа в бассейне выделяются горная, предгорная и низменная части. По типу водного режима исследуемый водный объект относится к рекам с весенним половодьем и осенними паводками. Русло реки неустойчивое, интенсивно деформируется в плановом и высотном отношении. Естественный режим реки сильно искажен разбором воды на орошение. В нижнем течении воды реки движутся по слабо наклонной Приморской равнине, постепенно опускающейся к берегу Каспийского моря. Высоты поверхности равнины варьируют от (-26) – (-24) метров, а уклон равен 3,25$^0/_{00}$ при ширине русла 28-30 метров. Основной формой руслового процесса на равнинном участке течения реки является ограниченное меандрирование. На конечном участке (около 3 км) река имеет искусственное русло правильной, трапециевидной формы (I_Q - 2,44$^0/_{00}$). По морфологическим признакам устьевой участок реки однорукавный, устьевое взморье открытого типа без блокирующей косы.

Климат района исследований формируется при достаточно высоком поступлении тепла и недостаточном увлажнении и характеризуется неоднородностью. Полученные данные (рис. 1.) расширяют современные представления о существующих тенденциях изменения климата на территории бассейна.

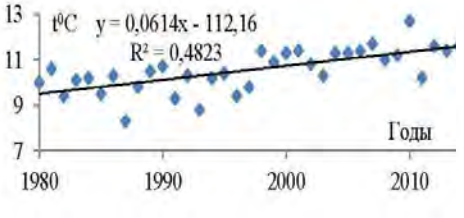


Рисунок 1. Линейный тренд хода среднегодовой температуры воздуха по ГМС Буйнакск

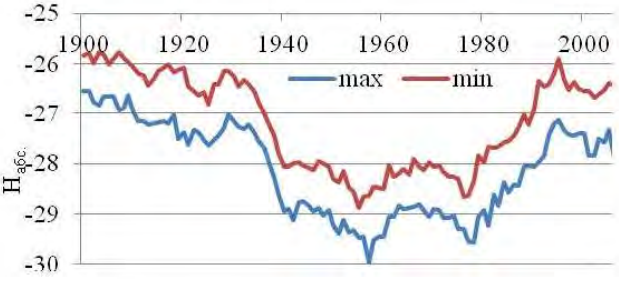


Рисунок 2. Колебания значений УКМ за период 1900-2015 гг.

Рост средней температуры воздуха, обусловленный повышением летних температур, в предгорной части бассейна исследованной реки наблюдается с 1998 года. Коэффициент множественной регрессии для уравнения равен 0,65, коэффициент детерминации 0,42, стандартное отклонение -0,9. Построенная регрессия объясняет 42% разброса межгодовых летних значений температуры относительно среднего, что делает возможным использование полученного уравнения в целях прогноза. Числовые показатели изученного временного ряда среднегодовой температуры воздуха характеризуют выборочное распределение как близкое к нормальному. Интервал значений среднегодовых температур находится в пределах 4,4^{0}С: минимальное значение достигает значения (+8,3^{0}С), а максимальное – (+12,7^{0}С) при среднем значении, равном (+10,54^{0}С).

При уровне значимости 95% стандартное отклонение составляет 0,92, а стандартная ошибка среднего равна 0,15. Выбранная линейная модель объясняет 85% общей вариации временного ряда. Напротив, анализ многолетних данных осадков в бассейне исследуемой реки не выявляет трендовой закономерности. Анализ временного ряда осадков в зимний период по ГМС Махачкала выявляет лишь слабую линейную зависимость с коэффициентом детерминации 0,24.

Происходящие изменения климата в регионе не могут не сказаться на водных объектах и их режиме и в бассейне рассматриваемой речной системы, и в других малых речных систем региона, особенно на устьевых участках рек. Эти процессы проявляются в нестационарном характере многолетних колебаний стока воды и в изменении уровня Каспийского моря (УКМ). В то же самое время, при изменениях уровня моря различные части береговой зоны меняются закономерно и контрастно [6]. Следовательно, переменный режим уровня моря является причиной возникновения направленных морфологических, гидрохимических изменений русла и состава вод в устьевых зонах, подверженных подпору, обусловленному сочетанием фаз гидрологического режима как реки, так и моря. Отличительной чертой этих зон является перемещение вдоль них места выклинивания подпора, имеющего сложный характер. Выяснение механизма данного процесса и определение его количественных характеристик имеет важное научное значение для правильной интерпретации результатов гидролого-гидрохимических наблюдений речных систем в их устьевых зонах, а также краткосрочного прогнозирования изменений экологической обстановки.

Полученный график колебания экстремальных значений УКМ (рис. 2) содержит явно повторяющиеся годовые циклы с разнонаправленной амплитудой. Многолетний ход уровня Каспийского моря представляет процесс поочередной смены серий лет последовательного понижения и повышения уровня моря, т.е. процесса квазициклических колебаний с периодом от нескольких лет до нескольких десятков лет.

На кривой повторяемости максимальных уровней проявляются два диапазона отметок, около которых уровень моря наблюдается наиболее часто. Основной диапазон находится между отметками -26,0 и -26,5 м БС, а второй – между отметками -28,5 и -28,0 м БС. За рассмотренный период вековых наблюдений наиболее редкими являются уровни максимальных отметок моря ниже -29,0 м БС и выше -25,5 м БС. Современный период характеризуется промежуточными значениями максимальных отметок с выраженной тенденцией снижения. За 2015 год годовой максимальный уровень Каспийского моря составил -27,3. Интервал максимальных значений УКМ находится в пределах 2,97. Минимальное значение достигает -28,9 м БС, а максимальное - 25,78 при среднем значении равном -27,15 м БС. Во внутригодовом ходе

уровня Каспия самое низкое положение чаще всего наблюдается в декабре - феврале, наивысшее – в июле.

Помимо динамики УКМ на гидролого-гидрохимический режим устьевой части малых речных систем и их экологическое состояние активное влияние оказывают часто наблюдаемые в прибрежной полосе нагонно-сгонные явления. Исходной характеристикой при расчете подпора на устьевом участке реки являлся наивысший уровень реки расчетной вероятности превышения (ВП) в сочетании с максимальными уровнями моря расчетной ВП. Перенос максимального уровня моря расчетной ВП вверх от устья реки производился по кривой подпора, которая соединяет точки продольного профиля, соответствующие расчетному уровню воды в месте выклинивания подпора и уровня моря в устьевом створе. Дальность распространения подпора *L,* м, определялась согласно [7]. Так как на р. Шура-озень постоянные, режимные гидрологические наблюдения не ведутся, то в замыкающем створе получены расчетные гидрологические характеристики разной обеспеченности. Для условий установившегося ($dv/dt=0$) и равномерного ($dv/dx=0$) движения воды в русле рассчитано значение скорости потока по известной формуле Шези, а скоростной коэффициент *C* определен по формуле Н.Н. Павловского. Коэффициент шероховатости (***n***) русла принят согласно шкале шероховатости речных русел - 0,025. Расчетные значения скорости потока использованы для получения значений h_Q при расходах высокой обеспеченности ($P_{\%} > 25$).

Полученные расчетные значения приведены в табл. 1.

Таблица 1. Расчетные гидрологические характеристики в устье р. Шура-озень в зависимости от сочетаний УКМ и расходов реки заданной обеспеченности (*P,*%)

Расчетные значения	Ед. изм.	**ВП** (%)								
		0,1	**1**	**2**	**3**	**5**	**10**	**25**	**50**	**75**
Ср. скорость, $V_{p\%}$	м/с	3,48	3,14	3,07	3,01	3,88	2,81	3,12	2,94	2,69
Расход, $Q_{p\%}$	$м^3/с$	292	225	211	200,3	184,5	166	135	78,0	0,88
Глубина реки, h_Q	м	2,76	2,37	2,28	2,21	2,1	1,97	1,73	1,2	0,9
Уровень реки, $H_{p\%}$	абс.	-26,7	-27,1	-27,2	-27,3	-27,4	-27,5	-27,8	-28,3	-29,6
Подпор, L при УКМ:										
ВП=70%	м	-	-	-	-	-	-	479	544	1021
ВП=50%	м	-	-	-	-	145	308	664	693	1159
ВП=10%	м	998	1133	1145	1170	1184	1221	1256	1349	1774
ВП=5%	м	1340	1352	1377	1394	1428	1439	1471	1542	1994
ВП=2%	м	1592	1694	1712	1722	1730	1742	1782	1841	2360
ВП=1%	м	1901	1938	1953	1960	1982	1996	2038	2112	2632
современный УКМ	м	-	-	-	-	-	-	322	595	1072

Расчетные значения показывают, что на рассматриваемом участке реки перемещение подпора имеет сложный характер, так как зависит от стадии изменения уровенного режима моря (регрессия и трансгрессии), от гидрографа стока реки и сгонно-нагонных колебаний уровня. Если стадия изменения режима моря характеризуется относительной стабильностью во времени ($dh=0$), то уровень реки является величиной переменной в течение года.

Для уровней Каспийского моря низкой обеспеченности ($P_{\%} \leq 25$) расчетная длина зоны переменного подпора (L_i,м) в устье реки Шура-озень достигает от 998 до 2632 метров. Кривые свободной поверхности представлены вогнутыми линиями на всём диапазоне значений гидрографа стока реки разной обеспеченности. Связь

между длиной подпора (L_i,м) и расходом воды в устье реки Шура-озень ($Q_{p\%}$) довольно точно (R^2>0,8) описывается экспоненциальной зависимостью. Причем, в полученных эмпирическим путем функциональных зависимостях $L_i=f(Q_{p\%})$ размах колебаний параметра ***a*** довольно существенен при относительно стабильной величине параметра ***b***. В стадии подъема уровня моря параметр ***a*** смещается в область высоких значений.

В стадии регрессии уровня моря расчетный диапазон длины зоны переменного подпора имеет тенденцию к снижению и регистрируется в пределах от 145 до 1159 метров. Паводки редкой повторяемости (ВП≤10) проходят без формирования зоны переменного подпора в устье реки Шура-озень. В среднем, кривые подпора переходят в кривые спада при расходах выше 160 м^3/с. Поэтому не только меженный поток, но и расходы существенно выше средних оказываются в подпоре со стороны моря.

В исследуемом участке моря нагоны имеют наибольшую повторяемость в диапазоне 30–49 см. На их долю приходится свыше 97% всех случаев [8]. Расчет дальности распространения нагонного повышения уровня произведен на величину нагона 40 см. Расчет распространения нагона произведен с учетом наибольшей его повторяемости ($_{\Delta}H_{нгм}-{}_{\Delta}H_{м}=0{,}40$). Дальность распространения нагона ($L_{нг}$) 40 см на устьевом участке р. Шура-озень рассчитан с использованием приближенной зависимости вида [7]. Для расчета декремента затухания (*k*) была построена серия графических зависимостей вида $_{\Delta}H_i=f(_{\Delta}H_{м}, Q_{p\%})$. Декремент затухания (*k*), зависящий от расхода воды (Q_p), определен согласно этим зависимостям и с использованием преобразованной формулы расчета приближенной зависимости дальности распространения нагона. Полученная функциональная зависимость $k=f(Q_{p\%})$ в устье р. Шура-озень приближенно описывается нарастающим уравнением прямой (***a***=6E-06; ***b***=0,0005). При заданных значениях *k* рассчитана дальность распространения нагонного повышения уровня в устье исследуемой реки в зависимости от повышения нагона на взморье. Расчеты выполнены на современный уровень моря (-27,6 абс.м) в диапазоне от возможных минимальных (w=1м^3/с) до максимальных (w=211м^3/с) значений расходов в реке.

В соответствии с расчетными данными, а также с учетом наиболее характерных для устьевого взморья нагонов и при малых расходах воды максимальная дальность распространения нагонного повышения уровня по руслу реки может достигать – 7678 м, при расходах редкой обеспеченности – 859 м. При расходах средней обеспеченности (40-80 м^3/с) в русле нагонное повышение уровня моря ограничивается зоной 3044 – 4850 м. Полное же затухание нагонного повышения уровня моря наблюдается при прохождении паводков редкой повторяемости ($P_{\%}$<10%).

В исследуемом створе реки ведомственной службой мониторинга проводятся многолетние гидрохимические наблюдения. Их результаты не находятся в открытом доступе, что не позволяет проанализировать временной ряд. Однако, сравнение выборочных данных ведомственного мониторинга, дополненные разовым гидрохимическим опробованием, с ранее опубликованными данными выявляет выраженную тенденцию в динамике вещественного состава вод реки устьевой зоны. На первый взгляд, отмечаемая тенденция роста минерализации вод на рассматриваемом участке реки может быть объяснена возросшим уровнем хозяйственного воздействия на водные ресурсы бассейна. Но, основываясь на результатах проведенной вероятностной оценки хода переменного подпора, можно сделать заключение о существующей зависимости интрузии осолоненных вод в речное русло от стадии уро-

венного режима Каспийского моря. По результатам гидробиологических исследований, проведенных в весенний период текущего года при высоких расходах и сильном течения, в створе реки, расположенного на расстоянии 0.5 км от устья, регистрируются виды зоопланктона и фитопланктона солоноватоводного морского происхождения. Выше по течению реки отмечены представители только пресноводного комплекса.

Литература

1. *Гюль К.К., Власова С.В., Кисин И.М., Тертеров А.А.* Реки Дагестанской АССР. Махачкала, 1961. 260 с.

2. *Гуруев М.А., Амаева М.М.* Исследование современных тенденций морфодинамических характеристик пойменно-русловых комплексов дельты реки Самур // Природообустройство. №3. 2016. С.26-31.

3. *Сайпулаев И.М., Эльдаров Э.М., Атаев З.В.* и др. Водные ресурсы Дагестана: состояние и проблемы. – Махачкала, 1996. – 180 с.

4. *Семенов В.А.* Гидролого-климатические основы и география рисков опасных наводнений и маловодий на реках России// Сборник научных трудов. Мат-лы Всероссийской научной конференции 6-11 июля 2015 г./Отв. ред. В.Г. Пряжинская. Петрозаводск, 2015. Т.2,С. 44-50.

5. *Землянов И.В., Горелиц О.В., Поставик П.В., Павловский А.Е., Сапожникова А.А.* Современные тенденции развития дельты Терека // В кн.: Исследование океанов и морей. Труды ГОИН. 2007. №. 210. С. 253-264.

6. *Идрисов И.А.* Трансформация геосистем береговой зоны Дагестана в связи с падением уровня Каспия // Труды Географического общества Республики Дагестан. 2013. Вып. 41. С. 40-43.

7. *Михайлов В.Н.* Гидрология устьев рек. – М.: Изд-во Моск. ун-та,1998, 176 с.

8. Гидрометеорология и гидрохимия морей /под ред. Ф.С. Терзиева. Том VI Каспийское море. Вып. 1. Гидрометеорологические условия. – Санкт-Перербург: Гидрометеоиздат. 1992. 360 с.

МОДЕЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ ИЗМЕНЧИВОСТИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ И КАЧЕСТВА ВОДЫ СТРАТИФИЦИРОВАННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ[2]

Даценко Ю.С., Пуклаков В.В., Эдельштейн К.К., Гречушникова М.Г., Ерина О.Н., Соколов Д.И.

МГУ имени М.В.Ломоносова, г. Москва, Россия

yuri0548@mail.ru

Исключительная сложность и многофакторность процессов, определяющих динамику экосистем водохранилищ, отсутствие устойчивых и надежных критериев превращает задачу оценки современного состояния водных экосистем в самостоятельное исследование, эффективность которого в значительной степени зависит от уровня информационного обеспечения. В формировании качества воды водохранилищ чрезвычайно велика роль гидрологических процессов, поскольку интенсивность внешнего и внутреннего водообмена водохранилища колеблется в зависимо-

[2] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 15-05-06108).

сти от режима притока воды, особенностей обмена с атмосферой и от режима регулирования стока гидроузлом. Разнообразие внутриводоемных процессов в глубоких водохранилищах в различные по водности годы связаны, главным образом, с изменениями вертикальной структуры вод, которые характеризуются, как правило, высокими значениями градиентов плотности воды и образованием мощных и продолжительных зон аноксии в придонных слоях водоема.

Перспективность методов математического моделирования для исследования изменчивости экологического состояния водоемов в настоящее время не вызывает сомнений. При наличии надежно верифицированной экологической модели исследовательские возможности значительно расширяются потому, что модельные расчеты дают значительно большую детальность описания процессов, чем любые, даже автоматизированные, средства полевых наблюдений. Большое значение при моделировании имеют так называемые диагностические расчеты. Они позволяют получить вертикальное распределение среднесуточных значений характеристик свойств и качества воды во многих участках стратифицированного в летний период водохранилища. Эти значения важнее использовать для комплексного анализа, чтобы выявить закономерности непрерывного изменения гидрохимического и гидроэкологического состояния водоема при смене его гидрометеорологических условий, в сравнении с данными эпизодичных наблюдений на гидрологических станциях во время мониторинговых съемок слабопроточного и стратифицированного водохранилища.

При оценке гидроэкологического состояния водоемов в центре внимания обычно находятся вопросы первичного продуцирования органического вещества фитопланктоном. Фитопланктон относится к тем компонентам экосистемы, которые определяют энергетическую основу круговорота вещества и энергии, оказывая большое влияние на качество воды и интенсивность трофических взаимодействий компонентов экосистемы. Практический интерес к исследованиям фитопланктона обусловлен тем, что его интенсивное развитие в летний период, называемое «цветением воды», приводит к заметному ухудшению качества воды в водоемах и создает проблемы при ее использовании в водоснабжении.

В настоящей работе роль гидрологических факторов в изменчивости гидроэкологического состояния водоема исследовалась по результатам модельных расчетов развития фитопланктона за многолетний период эксплуатации стратифицированного Можайского водохранилища. Для расчета биомасс фитопланктона использована математическая двумерная боксовая Гидроэкологическая модель водохранилища ГМВ–МГУ, структура которой детально изложены в монографии [1]. Анализ применения модели ГМВ-МГУ для расчетов гидрологического режима различных водохранилищ Московского региона за отдельные годы показал вполне удовлетворительные результаты при условии тщательной подготовки (проверки на репрезентативность и достоверность) необходимых для расчетов исходных данных.

Для верификации экологического блока модели при условии ее реализации с учетом всего разнообразия гидрометеорологических условий, наблюдавшихся за время существования Можайского водохранилища, была разработана методика подготовки файла текущих исходных данных с суточным разрешением. Методика основана на анализе данных гидрологических ежегодников, данных метеостанции г. Можайск и Можайского гидроузла за 1961–2015 гг. и данных комплексных балансовых исследований Красновидовской лаборатории по изучению водохранилищ в 1983/84г. и 2012 г. Она позволяет при минимуме исходной информации, режим-

ных наблюдений на метеостанции, гидроузле и речных притоках получать значения расходов притока воды в водохранилище по основным рекам и среднесуточные значения гидрохимических характеристик состава воды притоков (на основе их эмпирических зависимостей от расхода воды притока в разные сезоны года и для водных масс различного генезиса – межень, дождевые паводки, весеннее половодье с учетом подъема или спада волны половодья).

На основе этой методики был сформирован файл текущих исходных данных, включающий всю необходимую для расчета информацию. Верификационный расчет за 55-летний период показал, что модель вполне адекватно отражает гидрологический, ледовый, термический и гидрохимический режим Можайского водохранилища в течение всех расчетных лет.

Результаты расчетов показали, что в многолетней динамике фитопланктона наблюдается устойчивый тренд увеличения его средней за вегетационный сезон биомассы по мере старения водохранилища с 1,5 мг/л в середине 60-х годов прошлого века до 2,5 мг/л в настоящее время. Абсолютные значения максимальных за год биомасс синезеленых водорослей изменялись в пределах от 3 мг/л в 60-е годы до 11 мг/л на переломе веков.

Проведенные расчеты многолетних изменений биомассы фитопланктона в Можайском водохранилище позволяют путем статистического анализа линейных связей выявить наиболее значимые факторы межгодовой изменчивости продукционных процессов и развития фитопланктона. При этом рассматривались изменения биомассы в различных районах водохранилища – верхнем (расчетный отсек 4), центральном (отсек 13) и приплотинном (отсек 18).

В качестве характеристик режима фитопланктона рассматривались:

- среднее за вегетационный сезон (апрель–ноябрь) значение общей биомассы фитопланктона в водоеме, мг/л;
- средняя и максимальная концентрации диатомовых и синезеленых водорослей в поверхностном слое верховьев, средней части и приплотинного района водохранилища за период их цветения (при среднесуточных значениях биомассы в поверхностном слое более 1 мг/л);
- дата начала цветения (число суток от начала календарного года);
- продолжительность периода цветения водорослей, сут.

Комплекс абиотических факторов при рассмотрении их роли в формировании условий развития фитопланктона целесообразно разделить на отдельные группы по характеру влияния и формам проявления в экосистеме водоеме.

Гидрологические факторы:

- объем годового притока воды с водосбора, млн.м^3;
- приток воды за весеннее половодье, $W_{пол}$, млн.м^3;
- приток воды дождевых паводков вегетационного периода, $W_{пав}$, млн.м^3;
- коэффициент водообмена водохранилища за период весеннего половодья $K_{Вп} = (W_{пол}+W_{ст})/(2W_{ср})$;
- интенсивность весеннего заполнения водохранилища $K_{инт} = \Delta t_{пол}/t_{ср}$; ($t$ – число суток).

Метеорологические факторы:

- количество атмосферных осадков за рассматриваемые периоды времени, мм;
- средняя скорость ветра за периоды цветения, м/с;
- количество штилевых дней (со средней скоростью ветра менее 1 м/с);

- среднее значение температуры воздуха, ^{o}C.

Гидрофизические факторы:

- поступление в водоем солнечной радиации, вт/м^2;
- среднее значение температуры воды поверхностного слоя, ^{o}C.

Гидрохимические факторы:

- внешняя (поступление с водосбора) биогенная нагрузка (азота и фосфора), мг/л;
- внутренняя (поступление из донных отложений) биогенная нагрузка, мг/л;

Факторы возможного антропогенного регулирования стока:

- соотношение объема зимних вод водохранилища в конце зимы с объемом вод половодья (коэффициент весеннего обновления водных масс $K_{овм} = W_{зим}/W_{пол}$);
- коэффициент предвесенней сработки водохранилища $K_{срб} = (W_{нпу} - W_{зим})/W_{нпу}$;
- коэффициент наполнения водохранилища в период цветения $K_{нап} = W_{ср}/W_{нпу}$.

Здесь $W_{ст}$, $W_{ср}$ – объем стока и средний объем водохранилища за рассматриваемый период времени, млн.м^3; $W_{пол}$, $W_{зим}$, $W_{нпу}$ – объем половодья, объем зимних вод водохранилища и его объем при НПУ; $\Delta t_{пол}$, $t_{ср}$ – длительность половодья данного года и средняя многолетняя длительность половодья (50% обеспеченности)

При длине ряда расчетных значений n = 55 лет на уровне 5% доверительной вероятности коэффициенты корреляции значимы при величинах более 0,25.

Многообразие действующих факторов и сложная опосредованность их влияния на развитие растительных клеток фитопланктона обусловили относительно низкие значения большинства рассматриваемых парных линейных связей предикторов и характеристик фитопланктона. Фактически лишь колебание притока биогенных веществ в отдельные годы может в существенной степени контролировать уровень продукционных процессов. Ни один из других факторов-предикторов не может считаться доминирующим при оценке биомассы фитопланктона в водохранилище в отдельные годы. При такой сложной совокупности абиотических воздействий статистическим анализом можно выявить только относительную роль межгодовых колебаний отдельных факторов в развитии фитопланктона в водохранилище.

Исходя из этого, анализ корреляционных матриц позволил получить следующие основные выводы относительно влияния режима весеннего заполнения водохранилища на среднюю за вегетационный сезон продуктивность водоема:

1) при большом объеме весеннего половодья следует ожидать снижения средней продуктивности водохранилища при условии отсутствия или незначительности летне-осенних дождевых паводков. При большом объеме дождевых паводков продуктивность водоема резко возрастает. Таким образом, именно паводочный сток, формирующий внешнюю биогенную нагрузку на водоем в вегетационный период, определяет величину годовой первичной продукции водохранилища;

2) чем больше объем оставшихся в водохранилище зимних вод по сравнению с объемом половодья, тем больше будет средняя продуктивность водохранилища;

3) чем больше величина предвесенней сработки водохранилища, тем ниже в нем будет средняя за сезон биомасса фитопланктона.

Наличие значимой корреляционной связи с метеорологическими и гидрофизическими факторами, которые общепринято относятся к факторам прямого воздействия на фитопланктон, подтверждает их большое значение в формировании условий развития фитопланктона и изменчивости биомассы водорослей в летний период. В то же время невысокие значения коэффициентов корреляции показывают, что они

не играют доминирующей роли в формировании средневегетационной продуктивности экосистемы водохранилища. Это косвенно подтверждается данными наблюдений за развитием фитопланктона в москворецких водохранилищах и водохранилищах водораздельного бьефа канала им. Москвы, где в аномально жаркие годы (1972, 2010) биомасса фитопланктона не достигала экстремальных величин [2].

В целом величина средней за сезон биомассы фитопланктона в водохранилище определяется биомассой синезеленых водорослей, с которой она связана коэффициентом корреляции 0,957, в то время как ее коэффициент корреляции с диатомовыми водорослями равен 0,346.

Развитие синезеленых водорослей, как и фитопланктона в целом, в значительной мере определяется величиной биогенного притока, причем доминирует летняя паводочная нагрузка и отмечается тесная значимая связь с величиной водного притока в паводки. Действие этого фактора характеризуется пространственной однородностью – высокие коэффициенты корреляции характерны для всех участков водохранилища. Для синезеленых водорослей отмечены значимые связи с такими метеорологическими факторами, как количество штилей и осадки. Количество штилей в летний период связано с преобладаием антициклональной погоды, при которой усиливается внутрисуточная конвекция и возрастает вероятность вспышек развития этой группы водорослей. Летние осадки влияют на фитопланктон косвенно, поскольку определяют повышенный приток паводковых вод, роль которых уже отмечалась. Внутренняя нагрузка в результате диффузии биогенов из донных отложений значима только в верхней части водохранилища. Вероятно, это связано с более частыми перемешиваниями насыщенных биогенами придонных слоев в мелководной части водохранилища.

Для большинства участков водохранилища отмечена положительная значимая связь температуры воды с длительностью сохранения средней биомассы в поверхностном слое выше 1 мг/л. На продолжительность цветения по всему водоему существенное влияние оказывает интенсивность внутренней биогенной нагрузки. Коэффициент предвесенней сработки водохранилища, не имеющий, на первый взгляд, отношения к позднелетнему цветению синезеленых, значимо проявляет обратное влияние на эту группу водорослей. Этот коэффициент характеризует долю богатых биогенами зимних вод, остающихся в водохранилище перед началом его заполнения, поэтому может косвенно влиять на формирование запаса биогенных веществ в водохранилище в вегетационный период.

Максимальные значения цветения синезеленых водорослей в различных участках водохранилища (табл. 1) лучше всего коррелируют с объемом паводков, поступлением с водосбора биогенных веществ и количеством штилевых дней в период цветения водорослей.

Начало цветения синезеленых водорослей в водоеме наиболее тесно связано со средней температурой воздуха в мае: чем она выше, тем раньше следует ожидать начала цветения водорослей. Заметную роль играет и соотношение объемов зимних вод водохранилища и водных масс поступившего половодья, большие значения которого также способствуют более раннему началу цветения.

Таблица 1. Коэффициенты линейной корреляции максимальных значений биомассы фитопланктона (мг/л) с абиотическими факторами окружающей среды

Вероятные факторы цветения	Диатомовые водоросли			Синезеленые водоросли		
	Отсек 4	Отсек 13	Отсек 18	Отсек 4	Отсек 13	Отсек 18
Годовой сток, млн. $м^3$	0,210	**0,255**	0,123	**0,332**	**0,354**	0,230
Половодье, млн. $м^3$	**0,265**	–0,149	0,060	–0,165	**–0,251**	**–0,346**
Паводки, млн. $м^3$	0,022	0,238	–0,078	**0,432**	**0,634**	**0,540**
Интенсивность заполнения	0,240	0,153	**0,299**	0,001	0,155	0,204
Осадки, мм	0,035	0,178	–0,025	0,248	**0,470**	**0,453**
Ветер, м/с	0,180	**–0,336**	–0,210	**–0,406**	–0,223	–0,177
Количество штилевых дней	–0,007	**0,519**	**0,270**	**0,662**	**0,387**	**0,281**
Радиация, Вт/$м^2$	–0,092	–0,017	–0,144	0,040	0,076	0,087
Температура воздуха, ^oC	–0,151	–0,227	–0,140	0,132	0,039	0,012
Температура воды, ^oC	**–0,310**	0,160	0,142	0,094	0,001	0,048
Приток P за половодье, мг/$м^2$сут	0,159	–0,103	0,064	–0,183	**–0,310**	**–0,437**
Приток N за половодье, мг/$м^2$сут	0,187	–0,098	0,003	–0,185	**–0,305**	**–0,445**
Приток P, мг/$м^2$сут	0,215	**0,442**	–0,034	**0,716**	**0,882**	**0,836**
Приток N, мг/$м^2$сут	0,202	**0,450**	–0,034	**0,709**	**0,896**	**0,848**
Регенерация P, мг/$м^2$сут	**–0,298**	**0,386**	–0,014	**0,357**	0,164	0,145
Регенерация N, мг/$м^2$сут	–0,035	**0,434**	–0,047	**0,374**	0,159	0,122
$K_{овм} = W_{зим}/W_{пол}$	–0,024	–0,056	–0,117	0,141	0,236	**0,357**
$K_{срб} = (W_{нпу} - W_{зим})/W_{нпу}$	**–0,298**	0,075	–0,006	**–0,300**	**–0,261**	**–0,326**
$K_{нап} = W_{срг}/W_{нпу}$	0,171	**–0,293**	0,031	0,022	0,075	0,126

Примечание. Жирным шрифтом выделены коэффициенты корреляции значимые на уровне 5%.

Наименее предсказуемой по результатам статистического анализа следует считать группу диатомовых водорослей. Для этой группы отмечено наименьшее количество значимых связей. Для диатомовых характерна крайняя пространственная неоднородность в проявлении многочисленных косвенных абиотических воздействий. Значение средней биомассы цветения диатомовых по всему водоему положительно коррелирует на значимом уровне только с интенсивностью весеннего половодья: чем медленнее происходит наполнение водохранилища, тем вероятнее более высокое значение средней биомассы цветения диатомовых. Значимые положительные связи биогенных элементов (и внешней и внутренней нагрузки) отмечены только для длительности цветения и максимальных значений биомасс, причем только в средней части водохранилища. Следует заметить, что модельное воспроизведение колебаний биомасс диатомовых водорослей, в отличие от синезеленых, характеризуется острыми короткими пиками. При таком развитии цветения максимальные биомассы в отдельные периоды могут быть более чувствительными к рассматриваемым предикторам, чем средние значения в поверхностном слое. Выбранные нами показатели режима заполнения водохранилища в период половодья заметно влияют на развитие диатомовых водорослей только в верхнем участке водохранилища, где при высоком коэффициенте водообмена влияние притока наиболее ощутимо. В центральном и приплотинном участках особенности пропуска половодья гидроузлом нивелируются, по-видимому, погодными условиями.

Литература

1. Гидроэкологический режим водохранилищ Подмосковья (наблюдения, диагноз, прогноз) / Ред. К. К. Эдельштейн. М.: Перо, 2015. 286 с.
2. *Даценко Ю.С., Пуклаков В.В*. Температурный фактор интенсивности продукционных процессов в водохранилищах // Ледовые и термические процессы на водных объектах России: материалы V Всерос. конф. (Владимир, 11–14 октября 2016 г.), Владимир, 2016. С. 119–125.

О ВКЛАДЕ АНТРОПОГЕННОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ В ФОРМИРОВАНИЕ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОД (НА ПРИМЕРЕ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)

Двуреченская С.Я.[1], *Булычева Т.М.*[2]
[1]Институт водных и экологических проблем СО РАН,
Новосибирский филиал, г. Новосибирск, Росиия
[2]Федеральное агентство водных ресурсов РФ, ФГУ «ВерхнеОбьрегионводхоз»
dvur@iwep.nsc.ru, serafima_dv@mail.ru

Введение. Работа связана с проблемой выявления вклада антропогенной составляющей в формирование химического состава поверхностных вод в бассейне Верхней Оби на участке Новосибирского водохранилища.

В настоящее время при оценке качества воды по гидрохимическим показателям используется методика, разработанная ГХИ [1]. За основу принимается комбинаторный индекс загрязненности воды (КИЗВ) и удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ), учитывающие число случаев и кратность превышения нормативных значений (ПДК) в течение конкретного периода. При этом предлагаемая оценка качества воды водохранилищ не отражает истинную картину загрязненности воды, т.е. отнесение воды к определенному классу качества следует считать условным, так как эти показатели не дают возможности разделить вклад природной и антропогенной составляющих. Кроме того, следует иметь в виду, что применяемые одинаковые для всей территории России предельно допустимые концентрации (ПДК) зависят только от вида водопользования и не учитывают региональных особенностей формирования природных вод. В результате могут устанавливаться ошибочные приоритеты управления антропогенной нагрузкой. Кроме того, ПДК разрабатываются как универсальные нормативы для огромных административных территорий, не учитывающие специфику функционирования экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность, биогеохимические провинции с естественными геохимическими аномалиями и различным уровнем содержания природных соединений) [2]. Например, разные биогеохимические провинции могут отличаться друг от друга по содержанию в поверхностных водах свинца в 2000 раз, никеля — в 1350, цинка — в 500, меди — в 10 000, хрома — в 17 000 раз и т. д. [3]. Присутствие в воде гидробионтов, способных накапливать тяжелые металлы в количествах, существенно превосходящих их содержание в воде [4], существенно влияет на качество воды поверхностных вод.

Весьма распространённая оценка качества воды бассейна р. Обь по УКИЗВ – «грязная» и «очень загрязнённая» может свидетельствовать о напряжённой экологической обстановке [5]. Однако едва ли не основными причинами, по которым показатели УКИЗВ дают такую характеристику, является высокое (по отношению к $ПДК_{рх}$) содержание лишь отдельных химических ингредиентов, например, азота

нитритного, железа, марганца и меди. При этом совершенно не рассматривается происхождение (природное или антропогенное) того или иного вещества. Это может приводить к грубым ошибкам в определении класса качества воды. Аналогичный вывод делают авторы в работе [6], где показано, что для условий юга Западной Сибири и водоемов Алтайского края предпочтительно использовать именно региональные индексы, характеризующие, в частности, органическое загрязнение. Если использовать значения показателей, принятых для водоемов Европы, то обнаруживается несоответствие: по гидрохимическим показателям водоем попадает в один класс качества, а по гидробиологическим — в другой, как правило, худший.

Более корректно сопоставление концентраций химических веществ с региональными фоновыми значениями [7]. На примере Новосибирского водохранилища показана необходимость учета региональных фоновых концентраций химических веществ при определении класса качества воды. Сопоставлены методики определения класса качества воды для лет различной водности и различных гидрологических сезонов с ориентацией на ПДК и на ЦПКВ (целевые показатели качества воды). Последние приняты в качестве региональных фоновых концентраций. Предложены методические подходы, позволяющие выявить влияние антропогенной составляющей на качество воды в водохранилище.

Оценка вклада антропогенной составляющей в формирование химического состава поверхностных вод в бассейне Верхней Оби на участке Новосибирского водохранилища. Для решения задачи выявления вклада антропогенной составляющей в формирование химического состава воды Новосибирского водохранилища авторами проведено определение класса качества воды по акватории водохранилища с использованием принятых целевых показателей качества воды (ЦПКВ), определенных в СКИОВО «Обь» [8]. Если принять ЦПКВ в качестве условно «природного» загрязнения, то тогда антропогенное загрязнение определяется превышением значений ЦПКВ. Последние по формальным признакам не являются ни нормативами качества воды, ни региональным фоном. Это лишь «отраслевые долгосрочные цели», которые должны быть достигнуты при выполнении водоохранных мероприятий. Известно, что, строго говоря, нет достаточных оснований утверждать, что ЦПКВ обусловлены исключительно природными факторами. Однако можно считать, что есть объективные основания полагать, что показатели качества воды «худшие», чем соответствующие значения ЦПКВ, обусловлены именно антропогенным воздействием. В качестве фоновых могут быть использованы значения концентраций химических веществ в створах, расположенных выше городов [9]. Так, в районе г. Новосибирска показатели УКИЗВ для створа 300 м ниже ГЭС оказались не выше, а ниже, чем на других створах.

Использование ЦПКВ позволяет (в отличие от применяющейся до сих пор системы, опирающейся на ПДК $_{рх}$ практически для всех водных объектов России) учитывать существующие особенности формирования качества воды конкретного водного объекта. Для бассейна р. Обь установлены долгосрочные целевые показатели качества воды в водных объектах (ЦПКВ) [8]. Они учитывают природные и неустранимые антропогенные факторы формирования качества воды.

Следует отметить, что даже один химический ингредиент может приводить к ухудшению класса качества воды в целом. Однако существенная часть химических веществ, которые попадают в водные объекты, имеют природное происхождение. Такие вещества в больших количествах поступают в водные объекты с водосборной

территории как от природных, так и от антропогенных источников, которые не поддаются непосредственному регулированию и даже учету.

В рамках СКИОВО показано, что в некоторых частях бассейна многократные превышения концентраций отдельных химических веществ над ПДК могут быть вызваны исключительно природными факторами формирования качества воды. Сопоставление наблюдаемых концентраций качества воды со значениями, которые в соответствии с терминологией СКИОВО характеризуют «природное загрязнение», даёт более реальную картину качества воды в водных объектах.

Авторами проведены расчеты классов качества воды Новосибирского водохранилища разными способами [10]: сравнением полученных при мониторинге концентраций химических веществ с $ПДК_{р.х.}$, с ЦПКВ и сравнением с $ПДК_{р.х.}$ величины, представляющей собой разность концентраций, полученных при мониторинге и ЦПКВ. Последнее представляет, по мнению авторов, как раз аналог антропогенной составляющей. Если принять ЦПКВ в качестве условно «природного загрязнения» или природного фона, то тогда антропогенное загрязнение определяется превышением значений ЦПКВ.

Результаты расчетов интегральных показателей и класса качества воды путем сопоставления со значениями $ПДК_{р.х.}$ и ЦПКВ приведены далее в табл. 1.

Для створа в районе г. Камень-на-Оби получены следующие результаты. При сопоставлении концентраций химических ингредиентов с $ПДК_{р.х.}$ класс качества воды соответствовал градации «очень загрязненная», а при сопоставлении с фоновыми показателями — «загрязненная». Таким образом, класс качества воды сдвигался в более «чистую» область. В створах Спирино — Чингис, Ордынское – Нижнекаменка, Боровое — Быстровка, Ленинское-Сосновка, Верхний бьеф и Нижний бьеф при таком подходе, хотя класс качества воды и оставался без изменения, численные значения интегральных показателей качества воды уменьшались. Это является свидетельством улучшения качества воды.

Таким образом, «вычленение» природной составляющей приводит к более точному определению качества воды водохранилища.

Таблица 1. Сопоставление интегральных показателей и класса качества воды по акватории Новосибирского водохранилища

Створ наблюдения	Удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ); класс качества вод 2009 г.			Комбинаторный индекс загрязненности воды (КИЗВ)			Критические показатели загрязненности (КПЗ)			Количество ЗВ, превышающих нормативные значения		
	Сопоставление результатов мониторинга с $ПДК_{рх}$	Сопоставление разности результатов мониторинга и ЦПКВ с $ПДК_{рх}$	Сопоставление результатов мониторинга с ЦПКВ									
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1 $ПДК_{рх}$	2 $ПДК_{рх}$	3 ЦПКВ
вдх. р-н г.Камень-на-Оби	3,01 3 «б» - очень загрязненная	1,91 3 «а» - загрязненная	2,68 3 «а» - загрязненная	42,2	26,8	37,6	Fe	Fe	Fe	7	4	5
вдх. Спирино-Чингис	2,91 3«б» очень загрязненная	1,77 2 - слабо загрязненная	2,81 3«б» очень загрязненная	40,7	24,8	39,3	Fe, Mn	Fe	Fe, Mn	7	3	7
вдх. Ордынское-Нижнекаменка	2,87 3«б» очень загрязненная	2,02 3«а» - загрязненная	2,58 3«б» очень загрязненная	40,2	28,2	36,0	Cu, Mn	Cu	Cu, Mn	6	5	5
вдх. Боровое-Быстровка	2,58 3 «а» -- загрязненная	1,48 2 - слабо загрязненная	2,18 3«а» - загрязненная	36,1	20,7	30,6	Cu	Cu	Cu	6	4	4
вдх. Ленинское-Сосновка	2,88 3«б» очень загрязненная.	1,99 2 слабо загрязненная	2,88 3«б» очень загрязненная	40,3	27,9	37,5	Fe, Cu	Fe	Fe, Cu	6	5	6
вдх. Верхний бьеф	3,0 4«а» грязная	2,24 3«а» загрязненная	2,82 4«а» грязная	41,9	31,4	39,5	Fe, Cu, Mn	Fe, Cu, Mn	Fe, Cu, Mn	6	4	5
р.Обь, Нижний бьеф	3,29 4«а» грязная	2,64 4«а» грязная	3,18 4«а» грязная	46,0	37,0	44,5	Fe, Cu, Mn	Fe, Cu, Mn	Fe, Cu, Mn	7	5	6

Литература

1. РД 52.24.643 — 2002. (2003). Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. СПб.: Гидрометеоиздат, 49 с.
2. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В.* «In situ» — Технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. Материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии. Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической ко-

миссии / Под ред. Д.С. Павлова, Г.С. Розенберга, М.И. Шатуновского. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. – 196 с.

3. *Волков И.В., Заличева И.Н., Ганина В.С., Ильмаст Т.Б., Каймина Н.В., Мовчан Г.В., Шустова Н.К.*. О принципах регламентирования антропогенной нагрузки на водные экосистемы // Водные ресурсы, 1993. Т. 20, № 6. С. 707–713.

4. *Ермолаева, Н.И., Двуреченская, С.Я., Аношин, Г.Н.* Исследование распределения тяжелых металлов в экосистеме Новосибирского водохранилища // Геохимия, 2000. № 5. С. 569–576.

5. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Новосибирской области в 2013 году» // Департамент природных ресурсов и охраны окружающей среды Новосибирской области, Новосибирск. 2014. 220с.

6. *Ермолаева Н.И., Двуреченская С.Я.* Определение индикаторной значимости зоопланктона с учетом региональных особенностей водоемов юга Западной Сибири // Вода: химия и экология. 2014. №5. С. 60-67.

7. *Двуреченская С.Я., Булычева Т.М., Савкин В.М.* Водно-экологические особенности формирования гидрохимического режима Новосибирского водохранилища // Вода: химия и экология. 2012. № 9. С. 8-13.

8. Приказ Нижне-Обского бассейнового управления №285 от 25.08.2014 г. СКИОВО бассейна р. Обь. http://www.nobwu.ru/docs/ndviskiovo/order-skiovo-ob.jpg (дата обращения: 10.02.2015).

9. *Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Миронова Т.В*. Анализ влияния мегаполисов на качество воды поверхностных водных объектов по эколого-токсикологическим показателям// Водные ресурсы. 2011. Т.38, № 5, С. 577–584.

10. *Двуреченская С.Я., Булычева Т.М.* К вопросу о методических подходах к определению качества воды по интегральным показателям (на примере Новосибирского водохранилища) // Вода: химия и экология, 2015. №10. С. 32-37.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ В БАССЕЙНЕ р. ДОН[3]

Джамалов Р.Г.[1], *Фролова Н.Л.*[2], *Киреева М.Б.*[2], *Косолапов А.Е.*[3], *Клименко О.А.*[3]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[2]МГУ им. М.В. Ломоносова, г. Москва, Россия
[3] Российский информационно-аналитический и научно-исследовательский водохозяйственный центр ФАВР России, г. Ростов-на-Дону
roald@iwp.ru

Выполнен разносторонний анализ формирования и распределения водных ресурсов и режима стока рек в бассейне р. Дон, включая половодье и маловодные периоды последних лет. Проанализированы гидрометеорологические условия, которые сложились в бассейне в последние десятилетия, проведен анализ пространственного распределения обеспеченностей стока за различные сезоны водохозяйственного года. Показаны последствия маловодья для экосистем бассейна. Для самых маловодных лет (2014 и 2015 гг.) сток оказался выше критического. В связи с этим водные экосистемы пока испытывают допустимую нагрузку. Кроме того, верховья

[3]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 17-17-01262)

р. Дон в 2007-2013 годы не отличались маловодным режимом стока, основной вклад в маловодье этих лет вносили отдельные притоки.

Качество воды рек бассейна Дона контролируется систематическими наблюдениями на пунктах Донского бассейнового водного управления (ДБВУ) и Северокавказского межрегионального территориального управления Росгидромета. Для оценки качества воды помимо ПДК использован Удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ), который позволяет учитывать степень превышения нормативов качества воды отдельными загрязняющими веществами (ЗВ) и повторяемость таких превышений в течение заданного времени. Количество анализируемых веществ при комплексной оценке степени загрязненности воды в реках не должно быть менее 10.

В результате выполнена интегральная оценка экологического состояния бассейна Дона на основе комплексной оценки качества воды с характеристикой вклада отдельных показателей в формирование УКИЗВ. По расчетам этого показателя можно сделать следующие выводы:

– вниз по течению р. Дон от фонового створа в верховьях до Цимлянского водохранилища воды относятся к классу «слабозагрязненные» или «загрязненные» (УКИЗВ 2.0–3.9), лишь в створах ниже гг. Воронежа, Лиски и Калач-на-Дону качество воды ухудшалось до уровня «грязных вод» (УКИЗВ 4–5.9);

– в пределах участка «Цимлянское водохранилище – устье» качество воды ухудшилось и в большинстве створов превысило уровень «загрязненных и грязных» вод (УКИЗВ > 3–4); наиболее загрязнен участок реки ниже впадения р. Северский Донец;

– в устьевой части наиболее загрязненных притоков качество воды определяли разные ЗВ на реках: р. Чир – марганец, ХПК, нефтепродукты, $БПК_5$; р. Северский Донец - алюминий, сульфаты, марганец, ХПК, железо общее, медь; р. Сал – алюминий, марганец, сульфаты, ХПК, медь, железо общее; р. Маныч – алюминий, сульфаты, марганец, медь, ХПК, железо общее, магний; р. Темерник – алюминий, марганец, азот аммонийный, нитриты [1].

Из всего перечня контролируемых ЗВ на качество воды постоянно влияют железо общее и нитриты.

По источникам и степени загрязнения речных вод бассейна Дона можно выделить: наименее загрязненные участки р. Дон между границей Тульской и Липецкой областей и границей Липецкой и Воронежской областей, а также между г. Лиски – г. Богучар; наиболее загрязненный по количеству ЗВ – протяженный участок р. Дон от впадения р. Северский Донец до устья; основные предприятий, существенно влияющие на качество воды Дона, – водоканалы гг. Ростов-на-Дону, Воронеж и Лебедянь.

Несмотря на приведенные данные и их анализ, качество воды в р. Дон по нормативам питьевого и хозяйственно-бытового водопользования достаточно благополучное. Однако на притоках р. Дон качество воды не соответствует питьевым стандартам (по отношению средних значений концентраций ЗВ к соответствующим ПДК) на многих участках по $БПК_5$ и ХПК с кратностью превышения до 2.4 – 2.7 ПДК, кроме рр. Сосна, Воронеж (до г. Липецка), Оскол и Северский Донец до границы с Украиной, реже по сульфатам, натрию и магнию.

Для рыбохозяйственного водопользования качество речной воды Дона можно считать слабо напряженным на всех контролируемых участках по $БПК_5$, на отдельных участках по железу общему и меди; реже – марганцу и нефтепродуктам, фосфа-

там и сульфатам. Качество воды притоков по рыбохозяйственным нормативам в той или иной мере нарушено на всех водохозяйственных участках по целому ряду компонентов в пределах 1.2–2.4 ПДК, реже выше.

Загрязнение подземных вод. Под загрязнением подземных вод понимается изменение их качества (физических, химических и микробиологических показателей и свойств) по сравнению с естественным состоянием и санитарно-гигиеническими нормами, которые частично или полностью исключают возможность использования этих вод без предварительной водоподготовки или обработки.

Качество подземных вод на территории бассейна в основном соответствует требованиям, предъявляемым к питьевым водам. Вместе с тем, по данным Государственного мониторинга состояния недр на территории речного бассейна выявлено 390 участков загрязнения подземных вод. Наибольшее количество загрязненных участков выявлено на территории Саратовской (106 уч.) и Липецкой (92 уч.) областей. Около 34% участков загрязнения связаны с деятельностью промышленных предприятий, порядка 38% – с сельскохозяйственной деятельностью, 17% – с жилищно-коммунальным хозяйством, 1.5% – с подтягиванием некондиционных природных вод при нарушении режима эксплуатации, 9% – с неустановленными источниками загрязнения.

Основные загрязняющие подземные воды вещества – сульфаты, соединения азота и железа, нефтепродукты. Содержания ЗВ в концентрациях до 10 ПДК характерны для 67% участков, для 20% – от 10 до 100 ПДК и 12.5% – более 100 ПДК. На территории речного бассейна ЗВ 1-го класса опасности (чрезвычайно-опасные) не обнаружены, 2-го класса (высоко-опасные) обнаружены на 87 участках, 3-го класса (опасные) – на 222 участках, 4-го класса (умеренно-опасные) – на 54 участках.

Загрязнение пресных подземных вод отмечается преимущественно на водозаборах из одиночных скважин и на территориях с неутвержденными запасами. Источниками загрязнения водозаборов в крупных населенных пунктах служат, как правило, промышленная и жилая застройка в зонах санитарной охраны. Для водозаборов в небольших населенных пунктах характерные источники загрязнения связаны с сельскохозяйственными объектами и неблагоустроенной жилой застройкой. Основными потенциальными и фактическими источниками загрязнения подземных вод на территории речного бассейна служат разрабатываемые месторождения углеводородов и твёрдых полезных ископаемых, свалки, промышленные предприятия, животноводческие комплексы и птицефабрики. Загрязнению подвержены преимущественно грунтовые воды первых от поверхности водоносных горизонтов.

На территории Ростовской области площадная техногенная нагрузка на геологическую среду связана с ликвидацией затапливаемых шахт. Подъём уровня подземных вод при ликвидации шахт Восточного Донбасса вызывает подтопление застроенных территорий и загрязнение поверхностных вод; формирование потоков сильно загрязненных подземных вод; загрязнение шахтными водами источников водоснабжения; экзогенные явления.

Интегральная оценка экологического состояния бассейна. Анализ данных режимных гидрохимических наблюдений позволил установить следующие тенденции:

– периодическое снижение растворенного в воде кислорода до 2.88-5.86 мг/дм^3;

– накопление в воде азота нитритного, соединений железа, меди и нефтепродуктов до концентраций, в десятки раз превышающих ПДК;

– повышение концентрации сульфатов и магния до 2.5-5.6 ПДК;

– накопление в воде минеральных форм азота и фосфора, в 6-47 раз превышающих условно принятые предельно допустимые экологические концентрации (ПДЭК) для эвтрофных водоемов.

Сравнительная оценка максимальных концентраций исследуемых гидрохимических показателей выявила тенденцию увеличения вниз по течению реки:

– содержания хлоридов, сульфатов, кальция и магния в 2-3 раза;

– кратности превышения ПДК по таким приоритетным ЗВ, как азот нитритный, нефтепродукты и соединения меди;

– кратности превышения ПДЭК по фосфору фосфатному, азоту нитритному и азоту аммонийному, что создает условия для развития гидробиоценоза эвтрофных водоемов.

В результате длительного загрязнения водная среда *Нижнего Дона* трансформируется в новый трофический статус – «антропогенно-изменённый» с превышением установленных ПДК по многим системообразующим гидрохимическим и гидробиологическим показателям. Статистическая обработка многолетних изменений значений концентрации гидрохимических параметров показала, что верхние границы «антропогенно-измененного» природного фона увеличились в последнее десятилетие по соединениям меди до 2–8 ПДК, нефтепродуктам и БПК – до 2-3 ПДК.

Сравнительный анализ характера развития сообществ *фитопланктона, зоопланктона и фитоперифитона* по наблюдениям в последние десятилетия показал, что в целом состояние гидробиоценоза существенно не изменилось. Однако возросшая роль синезеленых водорослей в летне-осеннее время может служить признаком развития процесса антропогенного эвтрофирования. Усиление развития в последние годы в фитоперифитоне сапробных видов указывает на длительное антропогенное загрязнение этих участков хозяйственно-бытовыми и промышленными сточными водами с высоким содержанием минеральных форм азота и фосфора.

Сохранение в водной среде высоких концентраций растворенных органических и неорганических ЗВ приводит к увеличению нагрузки на трофические цепи и нарушению естественного равновесия между абиотической и биотической составляющими. Речные экосистемы становятся менее устойчивыми за счет нарушения их стабильности, что приводит к возникновению кризисных экологических ситуаций.

Результаты анализа колебаний среднегодовых объемов притока растворенных химических веществ по замыкающим створам показали их высокую пространственную изменчивость – максимальные значения объемов притока ЗВ различаются на два-три порядка. Особое внимание уделено оценке внутригодовой изменчивости притока азото- и фосфорсодержащих соединений, кремнекислоты, режим которых в значительной степени зависит от естественной периодичности развития водных организмов, скорости и направленности продукционно-деструкционных внутриводоемных процессов. Проведены расчеты притока биогенных веществ по среднемесячным за многолетний период значениям водного стока и концентраций минеральных форм азота и фосфора.

Полученные результаты позволяют утверждать, что *антропогенное воздействие* на экосистему Дона нередко нарушает природную сезонную зависимость объемов притока ЗВ от объемов водного стока: по нефтепродуктам – в 19 раз по среднегодовому объему и в 40 раз – по максимальному объему стока; соединениям меди в 3.9 раза и 9.9 раза, а азоту нитритному в 1.8 и 4.6 раз, соответственно.

Расчеты показали, что физический перенос нефтепродуктов, соединений меди и минеральных форм азота преобладает над процессами их трансформации, и замет-

ные их количества могут поступать в устьевой участок реки. В отдельные периоды объемы притока сульфатов могут превышать допустимые в 3-4 раза. Интенсивное поступление с речными водами характерно также для кремнекислот, хлоридов и сульфатов.

Антропогенная нагрузка на устьевую область р. Дон оценивается как переходная от очень высокой к экстремальной по $БПК_5$ и нефтепродуктам и критическая по азоту аммонийному. Отсюда следует необходимость выполнения мероприятий по снижению антропогенной нагрузки. Превышение указанных параметров приводит к антропогенной трансформации естественного природного состояния и переходу речных вод в новый трофический статус.

В результате длительных гидробиологических наблюдений выполнена оценка трансформации состояния биоценозов Нижнего Дона. Установлено обеднение группового и видового состава фитопланктонных сообществ с тенденцией доминирования сине-зеленых водорослей и усиления процессов антропогенного эвтрофирования и экологического регресса; а также упрощение таксономической структуры фитоперифитона и уменьшение видового разнообразия бентофауны за счет гибели организмов чистых вод и доминирования группы олигохет как интегрального показателя уровня загрязненности.

Для маловодья 2007-2015 гг. характерна тенденция к снижению воспроизводства большинства видов рыб Цимлянского водохранилища, что выражается в уменьшении суммарного количества сеголетков всех видов рыб и связано с недостаточным обводнением основных нерестилищ в весенний период. Помимо этого, для данного периода характерна большая временная и пространственная неоднородность стока, что не позволяет сделать вывод об одностороннем влиянии маловодья на водные экосистемы.

Значительные объемы речного стока необходимы для сохранения и поддержания воспроизводства рыбных запасов Азово-Донского промыслового района. Наибольшее рыбохозяйственное значение имеет речная система, где обеспечивается воспроизводство более 60% запасов проходных и полупроходных рыб Азовского моря, а также около 70% донских рыб. Увеличение безвозвратного изъятия стока рек и его перераспределение во времени, загрязнение реки промышленными стоками в сочетании с увеличением солености Азовского моря наряду с другими причинами привели к снижению запасов и уловов в Азово-Донском районе.

Заключение. Для обеспечения естественного воспроизводства рыбных запасов необходимы регулярные весенние рыбохозяйственные попуски. Рыбная отрасль может успешно развиваться при соответствующем управлении водными ресурсами и уровенным режимом рек бассейна. Для этого необходимо обеспечить сочетание интересов рыбного хозяйства Нижнего Дона и донских водохранилищ с водными ресурсами всего бассейна. При этом следует учитывать качество речных вод, которое к устью р. Дон снижается до уровня «загрязненных вод». Ухудшение состояния водной среды на отдельных участках предопределяет заметные негативные изменения в состоянии биотической компоненты.

Литература

1. Современные ресурсы подземных и поверхностных вод Европейской части России. Формирование, распределение, использование / Под ред. Р.Г. Джамалова, Н.Л. Фроловой. М.: ГЕОС, 2015. 320 с.

АНАЛИЗ ВЫНОСА БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ С ВОДОСБОРА РЕКИ ПРЕГОЛИ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ СЦЕНАРИЯХ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА[4]

Домнин Д.А., Горбунова Ю.А., Чубаренко Б.В.
Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, г. Москва, Россия
dimanisha@rambler.ru

Введение. Водосборный бассейн реки Преголи (Юго-Восточная Балтика, 13.7 тыс. км^2) является трансграничным [1] и принимает на себя нагрузку по биогенным элементам с территорий трёх государств: Польши (52% площади водосбора), России (в пределах Калининградской области, 47%) и Литвы (1%). Основные источники поступления биогенных веществ: население, животноводство и растениеводство [2]. Водосбор открывается в Балтийское море на территории Калининградской области (Россия), и, соответственно, в такой ситуации оценка количества биогенных веществ, выносимых с водосбора за длительный период времени, является важной информацией для определения вклада России в биогенное загрязнение Балтийского моря. Прямыми отборами проб и лабораторными анализами это сделать невозможно из-за редкого расположения точек государственной сети мониторинга и их несовпадения с замыкающими створами. А, значит, требуется использование инструментов моделирования.

Материалы, инструменты и методы. Для оценки биогенной нагрузки на территорию водосборного бассейна реки Преголи и проведения модельного анализа выполнена ревизия источников поступления биогенных веществ. Данные для оценок и моделирования получены из открытых статистических источников, а также из опубликованных литературных источников. Кроме того, данные о типах земель для модельной оценки диффузной нагрузки были получены из открытых картографических материалов. Водосборный бассейн реки Преголи расположен в регионе с развитым сельским хозяйством, особенно на польской части территории [2].

Основными источниками поступления биогенных веществ являются население, животноводство и растениеводство. Для расчёта биогенной нагрузки от населения был создан полный список городских и сельских поселений с географической привязкой. Нагрузка по азоту и фосфору от населения была рассчитана на основе данных о численности населения, эмиссии от одного человека, технических параметров очистных сооружений. Биогенная нагрузка по азоту и фосфору от животноводства была рассчитана на основе данных по поголовью скота и птицы в хозяйствах, количеству навоза производимого одним животным, потерь азота при хранении навоза. Поступление азота и фосфора было рассчитано для всего поголовья скота и птицы, включая находящихся на пастбищном выращивании. При этом учитывали продолжительность пастбищного и стойлового периодов. Собранные данные (2014 г.) для российской части водосбора имеют точечную географическую привязку, для польской части – обобщены на уровне воеводства.

Моделирование выноса и удержания биогенных веществ в бассейне реки Преголи выполнено с использованием модели FyrisNP [3], которая рассчитывает нагрузку по валовому азоту и фосфору на водосбор рек или озёр от природных и ан-

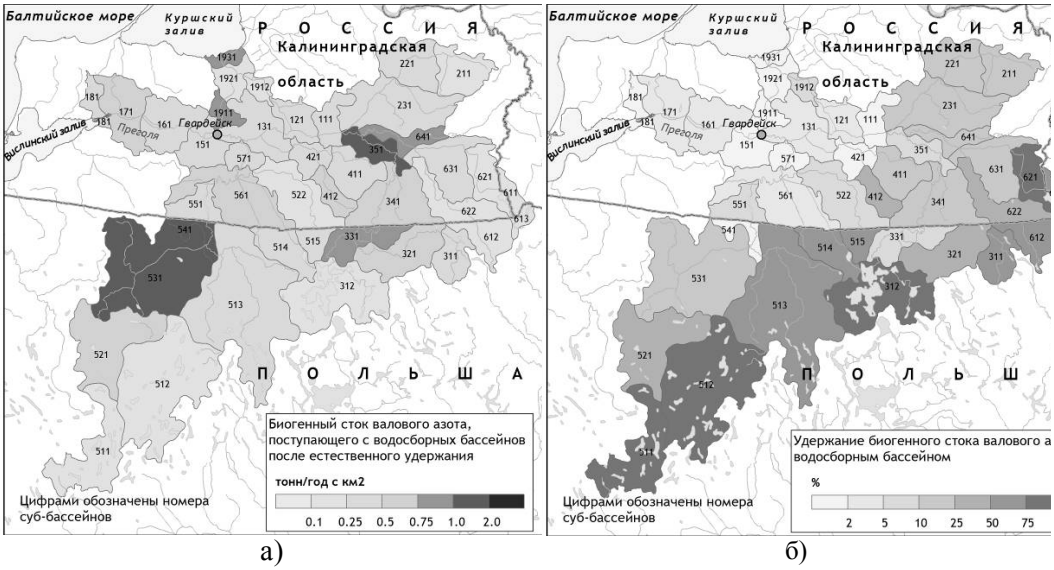
[4] Подготовка и анализ данных, а также первичный анализ выполнен в рамках темы №0149-2014-0017 Государственного задания ИО РАН, моделирование проведено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 14-05-91730).

тропогенных источников и величину итогового выноса биогенных элементов с водосбора или, другими словами, нагрузку, поступающую с водосбора в приёмный водоём после усвоения её части собственно в водосборе, с определением пропорций между составляющими биогенной нагрузки. Настройка модельных инсталляций была произведена по средним значениям концентрации биогенных веществ в замыкающих створах. В качестве калибрационного набора данных были взяты результаты скринингового исследования, выполненного авторами в 2013-2015 гг., когда были отобраны пробы воды и произведены лабораторные анализы. Невязка между фактическими и модельными значенииями по валовому азоту составила 6-14%, по валовому фосфору 6-7%.

В качестве базового принят результат модельного расчёта временного хода биогенного выноса с водосборного бассейна реки Преголи для периода 1991-2010 гг. при биогенной нагрузке на водосбор, соответствующей условиям 2014 г.

В качестве региональных климатических прогнозов для атмосферного воздействия для периода 2041-2060 гг. были использованы данные, полученные моделями CanESM2_RCA, CM5A-MR_WRF, CNRM-CM5_RCA4, MPI-ESM-LR_CCLM для сценария эмиссии парниковых газов RCP8.5 – четырем моделям из набора моделей EUROCORDEX initiative (http://www.euro-cordex.net/).

Результаты и их обсуждение. Для базового периода (рис. 1а, 2а) наибольшие удельные значения выноса валового азота с водосборной площади составило 2.5 тоннN/год/км^2, валового фосфора 0.4 тоннP/год/км^2.

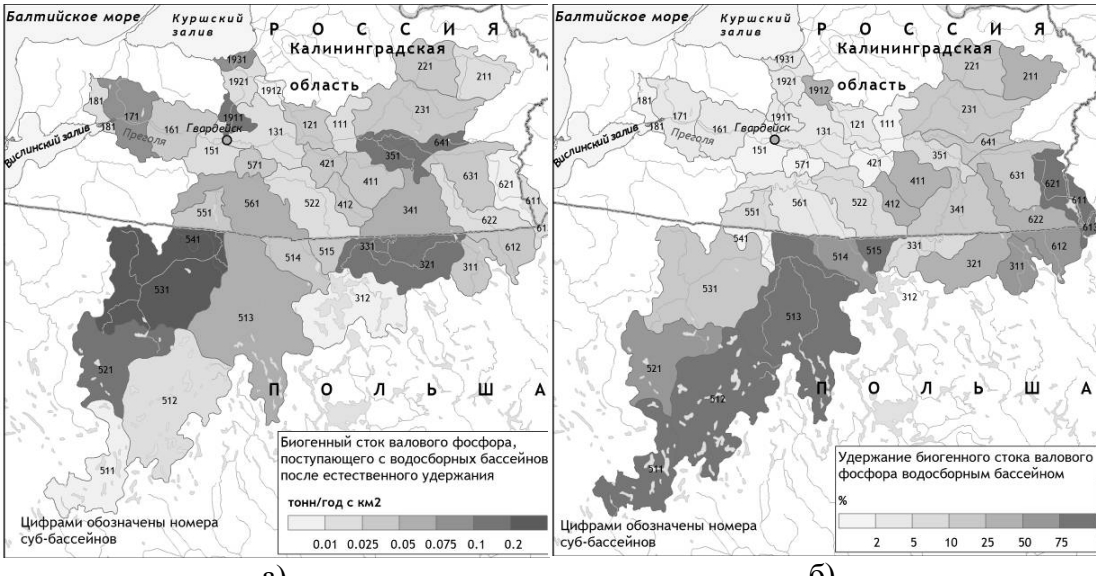


а) б)

Рисунок 1. Среднегодовое удельное количество биогенного стока валового азота (а) и его удержание (б) в водосборе реки Преголи, полученное путём модельных расчётов в течение базового периода 1991-2010 гг. (реальные вариации метеопараметров и условная ежегодная нагрузка по биогенным элементам, оцененная по данным 2014 г.).

Максимальное удержание биогенной стока валового азота и валового фосфора в водосборном бассейне реки Преголи, свидетельствующее о поглощающей способности ландшафта, были приурочены к озёрным системам Виштынецкого озера, озера Мамры. Удержание биогенного стока составило более 75% (рис. 1б, 2б). Вынос биогенных элементов с водосборного бассейна реки Преголи, рассчитанный как

средний для базовых условий, составил 5.3 тыс. тоннN/год для валового азота и 657 тоннP/год для валового фосфора.



а) б)

Рисунок 2. Среднегодовое удельное количество биогенного стока валового фосфора (а) и его удержание (б) в водосборе реки Преголи, полученное путём модельных расчётов в течение базового периода 1991-2010 гг. (реальные вариации метеопараметров и условная ежегодная нагрузка по биогенным элементам, оцененная по данным 2014 г.)

В соответствии с климатическими сценариями CanESM2_RCA4 (2041-2060 гг.) биогенный сток с водосборного бассейна реки Преголи в Вислинский и Куршский заливы может составить 5.1 тыс. тоннN/год и 0.65 тыс. тоннP/год, что на 3.5% и 0.9% (соответственно) ниже базового периода. При этом, удержание валового азота может составить 39%, а валового фосфора 49%, что практически соответствует базовому периоду.

По сценарию, рассчитанному моделью CM5A-MR_WRF, биогенный сток с водосборного бассейна реки Преголи в Вислинский и Куршский заливы может составить 6.3 тыс. тоннN/год и 0.79 тыс. тоннP/год, это на 19% и 20% (соответственно) выше базового периода. Удержание валового азота может составить 38%, а валового фосфора 49%, что практически соответствует базовому периоду.

При климатическом сценарии CNRM-CM5_RCA4 может сформироваться наибольший биогенный сток, который составит 6.7 тыс. тоннN/год и 0.5 тыс. тоннP/год, что выше базового периода на 27% и 29% (соответственно). При этом, удержание биогенов незначительно снизится и может составить 38% валового азота и 48% валового фосфора.

В соответствии со сценарием MPI-ESM-LR_CCLM, наблюдается самый низкий биогенный сток по сравнению как с базовым периодом, так с другими сценарными решениями. С водосборного бассейна реки Преголи в Вислинский и Куршский заливы может попасть 4.8 тыс. тоннN/год и 0.6 тыс. тоннP/год, такие значения на 10% ниже базового периода. Удержание увеличивается: для валового азота может составить 40%, а валового фосфора 50%.

Основные выводы. Моделирование выноса и удержания биогенных веществ (валовых азота и фосфора) в бассейне реки Преголи выполнено с использованием

модели FyrisNP (Шведского сельскохозяйственного университета). Настройка модельных инсталляций произведена по значениям концентрации биогенных веществ в замыкающих створах рек водосбора, где были отобраны пробы воды и произведены лабораторные анализы для периода 2013-2015 гг. Расчёт гидрологических параметров выполнен с использованием численной модели HYPE (Шведского метеогидрологического института).

Расчёт стока биогенных элементов с водосборного бассейна реки Преголи проведен для базового климатического периода (1991-2010 гг.) при биогенной нагрузке, соответствующей условиям 2014 г. По результатам расчётов выявлено, что исследуемый водосборный бассейн обладает значительной разнородностью по способности удержания биогенных элементов. Средняя для всего водосбора величина удержания составила 39% валового азота и 50% валового фосфора. Но между отдельными суб-бассейнами существует разница в степени удержания биогенной нагрузки – от 0.5 до 82% удержания валового азота и от 0.7 до 94% удержания валового фосфора. Оценка среднегодового выноса биогенных элементов со всего водосборного бассейна реки Преголи дала 5.3 тыс. тоннN/год для валового азота и 0.65 тыс. тоннP/год для валового фосфора.

Величина вноса биогенных элементов зависит от климатически условий. Разброс в оценке выноса в связи с возможным изменением климата был изучен на примере четырех вариантов климатических проекций (для сценария эмиссии парниковых газов RCP8.5) для периода 2041-2060 гг. согласно моделями CanESM2_RCA, CM5A-MR_WRF, CNRM-CM5_RCA4, MPI-ESM-LR_CCLM. В соответствии с климатическим сценарием CanESM2_RCA4 биогенный сток с водосборного бассейна реки Преголи может составить 5.1 тыс. тоннN/год и 0.65 тыс. тоннP/год, а удержание может составить 39% ($N_{вал}$) и 49% ($P_{вал}$). По сценарию CM5A-MR_WRF биогенный сток может составить 6.3 тыс. тоннN/год и 0.79 тыс. тоннP/год, это на 19% и 20% (соответственно) выше базового периода, удержание соответствует базовому периоду. При климатическом сценарии CNRM-CM5_RCA4 может сформироваться наибольший биогенный сток, который составит 6.7 тыс. тоннN/год и 0.5 тыс. тоннP/год, что выше базового периода на 27% и 29% (соответственно). По сценарию MPI-ESM-LR_CCLM наблюдается самый низкий биогенный сток: 4.8 тыс. тоннN/год и 0.6 тыс. тоннP/год, что на 10% ниже базового периода.

Благодарности. Авторы благодарны сотрудникам Шведского метеорологического и гидрологического института (SMHI) Шантал Доннели и Томасу Босарду (Chantal Donelly, Thomas Bosshard) за помощь в формировании данных по результатам моделей CanESM2_RCA, CM5A-MR_WRF, CNRM-CM5_RCA4, MPI-ESM-LR_CCLM.

Литература

1. *Домнин Д.А., Чубаренко Б.В.* Трансграничные водосборы Юго-восточной Балтики // География и природные ресурсы, 2012. №3. С. 69-76.

2. *Горбунова Ю.А., Домнин Д.А., Чубаренко Б.В.* Анализ сценариев развития агропромышленного сектора в водосборном бассейне реки Преголи как определяющего фактора биогенной нагрузки // Известия КГТУ. 2015. № 39. – Калининград: КГТУ. – С. 11-18.

3. *Hansson K., Wallin M., Djodjic F. & Lindgren G.* The FyrisNP model. Technical description. Uppsala: Dept. of Aquatic Science and Assessment SLU, 2008. 17p.

ОСНОВНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДЫ ОЗЕРА БАЙКАЛ ПО ДАННЫМ МНОГОЛЕТНИХ ИССЛЕДОВАНИЙ[5]

Домышева В.М., Сакирко М.В., Онищук Н.А., Усольцева М.В., Нецветаева О.Г.
Лимнологический институт СО РАН, г. Иркутск, Россия
hydrochem@lin.irk.ru

Озеро Байкал, расположенное на высоте 456 м над уровнем моря в Восточной Сибири, является самым глубоким (1642 м) и самым большим (23 615 км^3) олиготрофным пресноводным озером на Земле. Озеро простирается примерно на 636 км с юго-запада на северо-восток, со средней шириной 49 км. Оно разделено подводными хребтами на три котловины: южную (максимальная глубина 1461 м), среднюю (1642 м) и северную (904 м). В 1996 г. «Юнеско» объявил Байкал объектом всемирного природного наследия.

Байкал – инерционная система, для полного замещения вод озера водами притоков требуется около 400 лет. Водообмен обеспечивается до глубины 200-300 м свободной температурной конвекцией, а глубже – глубинной вынужденной температурной конвекцией, связанной с эффектом уменьшения температуры максимальной плотности с ростом глубины [1, 2]. Глубинная конвекция возникает весной и в начале зимы из-за термобарической неустойчивости в верхних слоях озера и проявляется в виде глубоко проникающих интрузий вод из этих слоев с низкой температурой, низким содержанием биогенных элементов и обогащенных кислородом. Возраст вод глубже 250 м, определенный с использованием химических трассеров, меняется в разные годы в разных частях озера от 7 до 11 лет, что соответствует величине ежегодного обновления на 9–13,8% [3, 4]. Литоральная зона занимает около 7% площади водного зеркала [5], но оказывает значительное влияние на функционирование экосистемы озера.

Долгое время экосистема Байкала считалась относительно нетронутой, в которой доминировали эндемичные планктонные и бентосные водоросли, множество видов эндемичного зоопланктона и зообентоса, гигантские разветвленные губки [6]. В 2008 г. впервые зарегистрирован активный рост нитевидных бентосных водорослей *Spirogyra spp., Stigeoclonium tenue и Ulothrix spp.* в литорали озера у пос. Листвянка, туристического центра на западном берегу озера, и до настоящего времени наблюдается и в других местах вдоль освоенных и неосвоенных берегов [7, 8].

Для оценки качества вод Байкала в условиях наблюдающихся климатических изменений и активного освоения побережья проводятся мониторинговые исследования химического состава воды в пелагиали с 1993 г. на 20 стандартных станциях (по 5-7 станций в каждой котловине). В литорали озера исследования начаты с 2003 г. на базовой станции в южной котловине в пос. Большие Коты, в 2014 г. выполнены измерения по всей литорали южной части, а в 2016 г. – северной части озера.

Воды Байкала относятся к слабоминерализованным гидрокарбонатно-кальциевым водам первого типа. Суммарная концентрация растворенных в воде солей составляет около 100 мг/л. Еще в средине прошлого столетия К.К. Вотинцев [9] указывал на постоянство концентрации главных ионов по акватории, по глубине и по сезонам года. Это подтверждено и в настоящее время при исследовании Байкала с

[5] Работа выполнена в рамках государственного задания № 0345–2014–0007 (№ гос. регистрации 01201353446)

применением более точных современных методов анализа [10]. Соотношение (в %-экв.) и концентрация главных ионов в воде глубоководной части озера представлены на рис. 1.

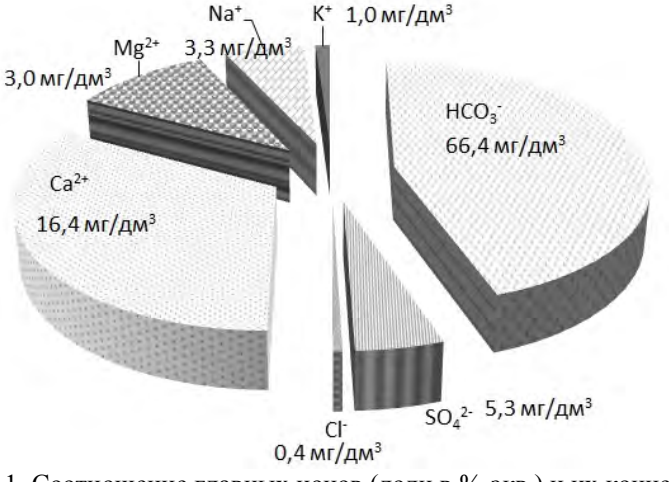


Рисунок 1. Соотношение главных ионов (доли в %-экв.) и их концентрация в воде озера Байкал

Нарушения постоянства содержания главных ионов отмечаются локально – вблизи наиболее крупных притоков озера, где их концентрация в водах рек может быть выше (р. Селенга, р. Баргузин и др.) или ниже соответсвующих значений в открытом озере (реки северной оконечности, реки Хамар-Дабана).

С 1990-х годов концентрация растворенного кислорода в водной толще отдельных котловин остается почти на одном уровне (на определенных горизонтах глубже 400 м среднеквадратичное отклонение составляет 0,05-0,15). Незначительные межгодовые различия концентраций в верхнем 200-метровом слое обусловлены изменениями гидрологических условий, интенсивностью фотосинтеза водорослей в определенные годы, газообменом между водой и атмосферой, а также растворимостью кислорода в зависимости от температуры верхних слоев воды (рис. 2).

Рисунок 2. Межгодовая динамика концентрации кислорода фитопланктона в верхнем 200-метровом слое воды разных котловин озера Байкал

Стабильное высокое значение концентрации кислорода в глубоководной зоне (не ниже 70% насыщения) поддерживается регулярностью обновления воды в результате глубинной конвекции [11]. В верхнем 100-200-метровом слое концентрация кислорода подвержена сезонным изменениям. По мере прогрева поверхностных

вод содержание кислорода к августу-сентябрю снижается на 15-20%, но насыщение им воды остается на прежнем уровне – не выше 90%.

Содержание биогенных элементов и органического вещества в воде Байкала имеет ярко выраженную вертикальную стратификацию и закономерную сезонную и межгодовую динамику. Вертикальное распределение биогенных элементов в воде Байкала характеризуется постоянным ростом их содержания с глубиной. Сезонные изменения содержания нитратов и фосфатов в пелагиали озера отмечаются в верхнем 100-метровом слое воды, иногда распространяясь в более глубокие слои. Динамика их концентрации в течение года имеет два максимума (в январе-феврале и во второй половине июня и июле) и два минимума (в мае и августе-сентябре) [9]. Летний минимум продолжительный, иногда приводит к полному исчезновению нитратов и снижению фосфатов до 1-5 мкг/дм^3. Весенний минимум концентрации нитратов и фосфатов ярко проявляется только в годы массового развития диатомовых водорослей, и только в эти же годы наблюдаются сезонные изменения концентрации кремния (рис. 3).

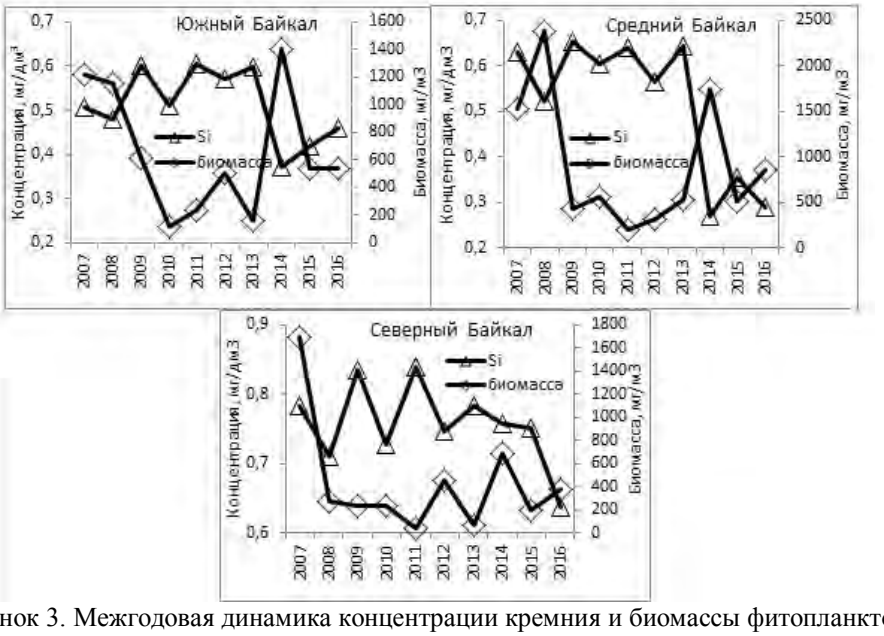


Рисунок 3. Межгодовая динамика концентрации кремния и биомассы фитопланктона в верхнем 200-метровом слое воды разных котловин озера Байкал

В последние три года (2014-2016 гг.) отмечается снижение концентраций биогенных элементов в верхнем 200-метровом слое воды. Содержание кремния уменьшилось на 24% в южной, на 50 % в средней и 8 % в северной котловине, фосфатов, соответственно, на 4 %, 21 % и 12 %. В отличие от годовой динамики концентрации биогенных элементов и растворенных газов в пелагиали, в литорали озера отсутствует второй максимум содержания этих компонентов в июле. Июльский пик в пелагиали [9] обусловлен завершением вегетации подледного комплекса и не начавшимся еще развитием летних видов водорослей. В литорали активное развитие бентосных и планктонных водорослей [12] приводит к интенсивному потреблению биогенных элементов и углекислого газа, а рост температуры воды вызывает снижение концентрации растворенных газов в июле.

Пространственное распределение нитратов и фосфатов в пелагиали (по длине озера) зависит от интенсивности развития фитопланктона на отдельных районах

озера, концентрация кремния возрастает в северной котловине в результате поступления его с водами притоков и более слабого развития комплекса диатомовых водорослей [13].

В литорали озера хорошо выражена суточная изменчивость концентрации биогенных элементов и диоксида углерода с максимумом в раннее утреннее и минимумом в послеполуденное время, суточная динамика содержания кислорода противоположна. Значительные суточные изменения концентрации этих компонентов наблюдались в июне. В августе, когда активно развивались фитобентос и макрофиты, четкого суточного хода биогенных элементов из-за их низких концентраций не отмечено, но размах содержания растворенных газов в течение суток сопоставим с июньским. В зимний период суточные изменения содержания биогенных элементов также были незначительны вследствие слабого развития фитопланктона в это время.

Первичная продукция в литоральной зоне, несмотря на меньшую площадь ее, вносит ощутимый вклад в общую продукцию озера. Весной, начиная с марта, подо льдом происходии активизация процессов первичного продуцирования. Первичная продукция максимальна в зимний период, межгодовые различия в ее величине обусловлены как количественным, так и качественным составом фитопланктона (рис. 4). Высокие показатели деструкции в летне-осенний период, превышающие уровень продукции, свидетельствуют о высокой численности и активности бактериопланктона и большом притоке аллохтонного органического вещества. Летний планктон характеризуется доминированием комплекса перидиниевых видов водорослей, которые в условиях избытка органических веществ обладают способностью частичного перехода на гетеротрофное питание, что также ведет к уменьшению количества кислорода в среде.

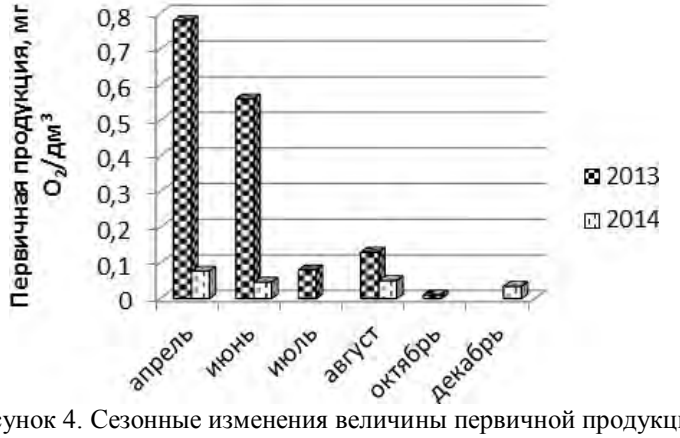


Рисунок 4. Сезонные изменения величины первичной продукции в литорали южной котловины озера Байкал

Исследования в литорали южной и северной котловин в августе 2014 и 2016 гг. показали, что концентрация биогенных элементов низкая, в основном меньше, а насыщение воды кислородом больше, чем в воде пелагиали в этот период. В целом наблюдающиеся концентрации биогенных элементов и их суточная динамика в поверхностной воде открытой литорали Южного и Северного Байкала вполне соответствуют данным многолетних измерений в летних условиях, полученных в литоральной зоне на базовой станции. Исследования в литорали южной и северной котловин в августе 2014 и 2016 гг. показали, что концентрация биогенных элементов низкая, в основном меньше, чем в воде пелагиали в этот период. Насыщение воды

кислородом превышает таковую в пелагиали озера. В целом наблюдающиеся концентрации биогенных элементов и их суточная динамика в поверхностной воде открытой литорали Южного и Северного Байкала вполне соответствуют данным многолетних измерений в летних условиях, полученных в литоральной зоне на базовой станции. Основной угрозой для экосистемы озера остаются проблемы локального загрязнения прибрежных вод акватории биогенными элементами, органическим веществом, поступающими с притоками, а также от населенных пунктов, туристических комплексов, расположенных на берегу озера, что способствует интенсивному развитию водорослей, накоплению их остатков и ведет к вторичному загрязнению вод литорали.

Таким образом, многолетние исследования химического состава воды озера Байкал, показывают, что, содержание главных ионов постоянно во всей водной толще. Тенденции изменения содержания главных ионов в воде Байкала в настоящее время не прослеживается. Вода озера богата кислородом, насыщение воды которым даже в придонных горизонтах не опускается ниже 70%. Биогенные элементы в пелагиали содержатся в небольших количествах, их концентрации возрастают с глубиной. В последние три года наблюдается снижение их содержания в верхнем 200-метровом слое воды, ниже этого слоя значимых различий в концентрации этих элементов не отмечено.

Литература

1. *Шимараев М.Н., Троицкая Е.С., Домышева В.М.* Интенсивность вертикального обмена в отдельных котловинах Байкала. // География и природные ресурсы. – 2003. № 3. С. 68-73.
2. *Шимараев М.Н., Гнатовский Р.Ю., Блинов В.В., Иванов В.Г.* К вопросу об обновлении глубинных вод в Байкале //ДАН. – 2011. – т. 438. - № 1. – С. 121-124.
3. *Killworth P.D., Carmack E.C., Weiss R.F., Matear R.* Modeling deep-water reneval in Lake Baikal // Limnol. Oceanogr. 1996. Vol. 41. N 7. P. 1521-1538.
4. *Hohmann R., Kipfer R., Peeters F., Piepke G., Imboden D.M., Shimaraev M.N.* Processes of deep-water renewal in Lake Baikal // Limnolog., Oceanogr. 1997. Vol. 42 (5). P. 841-855.
5. *Фиалков В.А.* Течения прибрежной зоны озера Байкал. Новосибирск: Наука, 1983. – 193 с.
6. *Кожов М.М.* Байкал и его жизнь. Иркутск: Книжное изд-во.1963. – 98 с.
7. *Kravtsova L.S., Izhboldina L.A., Khanaev I.V., Pomazkina G.V., Rodionova E.V., Domysheva V.M., Sakirko M.V., Tomberg I.V., Kostornova T.Ya., Kravchenko O.S., Kupchinsky A.B.* Nearshore benthic blooms of filamentous green algae in Lake Baikal. // Great Lakes Research. 2014. N 40. P. 441-448.
8. *Timoshkin O.A., Samsonov D.P., Yamamuro M., Moore M.V., Belykh O.I., Malnik V.V., Sakirko M.V., Shirokaya A.A., Bondarenko N.A., Domysheva V.M., Fedorova G.A.,* et al. Rapid ecological change in the coastal zone of Lake Baikal (East Siberia):Is the site of the world's greatest freshwater biodiversity in danger? //Journal of Great Lakes Research. 2016. N 42. P. 487-497.
9. *Вотинцев К.К.* Гидрохимия озера Байкал. – М.: АН СССР. 1961. – 312 с.
10. *Грачев М.А., Домышева В.М., Ходжер Т.В.* и др. Глубинная вода озера Байкал – природный стандарт пресной воды // Химия в интересах устойчивого развития. 2004. № 12. С. 417-429.
11. *Шимараев М.Н., Домышева В.М., Гнатовский Р.Ю., Блинов В.В.* Влияние

глубинной конвекции на аэрацию вод придонной зоны Байкала // География и природные ресурсы. 2016. № 3. С. 70-77.

12. *Бондаренко Н.А., Белых О.И., Логачёва Н.Ф., Тихонова И.В., Волкова Е.А.* Микроводоросли прибрежной зоны озера Байкал // Известия ИГУ. Серия Биология. Экология. 2012. Т. 5. № 3. С. 88–102.

13. *Поповская Г.И.* Фитопланктон Байкала и его многолетние изменения (1958-1990 гг.) // Диссерт. на соиск. уч. степ. д-ра биолог. наук в форме научного доклада. Новосибирск. 1991. – 32 с.

ОСНОВНЫЕ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ УГЛЕПРОМЫШЛЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ[6]

Закруткин В.Е.[1], *Никаноров А.М.*[2], *Решетняк О.С.*[1], *Гибков Е.В.*[1], *Скляренко Г.Ю.*[1]
[1]Институт наук о Земле Южного федерального университета,
г. Ростов-на-Дону, Россия
[2] Гидрохимический отдел Института водных проблем РАН, г. Ростов-на-Дону
olgare1@mail.ru

Введение. Угольная промышленность считается одним из наиболее мощных факторов антропогенного преобразования окружающей среды. Природные геосистемы в пределах углепромышленных территорий на протяжении многих десятилетий подвергаются интенсивному техногенному воздействию. Осложнение экологической ситуации происходит на всех этапах разработки угольных месторождений и усиливается в период реструктуризации и закрытии нерентабельных шахт. Добыча и переработка угля, длительное воздействие угледобывающей промышленности на компоненты окружающей среды на территории Восточного Донбасса привели к возникновению ряда экологических проблем, которые усугубились в период реструктуризации угольных шахт путем их затопления. В числе основных экологических проблем можно выделить [1-5]:

1) *наличие породных отвалов***,** вызывающих загрязнение атмосферы при горении и «пыление», гидросферы – при просачивании через них атмосферных осадков, сточных техногенных вод из-под породных отвалов и др.;

2) выход на поверхность «*мертвого воздуха*» и выделение из выработок токсичных и взрывоопасных газов;

3) *ухудшение качества* поверхностных и подземных вод (засоление, загрязнение тяжелыми металлами), а также состояния водных экосистем в целом;

4) *нарушение режима* поверхностных и подземных вод (уменьшение водности рек, пересыхание малых водотоков, подъем уровня подземных вод, подтопление и заболачивание территории);

5) *усиление деформации земной поверхности,* повышение провалоопасности территории и активизация микросейсмических явлений;

6) *изъятие значительных площадей земель* из хозяйственного использования в связи с размещением на них отходов угледобывающей отрасли.

Необходимо отметить, что среди перечисленных выше экологических проблем именно *ухудшение экологической обстановки и снижение качества природных вод* заслуживают особого внимания. Дело в том, что добыча и переработка угля, ликви-

[6] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00376).

дация выработанных шахт сопровождаются извлечением на дневную поверхность и сбросом в поверхностные водные объекты огромных объемов техногенно измененных подземных (шахтных) вод, которые более минерализованы, прежде всего, за счет повышенного содержания сульфатов. В ходе ликвидации шахт, особенно «мокрым» способом, отмечаются значительные изменения состава природных вод по сравнению с этапом эксплуатации шахт. Эти изменения проявляются в увеличении минерализации, содержания многих макро- и микрокомпонентов, превращении бывших микрокомпонентов (в частности железа) в макрокомпоненты [6, 7]. Это характерно для рек с малой и средней водностью (с низкой разбавляющей способностью), химический состав воды которых формируется в значительной степени под влиянием шахтных вод.

Не менее важной гидроэкологической проблемой углепромышленных территорий является *деградация поверхностной и подземной гидросфер*. Поверхностные водные объекты испытывают комплексное воздействие в районах добычи, переработки и хранения угля. При этом наиболее уязвимы малые и средние реки в силу невысокой самоочищающей способности. Многие из них практически утратили свои природные функции, стали непригодными для использования не только в питьевых, но и в хозяйственных целях [3, 4].

Во многих угольных бассейнах на территории Российской Федерации в зоне непосредственного влияния объектов угольной промышленности наблюдается *трансформация компонентного состава речных вод*. Так, для рек Восточного Донбасса (бассейны Северского Донца и Тузлова в пределах Ростовской области) характерно усиление процесса засоления, которое вызвано увеличением минерализации воды и высокой концентрацией солеобразующих компонентов – сульфатов, ионов натрия и магния [1, 2].

В Пермском крае, на территории Кизеловского угольного бассейна, в зоне техногенного загрязнения находятся реки Яйва, Косьва, Усьва и их притоки. Здесь также наблюдается рост минерализации воды, увеличение содержания всех катионов, прежде всего, щелочных и щелочно-земельных металлов, происходит частичное или полное вытеснение гидрокарбонат-иона сульфат-ионом [8, 9]. Еще большая изменчивость прослеживается в составе и содержании в речной воде микроэлементов (особенно тяжелых металлов). Приоритетными загрязнителями речных вод Кузнецкого угольного бассейна являются Fe, Cu, Zn, Cd [10], Восточного Донбасса – Fe, Al, Mn, Cu, Sr, загрязнение которыми носит устойчивый характер с частым превышением ПДК [7], Кизеловского угольного бассейна – Fe и Mn, с кратностью превышения ПДК в сотни и тысячи раз [8].

Для многих водотоков в пределах угольных бассейнов характерно не только высокое содержание в воде соединений тяжелых металлов, но и других поллютантов. Наблюдается усиление загрязнения речных вод до аномально высоких значений такими компонентами, как фенолы и нефтепродукты [9], а в Приморском крае России в реках на территории Лучегорского, Партизанского, Хасанского, Тавричанского, Подгороденского и Артемовского угольных бассейнов зафиксировано повышенное содержание метана [11]. Высокая степень насыщения поверхностных вод метаном не только ухудшает качество водной среды, но и создает опасную ситуацию, поскольку вытесненный водой метан образует взрывоопасную смесь в воздухе (при содержании 6-9 %).

Подобная трансформация компонентного состава поверхностных вод углепромышленных территорий не могла не сказаться на качестве воды рек, значительно

ухудшающимся в районах наибольшей концентрации объектов угледобычи и переработки угля. Многие водотоки на территории угольных бассейнов относятся к водным объектам со стабильно высоким уровнем химического загрязнения, водная среда которых классифицируется 4-ым и 5-ым классами качества [1, 2, 10, 12] (см. табл. 1).

Таблица 1. Качество речной воды в пределах отдельных угольных бассейнов РФ [4]

Реки (бассейны рек)	Угольный бассейн	Класс качества воды (степень загрязненности)
Косьва, Чусовая	Кизеловский	5-ый («экстремально грязная»)
Иня, Аба, Малый Бачат	Кузнецкий	4-ый («грязная»)
Северский Донец, Тузлов	Восточный Донбасс	4-ый («грязная») и 5-ый («экстремально грязная»)
Сусуя, Поронай, Углегорка	Сахалинский	4-ый («грязная»)

Сравнительный анализ химического состава и уровня загрязнения поверхностных и подземных вод в пределах Восточного Донбасса показал, что они характеризуются одинаковым набором типоморфных компонентов-загрязнителей (Na+K, Ca, Mg, SO4, Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu). Ареалы распространения вод с одинаковым уровнем загрязнения практически совпадают. Данные обстоятельства свидетельствуют: на формирование химического состава поверхностных и подземных вод Восточного Донбасса при тесном их взаимодействии друг с другом основное влияние оказывает единый мощный источник загрязнения – техногенные шахтные воды [13].

Длительная добыча угля приводит к широкомасштабным воздействиям и на подземные воды. Нарушается их режим и баланс, существенно изменяется химический состав. Эта проблема особенно актуальна на фоне сокращения запасов чистых питьевых вод. Наиболее остро она проявилась в Восточном Донбассе – густонаселенном аграрном регионе, находящемся в засушливых климатических условиях. Несмотря на высокую потребность населения, подземные воды не могут использоваться в хозяйственных целях из-за сильной загрязненности. По результатам комплексной оценки качество подземных вод относится к категориям «грязная и очень грязная» – «чрезвычайно грязная» [14]. Критическая гидроэкологическая ситуация характерна для других угольных бассейнов и месторождений России: Кизеловского, Челябинского, Кузнецкого, Печорского, Раздольненского, Партизанского, Угловского и Сахалинского [15].

Загрязненность подземных вод имеет общие закономерности, характерные для всех угленосных провинций. На фоне значительного роста минерализации вод, обусловленного увеличением содержаний основных макрокомпонентов, в них наблюдается еще более резкое увеличение концентраций микрокомпонентов – тяжелых металлов, представляющих серьезную опасность для здоровья населения. Так, для одного из старейших углепромышленных регионов – Восточного Донбасса, характерны хлоридно-сульфатные воды, общая минерализация которых достигает 7,5 г/дм^3, содержания Cl^- – 2,3 г/дм^3 и SO_4^{2-} – 4,3 г/дм^3, а среди катионов - преобладают Na^+ (до 1,4 г/дм^3) и Ca^{2+} (до 0,6 г/дм^3). Среди микрокомпонентов подземных вод приоритетными являются Fe, Cu, Mn, Al, Sr, концентрация которых превышает ПДК до 85 раз [14].

Схожим химическим составом обладают подземные воды и других угольных бассейнов Европейской части России. Например, минерализация вод Кизеловского бассейна может достигать 24 г/дм^3 [16]. Для загрязненных подземных вод бассейнов Сибири и Дальнего Востока чаще характерен гидрокарбонатно-натриевый состав. Их минерализация в Кузбассе достигает 2,4 г/дм^3, причем в незагрязненных аналогах она составляет в среднем 0,4 г/дм^3. При этом усиливается роль ионов Na^+ и сульфатов.

Локализация участков максимального загрязнения подземных вод связана с концентрацией объектов угледобычи и геологическим строением территорий угольных бассейнов [12]. Так, смыкание выработанного подземного пространства шахт ведет к образованию крупных зон техногенной трещиноватости и формированию техногенного водоносного комплекса [15, 17]. Он характеризуется высокой проницаемостью водовмещающих пород, гидравлической связью глубинных шахтных вод и подземных вод различных водоносных горизонтов, в том числе и грунтовых, и, как следствие, максимальным уровнем загрязнения.

К природным факторам, усугубляющим загрязнение подземных вод, относятся условия залегания пород водоносной толщи, направление течения потока подземных вод, а также наличие в пределах природно-техногенных водоносных комплексов разрывных нарушений и зон дробления, обеспечивающих увеличение площади контакта подземных вод с горными породами и усиление перетоков шахтных вод [13].

Следовательно, углепромышленные районы являются наименее благополучными в экологическом отношении. Природный комплекс на протяжении многих десятилетий подвергается мощному комплексному техногенному воздействию. В связи с этим необходимы неотложные меры по оздоровлению экологической обстановки. Эти меры должны быть направлены в первую очередь на минимизацию последствий воздействия на окружающую среду приоритетных источников, в числе которых твердые отходы добычи и переработки угля, а также техногенные шахтные воды. Для обеспечения контроля эффективности природоохранных мероприятий необходима разработка и внедрение специализированной системы геоэкологического мониторинга.

Литература

1. *Закруткин В.Е.*, *Иваник В.М.* Состояние загрязненности воды рек Ростовской области в районах техногенного влияния ликвидируемых шахт Восточного Донбасса (реки бассейна Тузлова) // Материалы научно-практ. конф. с межд. участием «Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод России». Ч. 1. Ростов-на-Дону, 2009. – С. 88-91.

2. *Закруткин В.Е.*, *Иваник В.М. , Гибков Е.В. , Скляров В.В.* Оценка влияния ликвидируемых шахт Восточного Донбасса на гидрохимический состав малых рек бассейна Северского Донца // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки, № 3. – 2010. – С. 84-87.

3.*Закруткин В.Е., Иваник В.М. , Гибков Е.В.* Эколого-географический анализ рисков реструктуризации угольной промышленности в Восточном Донбассе // Известия РАН, Серия географическая, 2010. – № 5. – С. 94-102.

4. *Закруткин В.Е.*, *Гибков Е.В., Скляренко Г.Ю., Решетняк О.С.* Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий // Проблемы безопасности окружающей среды. Сб. трудов международной научной конференции государств-

членов Организации договора о коллективной безопасности, Ереван, 27– 29 сентября 2016 г. – Ереван: Гитутюн» НАН РА, 2016. – С. 85-92.

5. Экологический мониторинг ликвидации неперспективных шахт Восточного Донбасса / Под ред. В.М. Еремеева. Шахты, 2001. – 182 с.

6. *Приваленко В.В*. Загрязненность поверхностных вод / Проблемы и перспективы комплексного освоения минеральных ресурсов Восточного Донбасса / гл.ред. Г.Г. Матишов. – Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2005. – С.143-147.

7. *Решетняк О.С., Закруткин В.Е., Гибков Е.В*. Микроэлементы в речных водах Восточного Донбасса // Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий. Сборник трудов научной конференции с международным участием; Южный федеральный университет. – Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2015. – С. 283-295.

8. *Ковалевская Н.П*. Биогеохимический потенциал микробиологических барьеров в формировании качества воды рек Кизеловского угольного бассейна // Фундаментальные исследования. 2015. №2-19. С. 4203-4208; URL: http://www.fundamental-research.ru/ru/article/view?id=37930 (дата обращения: 14.05.2016).

9. *Максимович Н.Г., Меньшикова Е.А., Блинов С.М*. Геоэкологическое состояние рек в районах освоения угольных месторождений // Геология и минеральные ресурсы Европейского северо-востока России: новые результаты и новые перспективы: Материалы XIII Геол. съезда Респ. Коми. Сыктывкар, 1999. – С.156-159.

10. *Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Ничипорова И.П., Лавренко Н.Ю*. Динамика качества поверхностных вод на территории Кузнецкого угольного бассейна // Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий. Сб. трудов научн. конф. с междун. участием. – Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2015. – С. 283-295.

11. *Мишукова Г.И., Мишуков В.Ф., Обжиров А.И*. Особенности проявления метана в природных водах на территории Приморского края России // Вестник ДВО РАН, 2009. – № 6. – С. 43- 49.

12. *Максимович Н.Г., Черемных Н.В., Хайрулина Е.А.* Экологические последствия ликвидации Кизеловского угольного бассейна // Географический вестник, 2006. – № 2. – С.128-134.

13. *Закруткин В.Е.*, *Гибков Е.В., Скляренко Г.Ю., Решетняк О.С*. Сравнительная оценка качества поверхностных и подземных вод Восточного Донбасса по гидрохимическим показателям // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки, 2016. – № 2. – С. 91-99.

14. *Закруткин В.Е., Скляренко Г.Ю., Гибков Е.В*. Особенности химического состава и степень загрязненности подземных вод углепромышленных районов Восточного Донбасса // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки, 2014. – № 4. –С. 73-77.

15. *Тарасенко И.А., Зиньков А.*В. Природно-техногенные преобразования гидролитосферы в районах ликвидированных угольных шахт // Вестник инженерной школы ДВФУ. 2013. № 3 (16). – С. 52–59.

16. *Имайкин А.К., Блинов С.М*. Гидродинамический режим шахтных вод Кизеловского угольного бассейна // Естественные и технические науки. Москва, 2012. – С. 224-229.

17. *Елохина С.Н*. Исследование геоэкологических последствий самозатопления шахтных полей // Геоэкология, 2004. – № 5. – С. 405-414.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ КАРТОГРАФИРОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ ОЗЕР РОССИИ КАК ВОЗМОЖНОСТЬ ВИЗУАЛИЗАЦИИ ДАННЫХ ПО КОЛИЧЕСТВЕННЫМ И КАЧЕСТВЕННЫМ ХАРАКТЕРИСТИКАМ

Измайлова А.В., Корнеенкова Н.Ю.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия
ianna64@mail.ru

В последние годы в Институте озероведения РАН выполнен комплекс работ по оценке водных ресурсов озер Российской Федерации и обобщению накопленной за многолетний период разноплановой информации по лимнологически изученным водоемам страны. Результатом этих работ явились две монографии по озерам России, написанные авторским коллективом, включающим В.А. Румянцева, В.Г. Драбкову и А.В. Измайлову [1, 2], а также ряд статей в рецензируемых научных журналах и сборниках. Обширный материал, собранный в ходе выполнения данного комплекса работ, результаты которого уже частично опубликованы, может представлять значительный интерес для органов управления и планирования. В связи с этим для удобства использования накопленной информации представляется рациональным подать ее в наглядной картографической форме. При получении соответствующего финансирования предполагается издание Атласа водных ресурсов озер страны. При размерах нашей страны, значительных запасах озёрных вод, сочетающихся с их крайне неравномерным распределением по территории, слабо согласованным с основными центрами размещения населения и хозяйственного развития, такая работа является актуальной и интересной, в том числе с методологической точки зрения.

Рассчитанные в ИНОЗ РАН для различных территориальных образований РФ [3-5] величины суммарной водной поверхности (или озерности, как ее удельного показателя), наряду с общими водными ресурсами озер дают четкое представление о распределении озерного фонда. При этом озерность, прежде всего, свидетельствует о возможностях образования и дальнейшего существования водоемов в данных физико-географических условиях, однако может слабо отражать общие запасы воды. В то же время суммарная величина водных ресурсов, определяемая, прежде всего, наличием больших и глубоких озер, слабо зависит от общего количества водоемов в пределах рассматриваемой территории, но отражает реальные запасы воды, характеризующиеся достаточно легкой доступностью для водопользователей.

Исходя из этого, Атлас водных ресурсов озер должен предоставлять следующие данные:

- абсолютные и удельные величины водных ресурсов озер и искусственных водоемов по федеральным округам и субъектам РФ, необходимые для рационального использования и охраны водных ресурсов;
- объемы вод, сосредоточенных в крупнейших водоемах РФ;
- показатели временной изменчивости водных ресурсов озер;
- качественные характеристики водных ресурсов озер;
- оценку экологического состояния водных ресурсов озер.

В числе задач, необходимых для создания Атласа – теоретическое обоснование методик картографирования, в том числе картографирования озерности как одной из морфометрических характеристик, широко используемой при различных гидро-

логических расчетах. При этом термину озерности необходимо уделить особое внимание.

Согласно определению, предлагаемому в Географическом словаре [6], *озерностью* называется отношение суммы водной поверхности всех озер, прудов и водохранилищ к площади суши данного бассейна, области или другого географического региона, выраженное в процентах. Применительно к гидрологическим расчетам, в которых озерность, прежде всего, выступает как показатель степени зарегулированности речного стока, данное определение абсолютно оправдано. Однако часто бывает необходимым выделять *природную* (естественную) *озерность*, то есть отношение к площади региона суммарной водной поверхности лишь водоемов естественного происхождения. Природная (естественная) озерность представляет интерес для лимнологических исследований, также ее величина необходима при анализе водного фонда страны и происходящих с ним изменений, идущих обычно в двух направлениях – постоянно происходит наращение количества водоемов искусственного происхождения, а также изменение площади водоемов естественного происхождения, связанные как с природными, так и антропогенными факторами.

История создания искусственных водоемов России насчитывает более трех столетий, однако наиболее активный период приходится на вторую половину XX века, так что к настоящему времени суммарная площадь водной поверхности водохранилищ, прудов, котлованов и других водоемов антропогенного генезиса составляет ~65 000 км^2 или ~20% от суммарной площади всех естественных водоемов РФ (~335 000 км^2) [3]. Как результат, средняя озерность по стране с начала XX века до настоящего времени увеличилась до 2.34% (более чем на 0.35%). На рис. 1 представлена диаграмма увеличения площадей водной поверхности крупнейших искусственных водоемов России, вносящих основной вклад в суммарную площадь их водной поверхности.

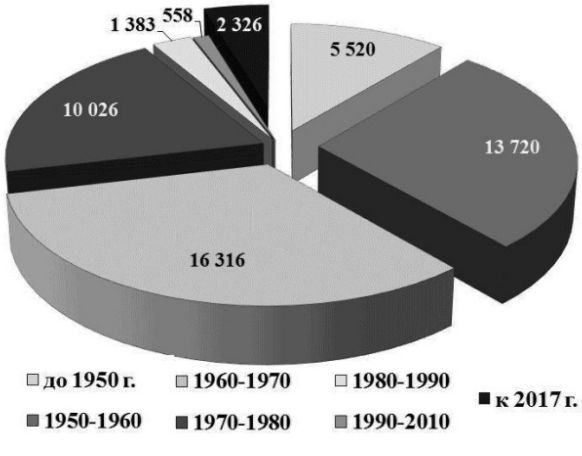


Рисунок 1. Увеличение площади водной поверхности (км^2) крупнейших водохранилищ РФ, по десятилетиям

За счет строительства искусственных водоемов значительное увеличение площадей водной поверхности произошло в центре и на юге Европейской части России (ЕЧР), в результате чего крайне низкая озерность, наблюдавшаяся здесь, возросла на 1-2 порядка. Наибольший рост показателя озерности (более чем в 50 раз) наблюдается в Ульяновской области (с 0.03 до 7.1%), республиках Адыгея (с 0.06 до 5.66%), Татарстан (с 0.11 до 6.45%) и Марий Эл (с 0.13 до 6.54%), Белгородской (с

0.06 до 0.61%) и Орловской областях (с 0.004 до 0.22%), Республике Северная Осетия (0.001 до 0.14%). Благодаря созданию искусственных водоемов площадь водной поверхности в пределах ЕЧР возросла почти в 1.5 раза, а средняя озерность на 1% (с 2.1 до 3.1%), суммарный запас вод, заключенных в различные водоемы, увеличился примерно на 250 км^3. При этом необходимо отметить, что увеличение общей озерности сопровождалось во многих областях снижением естественной озерности, в значительной степени происходящим из-за изменения системы дренажа при строительстве искусственных водоемов.

Наряду с Европейской частью страны, увеличение коэффициента озерности за счет строительства искусственных водоемов происходило и в ее азиатской части, однако не столь значительно. Суммарная площадь водной поверхности возросла здесь за счет гидростроительства в 1.1 раза, а средняя озерность на 0.2% (с 1.9 до 2.1%), при этом суммарный запас вод, заключенных в водоемы, увеличился примерно на 640 км^3. Наибольший рост озерности наблюдался в Амурской (в 16 раз) и Кемеровской областях (в 3 раза), в республике Хакасия (в 2.4 раза) и Свердловской области (в 1.5 раза).

Обращает на себя внимание следующий факт. Несмотря на то, что около 80% всех водоемов страны сосредоточены в пределах Азиатской части России (АЧР), средняя озерность в естественных условиях и с учетом антропогенного воздействия (за счет строительства искусственных водоемов) в Европейской части страны выше. По объемам вод, заключенных в различные водоемы, АЧР с учетом водозапасов оз. Байкал превосходит Европейскую часть в 15.5 раз, а без их учета – уступает ей.

Детальность, с которой в рамках оценки водных ресурсов озер происходило определение водной поверхности территории РФ и полученный огромный пространственно-распределенный массив точечных характеристик, делают возможным составление достаточно подробных карт озерности как для всей территории России, так и для отдельных регионов. На рис. 2 представлены карты общей (а) и естественной (б) озерности, построенные для территории Уральского Федерального округа (ФО). Для разработки карт использовались возможности свободной геоинформационной системы с открытым кодом QuantumGIS (QGIS), практичная рабочая среда которой предоставляет широкие возможности работы с большими массивами пространственно-распределенных данных и спутниковой информацией. Для обеспечения хорошей визуализации разработана шкала значений, учитывающая значительную амплитуду коэффициентов озерности рассматриваемой территории. Следует отметить, что при укрупнении часто имеет смысл изменять шкалу, что требует создания отдельных карт-врезок.

Анализ построенных карт свидетельствует, что, несмотря на повышенную величину средней озерности Уральского ФО (естественная – 3.88%, общая – 3.94%), ее значения сильно варьируют по территории – от практически нулевых значений до нескольких десятков процентов. За счет гидростроительства средняя озерность всего Уральского ФО была увеличена всего на 0.06%. В условиях избыточного увлажнения и большого числа естественных водоемов в пределах Ямало-Ненецкого и Ханты-Мансийского автономных округов искусственные водоемы практически не создавались. Основное увеличение водной поверхности наблюдалось на Среднем и Южном Урале, в наиболее заселенных и экономически развитых областях – Свердловской (с 0.44 до 0.7%) и Челябинской (с 2.33 до 2.95%) (см. рис. 3).

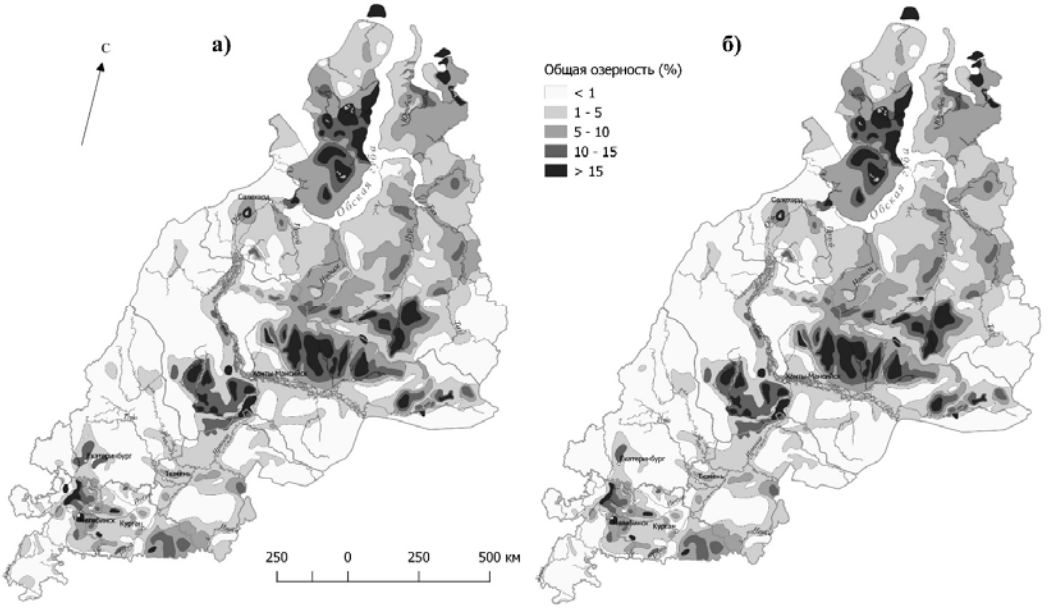


Рисунок. 2. Карты озерности Уральского ФО: (а) общая, (б) естественная

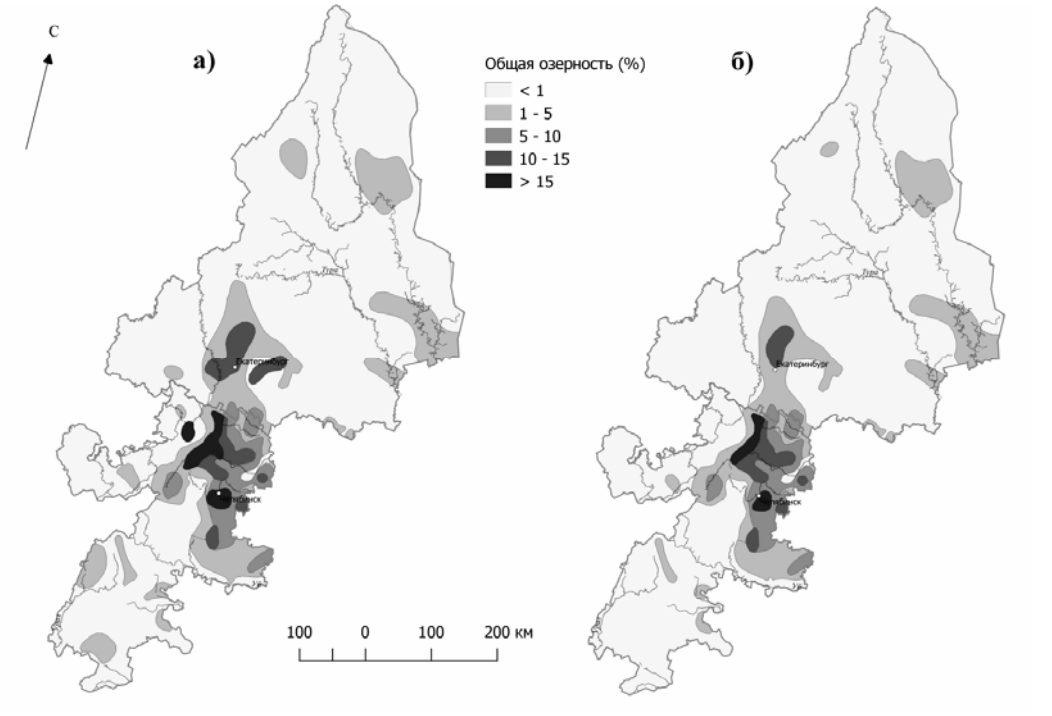


Рисунок 3. Карты озерности Свердловской и Челябинской областей:
(а) общая, (б) естественная

Рассматривая озерность как одну из важнейших характеристик водного фонда страны при создании Атласа водных ресурсов необходимо не только разделять общую и естественную озерность территории, но и учитывать временные вариации данной величины для ряда регионов. Хорошо известно, что площади зеркала водо-

емов характеризуются определенной изменчивостью во внутригодовом и многолетнем разрезе времени, определяемой чередованием фаз обводнения (маловодья и многоводья). Эта изменчивость обусловлена внутривековыми колебаниями климатических характеристик, среди которых определяющими являются атмосферные осадки и температура воздуха. Необходимо отметить, что если эти колебания фактически не отражаются на средних значениях озерности как в целом по стране, так и по Федеральным округам, то уже на уровне субъектов федерации они начинают проявляться, что особенно заметно в регионах недостаточного и неустойчивого увлажнения. Так, например, средняя озерность Забайкальского края в периоды низкой и высокой водности может отличаться почти в 3 раза (0.16 и 0.45 %, соответственно). Поэтому при составлении Атласа водных ресурсов озер необходимо наряду с коэффициентами озерности для ряда регионов учитывать и их вариацию, по крайней мере – для областей неустойчивого и недостаточного увлажнения, наиболее нуждающихся в водных ресурсах и наиболее чувствительных к их изменениям.

Построение карт общей и естественной озерности, а также карт вариации данного показателя представляется важным и ранее не рассматриваемым этапом для оценки изменчивости водных ресурсов озер страны. Как уже указывалось выше, наряду с картами, характеризующими количественные показатели водных ресурсов страны, Атлас водных ресурсов озер также будет включать набор карт, отражающих качественные характеристики водных ресурсов озер и их экологическое состояние. Необходимый набор критериев, позволяющих оценить качество озерных вод применительно не к отдельному водному объекту, а к территориям, ресурс которых определяется, опубликован в [7] и включает:

- *величины общей минерализации*, как показателя, определяющего пригодность воды для ее использования;
- *соотношения главных ионов*;
- *величины pH воды*, отражающие природную обстановку и степень искусственного закисления водоемов;
- категории *трофности водоемов*, как важнейшего показателя состояния озерных экосистем;
- степень заиления водоемов;
- превышения существующих норм *содержания токсичных веществ*;
- показатели *чувствительности и уязвимости* водных экосистем к изменениям антропогенной нагрузки.

Работа по созданию Атласа водных ресурсов озер России предлагается впервые и является визуализированным представлением выполненной авторами современной оценки озерных ресурсов РФ, удобным для специалистов различных областей знания (географов, гидрологов, экономистов и др.).

Литература

1. *Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Измайлова А.В.* Озера Европейской части России. СПб.: Лема. 2015. 390 с.

2. *Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Измайлова А.В.* Озера Азиатской части России. СПб.: Лема. 2017. 500 с.

3. *Измайлова А.В.* Водные ресурсы озер Российской Федерации // География и природные ресурсы. 2016. № 4. С. 5-14.

4. *Измайлова А.В.* Озерные водные ресурсы европейской части Российской Федерации. Водные ресурсы. 2016. Т. 43. № 2. С. 122-133.

5. *Измайлова А.В., Корнеенкова Н.Ю.* Результаты новой оценки озерных водных ресурсов России // В сб.: География: развитие науки и образования. Коллективная монография по материалам Междун. научно-практ. конф. LXIX Герценовские чтения / Отв. ред. В.П. Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2016. – Часть I. – С. 274-278.

6. *Пармурзин Ю.П., Карпов Г.В.* Словарь по физической географии. Учебное издание. М.: Просвещение, 1994. 367 с.

7. *Измайлова А.В.* Критерии региональной оценки качества озерных водных ресурсов //Общество. Среда. Развитие. 2015. № 4. С. 176-181.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ЗАИЛЕНИЯ ВОДОЕМА РЕЧНЫМИ НАНОСАМИ

Кондратьев С.А., Шмакова М.В.
Институт озероведения РАН, Санкт-Петербург, Россия
kondratyev@limno.org.ru

Натурные наблюдения за гидродинамикой водоемов и процессами их заиления речными наносами трудоемки и дорогостоящи, а часто и невозможны. В этой связи возникает потребность в разработке модельной системы, описывающей поступление речных наносов в водоем, его гидродинамику в совокупности с взмывом, переносом и переотложением частиц наносов. К настоящему времени разработан и верифицирован ряд моделей, которые могут быть использованы в качестве блоков такой модельной системы. Это модели формирования стока с водосбора [1–3], модели транспорта наносов в руслах рек [4, 5], модели гидродинамики водоемов и переноса в них взвешенных частиц [6–10]. Целью настоящего исследования является:

1. Построение моделирующей системы, объединяющей модели формирования стока воды на водосборе, транспорта наносов в русле реки, а также гидродинамики водоема и его заиления речными наносами.

2. Практическая реализация моделирующей системы на примере водохранилища Сестрорецкий Разлив.

Предлагаемая схема моделирующей системы, позволяющей выполнять расчеты поступления речных наносов в водоем и его заиления, приведена на рис. 1.

Рисунок 1. Схема моделирующей системы для расчета поступления речных наносов в водоем и его заиления

В соответствии с приведенной схемой основными компонентами такой системы являются модели: формирования стока на водосборе [2], годового твердого стока притоков [5] и двумерная модель гидродинамики и транспорта наносов в водоеме.

С использованием построенной системы выполнена оценка заиления речными наносами водохранилища Сестрорецкий Разлив, расположенного на северной окраине Санкт-Петербурга. Водохранилище создано на р. Сестре вблизи ее устья в 1723 г. для нужд Сестрорецкого оружейного завода. Площадь зеркала водоема составляет 10.03 км^2, средняя глубина – около 2 м, площадь водосбора F_c – 566 км^2. Основными притоками Сестрорецкого Разлива являются реки Сестра (F_c = 399 км^2) и Черная (F_c = 126 км^2), сток из водохранилища осуществляется через водосливной канал. Пристальное внимание к водохранилищу Сестрорецкий Разлив, расположенному в курортно-оздоровительной зоне Санкт-Петербурга, обусловлено еще и тем, что оно используется как источник питьевого водоснабжения, что требует специального режима его эксплуатации в соответствии с действующими санитарными нормами. Небольшая глубина водохранилища делает задачу оценки и прогноза заиления водохранилища крайне актуальной.

В настоящее время регулярные наблюдения за мутностью водоема и его притоков не выполняются. По данным 1980-1981г. заиление Сестрорецкого Разлива происходило главным образом речными наносами, на долю которых приходилось 84.6% годового поступления взвесей в водоем. При этом озеро удерживало 61.3% поступающего в него седиментационного материала. В этот период мутность воды в реках Сестре и Черной в период весеннего половодья достигала соответственно 50 и 28 г/м^3, уменьшаясь во время летней и зимней межени до 2-3 г/м^3. Мутность воды в водохранилище была, как правило, менее 10 г/м^3, увеличиваясь в период летних дождей до 20 г/м^3. Исследования, проводившиеся с мая по октябрь 2002 г., показали, что в летний период мутность воды в р. Сестре достигала 28-30 г/м^3, а затем уменьшалась до 6 г/м^3. Мутность воды в р. Черной составляла в июле-августе 9-11 г/м^3. При этом наносоудерживающая способность водохранилища в отдельные месяцы изменялась от 51% в сентябре до 88% в июле [11].

Модель формирования стока с водосбора *ILHM* (Institute of Limnology Hydrological Model) разработана в Институте озероведения РАН [2] и предназначена для расчетов гидрографов талого и дождевого стока с водосбора, а также уровня воды в водоеме. Модель может работать как с месячным шагом по времени, так и с годовым. В процессе моделирования водосбор представляется в виде однородной имитирующей емкости, накапливающей поступающую воду и затем постепенно ее отдающей.

Модель прошла верификацию на ряде объектов, расположенных в северо-западном регионе России (водосборы рек Тигода, Лижма, Сяньга, Олонка, Сунна, Шуя, Оять, Сясь, Вуокса, Свирь, Великая, Нева) и в настоящее время успешно применяется для решения задач оценки воздействия климатических изменений на сток рек северо-запада РФ, а также в качестве основы для расчетов выноса биогенных веществ с водосборов.

Моделирование стока рек Сестры и Черной с использованием модели *ILHM*, а также стока со всей площади водосбора Сестрорецкого Разлива, проводилось за период с 2000 по 2014 г. Оценка адекватности модели осуществлялась путем сравнения результатов расчета со значениями расходов воды. Среднемесячные значения температуры воздуха и суммы осадков рассчитывались осреднением результатов наблюдений на двух близлежащих метеорологических станциях, расположенных в Выборге и Санкт-Петербурге. Сравнение измеренных и рассчитанных значений среднемесячных расходов воды и годовых слоев стока позволяет сделать вывод об их удовлетворительном соответствии (рис. 2). Значение критерия Нэша-Сатклиффа для месячных слоев стока составило 74%.

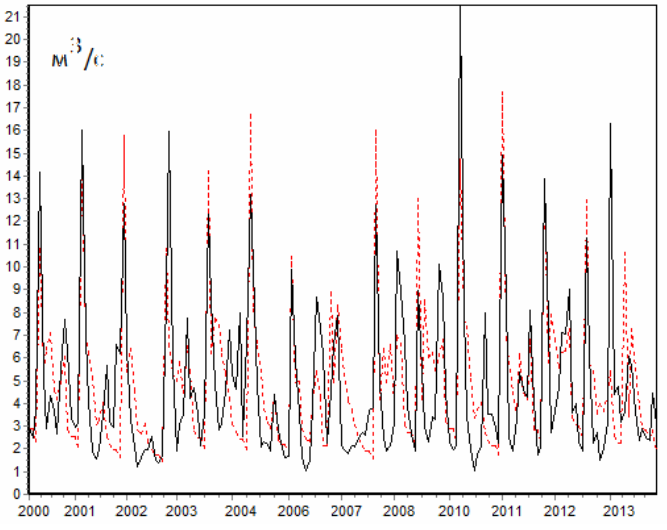


Рисунок 2. Измеренные (–) и рассчитанные (····) значения расхода воды р. Сестра – ст. Белоостров

Различия между рассчитанными и наблюденными значениями расхода воды реки Сестры могут быть объяснены достаточной удаленностью метеорологических станций от рассматриваемого водосбора и, как следствие, несоответствием между реальной и принятой метеорологической обстановкой на водосборе в расчетный период.

Модель годового твердого стока притоков представляет собой имитационную вычислительную процедуру, комбинирующую композиционный метод теории вероятности и аналитическую зависимость расхода наносов в русле реки, которая является следствием основного уравнения движения воды и твердого вещества [5].

Композиционный метод позволяет найти параметры кривой распределения функции через параметры кривой распределения ее аргументов. Аргументами аналитической зависимости расхода наносов являются расход воды и средняя глубина потока, функцией – расход наносов. Кривые распределения нормализованных суточных расходов воды обеспечены, как правило, достаточно продолжительными и надежными по качеству рядами наблюдений. Средняя глубина потока может быть получена по кривой $Q=f(H)$.

Ввиду того, что параметры сопротивления дна потоку являются функцией водности потока [5], параметры аналитической формулы расхода наносов оцениваются отдельно для периода большой воды и периода средней водности и межени. На рис. 3 приведены зависимости между наблюденными и рассчитанными расходами наносов исследуемых водотоков для периода средней водности и межени. Средние относительные отклонения между рассчитанными $G_{рас}$ и наблюденными $G_{набл}$ расходами наносов рек Сестра и Черная составили соответственно 40% и 68%.

Для имитационного моделирования годового твердого стока рек Сестры и Черной сгенерированы ряды суточных расходов воды длиной 36500 значений (100 лет) и для каждого расхода воды рассчитаны средняя глубина потока и расход наносов. Среднее относительное отклонение между среднемноголетними рассчитанными и измеренными значениями расходов наносов составило 6% для р. Сестры и 16% – для р. Черной. В сумме для водотоков наблюденное значение среднего годового твердого стока в современных условиях равно 3500 т/год [3], рассчитанное –

3180 т/год. Тогда средний слой заиления речными наносами составит 0.1 мм/год по данным наблюдений за твердым стоком и 0.09 мм/год по рассчитанным данным, Это хорошо согласуется с данными по средней интенсивности заиления Разлива речными наносами [11].

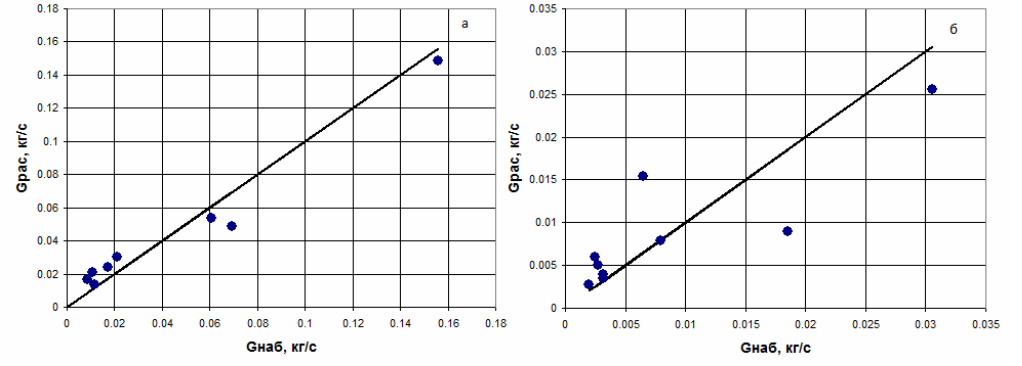


Рисунок 3. Наблюденные $G_{наб}$ и рассчитанные $G_{рас}$ расходы наносов, кг/с, р. Сестра (а) и р. Черная (б)

Двумерная модель гидродинамики и транспорта наносов в водоеме основана на совместном решении уравнений «мелкой воды» в двумерной постановке и аналитической формулы расхода наносов, позволяющей вычислить изменения морфометрических характеристик ложа водохранилища.

Всего на акватории Сестрорецкого Разлива назначено 4245 расчетных точек. Шаг по времени составил 2 секунды, по пространству – 50 м. Расчеты течений, переноса и переотложения поступивших речных наносов выполнялись для различных фазы водности и ветровых ситуаций, а также при наличии или отсутствии на акватории макрофитов. Для условий среднего по водности года расход рек Сестры и Черной для меженного периода принят равным 2.0 и 0.5 м^3/с, для периода половодья – до 25.0 и 5.0 м^3/с соответственно. Влияние растительности учитывалось посредством увеличения коэффициента шероховатости Маннинга *n* для зон распространения макрофитов в соответствии с рекомендациями работы [12].

На рис. 4 представлено рассчитанное распределение расхода наносов на акватории Сестрорецкого Разлива в меженный период и период половодья.

Распределение расхода наносов в целом повторяет распределение скоростей течения на акватории. Наибольшие значения расхода наносов приходятся на участки повышенной скорости воды (впадения рек Сестры и Черной и место руслового сужения – водосливной канал), а также на участок транзитного переноса твердого вещества через акваторию от устья впадающих рек до мест русловых сужений и участок мелководья в западной части Разлива. Значения расхода наносов в межень не превышают нескольких грамм в секунду, что объясняется невысокими скоростями течения.

На рис. 5 представлена схема осадконакопления на дне Сестрорецкого Разлива для периода спада половодья для среднего по водности года. Продолжительность расчета в составила 10 суток. Наибольшая интенсивность донных переотложений приходится, как и на предыдущих рисунках, на места русловых сужений и участки транзитного переноса наносов. На спаде половодья скорости течения начинают снижаться, транспортирующий потенциал потока уменьшается, что приводит к осаждению наносов. Максимальные значения намыва в этот период в северной части водоема составляют 6 – 9 мм за декаду. Однако в среднем по водохранилищу эта

величина составит около 1 мм, что хорошо согласуется с результатами расчетов, полученными выше.

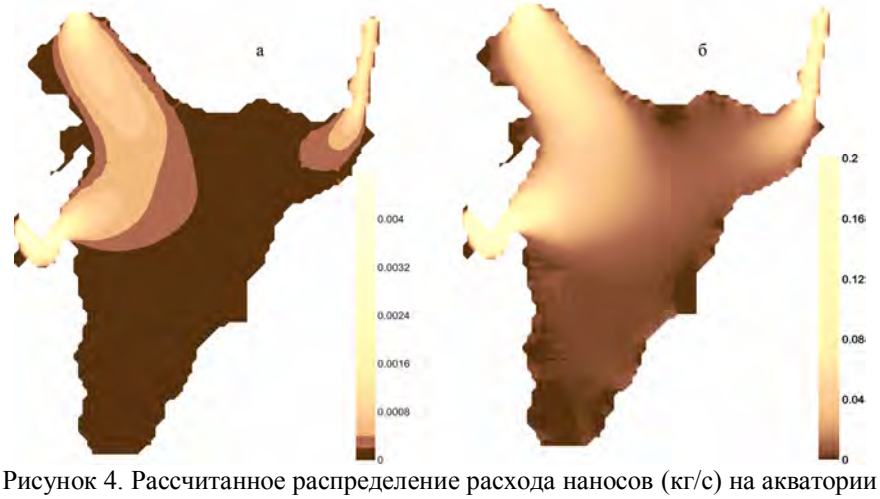


Рисунок 4. Рассчитанное распределение расхода наносов (кг/с) на акватории Сестрорецкого Разлива в меженный период (а) и период половодья (б) при отсутствии ветра

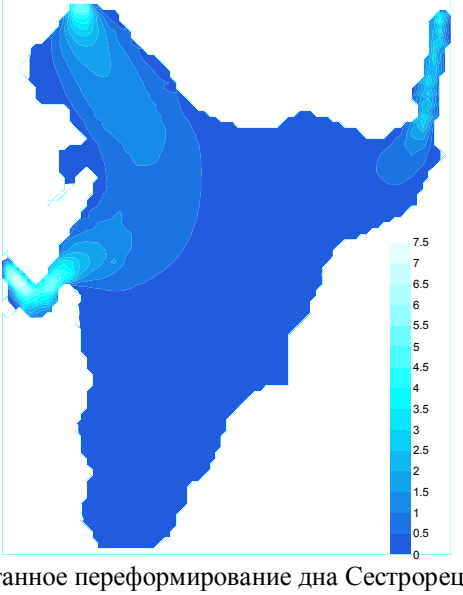


Рисунок 5. Рассчитанное переформирование дна Сестрорецкого Разлива (мм) для периода спада половодья – намыв

На основе анализа результатов моделирования можно сделать следующие выводы.

- Удалось объединить модели стока с водосбора, транспорта наносов в русле, а также гидродинамики водоема и транспорта наносов в акватории в рамках модельной системы, нацеленной на всесторонний анализ процессов заиления водоема речными наносами. Построенная модельная система реализована на примере водохранилища Сестрорецкий Разлив и его водосбора.
- Показано, что особенности морфометрии Сестрорецкого Разлива, а также расположение источников и стока относительно друг друга способствуют неравномерному распределению поступивших с притоками речных наносов. Это отражается как на значениях расходов наносов, так и интенсивности переформирования дна.

Процессы взмыва, переноса и отложения речных наносов по акватории, зависящие от скоростей течения, наиболее выражены в северной части водоема.

- Интенсивность процессов переформирования дна речными наносами также неодинакова в течение года. Интенсивный процесс аккумуляции речных наносов приходится на период спада половодья, когда скорости течения начинают снижаться, транспортирующий потенциал потока уменьшается, что приводит к осаждению наносов.
- Водная растительность оказывает влияние на изменение значений расходов наносов в поле транзитного переноса. Задерживаясь в местах скопления макрофитов (т.е. в местах с повышенным значением шероховатости дна), часть наносов осаждается, уменьшая тем самым глубину. Уменьшение глубины в свою очередь приводит к лучшему прогреванию толщи воды и появлению более благоприятных условий для произрастания макрофитов. Представленная схема адекватно описывает взаимосвязанные процессы зарастания макрофитами и обмеления заросших водной растительностью участков акватории Сестрорецкого Разлива.

Литература

1. *Виноградов Ю.Б.* Математическое моделирование процессов формирования стока.– Л.: Гидрометеоиздат, 1988. – 312 с.
2. *Кондратьев С.А.* Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования. – СПб.: Наука, 2007. – 255 с.
3. *Кучмент Л.С.* Математическое моделирование речного стока. – Л.: Гидрометеоиздат, 1972. – 190 с.
4. *Зиновьев А.Т., Марусин К.В., Шибких А.А., Шлычков В.А., Затинацкий М.В.* Моделирование русловых процессов для оценки влияния расчистки русла // Ползуновский вестник. №2, 2006. С. 197-203.
5. *Шмакова М.В.* Теория и практика математического моделирования речных потоков. СПб: Издательство Лема, 2013. – 142 с.
6. *Рахуба А.В.* Пространственно-временная изменчивость качества вод Саратовского водохранилища в условиях неустановившегося гидродинамического режима. Автореф. дисс. на соиск. учен. степ. канд. техн. наук. РосНИИВХ. Екатеринбург, 2007.
7. *Мартьянов С.Д., Рябченко В.А.* Воспроизведение взмучивания и переноса донных осадков в Невской губе на основе трехмерной модели циркуляции // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2013. Т. 6. № 4. С. 32-43.
8. *Филатов Н.Н.* Динамика озер. Ленинград: Гидрометиздат, 1983. – 166с.
9. *Askers P., White W.R.* Sediment Transport: New Approach on Analysis // Journal of Hydraulics division, ASCE. No. HY 11. – 1973.
10. *Engelund F., Hansen E.* A monograph on Sediment transport In Alluvial Streams // Nordic Hydrology. – No 7. 1967.
11. Водные объекты Санкт-Петербурга / Под ред. С.А. Кондратьева, Г.Т. Фрумина. – СПб.: Символ, 2002. – 348 с.
12. *Барышников Н.Б., Попов И.В.* Динамика русловых потоков и русловые процессы. – Л.: Гидрометеоиздат, 1988. – 456 с

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ В ОЗЕРЕ НЕРО В XXI ВЕКЕ

Литвинов А.С.
Институт биологии внутренних вод имени И.Д. Папанина РАН,
п. Борок, Ярославская обл., Россия
Litvinov@ibiw.yaroslavl.ru

Неро – самое большое озеро в пределах Ярославского Поволжья. Озеро мелководное с формой, близкой к округлой, с достаточно развитой береговой линией. Водосборный бассейн озера площадью 1314 км^2 почти целиком находится в пределах Борисоглебской возвышенности. Гидрографическая сеть включает более 20 притоков, наиболее крупный из которых р. Сара, вытекает из озера р. Векса.

По морфометрическим показателям, уточненным сотрудниками лаборатории гидрологии ИБВВ РАН, при среднем многолетнем уровне воды 93.75 м длина озера – 13.2 км, ширина – 8.3 км, средняя глубина – 1.6 м, максимальная – 4.7 м, площадь поверхности зеркала 57.8 км^2, объем $90 \cdot 10^6$м^3. Свыше 80% площади озера имеет глубины от 0.5 до 1 м. Озеро кажется большим, но емкость его очень мала.

На берегу озера Неро раскинулся один из древнейших русских городов – Ростов Великий,, обладающий богатейшим историко-культурным наследием и являющийся памятником исторического наследия мирового значения. В истории озера можно выделить несколько периодов его интенсивного загрязнения. С постройкой на его берегах и реке Саре промышленных предприятий, сточные воды которых непосредственно попадают в озерную воду, наметился очередной период в истории загрязнения водоема. Немалую лепту вносит и городской коллектор, который нередко загрязняет воду своими выбросами.

Гидрология Ростовской котловины характеризуется полным отсутствием основного водоносного горизонта в центре низины и мощным его развитием на бортах низины. Главное место в формировании стока рек принадлежит грунтовым водам надморенных песчаных и супесчаных толщ. Залесенность низины – 15%, заболоченность – до 20%, коэффициент речной сети – 0.18% [1].

Климат бассейна Верхней Волги, в пределах которого находится озеро Неро, умеренно континентальный. Переход среднесуточной температуры воздуха через 0°С – в первой половине апреля, осенью – в первых числах ноября. Средняя годовая температура воздуха 3.4^o С. Продолжительность периода положительных температур 242 дня [2]. Наиболее высокая среднемесячная температура воздуха в июле и достигает 20.2^{o}С. Среднее годовое количество осадков на зеркало озера по метеостанции «Ростов» за период 2000-2012 гг. – 548 мм, что соответствует среднему многолетнему значению за весь период инструментальных наблюдений. Испарение с поверхности озера в зависимости от климатических условий года может существенно изменяться. В более сухие и теплые годы количество выпавших осадков может превышать среднее значение в 2.4 раза.

В теплый период года преобладают ветры северо-западного направления. Средняя скорость ветра изменяется от 3.3 до 4.5 м/сек при максимальной до 15 м/сек, в отдельные дни его скорость достигает 25 м/сек.

Сезонный ход уровня в озере типичен для озер средней полосы. Весенний подъем начинается в третьей декаде марта. Наибольших отметок уровень достигает при прохождении пика весеннего половодья на реках. Интенсивность подъема уровня в апреле может составлять 10-20 см в сутки. Максимальный уровень держится в течение 2-3 дней, а затем начинает постепенно понижаться.

За период регулярных наблюдений максимальная амплитуда в разности уровней составила 3.18 и 2.80 м. В средние по водности годы амплитуда колебаний уровня 1.0 – 1.3 м. В годы с большим количеством осадков в летне-осенний период в сезонном ходе уровня может наблюдаться два пика – весенний и осенний. В многолетнем ходе уровня озера наблюдалось два четко выраженных периода – с 1930 по 1976 гг., когда имела место тенденция к его понижению и с 1976 г. по настоящее время (рис. 1).

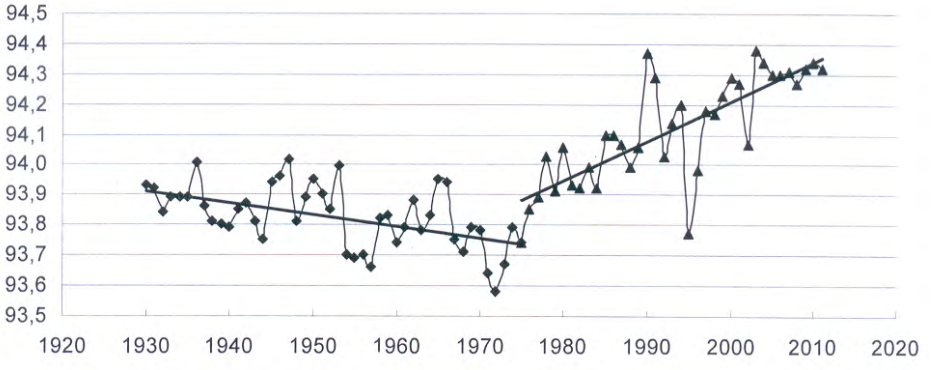


Рисунок 1. Ход уровня Неро: 1930-1975 гг. и 1976-2012 гг. отметка нуля 92.72 м БС

С 2000 г. максимальный среднегодовой уровень наблюдался в 2003 г. с отметкой 94.38 м БС, в год с максимальным количеством осадков, минимальный – в маловодном 2002 г. с отметкой 94.07 м БС. Амплитуда среднегодовых уровней составляла только 0.31 м, а амплитуда среднемесячных уровней изменялась от 0.51 м в 2006 г. до 1.26 м в 1999 г. (в табл. 1 приведены среднемесячные уровни воды оз. Неро за период 2000-2012 гг.). В 2012 г. уже к 1 мая уровень в озере достиг 95.44 м, т.е. был близок к максимальным отметкам.

Таблица 1. Среднемесячные уровни воды в озере Неро за период 2000-2012 гг.

Значение	Месяц											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Средний	1.56	1.59	1.58	1.99	1.94	1.56	1.42	1.35	1.42	1.44	1.50	1.54
Мин	1.43	1.43	1.35	1.70	1.73	1.09	1.15	1.09	1.08	1.18	1.34	1.43
Макс	1.74	1.88	1.92	2.24	2.31	1.87	1.56	1.55	1.88	1.66	1.74	1.63

Сезонный ход уровня в озере типичен для озер средней полосы. Весенний подъем начинается в третьей декаде марта. Наибольших отметок уровень достигает при прохождении пика весеннего половодья на реках (в конце апреля – начале мая). В большинстве случаев максимальный среднемесячный уровень наблюдается в апреле, реже в мае. В июне уровень уже понижается, что связано со сбросом воды через плотину. Понижение среднемесячного уровня от мая к июню за исследованный период изменялось от 13 до 57 см, что определялось интенсивностью половодья и регулированием попусков в нижний бьеф гидроузла.

В конце 1980-х гг. на выходе р. Векса был построен гидроузел со шлюзами (ГТС), и утвержден график работы по поддержанию уровня воды в озере на отметке 93.5 м БС, что соответствовало среднемноголетним летним значениям до ввода ГТС. В 2004 г. было принято решение поддерживать уровень озера не ниже отметки 94.1 м БС. Такой уровень поддерживался до 2010 г., а затем был понижен на 10 см. За счет работы ГТС был перераспределен сток озера и сглажен годовой ход уровня.

Приходная часть водного баланса озера Неро складывается из притока р. Сары и притока 20 небольших рек и ручьев. Площадь водосбора р. Сара около 63% площади водосбора озера. Доля весеннего стока р. Сара составляет около 42%, летне-осеннего – 30%, зимнего – 19%. В целом за год сток р. Сара составляет 32% суммарного притока в озеро, и осадки на зеркало – 8.3%. Расходную часть водного баланса озера составляет сток через р. Вексу (92.6%) и испарение (7.4%).

Средний суммарный годовой поверхностный приток воды за маловодные годы составил 0.283 км^3 с изменениями от 0.257 км^3 до 0.300 км^3, а в многоводные годы 0.330 км^3 с изменениями от 0.312 км^3 до 0.362 км^3. При оценке водного баланса озера подземный приток не учитывался.

Водообмен озера определяется его объемом и соотношением объемов притока и стока. Наибольшие значения отмечаются в апреле, мае и июне (по выполненным расчетам коэффициент водообмена равен 1.19, 0.14 и 0.08, соответственно). Годовой коэффициент составляет 1.9, т.е. в год 90% обеспеченности объем воды в озере обновляется почти дважды. В 2000-2011 гг., в годы по водности выше среднего значения, среднегодовой коэффициент водообмена изменялся от 1.25 до 1.51, в годы ниже среднего, – от 1.06 до 1.15. Из приведенных в табл. 2 данных следует, что в XXI веке вода в озере сменялась в среднем, каждые 8 месяцев в годы, с водностью выше средней, и 9.5 месяцев – в маловодные годы.

Таблица 2. Приток к озеру Неро, осадки и коэффициент водообмена за 2000-2011 гг.

Годы	Суммарный приток за год, км^3	Годовое количество осадков, км^3	Коэффициент водообмена (К)
Маловодные	0.283	0.031	1.19
Многоводные	0.330	0.043	1.37
Средние по водности	0.309	0.037	1.28

По данным берегового поста ГМС средняя дата очищения ото льда 28 апреля. Продолжительность безледного периода колеблется в пределах от 154 до 217 дней. Средняя многолетняя температура воды в озере в первой и третьей декаде мая составляет 7.8 и 14.7^{o}С, июля-августа – 16.4-19.6^{o}С, сентября – октября 13.3-15.9^{o}С. В зимние месяцы температура воды у дна изменяется от 1.4 до 3.9^{o}С. Устойчивое расслоение водной массы на эпи- и гиполимнион не происходит из-за мелководности озера и полного перемешивания водной массы от поверхности до дна даже при ветрах средней силы. Кратковременная термическая стратификация иногда наблюдается в штилевую погоду. Наибольший теплозапас приходится на июнь-июль, в августе он постепенно уменьшается.

Большая площадь озера способствует интенсивному развитию ветрового волнения. Натурные наблюдения и модельные расчеты течений в озере показали, что при скорости ветра 5.5 м/сек, близкой к 50% обеспеченности совместное действие ветра, рельефа дна и стока впадающих рек приводит к формированию интегральной циркуляции воды в озере, состоящей из двух круговоротов. При ветрах северной четверти у восточного берега формируется циклонический круговорот воды, направленный против хода часовой стрелки, у западного – антициклонический (по часовой стрелке). При ветрах южных румбов положение круговоротов практически не изменяется, но происходит смена направления переноса на противоположный. В поверхностном слое озера до глубины 0.5м преобладает перенос воды по ветру, в слое 0.5-1.0 м отмечается смена направления течения, глубже 1.5м большую часть акватории озера охватывает перенос воды против ветра.

Одной из важных особенностей озера является возможность поступления достаточно больших объемов воды, уже прошедших трансформацию в его чаше. Они поступают в период развития противотечений в р. Векса, несмотря на существование водорегулирующей плотины.

Для озера Неро характерна высокая изменчивость и неоднородность ионного состава в различных частях акватории, связанная с большими различиями химического состава вод отдельных притоков, которые дренируют почвы разной степени солоноватости. Особенно соленые воды несет река Ишня, содержание NaCL в которой может превышать 200 мг/л. Большую часть года ее воды не пригодны не только для питья, но и для орошения. Источником повышенной солености вод юго-западной части является река Кучебошь. Особенности морфометрии озера способствуют предотвращению выравнивания концентраций консервативных химических компонентов по всей акватории даже при ветрах большой силы и продолжительности. Воды юго-западной части в вегетационный период всегда остаются более минерализованными, чем на открытых участках.

В горизонтальном распределении биогенных элементов выделяются следующие черты: заметное увеличение общей концентрации азотсодержащих соединений в реках Саре и Ишне и их приустьевых участках преимущественно за счет нитратной формы, что может быть обусловлено поступлением талых снеговых вод. К середине мая общая концентрация азотсодержащих соединений на всей акватории снижается в 1.5-3.7 раза. Относительно большим понижением характеризуются приустьевые участки, в которых водообмен протекает быстрее, чем в озерных участках. Преобладающей формой (до 95%) становится органический азот, что является результатом массового развития фитопланктонных организмов.

Еще одна особенность озера – полное отсутствие в его водах в течение всего вегетационного периода неорганических форм основных биогенных элементов – азота и фосфора; нет и растворенного кремния. Создается необычная для подавляющего большинства озер мира ситуация – первичная продукция фитопланктона в озере оказывается лимитированной по трем элементам: азоту, фосфору и кремнию. В исчерпании основного пула неорганических форм биогенных элементов основная роль принадлежит фитопланктону, продукция которого почти в четыре раза выше продукции макрофитов. Немаловажную роль в создании таких условий должна играть и высшая водная растительность, особенно погруженные и полупогруженные формы, которые из-за преобладания в озере мелководных участков и почти полного отсутствия пелагиали развиваются не только вдоль береговой линии, но и в открытых пространствах на большом удалении от берега, занимая большие площади.

В озере Неро большая часть огромной биомассы, создаваемой макрофитами, не выносится за его пределы, а подвергается биохимической трансформации, продукты которой служат причиной вторичного загрязнения. Продукционная деятельность высших водных растений создает условия для образования карбонатов кальция и магния, которые в силу своей малой растворимости выпадают в осадок, и многие растения ниже поверхности воды оказываются покрытыми твердыми оболочками, состоящими в основном из кальция.

Внутренняя биогенная нагрузка (поступление из илов) на озере в несколько раз превышает внешнюю (со стоком рек), и это является еще одной характерной чертой функционирования озерной экосистемы [2]. Значительная доля поступивших из донных отложений биогенов выносится из озера весной (при наиболее интенсивном водоообмене) и не принимает участия в создании первичной продукции. Таким об-

разом, озеро Неро очищается от большого количества легкодоступных продуцентам неорганических форм азота и фосфора.

Анализ многочисленных научных исследований посвященных функционированию экосистемы озера Неро показывает, что с чрезвычайной осторожностью следует подходить к любому вмешательству в жизнь создавшегося в течение тысячелетий природного комплекса.

В тоже время, полученные в последние годы данные указывают на необратимость процессов, происходящих в водоеме. Количество вредных промышленных веществ, негативно влияющих на экосистему мелководного озера, увеличивается. С каждым годом уменьшается количество рыбы и исчезает съедобный планктон. С такими тенденциями будущее ростовского озера предсказать несложно. Озеро умирает – такой диагноз поставили ученые, состояние водоема почти критическое, и в ближайшее время оно может превратиться в сточную канаву.

Суммируя все сказанное выше, можно заключить, что единственный путь спасения озера Неро – полная его реконструкция путем удаления донных отложений. Этим же решается и другая задача – улучшение состояния многих исторических памятников древнего города, что напрямую зависят от этого водоема и связанной с ним системы каналов [3].

Моделирование откликов экосистемы озера на изъятие большого объема сапропеля показало, что комплекс неблагоприятных воздействий формируется как во время проведения работ по добыче сапропеля, так и в период после их проведения. При всех негативных эффектах изъятие сапропеля представляет одну из самых действенных мер по оздоровлению экологической ситуации в экосистеме озера.

Литература

1. *Рохмистров В.Л.* Водный баланс озер Неро и Плещеево. Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль, 1970. С.235-253.

2. *Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.Н., Литвинов А.С., Поддубный С.А.* Гидрология и гидрохимия озера Неро. Рыбинск. 2003. 192 с.

3. *Бикбулатов Э.С., Литвинов А.С.* Необходимость и целесообразность реконструкции экосистемы озера Неро //Чистая вода: проблемы и решения. 2011. № 3-4. С. 61-63.

АНТРОПОГЕННЫЕ НАГРУЗКИ НА ОНЕЖСКОЕ ОЗЕРО ОТ РАЗЛИЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДЫ

Лозовик П.А.
Институт водных проблем Севера Карельского НЦ РАН,
г. Петрозаводск, Россия
lozovik@nwpi.krc.karelia.ru

Антропогенная нагрузка включает точечные и рассеянные (диффузные) источники загрязнения водной среды. Точечные источники связаны со сбросом сточных вод в водные объекты, что позволяет достаточно легко установить объём поступления загрязняющих веществ в гидрографическую сеть. К рассеянным источникам причисляют сельскохозяйственные и лесохозяйственные объекты, селитебные территории, свалки бытовых и промышленных отходов, а также рыбоводческие хозяй-

ства. Оценка нагрузки от рассеянных источников представляет достаточно сложную задачу, особенно от сельскохозяйственных объектов. Ниже представлены методы оценки антропогенных нагрузок от различных источников по натурным данным.

Антропогенная нагрузка от точечных источников загрязнения. Для расчета антропогенной нагрузки от точечных источников необходимо использовать среднегодовые данные по объему сточных вод ($\overline{Q_{CT}}$) и их химическому составу ($\overline{C_i}$):

$$(L_i)_{ТОЧ} = \overline{C_i} \cdot \overline{Q_{CT}}, \text{ т/год.}$$

Если рассматривается крупный бассейн (к примеру, озеро и его водосбор), необходимо отдельно считать нагрузку для точечных источников, расположенных в его бассейне, от которых сточные воды поступают в речную сеть, и для объектов, находящихся на его побережье, откуда сточные воды сбрасываются непосредственно в озеро.

Антропогенная нагрузка от селитебных территорий. Оценку антропогенной нагрузки от селитебных территорий также необходимо проводить отдельно для поселений, расположенных на побережье озера и в его бассейне. Для этого необходимо выбрать представительный город для изучаемого бассейна и провести на его территории обследование дренажных и ливневых вод. Отбор проб воды осуществляется по сезонам года в устьевой части дренажной и ливневой канализации перед выпусками в водный объект. Устанавливаются расходы воды в каждом из обследуемых выпусков. Далее рассчитывается вынос по сезонам года и суммарно за год или вычисляется средневзвешенная по стоку концентрация веществ в дренажных и ливневых водах. Годовой вынос оценивается по формуле:

$$(L_i)_{СЕЛИТ} = C_i \cdot Q_{СЕЛИТ},$$

где C_i – средневзвешенная концентрация, $Q_{СЕЛИТ}$ – годовой сток с селитебной территории.

При оценке вклада селитебных территорий в антропогенную нагрузку необходимо учесть, что с увеличением плотности застройки растет и поступление загрязняющих веществ с их территории. В связи с этим для остальных необследованных селитебных территорий объём загрязнений определяется пропорционально соотношению между указанными показателями.

Антропогенная нагрузка от свалок бытовых и промышленных отходов. Оценку выноса веществ со свалок можно провести путем отбора проб воды по периметру свалок. Обычно все свалки окольцованы дренажными канавами, и пробы воды отбирают прямо из них. Объем стока со свалки оценивается по ее площади и количеству осадков, выпадающих вблизи ее территории. Расчет выноса веществ со свалок осуществляется по формуле:

$$(L_i)_{свал} = \overline{C_i}_{\,свал}\, Q_{свал}$$

где $(L_i)_{свал}$ – нагрузка *i*-ым компонентом от свалки, $\overline{C_i}_{\,свал}$ – его средневзвешенная концентрация, $Q_{свал}$ – объем годового стока со свалки.

Пытаться обследовать все свалки бытовых отходов нет необходимости, для необследованных можно оценить вынос по соотношению численности населения (*N*) в обследованных и необследованных поселениях.

Антропогенная нагрузка от рыбоводческих хозяйств. В последние годы наиболее активное развитие получило товарное рыбоводство на внутренних водоемах

России, особенно форелеводство. И в этом плане наглядным примером является Карелия, где выращивается до 20 тыс. т товарной форели в год (данные 2016 г.).

Для оценки нагрузки от форелевых хозяйств могут быть использованы показатели поступления биогенных элементов (БЭ) и органического вещества (ОВ) в водную среду с 1 т товарной продукции. По данным С.П. Китаева [1], который выполнил расчеты потока вещества по пяти различным методикам, поступление фосфора общего составляет 8 кг на 1 т продукции в год, $N_{общ}$ – 50 кг/т, $C_{орг}$ – 320 кг/т.

Согласно решению комиссии Helkom для форелевых хозяйств установлено 7 кг $P_{общ}$ и 50 кг $N_{общ}$ на 1 т продукции в год [2]. Данные С.П. Китаева близки к рекомендациям Helkom′а, поэтому в расчетах автора используется величина 8 кг для $P_{общ}$ и 50 кг для $N_{общ}$. Что касается биохимически легкоокисляемых веществ и взвешенных, то по ним четких рекомендаций нет. Примем, что $БПК_5$ отходов от форелеводства составляет 25% от ХПК. Последнюю величину определим по $C_{орг}$: ХПК = $C_{орг}$/0,375; ХПК = 320/0,375 = 853 кгО/т, $БПК_5$ – 0,25·853 = 210 кгO_2/т. Поток взвешенных веществ примем равным 25%четверти от потока органического вещества, эта величина составля 160 кг на 1 т продукции в год. К сожалению, в рекомендациях Helkom отсутствуют данные по выносу отдельных форм БЭ. Чтобы получить единую картину по стоку БЭ от рыбоводческих хозяйств, как и для других антропогенных источников, можно полагать, что на $P_{мин}$ и $N_{орг}$ приходится 75% от общих форм, а на сумму NH_4^+ и NO_3^- – 25% и содержание последних находится в равных долях. В таком случае вынос $P_{мин}$ будет составлять 6 кг, а NH_4^+ и NO_3^- – по 6,25 кг N каждого на 1 т товарной продукции.

Антропогенная нагрузка от сельскохозяйственных и лесохозяйственных объектов. Оценка нагрузки от указанных источников представляет достаточно сложную задачу. В настоящее время ее проводят с использованием математического моделирования, в частности для Ладожского озера [3]. Следует отметить, что такую работу выполнить трудно, поскольку нет достоверных сведений о сельскохозяйственном использовании земель и о животноводстве. Немаловажным является то, что после прекращения использования земель, вынос с них остается достаточно высоким длительное время, поскольку восстановление пахотных земель идет достаточно медленно. Автору удалось реализовать поставленную задачу для всего бассейна Онежского озера и Ладожского в границах Карелии [4].

Влияние сельскохозяйственных объектов сводится в основном к увеличению биогенной нагрузки на водные объекты, тогда как на изменении солевого состава и содержании органических веществ (ОВ) они сказываются мало. Поэтому проводят геохимическую классификацию речных вод по гумусности, щелочности – pH и далее устанавливают фоновые концентрации биогенных элементов в них по аналогии с водами тех же геохимических классов, но не подверженных воздействию сельского хозяйства [4].

Для расчета нагрузок от сельскохозяйственных объектов используется формула:

$$(L_i)_{сельск.} = (L_i)_{рек} - (L_i)_{селит.\ на\ водосборе} - (L_i)_{свал.\ на\ водосборе} - (L_i)_{рыбохоз.\ на\ водосборе} - (Li)_{точ.\ на\ водосборе} - (L_i)_{фон\ рек}$$

Согласно этой формуле, расчет нагрузки от сельскохозяйственных объектов определяется как разность между общим химическим стоком рек и стоком от антропогенных источников, расположенным на водосборе, и фоновыми величинам. При этом предполагается, что трансформация веществ в речных водах протекает несущественно и не сказывается на химическом стоке рек. Указанная нагрузка преду-

сматривает и лесохозяйственную деятельность, но она, как правило, намного меньше сельскохозяйственной.

Помимо указанных антропогенных источников, проводятся оценки поступления веществ с речными водами по сезонам года, с подземными водами, поступающими в озеро, минуя гидрографическую сеть, а также с атмосферными осадками, выпадающими на акваторию озера. Для Онежского озера эта работа была выполнена в последние годы, что позволило оценить вклад отдельных источников в биогенную, органическую и токсическую нагрузки на озеро.

В целом для Онежского озера установлены следующие виды нагрузок и поступления загрязняющих веществ от различных источников:

1) с речными водами (по сезонным наблюдениям за составом воды 27 притоков озера);
2) с атмосферными осадками (по составу снеговых проб в период максимального снегонакопления);
3) с подземными водами (расчетным методом);
4) со сточными водами (по составу сточных вод, обследованных в 2015 г.);
5) с селитебных территорий (по составу ливневых и дренажных вод с территории г. Петрозаводска);
6) со свалок бытовых отходов (по составу дренажных вод со свалки г. Петрозаводска);
7) с сельскохозяйственных объектов (расчетным путем с учетом фоновых показателей рек и антропогенных нагрузок в стоке рек).

На основе выполненных расчётов для Онежского озера получены следующие данные по поступлению биогенных элементов (БЭ) и органического вещества (ОВ) в озеро от антропогенных и природных источников (табл. 1, 2).

Таблица 1. Антропогенные нагрузки на Онежское озеро БЭ и ОВ

Вид нагрузки	V, тыс. $м^3$/год	ОВ, тО/год	$P_{мин}$	$P_{общ}$	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	$N_{орг}$	$N_{общ}$
			т/год		тN/год				
Хоз.-бытовые сточные воды,	94347	17747	184	209	365	5,3	1085	538	1993
в т.ч. на побережье	55262	10395	108	122	214	3,1	636	315	1129
в бассейне	39085	7352	76,2	86,7	151	2,2	449	223	825
Промышленные сточные воды ОАО «Кондопога»	47314	21670	14,2	33,2	17,0	0,4	317	407	741
Всего точечные источники	141661	39417	198	242	382	5,7	1402	945	2734
Селитебные территории,	65797	2117	4,8	5,3	11,3	0,6	168	234	414
в т.ч. на побережье	56027	1804	4,1	4,5	9,6	0,5	143	199	302
на водосборе	9770	1887	0,7	0,8	1,7	0,1	25	35	61,1
Свалки	3940	2065	1,2	2,1	12,6	2,0	59	37,0	111
Рыбоводческие хозяйства,	5748*	3678	34,5	46,0	36	–	36	216	288
в т.ч. на водоемах бассейна	2535*	1622	15,2	20,3	16	–	16	95	126
на акватории озера	3213*	2056	19,3	25,7	20	–	20	121	161
Сельскохозяйственные объекты		23941	0,9	70,2	73,9	13,7	154	746	988
Итого по озеру и его бассейну		71218	239	366	516	22	1819	2178	4535

* – Товарная продукция, т/год.

Согласно данным табл. 1, среди антропогенных источников доминируют точечные, которые дают 60% (и более) вклада в антропогенную нагрузку на озеро. На втором месте – сельскохозяйственные объекты (до 22% вклада), на третьем – рыбоводческие хозяйства (до 13%). Следует отметить, что форелеводческие хозяйства в

настоящее время стали вносить весомый вклад в биогенную и органическую нагрузки на озеро.

Таблица 2. Природная и антропогенная нагрузки на Онежское озеро

Вид нагрузки	$P_{общ}$		$N_{общ}$		ОВ	
	т/год	%	т/год	%	тО/год	%
Природная	567	61	10662	70	537237	88
в т.ч. речной сток	497	54	8319	55	524434	86
атмосферные осадки	64	7	2240	15	12800	2
подземные воды	2,3	0,2	34,3	0,2	–	–
техногенные воды (фон)	4,0	0,4	68,2	0,4	2,6	–
Антропогенная	359	39	4535	30	71218	12
в т.ч. точечные источники	236	26	2734	18	39417	7
рассеянные источники	123	13	1801	12	31801	5
Всего	926	100	15197	100	608455	100

Из данных табл. 2 следует, что по $P_{общ}$ антропогенная составляющая достигает 39%, по $N_{общ}$ – 30%, а по ОВ – всего 12% от общей нагрузки этими веществами. По всем группам веществ доминируют точечные источники загрязнения, тогда как рассеянные уступают им в 1,5-2 раза.

Для обоснования рекомендаций по снижению биогенной нагрузки на Онежское озеро рассмотрена его устойчивость к нагрузке с учетом природной ассимиляционной способности. При этом для выполнения расчётов использована методика, разработанная в ИВПС КарНЦ РАН по установлению допустимой антропогенной нагрузки на водоемы. В качестве допустимой антропогенной нагрузки на водоем принимается величина ассимиляции вещества в его природном состоянии:

$$L_{ант}=As_{прир}=k\cdot(C_{ОЗ})_{фон}\cdot V_{сток}(\tau+1),$$

где k – константа скорости трансформации вещества, $(C_{оз})_{фон}$ – фоновая концентрация вещества в озере, $V_{сток}$ – объем среднегодового стока из озера, τ – период водообмена.

Для определения $As_{прир}$ необходимо знать константу скорости трансформации вещества в озере, его фоновую концентрацию, объем стока с озера и период водообмена. Применительно к Онежскому озеру все эти параметры уже установлены, остается выполнить только расчеты.

Фосфор общий: k = 0,194 год$^{-1}$; $(C_{оз})_{фон}$ = 6 мкг/л, $V_{сток}$ = 18,8 км^3/год, τ = 15,7 лет, $As_{прир}$=365 т/год.

Азот органический: k=0,130 год$^{-1}$, $(C_{оз})_{фон}$ = 0,15 мг/л, $As_{прир}$ = 6358 т/год.

Органическое вещество: k=0,172 год$^{-1}$; $(C_{оз})_{фон}$ = 10,0 мгО/л; $As_{прир}$ = 540011 тО/год.

Сравним полученные значения с антропогенной фосфорной (359 т/год), азотной ($N_{общ}$ – 4499 т/год; $N_{орг}$ – 2124 т/год) и органической (71218 тО/год) нагрузками. Как следует из указанных значений, антропогенная фосфорная нагрузка близка к природной ассимиляционной способности озера и достигла уровня допустимой. Азотная антропогенная нагрузка по $N_{общ}$ составляет 71% от допустимой органической азотной нагрузки. Для азота органического эта величина еще меньше (33% от допустимой), а по ОВ она совсем низкая (13% от допустимой). Полученные оценки допустимой биогенной нагрузки на Онежское озеро близки к результатам математического моделирования [5].

Наряду с расчетами антропогенной нагрузки БЭ и ОВ была проведена оценка нагрузки токсичными веществами (тяжелыми металлами, Zn, Cu) и литофильными элементами (Si, Al, Fe, Mn). Учитывая, что в бассейне Онежского озера и на его по-

бережье отсутствуют значимые источники загрязнения озера металлами и антропогенная составляющая по тяжелым металлам в стоке в озеро менее 1 %, можно считать, что наблюдаемые концентрации металлов и литофильных элементов близки к природным фоновым для этого озера. С учетом данного обстоятельства удалось вычислить допустимую нагрузку этими элементами на озеро с учетом, того, что допустимая антропогенная нагрузка принимается равной ассимиляции вещества в озере в его природном состоянии [4].

Согласно вышеизложенному, выполненные расчеты допустимой нагрузки на озеро по исследованным элементам представлены в табл. 3.

Таблица 3. Допустимые нагрузки на Онежское озеро литофильными элементами и некоторыми тяжелыми металлами, т/год

Вид нагрузки	Fe	Mn	Si	Al	Zn	Cu
Природная	14026	1091	37030	3096	211	28
Допустимая антропогенная	8730	748	24320	2193	150	13
Допустимая общая нагрузка	22756	1839	61350	5279	361	41
$C_{доп}^{*}$	мг/л			мкг/л		
	0,13	0,017	0,42	62	3,8	1,3
$C_{фон}$	0,08	0,01	0,26	37	2,3	0,9
$C_{доп}/C_{фон}$	1,63	1,71	1,62	1,68	1,65	1,44

* – концентрация в озере, отвечающая допустимой нагрузке.

Согласно общей нагрузке и допустимой антропогенной с учетом удерживающей способности озера увеличение концентраций элементов в воде озера произойдет несущественно (табл. 3), в среднем по всем шести элементам в 1,62 раза. Установленная концентрация будет соответствовать той же категории водоемов, к которой Онежское озеро относится в современный период. Повышение концентрации элементов в озере согласуется с другим принципом нормирования допустимой антропогенной нагрузки: увеличение концентрации вещества в озере не должно приводить к изменению геохимического класса вод и оно должно быть не более $\sqrt{2,5}$ -кратному, т.е. не более чем в 1,58 раз [6]. Наибольшие изменения будут характерны для *Al* (с 37 до 68 мкг/л), Zn (с 2,3 до 4,0 мкг/л) и Cu (с 0,9 до 1,6 мкг/л). Но они будут находиться на уровне региональных фоновых величин по этим металлам и загрязнение озера металлами будет незначительным.

Таким образом, проведенный анализ антропогенных нагрузок на Онежское озеро показал, что озеро исчерпало свой самоочистительный потенциал по отношению к $P_{общ}$ и имеет еще потенциал по отношению соединений азота и практически не затронут потенциал по ОВ. Этот вывод подтверждается и данным натурных наблюдений на озеро. Так содержание $P_{общ}$ достигло верхней границы для олиготрофных водоемов (10 мкг/л). Фактически оно увеличилось в 1,7 раза по сравнению с природной фоновой концентрацией. Содержание различных форм азота является стабильным и постоянным. Сравнение полученных результатов с аналогичными показателями для Великих Американских озер позволяет отметить, что в них удалось снизить содержание $P_{общ}$, однако наблюдается постоянный тренд увеличения концентрации нитратов [7]. Содержание ОВ в воде остаётся стабильным за последние годы наблюдений, что свидетельствует о неизменности его поступления в озёра.

Литература

1. *Китаев С.П.* Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск. 2007. 395 с.

2. *Михелес Т.П., Ермакова Н.А., Дмитриева Т. Д., Эрнандэс С.А., Федоров В.Г., Франк О.Е.* Методика экономической оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) индустриальных рыбоводных предприятий. СПб: ГОСНИОРХ, 2007. 51 с.

3. *Кондратьев С.А., Брюханов Ю.А., Викторова Н.В., Шмакова М.В., Обломкова Н.С., Маркова Е.Г.* Биогенная нагрузка на Ладожское озеро с частного водосбора в современных условиях // Всероссийская конференция по крупным внутренним водоемам (V Ладожский симпозиум). Сборник научных трудов конференции. – СПб: Издательство «Лема», 2016. С. 185-192.

4. *Лозовик П.А., Бородулина Г.С., Карпечко Ю.В., Кондратьев С.А., Литвиненко А.В., Литвинова И.А.* Биогенная нагрузка на Онежское озеро по натурным наблюдениям // Труды КарНЦ РАН. 2016. № 5. С. 35-52.

5. *Руховец Л.А., Филатов Н.*Н. Использование математических моделей для решения задач сохранения водных ресурсов Онежского озера // Труды КарНЦ РАН. 2011. №4. С. 77 – 87.

6. *Лозовик П.А.* Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию. Автореф. дисс. на соиск. учен. степ. д-ра химич. наук / Институт геохимии и аналитической химии имени В.И. Вернадского РАН. Москва, 2006. 59 с.

7. The Book of Canadian Lakes Canadian Association of water quality Monograph №3. 1994. 598 p.

МОНИТОРИНГ МЕТАМОРФИЗАЦИИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД НА ОРОШАЕМЫХ ЗЕМЛЯХ

Мурадов Ш.О., Ражабова Д.А.
Каршинский инженерно-экономический институт, Карши, Республика Узбекистан
m.oikos@mail.ru

Идею о единстве развития системы «почва – грунтовая вода» неоднократно высказывали многие ученые, занимающиеся проблемами борьбы с засолением на орошаемых землях. В частности, известный учёный В.А. Ковда отмечал, что главным источником солей в почвах (если не применяются минерализованные поливные воды) являются близкие к поверхности грунтовые воды [1]. Из сказанного следует, что процесс засоления верхней части почвы, необходимой для растений, происходит под действием физического испарения в основном минерализованных грунтовых вод, т.е. для оценки данного процесса требуется анализ метаморфизации солевого состава и режима уровня грунтовых вод. Надо отметить, что проблема метаморфизации химического состава природных вод далеко не нова, однако в гидрологии орошаемых земель методика анализа метаморфизации еще не нашла широкого применения. В связи с этим следует остановиться подробнее на некоторых аспектах рассматриваемой проблемы.

По характеру соотношений ионов сульфата и магния Г.Ю. Валуконис [2] предложил ветви метаморфизации назвать магниевой (r Mg>r SO_4) и сульфатной (r SO_4>r Mg). В линейной интерпретации обе ветви метаморфизации выглядят следующим образом:

$$А \rightleftarrows Б \rightleftarrows В \rightleftarrows Д \rightleftarrows Е$$

(сульфатная)

$$А \rightleftarrows Б \rightleftarrows Г \rightleftarrows Д \rightleftarrows Е$$

(магниевая)

Как показало обобщение гидрохимических материалов по различным районам, магниевая ветвь чаще всего реализуется в пределах типов от А до Г включительно и характеризует типично континентальную обстановку формирования пресных и солоноватых вод.

Из общей схемы нелинейной метаморфизации следует, что магниевой ветви метаморфизации присущ химический тип Г следующего солевого состава: NaCl, $MgCl_2$, $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$ и $Ca(HCO_3)_2$. В водах, метаморфизующихся по сульфатной ветви, появляется химический тип В, имеющий такой солевой состав: NaCl, Na_2SO_4 $MgSO_4$, $CaSO_4$ и Ca $(HCO_3)_{2.}$. Таким образом, сульфатная ветвь характеризуется специфическим типом В с тремя сульфатными и одной солью магния, а магниевая ветвь, наоборот, типом Г с тремя солями магния и одной сульфатной.

Приведенные выше схемы метаморфизации (по М.Г. Валяшко, А.Г.Бергману, М.В.Левченко, Г.Ю.Валуконису) составляют единый гидрохимический (нормальный) цикл метаморфизации природных вод, наряду с которым выявлен также аномальный цикл [2]. Сущность его заключается в следующем: если в нормальном цикле повышение степени минерализации раствора сопровождается метаморфизацией состава вод в прямом направлении, то в аномальном цикле оно сопряжено с метаморфизацией в обратном направлении.

Для изучения особенности метаморфизации подземных вод широко используется солевая диаграмма О.Д. Кашкарова [3]. Более эффективными в некоторых случаях оказываются совмещенные солевые треугольники, предложенные Г.Ю. Валуконисом, так как они позволяют различать сульфатную и магниевую ветви метаморфизации [4].

С целью выяснения закономерностей метаморфизации грунтовых вод орошаемых земель региона использован обширный гидрохимический материал (около 1000 определений), накопленный в Западно-Узбекистанской гидрогеологической экспедиции [5].

Рассмотрение указанных рисунков показало, что в части катионов карбонатный тип вод характеризуется пестрым составом с преобладанием иона натрия, а в анионной – резко преобладает HCO^-_3. Комплексные точки этих анализов занимают центральную часть квадрата, так называемые «содовые» воды.

На упомянутых выше катионных и анионных треугольниках [3] показано, что воды хлоридного типа тяготеют к вершинам Na^+ и Cl^-, т.е. создается впечатление, что они своим существованием в значительной мере обязаны растворению и накоплению в растворах хлористого натрия (с последующим обменом натрия на кальций и магний поглощенного комплекса пород).

Из диаграммы О.К. Кашкарова, где систематизированы результаты анализов грунтовых вод сульфатного типа, следует (даже по количеству точек), что эти воды преобладают в районе исследований. Диаграмма также позволяет сделать вывод, что описанные выше гидрокарбонатный и хлоридный типы в данном случае представляют продукт далеко зашедшей метаморфизации вод сульфатного типа в обратном или прямом направлениях.

В Кашкадарьинском бассейне катионный состав грунтовых вод сульфатного типа весьма пестрый. Содержание иона Na^+ в них достигает 96, Ca^{2+}–78, Ma^{2+}–63 экв.%. Наиболее типичная область характеризуется следующим ионным составом: Na^+–50, Ca^{2+}–30, Mg^{2+}–20 экв.%, т.е. по своей подвижности катионы представляют следующий ряд (в порядке убывания подвижности): $Na^+ > Ca^{2+} > Mg^2$.

Среди анионов преобладает хлор, его содержание достигает 98 экв.%. На втором месте – сульфат-ион, его типичное содержание не превышает 10-70 экв.%, хотя встречаются пробы почти со 100% содержанием сульфат-иона. Содержание гидрокарбонат-иона не превышает 5-10 экв.%. Геохимическую подвижность анионов можно охарактеризовать следующей последовательностью (в порядке убывания подвижности): SO^{2-}_4>Cl>HCO^-_3.

В Сурхан-Шерабадском бассейне катионный состав грунтовых вод сульфатного типа весьма пестрый. Содержание иона Na^+ в них достигает 98, Ca^{2+} – 78, Mg^{2+} – 68 экв.%. Наиболее типичная область характеризуется следующим ионным составом: Na^+–50, Ca^{2+}–30, Mg^{2+}–20 экв.%, т.е. по своей подвижности катионы представляют следующий ряд (в порядке убывания подвижности): $Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+}$.

Здесь также среди анионов преобладает хлор. Его содержание достигает 98 экв.%. На втором месте – сульфат – ион, его типичное содержание не превышает 96 экв.%, хотя встречаются и пробы почти со 100%-ным содержанием сульфат - иона. Содержание гидрокарбонат - иона доходит до 60 экв.%, лишь в единичных случаях повышаясь до 90 экв.%. Геохимическую подвижность анионов можно охарактеризовать следующей последовательностью (в порядке убывания подвижности): $SO^{2-}_4 > Cl^- >> HCO^-_3$.

Из сопоставления анионного и катионного треугольников следует, что химический облик грунтовых вод данного типа определяется солями Na_2SO_4, NaCl и $CaSO_4$.

Сравнение диаграммы Кашкарова показывает, что в пределах квадратных полей точки анализов вод всех гидрохимических типов в значительной мере взаимно «накладываются». Это является еще одним доказательством генетического единства подземных вод хлористого, сульфатного и гидрокарбонатного типов.

Дополнительные сведения о характере метаморфизационных процессов получены при анализе диаграмм Г.Ю. Валукониса, из которыхследует, что метаморфизация водных ресурсов происходит по сульфатной ветви (99% всех анализов). Это объясняется преобладанием сульфатных солей натрия, кальция и магния (в подчиненных количествах) в составе подземных вод, а также в ионно-солевом комплексе пород. Анализ полей точек анализов всех рассмотренных грунтовых вод показывают, что тенденция их метаморфизации одна и та же. Однако точки анализов вод верхнего и среднего ПВХР и подрайона в большей мере сдвинуты по направлению к солевой линии Na_2SO_4 -$MgSO_4$. Это свидетельствует о том, что при длительном орошении происходит метаморфизация грунтовых вод в обратном направлении. В то же время основная масса точек при этом не выводится за пределы треугольного поля Na_2SO_4 – $MgSO_4$- $Mg(HCO_3)_2$, т.е. гидрохимический тип подземных вод в целом не меняется, хотя для локальных участков и характерно появление очагов с подземными водами содового типа.

Еще в большей мере в обратном направлении сдвинуты точки анализов поверхностных вод Кашкадарьинского бассейна. Почти все они концентрируются в пределах треугольного поля: Na_2SO_4 – $MgSO_4$– $Mg(HCO_3)_2$.

Итак, можно заключить, что теория метаморфизации полностью применима к природным водам орошаемых земель юга Узбекистана. Установлены основные гидрохимические типы грунтовых вод; преобладающим является тип сульфатных вод. При метаморфизации таких вод в прямом направлении формируются воды хлоридного типа, при метаморфизации в обратном направлении – гидрокарбонатного типа. Метаморфизация протекает по сульфатной ветви.

При орошении земель преобладает тенденция к метаморфизации грунтовых вод в обратном направлении, однако при этом «фигуративные» точки, в основном, не выводятся за пределы сульфатного поля. По степени возрастания метаморфизации в обратном направлении природные воды можно расположить в следующем порядке: грунтовые воды верхнего ПВХР – грунтовые воды среднего и подрайона верхнего ПВХР, нижнего ПВХР.

Установлено, что не исключено в будущем появление на юге Узбекистана локальных очагов содового засоления почв. В подтверждение прогнозов авторов можно привести, цитату из работы В.А.Ковды: «Исследования в последние десятилетия убедили нас, что основной фактор содового засоления почв – присутствие неглубоких слабо-минерализованных щелочных подземных вод с концентрацией солей от 0,5-0,7 до 3-5 г/л. Испарение этих вод через капиллярную кайму ведет к содовому засолению почв» [2].

Как следует из диаграммы Валукониса, в верхнем ПВХР Сурхан-Шерабадского бассейна уже отсутствуют хлоридный тип, имеется незначительное количество сульфатного и превалирует карбонатный тип грунтовых вод. По данным анализа грунтовых вод хозяйства Амир Темура Шахрисабзского района (2010-2016 гг.), являющегося репрезентативным участком Кашкадарьинского бассейна, также появился гидрокарбонат магния, т.е. прогрессирует метаморфизация в обратном направлении.

В заключение можно отметить, что теория метаморфизации полностью применима к природным водам орошаемых экосистем региона.

Рассмотренные выше закономерности составляют теоретическую основу для прогнозов вторичного засоления (осолонцевания) почв и грунтов при орошении. Можно полагать, что в настоящее время должен преобладать хлоридно-сульфатный тип вторичного засоления. При длительной эксплуатации оросительных систем и отмывке хлористых и сульфатных солей происходит уменьшение минерализации грунтовых вод, они «метаморфизуются» в обратном направлении.

Таким образом, намечается общая тенденция приближения состава вод к гидрокарбонатно-натриевому типу, так как после полного исчезновения сульфата натрия на смену ему могут прийти гидрокарбонаты натрия, при этом основное средство против соды – сульфат кальция в этих водах практически отсутствует.

Появление в перспективе на юге Узбекистана локальных очагов содового засоления почв не исключено. Однако геологические запасы хлористых и сульфатных солей здесь настолько значительны, что при существующих масштабах выноса их ирригационно-дренажными водами возможно появление в будущем наиболее токсичных для растений очагов нового засоления почв не ранее, чем через 3-5 лет. Это – одна из форм современного опустынивания орошаемых экосистем.

Литература

1. *Ковда В.А.* Проблемы опустынивания и засоления почв аридных регионов мира. – М.: Наука, 2008. – 415 с.

2. *Валуконис Г.Ю., Ходьков А.Е.* Роль подземных вод в формировании месторождений полезных ископаемых. − Л.: Недра, 1978. − 296 с.

3. *Кашкаров О.Д.* Графические расчеты солевых систем. – Л.: Химия. –1960.

4. *Мурадов Ш.О.* Научное обоснование водоустойчивости аридных территорий юга Узбекистана. – Ташкент: ФАН, 2012.-376 с.

5. Сводный отчет по ведению Государственного мониторинга подземных вод и контроля за их рациональным использованием на территории Кашкадарьинской области за 1991–2000 гг.// кн.: 1- Каршинская ГГС/ Отв. Исполнитель Г.Х. Хамитов. – ГР №02–108/52. – Ташкент, 2004. – 270 с.

КАЧЕСТВО ВОД ВОЛЖСКОГО БАССЕЙНА И ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ В ПОСЛЕДНИЕ ГОДЫ[7]

Немировская И.А., Боев А.Г., Титова А.М., Медведева А.В.
Институт океанологии им. П.П.Ширшова РАН, г. Москва, Россия
nemir@ocean.ru

Речная сеть Волги, подобно кровеносной системе, покрывает Европейскую часть нашей страны, обеспечивая природное единство и жизненную силу. Волга протекает с севера на юг почти в меридиональном направлении на протяжении более 3 тыс. км и пересекает последовательно все природные зоны Европейской России (кроме арктической): хвойной и лиственной тайги, лесостепи, степи и заканчивается на границе зоны пустынь. Другая важная особенность: бассейн р. Волги – крупнейший в России природный, промышленный и социальный комплекс. Здесь расположено 426 городов, проживает около 60 млн. человек (в том числе порядка 45 млн. городских жителей), производится 45% промышленной и около 50% сельскохозяйственной продукции [1]. Площадь бассейна р. Волги составляет всего 8% от площади Европейской части России, но это практически половина страны по численности населения, объёмам промышленного и сельскохозяйственного производства.

Во время «позднего» паводка (2-10 июня 2016 г.) на борту НИС «Академик Топчиев» Институтом океанологии РАН была проведена экспедиция от порта Борок (Рыбинское водохранилище) до порта Астрахань. Цель исследований – изучение седиментационных и биогеохимических процессов в зоне смешения р. Волги с ее притоками для оценки современного состояния качества вод Волжского бассейна и тенденций его изменения в последние годы.

В основу методологии положено мультидисциплинарное изучение аэрозолей, растворенных соединений и взвешенных в воде частиц (<1 мкм), пространственной изменчивости биогенных веществ, органических соединений – $C_{орг}$ и алифатических углеводородов (УВ). Сбор аэрозолей из приводного слоя атмосферы проводился с носовой палубы НИС «Академик Топчиев» двумя методами: с помощью прибора AeroTrakTM (в 3-х диапазонах:0,3-1,0, 1,0-5,0 и >5,0 мкм) и сетями. Подробности методических процедур описаны в [2, 3].

Изучение гранулометрического состава аэрозолей показало, что на всем протяжении маршрута преобладают частицы 0,3-1,0 мкм (рис. 1). Из геосфер Земли атмосфера – самая подвижная и переменчивая сфера, в ней быстро меняются потоки вещества. Это обусловлено движением воздушных масс, скорость которых, особенно для частиц 0,3-1,0 мкм, достаточно велика [4, 5], в связи с чем количество частиц в атмосфере менялось в большом диапазоне: от 2500 до 181000 частиц/л.

Для частиц 1,0-5,0 мкм отмечалось практически трёхкратное увеличение их количества (в среднем от 430 до 1370 частиц/л) в полупустынных и пустынных при-

[7] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 14-27-00114).

прикаспийских зонах по отношению к лиственным и сухостепным восточноевропейским зонам (рис. 1). Количество частиц в атмосфере аридных областей обычно возрастает [4]. Однако наиболее резкое увеличение частиц в атмосфере приурочено к городам и промышленным центрам, расположенным вдоль берегов реки: Чкаловск, Ульяновск, Самара, Сызрань, Вольск, Саратов, Волгоград и т.д., т.е. к районам, где расположены крупные нефтеперерабатывающие заводы с факелами ТЭС на газовом топливе и сосредоточено большое количество автомобильного транспорта (особенно в районе от Самары до Сызрани и около г. Саратов).

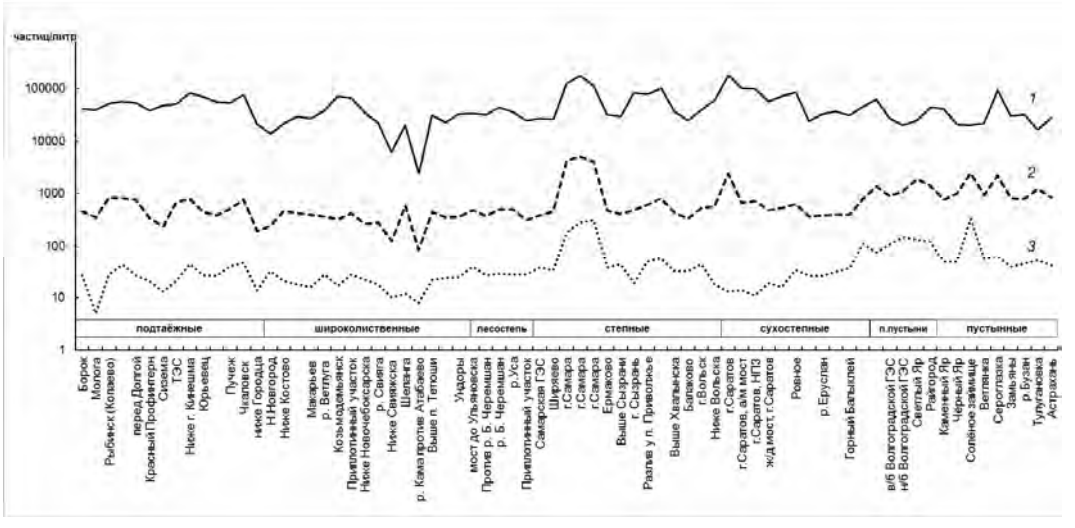


Рисунок. 1. Изменчивость гранулометрического состава аэрозолей приводного слоя атмосферы по маршруту п. Борок – п. Астрахань: **1**: 0.3-1, **2**: 1-5, **3**: >5 мкм

Потоки аэрозолей, полученные с помощью сетей, колебались от 0,385 до 0,715 мкг/м^3, т.е. отличались незначительно для разных районов р. Волги (рис. 2).

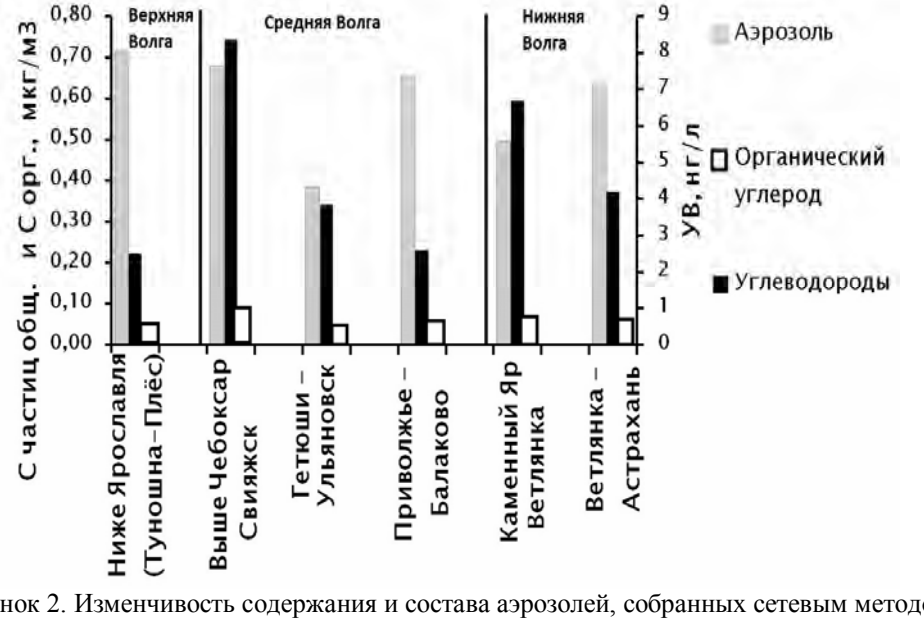


Рисунок 2. Изменчивость содержания и состава аэрозолей, собранных сетевым методом

Для сравнения, на разрезе через Атлантический океан потоки аэрозолей, отобранные тем же методом, колебались от 0,012 до 19,890 мкг/м^3 [3]. В составе проб аэрозолей (проанализированных с помощью сканирующего электронного микроскопа и приставки – микроанализатора) доминировали растения (в виде спутанно-волокнистой массы) с зёрнами минералов различной степени «окатанности» и антропогенные частицы. Деформированная, измельчённая органическая ткань растений содержала до 11% азота и была покрыта неравномерным, субмикронным налётом минеральных алюмосиликатов. Валовое содержание углерода ($C_{общ.}$) в пробах изменялось от 42 до 67 %. В составе антропогенных частиц наиболее часто встречались выбросы ТЭС: микросферы золы диаметром от 2 до 10 мкм, частицы стали – 3 мкм, металлургического шлака – от 6 до 11 мкм, агрегаты гидроокислов железа округлой формы 5х10 мкм. Крупные фрагменты (от 20 до 80 мкм) тонких плёнок хлорсодержащего полимера (до 15 вес.% хлора) были обнаружены в пробах Верхней и Средней Волги.

Изучение фильтрационной взвеси (выделенной с помощью ядерных фильтров 0.4 мкм) в поверхностных водах не выявило существенных различий в их средних концентрациях для Верхней, Средней и Нижней Волги (см. табл. 1). Величины концентраций изменялись в сравнительно узком диапазоне: 4,69–5,67 мг/л; наиболее высокое их содержание установлено в районе впадения рек Оки (до 8,38-10.39 мкг/л) и Ветлуги (9,09 мг/л), что соизмеримо с величиной ПДК для взвеси – 10 мг/л, меньшее значение – для Камы: 6.9 мг/л. Впадение притоков: Б. Черемшан, Малый и Большой Иргиз и Уса не вызывало увеличения содержания взвеси. Пониженные концентрации взвеси (1,69–3,11 мг/л) отмечены в Рыбинском и Куйбышевском водохранилищах, северной части Горьковского водохранилища и северной части Нижней Волги.

В ряде случаях перед плотинами гидроузлов наблюдался рост концентраций взвеси. В частности, на Чебоксарском водохранилище выше г. Новочебоксарском ее количество возросло с 4,23 до 6,33 мг/л; в верхнем бьефе Волгоградской ГЭС – до 7,79 с уменьшением к нижнему бьефу до 1,88 мг/л. В то же время в районе Жигулёвской ГЭС содержание взвеси практически не менялось: 1,84-1,85 мг/л. Более высокое содержание взвеси по сравнению с июлем 2009 г. (в среднем 3.47 мг/л) можно объяснить влиянием позднего паводка [2].

Таблица 1. Изменчивость концентраций взвеси, липидов и углеводородов (УВ) в поверхностных водах на различных участках р. Волги

Район Волги	Кол-во проб	Взвесь, мг/л		Липиды, мкг/л		УВ, мкг/л	
		Интервал средняя	σ*	Интервал Средняя	σ	Интервал Средняя	σ
Верхняя	12	1.69-8.42 5.18	1.96	120,2-473.2 230.7	115.2	57.4-277.4 124.5	63.7
Средняя	45	1.76-10.39 4.69	2.13	60.5-945.2 199.5	152.8	27.2-389.1 72.8	63.9
Нижняя	13	1.88-9.73 5.67	2.52	37.2-1004.0 206.5	290.8**	16.1-722.7 98.8	209.2
Нижняя	12**	1.88-8.85 5.39	2.59	37.2-118.7 126.8	127.3	16.1-46.2 32.3	21.3

*– стандартное отклонение, **– без учета максимальных концентраций липидов и УВ в Золотом затоне (г. Астрахань).

В составе взвеси, как и в аэрозолях, преобладали, в основном, три источника её образования: биогенный, минеральный и антропогенный. Однако состав взвеси отличался от состава аэрозолей, где биогенные частицы представлены преимущественно различными видами диатомовых водорослей. Это означает наличие корреляции между распределением взвеси и хлорофилла «а»: r=0.60 (данные по хлорофиллу «а» предоставлены Н.М. Минеевой, ИБВВ РАН). Среди минеральных частиц доминировали пелитовые глинистые и гидрослюдистые частицы крупностью 2-5 мкм, с редкими агрегатами до 10-18 мкм. Частицы часто были покрыты плёнкой гидроокислов марганца и железа. Антропогенные частицы состояли из сфер золы от ТЭС размером до 10 мкм и металлургического шлака (окислов тяжёлых металлов: Ti, Cr, Fe, Zn.).

Концентрации алифатических УВ (24–723 мкг/л, табл. 1), которые считаются обычно нефтяными углеводородами – НУ [1] в поверхностных водах и во взвеси также оказались значительно выше, чем летом 2009 г. [2]. Их содержание повышалось в районах крупных промышленных центров: Ярославль, Н. Новгород, Волгоград, Астрахань (Золотой затон) и др. (рис. 3).

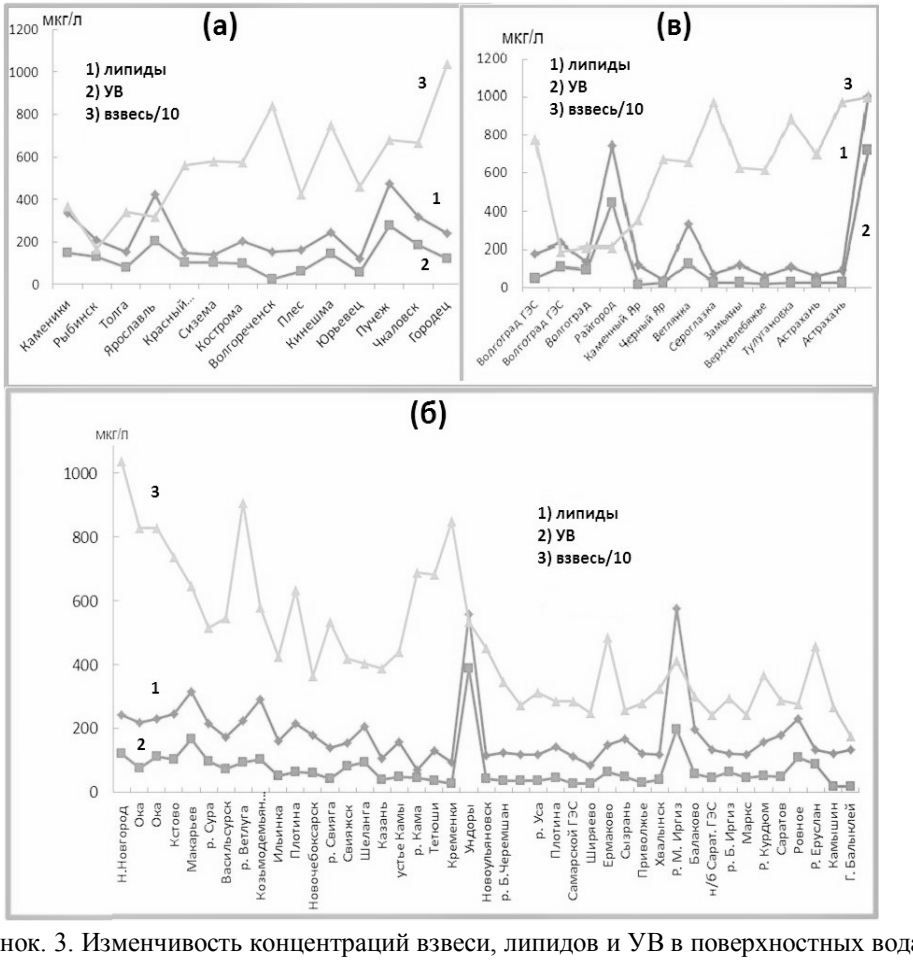


Рисунок. 3. Изменчивость концентраций взвеси, липидов и УВ в поверхностных водах (а) – Верхней, (б) – Средней и (в) – Нижней Волги

При этом увеличивалась доля УВ в составе липидов с 17-30% до 50-70%, что может косвенно свидетельствовать о влиянии нефтяных загрязняющих веществ.

Наиболее высокие концентрации УВ в составе взвеси (>100 мкг/г) приурочены к бассейну р Усы, районам г. Рыбинск (76,4 мкг/г) и г. Ярославль (64,2 мкг). При впадении р. Ока их содержание не превышало 14 мкг/г., в связи с чем не наблюдалось корреляции в распределении концентраций УВ и взвеси. Для различных участков р. Волги значения *r* изменялись от 0.34 до 0.71.

Концентрации УВ в растворенной форме колебались в интервале от 8-24 мкг/л и были значительно ниже ПДК для нефтяных УВ (50 мкг/л). Даже при подходе к Астрахани их содержание не превысило13 мкг/л и 31% в составе липидов. При переходе из ПМС (поверхностный микрослой толщиной 300 мкм) к поверхностным водам концентрации УВ (несмотря на полный штиль) различались всего в 2 раза, видимо была захвачена поверхностная пленка при отборе проб. Для морских вод эти различия обычно выше.

В донных осадках (ДО) содержание УВ зависело от их гранулометрического типа и составило в илистых осадках – в среднем 97, а в песчанистых – 11 мкг/г. Связь между распределением $C_{орг}$ и УВ не наблюдалась (рис. 4).

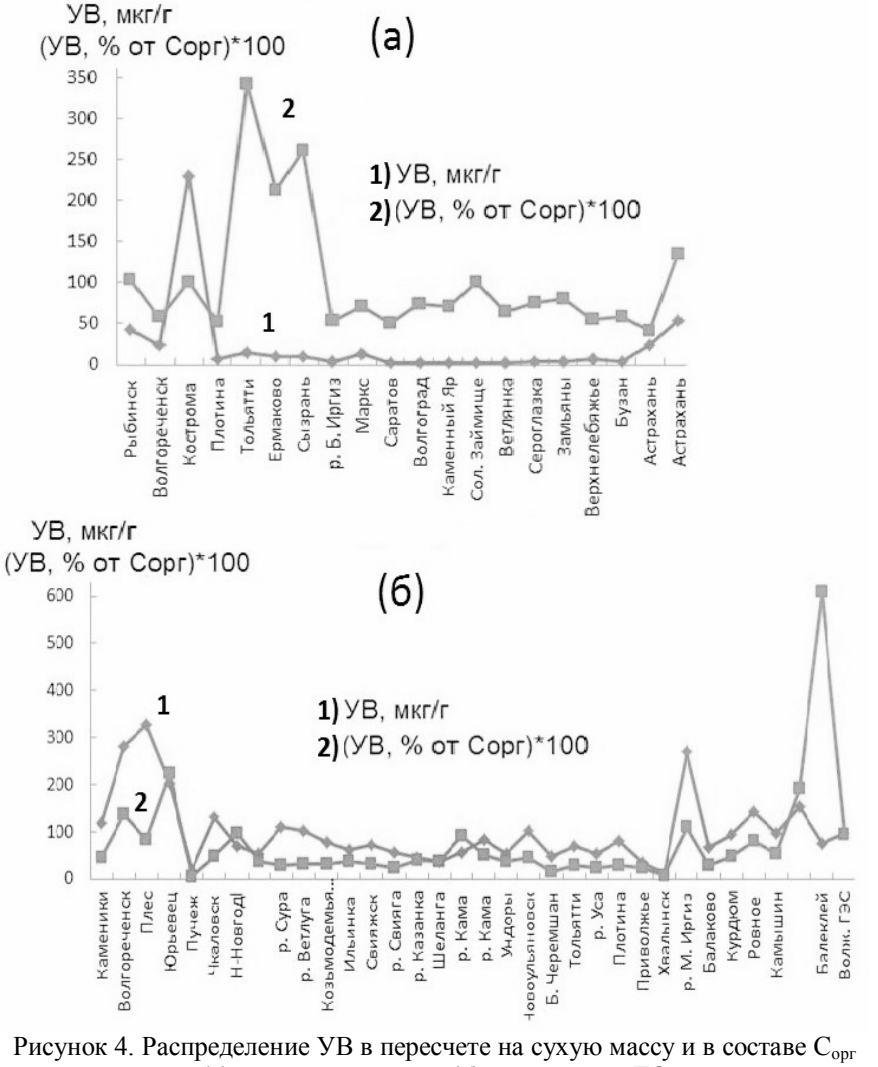


Рисунок 4. Распределение УВ в пересчете на сухую массу и в составе $C_{орг}$ (а) – в песчанистых и (б) – в илистых ДО

В составе органических веществ (ОВ) доля УВ превышала 1% в районе больших городов, особенно, Волгограда (6,1%), Н. Новгорода (4,0%), Тольятти (3,4%), Сызрани (2,6%) и Астрахани (1,4%), что характерно для ДО, загрязненных нефтью [2]. В тоже время в районе г. Саратов доля УВ была меньше 1%, так как пробы отбирались в сравнительно чистых районах, и основные промышленные предприятия были расположены на другом берегу р. Волги. В составе алканов ДО доминировали высокомолекулярные терригенные гомологи, а в составе ПАУ – в отдельных случаях нафталины (маркеры нефтяного генезиса), а в других – пирогенные полиарены.

Таким образом, загрязнение обнаружено как в аэрозолях, так и в поверхностных водах и ДО, в основном в акваториях, непосредственно примыкающим к крупным промышленным центрам. Зависимость в распределении количества частиц в атмосфере от основных характеристик климатических и ландшафтных зон (растительного покрова по берегам Волги, скорости и направления ветра, температуры и влажности воздуха и т.д.) проявлялась в меньшей степени, чем от антропогенных источников. С удалением от городских центров концентрации приближались к фоновым значениям. Вероятно, позволило авторам при исследовании $C_{орг}$ в волжских водах прийти к выводу, что экосистема каскада водохранилищ находится в стабильном отрегулированном состоянии и не нарушает сток органических веществ [3]. Вместе с тем по сравнению с данными 2009 г. [2] более высокие концентрации УВ в водах и ДО могут указывать на возрастающее загрязнение, которое проявляется не только в составе взвеси, но и в составе полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). В то же время содержание ПАУ в осадках в большинстве случаев не превышало 1000 нг/г, то есть соответствовало I и II уровням токсичности [5], что свидетельствует об умеренном загрязнении. Для получения более обоснованных выводов необходимо продолжить исследования, особенно в другие периоды года.

Литература

1. *Найденко В.В.* Великая Волга на рубеже тысячелетий. Нижний Новгород: Промграфика, 2003. 432 с.

2. *Немировская И.А.* Изменчивость различных соединений в воде, взвеси и осадках Волги летом 2009 г. // Водные ресурсы, 2012. Т. 39. № 5. С. 533-545.

3. *Немировская И.А.* и др. Исследование р. Волги в рейсе научно-исследовательского судна «Академик Топчиев» // Водные ресурсы, 2017. Т. 44, № 2, С. 221–224.

4. *Лисицын А.П.* Современные представления об осадкообразовании в океанах и морях. Океан как природный самописец взаимодействия геосфер земли. Мировой океан Т.2. – М.: Научный мир, 2014. С. 331-571.

4. *Wozniak A. S. Gurganus S. C., Hatcher P. G.* Distinguishing molecular characteristics of aerosol water soluble organic matter from the 2011 trans-North Atlantic US GEOTRACES cruise. // Atmos. Chem. Phys. 2014. V. 14. P. 8419–8434.

5. Monitoring of hazardous substances in the White Sea and Pechora Sea: harmonisation with OSPAR's Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP) Tromsø: Akvaplan-niva, 2011. 71 p.

ХИМИЧЕСКИЕ ЭЛЕМЕНТЫ-МАРКЕРЫ АРЕАЛОВ ВТОРИЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ВОДОСБОРЕ МАЛОЙ РЕКИ (НА ПРИМЕРЕ ЛАНТАНОИДОВ)

Никитская К.Е.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
knikitskaya@yandex.ru

В качестве маркеров ареалов вторичного загрязнения территорий может быть использован ряд химических элементов. Во всех выявленных ареалах повышенных концентраций химических элементов на территории водосборного бассейна р. Сучок на южном берегу Иваньковского водохранилища накапливаются: литий, цезий, бериллий, стронций, кадмий, таллий, иттрий и все лантаноиды, германий, титан, мышьяк. Особый интерес в изучении таких ареалов представляют элементы группы лантана.

Внимание к присутствию и распределению лантаноидов в почвах, а также к их роли в почвенных процессах значительно возросло вместе с усовершенствованием аналитических методов. В последнее время стало возможным определение в почвах не только лантаноидов со значительным содержанием (например, лантана и церия), но и лантаноидов, присутствующих в очень скромных количествах (например, тербия или лютеция). Однако почвохимия, технохимия этих элементов и их значение в формировании качества вод остаются практически неизученными.

Данные о латеральной динамике большинства элементов этой группы в пределах малого речного бассейна получены впервые.

Методика работ и фактический материал. В результате полевой площадной геохимической съемки территории водосборного бассейна р. Сучок (водотока 3-го порядка по системе Хортона-Стралера), отбора проб и дальнейшей их аналитической обработки (метод ISP-MS) были выделены несколько ареалов повышенных концентраций химических элементов. Изучен массив данных по 69 химическим элементам и их распространению по территории исследуемого бассейна. В результате оказалось, что тесных корреляционных связей между распространением потенциально-подвижных и легкорастворимых форм химических элементов нет, за исключением группы лантаноидов. В табл. 1 представлены коэффициенты корреляции между содержанием потенциально-подвижных форм химических элементов и лантаноидов в приповерхностном слое почв на территории водосборного бассейна р. Сучок.

Таблица 1**.** Коэффициенты корреляции потенциально-подвижных форм химических элементов и лантаноидов (бассейн р. Сучок)

	Потенциально-подвижные формы химических элементов								
	Y	**Si**	**Sc**	**Ga**	**Gr**	**Nb**	**Cs**	**Li**	**Be**
* La	0.96	0.75	0.55	0.71	0.56	0.62	0.56	0.58	0.53
* Ce	0.95	0.76	0.66	0.75	0.58	0.62	0.66	0.63	0.54
* Pr	0.99	0.71	0.64	0.68	0.62	0.51	0.61	0.55	0.6
* Nd	0.99	0.71	0.62	0.67	0.63	0.5	0.59	0.56	0.59
* Sm	0.99	0.71	0.64	0.66	0.63	0.47	0.59	0.57	0.6
* Eu	0.99	0.71	0.61	0.66	0.63	0.47	0.57	0.58	0.63
* Gd	0.99	0.74	0.63	0.68	0.64	0,49	0.59	0.61	0.59
* Tb	0.99	0.71	0.63	0.68	0.62	0.5	0.58	0.57	0.6
* Dy	0.99	0.72	0.65	0.7	0.62	0.54	0.61	0.57	0.58

Продолжение таблицы 1.

	Y	**Si**	**Sc**	**Ga**	**Gr**	**Nb**	**Cs**	**Li**	**Be**
* Ho	0.98	0.75	0.67	0.69	0.62	0.51	0.63	0.61	0.57
* Er	0.98	0.7	0.66	0.68	0.61	0.5	0.62	0.54	0.58
* Tm	0.98	0.71	0.67	0.7	0.61	0.53	0.63	0.58	0.53
* Yb	0.97	0.69	0.71	0.68	0.61	0.49	0.65	0.55	0.55
* Lu	0.97	0.71	0.59	0.67	0.61	0.44	0.57	0.67	0.49

Для легкорастворимых форм хорошая корреляция отмечается лишь для лантана, церия, празеодима и неодима (см. табл. 2).

Таблица 2. Коэффициенты корреляции между содержанием легкорастворимых форм лантаноидов в приповерхностном слое почв на территории водосборного бассейна р. Сучок

	La	Ce	Pr	Nd
La	1			
Ce	0.99	1		
Pr	0.91	0.41	1	
Nd	0.43	0.16	0.61	1

Результаты работы. Геохимические свойства лантаноидов (La, Ce, Pr, Nd, Sm) в целом определяются способностью образовывать прочные комплексы с органическими лигандами, что способствует их выщелачиванию из почв [1, 2]. В то же время отмечается: равномерное рассеяние большинства лантаноидов в верхней части почвенного профиля, обусловленное слабым их участием в биогенно-аккумулятивном процессе; возможность участия в подзолистом процессе Sm, Eu, Lu и более высокая концентрация лантаноидов в илистой фракции почвообразующих покровных суглинков, чем в органогенных горизонтах сформировавшихся на них почв [3].

Основные закономерности распределения лантаноидов в природных системах – это убывание их валового содержания с возрастанием атомного номера и более широкое распространение элементов с четными номерами, чем следующих за ними с нечетными [4]. Считается, что такие различия определяются, в первую очередь, исходным содержанием этих элементов в почвообразующих породах [5]. Для территории бассейна р. Сучок эта закономерность также соблюдается, за исключением более значительного содержания церия (≈148,93 мг/кг) и неодима (≈103 мг/кг) по сравнению с лантаном (около 85 мг/кг). Повышенное содержание Ce в ландшафтах отмечено и во многих работах последних лет [1, 3, 6, 7]. Для условий земной поверхности А. Кабата-Пендиас и Х. Пендиас [8] разделили лантаноиды на две группы: 1) легкие La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd; 2) тяжелые Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu. В процессе гумидного выветривания характерен более интенсивный вынос на щелочной стадии тяжелых Ln и Y и накопление легких Ln в элювии. Для всех лантаноидов характерна сорбция их глинистыми минералами [9]. В целом La и легкими лантаноидами обогащаются обломочный и сорбированный комплексы, а в растворе оказываются тяжелые лантаноиды и Y [10].

По данным Э. Робинсона и др. [11], в растворимую форму может переходить до 50 % редких земель почв, особенно в присутствии органического вещества. Поэтому редкие земли и La считаются биологически легкоусваиваемыми металлами. Заслуживает внимания тот факт, что общее присутствие разных форм лантаноидов в пределах изучаемого водосбора оказалось значительно выше ожидаемого и сравнимо с величинами соответствующих форм ряда распространенных и (или) давно изучаемых элементов (табл. 3).

Таблица 3. Сопоставление лантаноидов и химических элементов, содержащихся на исследуемом водосборе в аналогичных количествах

	Лантаноиды	**Другие химические элементы**
Потенциально-подвижные формы	Лантан, церий, неодим, иттрий	Титан, цинк, свинец
	Празеодим, гадолиний, самарий, диспрозий	Хром, никель
	Эрбий, иттербий, европий	Мышьяк, селен, ванадий
	Гольмий, тербий	Литий, олово
	Тулий, лютеций	Молибден, галлий
Легкорастворимые формы	Лантан, церий	Титан, кобальт
	Иттрий	Хром, молибден
	Неодим, празеодим, гадолиний	Цирконий, сурьма
	Самарий, гольмий, лютеций	Цезий, гафний, золото

Разница между содержанием в почвах потенциально-подвижных и легкорастворимых форм элементов может меняться очень значительно как для одного элемента, так и в ряду элементов. Так, например, аналогично поведение церия и лантана, разница в содержании потенциально-подвижных и легкорастворимых форм которых в среднем на территории водосбора достигает двух порядков. Для неодима, содержание потенциально-подвижных форм которого в пределах водосбора сопоставимо с церием и лантаном, уменьшение количества легкорастворимых форм достигает 4-х порядков, составляя 26,61 против 0,009 г/см^3 верхнего 10-см слоя почвы, соответственно.

Ряд убывания средних и медианных значений содержания для подвижных форм лантаноидов на территории исследуемого водосбора: Ce>Nd>La>Pr>Gd>Sm>Dy>Er>Yb>Eu>Ho>Tb>Tm>Lu. Пространственное распределение потенциально-подвижных форм лантаноидов, несмотря на значительные различия их содержания в верхнем слое почвогрунтов, практически совпадает (рис. 1).

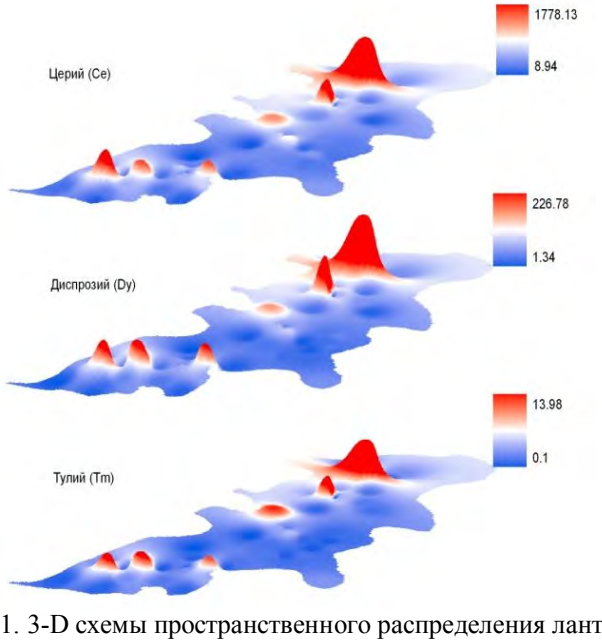
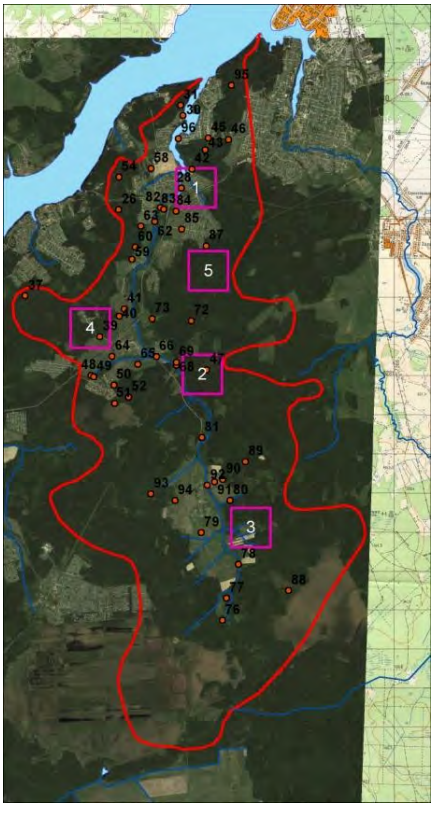


Рисунок 1. 3-D схемы пространственного распределения лантаноидов в пределах исследуемого водосбора р. Сучок, мг/кг



Накопление потенциально-подвижных форм лантаноидов в поверхностном слое почв в пределах бассейна р. Сучок определяется, в основном, геоморфологическими факторами, о чем свидетельствуют ареалы повышенного содержания этих элементов в зонах преимущественной аккумуляции как природного, так и природно-технического генезиса (табл. 4). На рис. 2 контрольные участки площадью в 1 км^2 в пределах ареалов повышенных концентраций химических элементов пронумерованы в квадратах (описание участков приведено в обозначениях к табл. 4).

Рисунок 2. Схема расположения контрольных участков в пределах ареалов повышенных концентраций химических элементов на территории водосбора р. Сучок.

Таблица 4. Содержание потенциально-подвижных форм лантаноидов в пределах контрольных участков (1-5) в ареалах повышенной концентрации химических элементов, мг/кг·км^2

№	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
1	376,4	326,45	78,42	298,3	23,41	18	96,8	17,42	65,9	12,55	22,18	5,7	19,2	2,8
2	111,34	198,7	55,52	121,7	44,01	10,02	43,3	9,4	48,04	9,01	19,34	3,54	18,4	2,91
3	754,02	1431,2	198,4	1008,94	177,4	44,88	211,08	22,15	195,13	32,17	81,7	9,68	61,82	7,64
4	68,24	132,9	14,56	40,65	8,23	2,7	11,85	0,99	10,74	2,23	3,05	1,11	1,25	0,12
5	6,89	10,54	8,3	8,56	0,74	0,18	2,02	0,08	1,46	0,31	0,77	0,12	0,3	0
Средн	88,13	143,74	22,91	99,53	19,72	5,29	20,51	2,94	17,08	3,12	7,32	0,97	5	0,71

Обозначения: 1 – Современный природный геоморфологический (вторичная дельта реки) – участок 1; 2 – Современный антропогенный геоморфологический (ж/д) –участок 2; 3 – Современный антропогенный геоморфологический (зарегулированное сужение русла в верховьях) – участок 3; 4 – Современный антропогенный (полевые агротехнические ландшафты с воздействием автодорог) – участок 4; 5 – Фоновый участок восточного водораздела бассейна (елово-березовый лес без признаков антропогенного воздействия на дерново-подзолистых почвах пологого водноледникового склона) – участок 5; Средн. – среднее по поверхностному слою почв водосбора.

Выводы. Кратность превышения содержания потенциально-подвижных форм лантаноидов над содержанием их реально подвижных форм на исследуемом водосборе весьма значительна, и может достигать пять порядков (как, например, для тербия). Распространение разных форм лантаноидов в приповерхностном слое почвы различается для потенциально-подвижных форм и легкоподвижных. Пространственное распределение потенциально-подвижных форм различных лантаноидов по водосбору реки практически совпадает. Легкоподвижные формы лантаноидов не

обладают сходством пространственного распределения, их количество мало. Даже для церия и лантана, присутствие которых в легкорастворимых формах максимально среди всех лантаноидов, общее содержание таких форм в верхнем слое почвогрунтов всего бассейна составляет 9-12 т, в то время как для потенциально-подвижных форм эта величина составляет 2000-3000 т.

Известно, что основным источником поступления лантаноидов в ландшафт является внесение суперфосфатных удобрений, особенно, если они произведены из апатитового сырья [4]. Кроме того, присутствие лантаноидов (обычно изучается на примере лантана) характерно для ландшафтов, развитых на флювиогляциальных отложениях. Особенности распределения лантаноидов по почвенному профилю схожи со скандием (элювиальное распределение) [5]. В результате проведенного исследования установлено, что интенсивное накопление всех лантаноидов характерно для сформированных под воздействием геоморфологических факторов (как природных, так и антропогенных) ареалов повышенной концентрации химических элементов. Среди таких ареалов особенно высокими концентрациями потенциально-подвижных форм лантаноидов характеризуется ареал в верховьях водосбора, что, по-видимому, связано: с накоплением этих элементов вместе с тонкозернистыми частицами в аккумулятивной зоне, обогащением лантаноидами почвенного покрова за счет материнских пород (в данном случае, тонкозернистых флювио- и лимногляциальных песков), а также с применением удобрений на обрабатываемых в этой части водосбора сельскохозяйственных полях.

Литература

1. *Водяницкий Ю.Н.* Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) // Почвоведение, № 7, 2013. С. 872-881.

2. *Водяницкий Ю.Н.* Тенденции развития химии почв // Бюллетень Почвенного института имени В.В.Докучаева, № 66, 2010. С. 65-83.

3. *Самонова О.А.* Редкоземельные элементы в почвах ландшафтов Смоленско-Московской возвышенности // VestnikMoskovskogoUnviersiteta, SeriyaGeografiya, № 3, 2013. С. 73–79.

4. *Иванов В.В.* Экологическая геохимия элементов. Редкие f-элементы. Кн. 6. М.: Экология, 1997. 607 с.

5. Рассеянные элементы в бореальных лесах. М.: Наука, 2004. 616 с.

6. *Берчук В.Ю., Рихванов Л.П., Готье-Ляфай Ф.* Уровни накопления и характер распределения лантаноидов и трансурановых элементов в вертикальном разрезе пойменных почв протоки Чернильщиково р. Томи // Известия Томского политехнического университета, Т. 320, № 1. 2012. С. 170-178.

7. *Гринвуд Н.Н., Эрншо А.* Химия элементов. Т. 1, 2. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2008. 607-670 с.

8. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

9. *Бурков В.В., Подпорина Е.К.* Редкие земли в корах выветривания гранитоидов // Доклады АН СССР, Т. 177, № 3, 1967. С. 691-694.

10. *Балашов Ю.А.* Геохимия редкоземельных элементов. М.: Наука, 1976. 265 с.

11. *Робинсон Э.* Распространение и превращение загрязняющих веществ // Загрязнение воздуха и жизнь растений. Л.: Гидрометеоиздат,. 1988. С. 33-59.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА СОСТАВ КОМПОНЕНТОВ ОЗЕРНЫХ СИСТЕМ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ БАРАБИНСКОЙ НИЗМЕННОСТИ[8]

Овдина Е.А., Страховенко В.Д.
Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск, Россия
ovdina@igm.nsc.ru

На территории Барабинской низменности расположено более 6000 озер, из которых около 2000 относятся к сапропелевым [1]. Озера, в основном, бессточные, мелководные, от пресных до соленых, являются основным элементом гидрографии Обь-Иртышского междуречья и конечными водоприемниками [2].

Локальные, региональные и глобальные выпадения поллютантов, влияющие на элементный состав компонентов окружающей среды, формируются в зависимости от высоты промышленных выбросов и характера движения атмосферных потоков. Несмотря на то, что региональные, а тем более глобальные выпадения в целом не сопровождаются существенным увеличением концентрации металлов в объектах окружающей среды, дальний перенос их с воздушными массами может способствовать формированию импактных зон с концентрацией микроэлементов, достигающих городских значений на огромном удалении от промышленных центров [3].

Барабинская низменность находится в зоне антропогенной нагрузки. Ее территория подвергалась загрязнению техногенными радионуклидами с начала испытаний ядерного оружия на Семипалатинском и Новоземельском ядерных полигонах, начиная с 1949 года [4, 5]. Величина глобального фона в северном полушарии по ^{137}Cs в общем загрязнении почв составляет 43 мКи/км^2 на 2000 год. В целом, современная радиационная обстановка от выпадений техногенных радионуклидов на территории Сибири не представляет опасности для здоровья населения [5]. По ГОСТу требуется проводить радиоэкологический контроль сапропелевого сырья на наличие техногенных радионуклидов. Вторым источником техногенного загрязнения данной территории являются предприятия химической и металлургической промышленности г. Новосибирска и г. Омска, расположенных таким образом, что по направлению розы ветров возможно выпадение поллютантов на земную поверхность, и формирование локальных зон на территории Барабинской низменности.

Полученные результаты по распределению геохимических данных в кернах донных отложений малых озер и химическому составу озерных вод могут служить основой геоэкологического мониторинга и природоохранных мероприятий по добыче сапропеля.

Цель работы – оценить уровень антропогенной нагрузки на компоненты озерной системы, на берегу которых расположены населенные пункты, на основе сравнительного анализа с составом различных компонентов озер, находящихся в отдалении от них.

Объекты исследования – 21 озеро с сапропелевыми отложениями, расположенные в пределах Барабинской низменности. В данном исследовании озера разделены на две группы. К <u>*первой группе*</u> (1) относятся *озера, расположенные вблизи деревень*: Бергуль, Барчин, Ярголь, Бол. Казатово, Кайлы, Бол. Кайлы, Бол. Курган, Жилое, Песчаное, Чистое, Кротова Ляга. Ко <u>*второй группе*</u> (2) – *озера, расположенные*

[8] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-00132).

вдали от деревень: Чулым, Камбала, Суеток, Бильгень, Сарбалык, Цыбово, Жилое (Куйбышевский район), Мостовое, Бугристое, Бол. Чича (рис. 1). По размеру все озера – малые, глубиной до 2.5 м.

Рисунок 1. Схема расположения исследуемых озер Барабинской низменности

Полевые работы проводились в 2012-2016 гг. Колонки донных отложений отбирались с катамарана при помощи цилиндрического пробоотборника с вакуумным затвором конструкции НПО «Тайфун» (диаметр 82 мм, длина 120 см). Керн опробовался поинтервально с шагом 3-5 см на глубину до 200 см. Отбор проб воды на все анализы производился по стандартным методикам ГОСТ 31861. Непосредственно в полевых условиях определяли значения показателей pH, Eh, общей минерализации воды, содержания кислорода, а также пробы донного осадка сразу взвешивались для дальнейшего расчета влажности. Отобраны: 371 проба из 31 разреза донных отложений озер и 81 проба воды.

Дальнейшие исследования химического состава проб воды и донных отложений проходили в Центре коллективного пользования с помощью научного оборудования для многоэлементных и изотопных исследований СО РАН (ЦКП МИИ СО РАН). Методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии с использованием методов пламенной и электротермической атомизации в пробах воды и донных осадков определялись значения концентраций микро- и макроэлементов (спектрометр Solaar M6 фирмы Thermo Electron, Англия, снабженный зеемановским и дейтериевым корректором фона). Определение содержания естественных радионуклидов и радиоцезия проводилось гамма-спектрометрическим методом на колодезном коаксиальном детекторе из сверхчистого германия (HPGe) с предусилителем и низкофоновым криостатом EGPC 192-P21/SHF 00-30A-CLF-FA (производство фирмы «EURYSIS MESURES», Франция).

Анионный состав вод представлен (по уменьшению значимости): $HCO_3^- \rightarrow Cl^- \rightarrow SO_4^{2-}$; в катионном составе: $Na^+ \rightarrow Mg^{2+} \rightarrow Ca^{2+}$ (см. рис. 2). Установлено, что для большинства озер состав вод *гидрокарбонатный магниево-натриевый, пресный* (см.

табл. 1 и 2). По значению кислотно-основных свойств воды изученных озер щелочные, со значениями pH от 8,1 до 10.

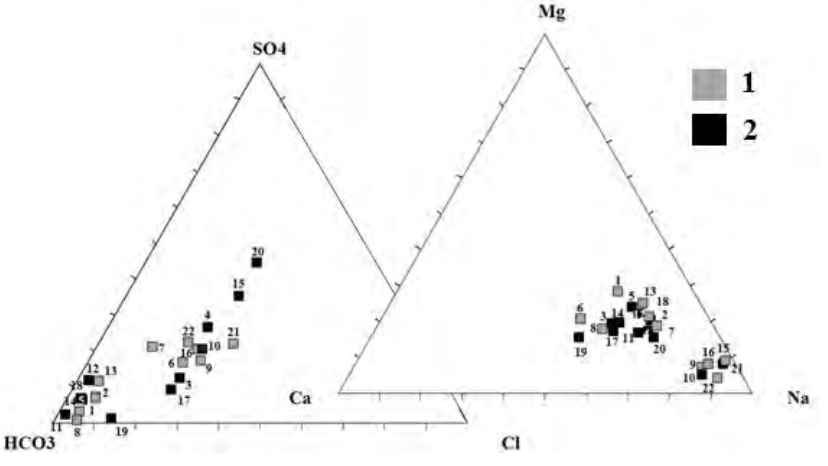


Рисунок 2. Состав вод озер Барабинской низменности:
(1) – озера вблизи деревень, (2) – озера вдали от них

Таблица 1. Состав вод озер, расположенных вблизи деревень, рассчитанный по формуле Курлова [8]

№п/п	Описание	М (г/л)	Формула	Состав
1	Бол. Казатово	0,4	HCO3 50 Cl 32 [SO4 18] Na 42 Mg 30 Ca 27	вода хлоридно-гидрокарбонатная кальциево-магниево-натриевая, пресная
2	Ярголь	0,4	HCO3 90 [Cl 9] Na 54 [Mg 24 Ca 22]	вода гидрокарбонатная натриевая, пресная
3	Бергуль	0,5	HCO3 88 [Cl 7] Na 46 Mg 39 [Ca 15]	вода гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
4	Барчин	0,6	HCO3 80 [Cl 11 SO4 9] Na 56 Mg 30 [Ca 13]	вода гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
5	Бол. Курган	0,6	HCO3 78 [SO4 14 Cl 8] Na 52 Mg 36 [Ca 12]	вода гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
6	Кайлы	0,8	HCO3 57 [SO4 23 Cl 20] Na 59 Mg 29 [Ca 13]	вода гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
7	Бол. Кайлы	1,3	HCO3 45 Cl 37 [SO4 18] Na 79 [Mg 13 Ca 9]	вода хлоридно-гидрокарбонатная натриевая, слабопресная
8	Кротова Ляга	1,4	HCO3 40 Cl 33 SO4 27 Na 58 Mg 27 [Ca 15]	вода сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатная магниево-натриевая, слабопресная
9	Чистое	1,6	HCO3 46 Cl 30 [SO4 24] Na 85 [Mg 8 Ca 6]	вода хлоридно-гидрокарбонатная натриевая, слабопресная
10	Жилое	1,9	HCO3 43 Cl 35 [SO4 21] Na 80 [Mg 13 Ca 6]	вода хлоридно-гидрокарбонат-ная натриевая, слабопресная
11	Песчаное	3,3	Cl 43 HCO3 35 [SO4 22] Na 82 [Mg 16]	вода гидрокарбонатно-хлоридная натриевая, соленая

Содержание N, P, Mn и Br в составе вод озер, расположенных вблизи деревень выше, чем в водах озер вдали от населенных пунктов (рис. 3), по остальным элементам значительных различий не выявлено. Повышенные концентрации *N* и *P* связа-

ны, скорее всего, с поступлением сточных вод в озера с близлежащих деревень и ферм. Известно, что степень трофности в озерах определяется соотношением *C: N: P*. При повышении содержаний фосфора и азота возрастает продуктивность экосистемы, что влечет повышение трофического статуса водоемов [6].

Таблица 2. Состав вод озер, расположенных вдали от деревень, рассчитанный по [8]

№ п/п	**Описание**	М (г/л)	**Формула**	**Состав**
1	Суеток	0,2	HCO3 81 [SO4 15] Na 56 Mg 31 [Ca 14]	вода гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
2	Бильгень	0,2	HCO3 86 [SO4 9 Cl 5] Na 53 Mg 28 [Ca 19]	вода гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
3	Жилое К	0,3	HCO3 78 [Cl 21] Na 59 [Ca 23 Mg 18]	вода гидрокарбонатная натриевая, пресная
4	Сарбалык	0,3	HCO3 94 [Cl 3 SO4 3] Na 58 Mg 26 [Ca 17]	гидрокарбонатная натриевая, пресная
5	Мостовое	0,4	HCO3 86 [SO4 8 Cl 6] Na 56 Mg 31 [Ca 12]	вода гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
6	Камбала	0,5	HCO3 52 Cl 34 [SO4 13] Na 49 Mg 29 [Ca 22]	вода хлоридно-гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
7	Чулым	0,5	HCO3 81 [Cl 11 SO4 9] Na 51 Mg 34 [Ca 15]	вода гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
8	Бол. Чича	0,6	HCO3 56 Cl 34 [SO4 10] Na 50 Mg 27 [Ca 23]	вода хлоридно-гидрокарбонатная магниево-натриевая, пресная
9	Цыбово	1,6	SO4 43 Cl 35 [HCO3 22] Na 60 Mg 25 [Ca 15]	вода хлоридно-сульфатная магниево-натриевая, слабопресная
10	Бугристое	2,1	HCO3 45 Cl 34 [SO4 21] Na 92 [Mg 3 Ca 4]	хлоридно-гидрокарбонатная натриевая, слабопресная

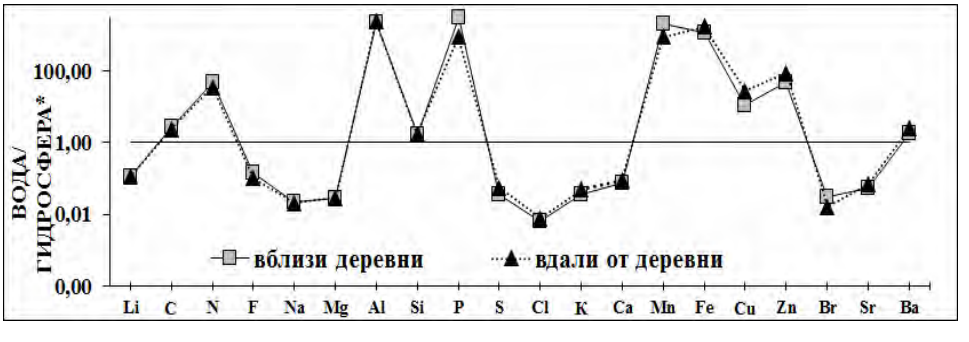


Рисунок 3. Мультиэлементный спектр усредненных значений выявленных элементов в составе вод озер Барабинской низменности, расположенных вблизи и вдали от населенных пунктов, нормированные к значениям распространенности химических элементов в гидросфере по [7]

Содержание Ca, Sr, Hg, U и P – выше, а Li, Al, Si, K, Ti, V, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Th – ниже в донных осадках озер, расположенных вблизи населенных пунктов, чем в донных отложениях озер, находящихся вдали от населенных пунктов (рис. 4).

Рисунок 4. Мультиэлементный спектр усредненных значений изученных элементов для донных отложений озер Барабинской низменности, расположенных вблизи и вдали от населенных пунктов, нормированные к значениям концентраций верхней континентальной коры по [9].

Выявлено, что элементный состав органического вещества в обеих группах озер одинаков (рис. 5). Элементный состав органического вещества сапропелевых отложений (в пересчете на 100% органического вещества) меняется в узком интервале: C (51-55 %), H (6.1-7.1), N (3.7-4.9), O (30-36), S (3.1-6.8).

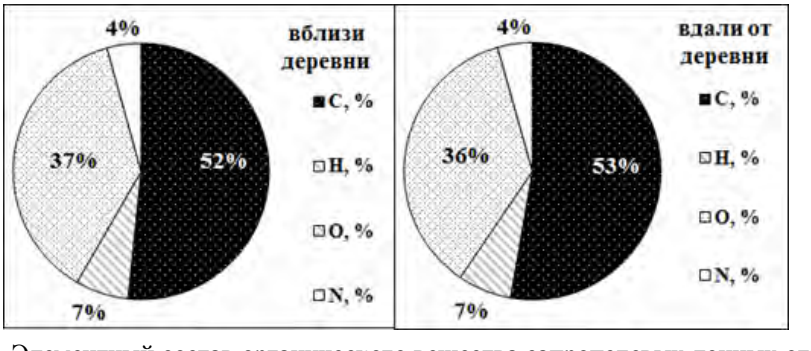


Рисунок.5. Элементный состав органического вещества сапропелевых донных отложений озер Барабинской низменности, расположенных вблизи и вдали от деревень

Анализ вертикального распределения усредненных концентраций радионуклидов и микроэлементов в колонках донных осадков изученных озер по 2 группам позволяет выделить два типа разрезов. В первом случае, верхние и нижние горизонты донных отложений практически не отличаются по содержаниям большинства изученных элементов (Cu, Zn, Cr, Ni, Co, Mg, Be, Sb, Mn, Cd и другие) (рис. 6).

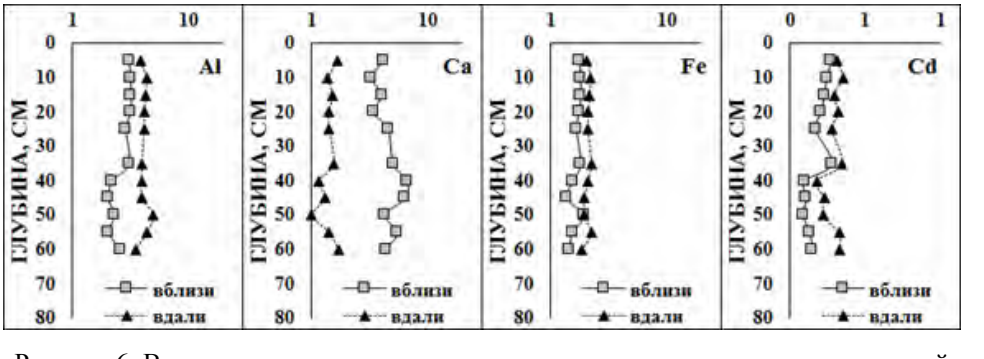


Рисунок 6. Вертикальное распределение элементов по разрезу донных отложений озер Барабинской низменности, расположенных вблизи и вдали от населенных пунктов

Другой тип распределения отмечается для Hg и Pb (см. рис. 7) – в большинстве разрезов в верхней части концентрации их увеличиваются, причём для озер, на берегу которых расположен населенный пункт, увеличение концентраций ртути за последние 50 лет значительно выше.

Содержание естественных радионуклидов в донных отложениях озер и почвах определяются содержанием их в субстрате водосборных площадей [10].

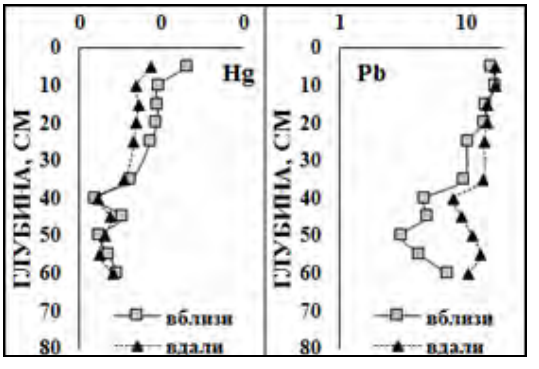


Рисунок 7. Вертикальное распределение Hg и Pb по разрезу донных отложений озер Барабинской низменности, расположенных вблизи и вдали от населенных пунктов

По способу накопления ^{137}Cs по разрезу сапропелей исследованные озера можно разделить на два типа (рис. 8). Особенность типа с «пологим увеличением» (рис. 8а) заключается в постепенном увеличении содержания радиоцезия к верхним горизонтам (максимум активности приходится на границу вода-донный осадок). На глубинах ниже 50 см радиоцезий не обнаружен. Такой тип накопления связан с тем, что большая часть ^{137}Cs концентрируется в верхних горизонтах почвенного покрова и при его разрушении, радиоцезий выносится и перемещается водотоком в озерные котловины, соответственно, происходит вторичное перераспределение. Тип накопления с «пиком» (Рис. 8б) характеризуется наличием одного пика активности ^{137}Cs на разной глубине, на фоне затухания удельной активности радиоцезия вверх или вниз по разрезу. Пиковые содержания ^{137}Cs на глубине являются свидетельством первоначального загрязнения донных отложений в период ядерных взрывов через непосредственное выпадение радиоактивных осадков на акваторию озера и водосборную площадь. Оба типа распределения активности ^{137}Cs в кернах донных отложений встречаются в обеих выделенных группах.

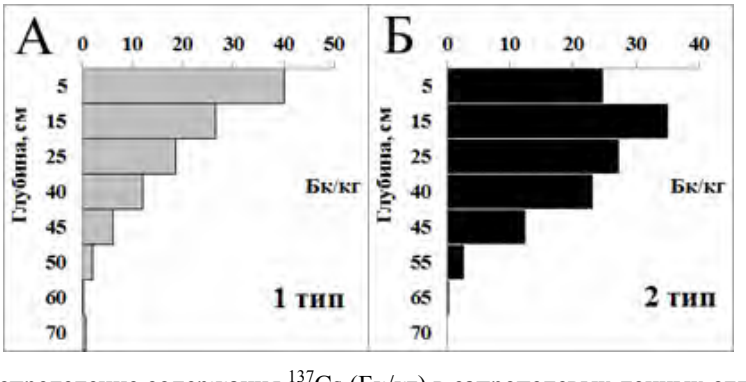


Рис. 8. Распределение содержания ^{137}Cs (Бк/кг) в сапропелевых донных отложениях с типами накопления с «пологим увеличением» (а) и «пиком» (б)

Выводы. В водах озер, расположенных вблизи населенных пунктов, выявлены повышенные концентрации P и N, что также отражается и в составе донного осадка. По содержанию ^{137}Cs в донных отложениях не выявлено значимых различий в рассматриваемых группах. В донных отложениях всех озер, независимо от расположения населенного пункта, варьирование усредненных концентраций макро- и микроэлементов по глубине керна происходит синхронно. Полученные данные позволяют утверждать об увеличении антропогенной нагрузки по таким элементам как ртуть и свинец на современном этапе осадконакопления в региональном и локальном масштабе на озера Барабинской равнины и возможному повышению трофического статуса водных экосистем, которая определяется повышенными концентрациями азота и фосфора.

Литература

1. *Сайдакова Л.А., Савченко Н.В*. Экологическое состояние сапропелевых озёр Барабинской низменности// Материалы Всероссийской с международным участием научно-практической конференции, посвященной Всемирному дню Земли и 60-летию кафедры экономической географии КГПУ им. В.П. Астафьева. Вып.10. 2015, Красноярск: КГПУ С. 105-107.
2. О состоянии и об охране окружающей среды Новосибирской области в 2011 году – Новосибирск, 2012 – 148 с.
3. *Малахов С.Г.*, *Махонько Э.П.* Выброс токсичных металлов в атмосферу и их накопление в поверхностном слое земли // Успехи химии, 1990. Т. 59, №. 2. С. 1777-1798.
4. *Рихванов Л. П.* Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие. – Томск: STT, 2009. 4300 с.
5. *Страховенко В.Д.* Геохимия донных отложений малых континентальных озер Сибири // Автореф. дисс. на соиск. учен. степ. д.г.-м.н., Институт геологии и минералогии СО РАН. 2011, Новосибирск, 36 с.
6. *Россолимо Л.Л.* Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. – М., 1977. 144 с.
7. *Ярошевский А.А.* Кларки геосфер// Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых. – М.: Недра, 1990. С. 7-14.
8. *Курлов М. Г.* Классификация сибирских целебных минеральных вод. Томск, 1928.
9. *Wedepohl K.H.* The composition of the continental crust//Geochim. Et Cosmochim. Acta, 1995, V.59, №7, p. 1217-1232.

КОМПЛЕКСНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ ДИНАМИКИ УГЛЕРОДОСОДЕРЖАЩИХ ГАЗОВ В СИСТЕМЕ «ВОДА – АТМОСФЕРА» НА ОЗЕРЕ БАЙКАЛ В УСЛОВИЯХ МЕНЯЮЩЕГОСЯ КЛИМАТА И АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ[9]

Панченко М.В.[1], *Пестунов Д.А.*[1], *Шмаргунов В.П.*[1], *Шамрин А.М.*[1], *Домышева В.М.*[2] *Сакирко М.В.*[2], *Иванов В.Г.*[2], *Заворуев В.В.*[3] *Черников Е.В.*[4], *Праздничных М.И.*[4]

[1]Институт оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН, г. Томск, Россия

[2]Лимнологический институт СО РАН, г. Иркутск, Россия

[3]Институт вычислительного моделирования СО РАН (ФИЦ КНЦ СО РАН), г. Красноярск, Россия

[4] Томский филиал ФГУП «Сибирский научно-исследовательский институт геологии, геофизики и минерального сырья», Томск, Россия

pmv@iao.ru

Введение. В настоящее время в проблеме климатических изменений до сих пор дискуссионным является вопрос о причинах наблюдаемого роста концентрации парниковых газов в атмосфере и оценке их влиянии на глобальное потепление. Это обстоятельство заставило авторов сосредоточить основное внимание на процессах регионального масштаба и поиске ранее неучтенных природных и антропогенных источников [1-4].

Для организации междисциплинарных исследований рассматриваемых процессов в системе «атмосфера-вода» на оз. Байкал в условиях меняющегося климата и антропогенной нагрузки Институтом оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН совместно с Лимнологическим Институтом СО РАН была организована Байкальская атмосферно-лимнологическая обсерватория (БАЛО) [5]. Обсерватория находится на западном побережье южной котловины озера (51°54'с.ш. 105°04' в.д.) на территории научно-исследовательского стационара ЛИН СО РАН. В состав обсерватории входит береговая лаборатория и выносной газоаналитический пункт. Во все гидрологические сезоны года здесь осуществляются комплексные измерения основных составляющих углеродного цикла в системе «вода–атмосфера», а также проводятся испытания новых методов и созданной аппаратуры.

Аппаратура и методы. Выносной пункт обсерватории, в котором размещена газоаналитическая аппаратура, эквилибраторы, проточный флуориметр и система отбора проб для определения изотопного отношения $d^{13}C$, располагается на пирсе на расстоянии 40 метров от берега. Метеорологический комплекс пункта, состоящий из стандартной системы измерения скорости и направления ветра, температуры и относительной влажности воздуха, дополнен пиранометром и датчиками для измерения температуры поверхностной воды и на 3 уровнях по глубине. Отдельно на высоте 2 метра над поверхностью воды помещена головка ультразвуковой метеостанции, обеспечивающей измерения температуры воздуха и трёх ортогональных компонент скорости ветра.

Исходя из поставленной задачи комплексного измерения физических, химических и биологических составляющих в ходе процесса газообмена «вода-атмосфера», в литорали озера из различных методов определения потоков газа был выбран, на

[9] Работа поддержана проектами Программ фундаментальных исследований ОНЗ РАН и экспедиционными грантами СО РАН.

наш взгляд, единственно возможный способ – «плавающих камер». Суть этого метода заключается в размещении на поверхности воды полупогружной камеры, которая снизу полностью открыта и ограничивает определенный объем воздуха над поверхностью воды. Выбор авторами именно камерного метода, в первую очередь, продиктован спецификой постановки исследований в прибрежной зоне, где проходит контрастная температурная граница между водой и окружающим берегом со сложным горным рельефом. Здесь движения воздушных масс зависят не только от градиентных и местных ветров, но и весьма существенно от сложного сочетания бризовой и горно-долинной циркуляции в течение суток. Другие методы, кроме выбранного авторами метода накопительных камер (условно назовем их «микрометеорологическими»), требуют высокоточного определения средних концентраций исследуемого газа, метеорологических величин и их высших статистических моментов за определенный отрезок времени. И в этом случае возникает проблема выбора периода осреднения исследуемых характеристик по времени, а, следовательно, и пространству.

Согласно основной цели комплексных исследований самым главным является тот факт, что применение плавающих камер позволяет выделить определенную площадь изучаемой поверхности и осуществить забор проб воды для анализа химического и биологического состава непосредственно в месте измерения потоков. Именно этот аспект определяет возможность корректного сопоставления содержания в воде биогенных элементов, растворенных газов и потоков CO_2 с хорошим пространственно-временным разрешением [6,7].

Определение парциального давления газов в воде осуществляется эквилибраторами («Дно» и «Поверхность»), через которые непрерывно прокачивается вода [8]. В стандартном цикле наблюдений часть потока поверхностной воды из магистрали одного из эквилибраторов направляется на проточный флуориметр, который проводит измерения сигналов флуоресценции и коэффициента фотосинтетической активности планктона при облучении на трех длинах волн. Пробы воздуха со всех точек отбора (атмосфера, камера, эквилибраторы, калибровочные смеси) подаются на один газоанализатор Picarro-Model G2301-f для одновременного высокоточного измерения фоновых концентраций углекислого газа (точность регистрации не хуже 0.3ppm), метана (точность регистрации не хуже 3ppb) и паров воды (точность регистрации не хуже 500ppm) поочередно через селектор каналов.

Калибровка газоаналитического комплекса осуществляется автоматически после нескольких предварительных этапов. Сначала проводится закачка атмосферного воздуха в отдельный баллон («референтный» газ). Перед каждым длительным измерительным циклом осуществляется калибровка газоанализатора по аттестованным поверочным газовым смесям ПГС (CO_2 -220, 395 и 426 ppm, CH_4 - 8 ppm и введением дозированного количества газа с содержанием метана. Затем измеряются концентрации CO_2 и CH_4 в газе из «референтного» баллона. Далее в процессе рутинных почасовых измерений осуществляется автоматическое переключение (экспозиция 3 минуты) газоанализатора на «референтный» газ, который используется для регулярного контроля калибровки. Такой подход позволяет, не снижая точности калибровки, минимизировать расход дорогостоящих ПГС.

Для определения величины $d^{13}C$ в атмосфере, поверхностной и придонной воде была разработана следующая схема. Прокачка определенного объема исследуемого воздуха через ловушки, заполненные 40% раствором калия гидроксида особо чистого (КОН), эффективно поглощающего CO_2, производится в течение 2-х часов (около

100 литров) из приводной атмосферы и внутренних камер эквилибраторов [9]. Отметим, что после газоанализатора и отборника $d^{13}C$ воздух через систему барботирования возвращается в эквилибраторы. Прокачка воды осуществляется непрерывно в течение всего периода измерений (7-14 суток). Отбор проб для определения суточного хода $d^{13}C$ производится на 3-5 сутки от начала наблюдений (в зависимости от погодной ситуации). Это обеспечивает возможность выбора для измерений $d^{13}C$ наиболее характерных периодов суточного хода парциальных давлений CO_2 в придонной и поверхностной воде. Дальнейший анализ проводится в лаборатории изотопных методов Томского филиала Сибирского научно-исследовате-льского института геологии, геофизики и минерального сырья.

Для текущего контроля измеряемых характеристик и возможности оперативного изменения программы режима измерений с береговой лаборатории создана система удаленного доступа. Роутер с функцией беспроводной связи расположен на выносном пункте обсерватории. Внешняя направленная антенна обеспечивает уверенную связь с клиентским оборудованием, находящимся на расстоянии около 100 метров. Отображение текущих данных, а также их последующая фильтрация и обработка, осуществляются с помощью клиентских программ и скриптов, написанных на языке LabTalk для пакета Origin.

Химический анализ регулярно отбираемых проб воды проводится в полевой лаборатории, расположенной на берегу. Здесь измеряется величина pH, концентрация растворенного кислорода, гидрокарбоната, нитрата, фосфата и флуоресцентных характеристик. Часть проб воды фиксируется для последующего биологического анализа, а их обработка осуществляется после экспедиции специалистами Лимнологического института СО РАН.

Основные результаты. На основании многолетних данных были изучены характерные особенности сезонного и суточного хода измеряемых характеристик для всех гидрологических сезонов [10-13] в литоральной зоне Южного Байкала. Напомним, что на Байкале мы все время имеем дело с переходными явлениями: после вскрытия льда идет прогрев воды, заканчивается вегетация зимне-весеннего комплекса водорослей, затем при дальнейшем прогреве начинает развиваться их летнее сообщество и, наконец, следует осеннее охлаждение и завершение летней вегетации. Было показано, что межгодовая изменчивость, суточного хода, и среднемесячных суточных значений потока CO_2, как правило, выражена гораздо слабее, чем сезонные изменения, а их динамика наиболее ярко проявляется в суточном цикле. Приведем несколько примеров для разных гидрологических сезонов.

В течение подледного периода наблюдается уменьшение концентраций углекислого газа и биогенных элементов в воде (необходимых компонентов фотосинтеза). Отмеченный факт свидетельствует о том, что в это время рост первичной продукции планктона преобладает над процессами деструкции органических соединений. В отличие от большинства озер бореальной зоны, где в период ледового покрова из-за разложения органического вещества накапливается углекислый газ, поступающий в атмосферу после вскрытия льда [14, 15], на Байкале к завершению ледового периода величина парциального давления углекислого газа в воде оказывается заметно меньше его парциального давления в атмосфере. Следовательно, в период вскрытия ото льда литоральной зоны Южного Байкала поток CO_2 может быть направлен только из атмосферы на водную поверхность.

В июне сток углекислого газа из атмосферы составляет ~ 10-25 мгCO_2 м$^{-2}$сут$^{-1}$, но к августу-началу сентября он усиливается и достигает значений до 100 мгCO_2 м$^{-2}$

сут$^{-1}$. По мере осеннего охлаждения и снижения численности и активности планктона начинает усиливаться роль деструкции органического вещества, что приводит к росту концентрации углекислого газа в воде. Увеличение растворимости CO_2, обусловленное снижением температуры воды, и продолжающийся фотосинтез водной биоты способствуют сохранению преимущественного стока углекислого газа из атмосферы вплоть до конца октября. В ноябре деструкция органического вещества, включая дыхание гидробионтов и продолжающееся снижение численности и активности планктона, обуславливают изменение знака суточного баланса потока. В декабре продолжение этих процессов приводит к практически непрерывному выходу углекислого газа из воды в течение суток и его средняя скорость к концу декабря составляет 100 -110 мг CO_2 м$^{-2}$ сут$^{-1}$. В свою очередь, парциальное давление метана в воде в течение каждых суток варьирует в диапазоне 3-30 ppm и во всех реализациях превышает атмосферное. Как показывают данные судовых измерений, в формирование пространственно-временной изменчивости концентрации CH_4 наиболее значимый вклад вносят речные выносы [16].

Поскольку все многолетние исследования процессов газообмена проводятся авторами в одном наблюдательном пункте – литорали Южного Байкала и, соответственно, основные выводы базируются на этих многолетних данных, неизбежно возникает вопрос о применимости выводов и оценок для всей литоральной зоны. Исходя из этой задачи, подробные измерения пространственного распределения всего комплекса изучаемых характеристик по прибрежной зоне были проведены нами в августе 2014 г. (южная литораль) и августе 2016 г. (северная литораль).

Полученные в летний период данные показали, что все исследуемые величины, а также их суточный ход, в открытой литорали озера укладываются в диапазон межсуточных и межгодовых вариаций, которые регистрируются в течение многих лет на обсерватории БАЛО. Эти результаты подтверждают возможность применения разрабатываемой эмпирической модели суточного хода парциального давления и потоков CO_2 в системе «вода – атмосфера» для периода открытой воды в литоральной зоне оз. Байкал. Модель может найти применение при проведении оценочных расчетов в моделях цикла углерода и будет полезна при планировании оптимального режима исследований биологических и химических процессов в озере Байкал.

Литература

1. IPCC (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

2. *Ciais, P., C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, A. Chhabra, R. DeFries, J. Galloway, M. Heimann, C. Jones, C. Le Quéré, R.B. Myneni, S. Piao and P. Thornton*, 2013: Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, P. 465–570, doi:10.1017/CBO9781107415324.015

3. *Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R. M., and others*. Global carbon budget 2014, Earth Syst. Sci. Data, 7, P.47–85, doi: 10.5194/essd-7-47-2015, 2015.

4. *Olivier Boucher, Valentin Bellassen, Helène Benveniste, Philippe Ciais, Patrick Criqui, Celine Guivarch ,Herve Le Treut, Sandrine Mathy, and Roland Seferian*. In the wake of Paris Agreement, scientists must embrace new directions for climate change research // PNAS vol. 113 no. 27 pp., 7287–7290, doi: 10.1073/pnas.1607739113

5. *Панченко М.В., Домышева В.М., Пестунов Д.А., Сакирко М.В., Заворуев В.В., Новицкий А.Л.* Экспериментальные исследования процессов газообмена CO2 в системе «атмосфера – водная поверхность» оз. Байкал (постановка эксперимента). // Оптика атмосферы и океана. 2007. Т. 20. № 05. С. 448-452.

6. *Домышева В.М., Пестунов Д.А., Сакирко М.В., Шамрин А.М., Панченко М.В.* К оценке бюджета потоков углекислого газа в системе «атмосфера–вода» в литорали Южного Байкала с применением метода плавающих камер. // Оптика атмосферы и океана. 2015. Т. 28. № 06. С. 552-560.

7. *János Balogh, Szilvia Fóti, Zoltán Nagy, Szilárd Czóbel, Krisztina Pintér, Evelin Ramóna Péli, Zoltán Tuba*. Comparison of carbon dioxide fluxes over sandy grassland vegetation as measured by the eddy-covariance technique and by open system chamber//ActaBiol Szeged 49(1-2):143-145 (2005).

8. *Пестунов Д.А., ШмаргуновВ.П., Панченко М.В*. Измеритель содержания CO_2, растворенного в воде // Приборы и техника эксперимента, 2008, №5 стр.143-145

9. *Pestunov D.A., Domysheva V.M., Padalko N.L., Chernikov E.V., Prazdnichnykh M.I., Tumakov A.G. , Panchenko M.V.* Diurnal behavior of the carbon dioxide flux and change in the isotopic ratio $d^{13}C$ in surface and near-bottom water in littoral of lake Baikal // Proceedings of SPIE. 2014. V.9292. P. 92922X-1 - 92922X-8.

10. *Домышева В.М., Сакирко М.В., Пестунов Д.А., Панченко М.В*. Сезонный ход процесса газообмена CO^2 в системе "атмосфера - вода" в литорали Южного Байкала. 1. Гидрологическая весна. // Оптика атмосферы и океана. 2010. Т. 23. № 12. С. 1067-1074.

11. *Домышева В.М., Сакирко М.В., Пестунов Д.А., Панченко М.В*. Сезонный ход процесса газообмена CO^2 в системе "атмосфера - вода" в литорали Южного Байкала. 2. Гидрологическое лето. // Оптика атмосферы и океана. 2011. Т. 24. № 09. С. 737-742.

12. *Домышева В.М., Сакирко М.В., Пестунов Д.А., Панченко М.В*. Сезонный ход процесса газообмена CO^2 в системе «атмосфера–вода» в литорали Южного Байкала. 3. Осень. // Оптика атмосферы и океана. 2012. Т. 25. № 09. С. 826–832.

13. *Mikhail Panchenko, Dmitry Pestunov, MariyaSakirko, Valentina Domysheva*. «Air-Water Carbon Dioxide Exchange in the Littoral Zone of Lake Baikal (Ice-Free Period)» //International Journal of Geosciences. 2013, **4**, P. 1339-1345

14. *Tranvik L.J., Downing J.A., Cotner J.B., Loiselle S.A., Striegl R.G., Ballatore T.J., Dillon P., Finlay K. et al.* Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. Limnol. Oceanogr. 2009. 54: 2298–2314.

15. *Sobek S., Algesten G., Bergstrom A.K., Jansson M. &Tranvik L.J.* The catchment and climate regulation of pCO^2 in boreal lakes. Global Change Biology 9: 2003. 630–641.

16. *Домышева В.М., Усольцева М.В., Сакирко М.В., Пестунов Д.А., Шимараев М.Н., Поповская Г.И., Панченко М.В*. Пространственное распределение потоков углекислого газа, биогенных элементов и биомассы фитопланктона в пелагиали оз. Байкал в весенний период 2010–2012 гг. // Оптика атмосферы и океана. 2014. Т. 27. № 06. С. 539–545.

МЕЖДИСЦИПЛИНАРНЫЙ ХАРАКТЕР ГРАФИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Разумовский Л.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
lazy-lion@mail.ru

Исходно метод графического анализа (МГА) был разработан при пространственных исследованиях донных комплексов диатомовых водорослей из современных озерных осадков. Исследовано более 120 озер в различных регионах Европейской части России [1-3]. Анализ трансформации структуры диатомовых комплексов во времени был изучен по колонкам донных отложений из 15 озер, расположенных в различных ландшафтно-климатических областях [4-9]. При применении разработанной методики анализа, озера были разделены по двум категориям размерности: с площадью водного зеркала менее 1 км^2 (малые) и с площадью водного зеркала от 1 до 4 км^2 (средние). Закономерности трансформации, выявленные для диатомовых озерных комплексов, имеют аналоги, которые наблюдаются в речных экосистемах [10, 11].

МГА состоит в следующем: при построении графиков по оси абсцисс откладывается число идентифицированных таксонов видового и более низкого рангов (далее в тексте – таксонов), а по оси ординат – их относительная численность. Таксоны ранжируются по показателю относительной численности в сторону его уменьшения. По относительной численности таксоны разделяют на группы: доминирующие (обычно не менее 8-10% от комплекса), сопутствующие (более 1-2%) и редкие (обычно менее 1%). В результате, в линейной системе координат строится исходный график или гистограмма (рис. 1 а, б).

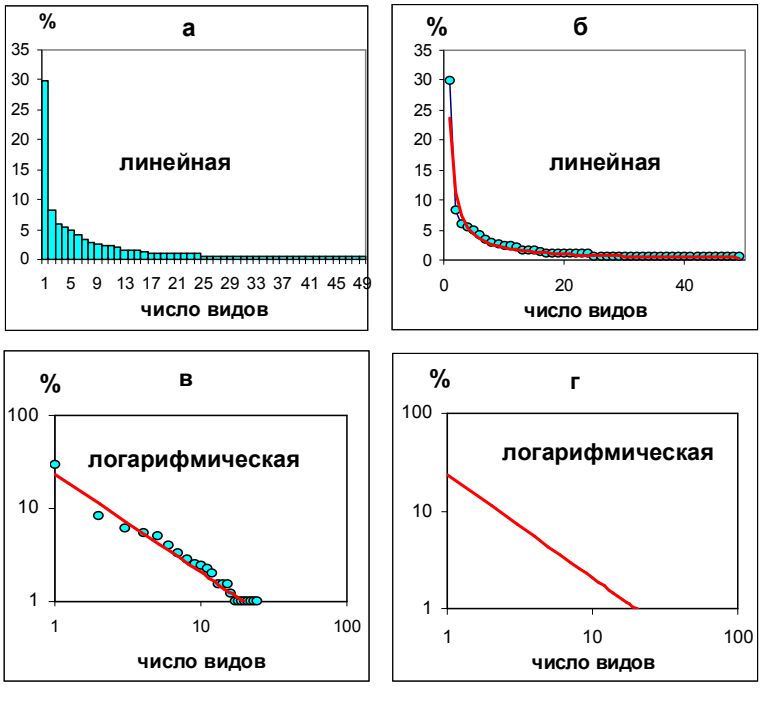


Рисунок 1. МГА таксономической структуры диатомовых комплексов [1]

Анализ полученных графиков (гистограмм) проводится в линейной и логарифмической системе координат (рис. 1). При этом в логарифмической системе координат анализируются не сами графики, а их тренды, представленные результирующими прямыми линиями (рис. 1 в, г). Эти линии образуют генерации определенных очертаний.

В линейной системе координат были выделены два типа графиков естественной, ненарушенной структуры таксономических пропорций в диатомовых комплексах. Один из них по своим очертаниям близок к экспоненциальной зависимости и характерен для малых озер («простых» систем). Для озер среднего размера («сложных» систем) форма полученных графиков имеет определенное подобие с логистической зависимостью [12].

Оба типа графиков отражают, в той или иной степени, исходные, прижизненные таксономические пропорции в диатомовых комплексах. Они соответствуют двум из трех основных нециклических форм зависимостей, возникающих в экосистемах при их ответных реакциях на внешнее воздействие [12].

В линейной системе координат у полученных графиков или гистограмм всегда образовывался «хвост» состоящий из редких и случайных таксонов, имеющих незначительную относительную численность в комплексе. Это представители таксонов, присутствие или отсутствие которых в каждом биотопе имеет спорадический или случайный характер. Общая совокупность этих таксонов полностью попадает под определение «статистический шум».

Доминирующие и сопутствующие таксоны составляют около 2/3 от общей относительной численности в комплексе [13]. Это приблизительно соответствует 2σ (где σ – стандартное отклонение при нормальном распределении). Поэтому, в логарифмической системе координат результирующие линии строились двумя способами: с учетом всего спектра таксонов (чтобы не потерять часть информации) и только с учетом доминирующих и сопутствующих таксонов. В последнем случае 1/3 от общей относительной численности («хвост» гистограммы) не учитывалась.

Во всех случаях, в логарифмической системе координат, для результирующих линий рассчитывался коэффициент детерминации (R^2), позволяющий оценить статистическую достоверность проводимых графических построений. Достоверность оценивается по коэффициенту корреляции (r), который должен быть более 0,75 (соответственно $R^2 > 0{,}57$).

При анализе в логарифмической системе координат выделены три основных сценария пространственно-временной трансформации таксономических пропорций (см. рис.2). Первый сценарий подразумевает образование «пучка» результирующих линий с единым центром локализации (рис. 2 а). При усилении внешнего негативного воздействия происходит «вращение» результирующих линий вокруг некой точки или локальной области. Этот процесс происходит до определенного предела, после чего результирующие линии перемещаются из области гипотетического «вращения», что соответствует стадии деградации экосистемы и распаду единой генерации результирующих линий.

Второй из выделенных сценариев трансформации так же подразумевает образование «пучка» результирующих линий. На начальном этапе трансформации это выражается в форме веерообразного «разворота» вокруг некой общей области или центра локализации (рис. 2 б). При увеличении негативного воздействия происходит фазовый переход, и дальнейшая трансформация происходит по первому сценарию.

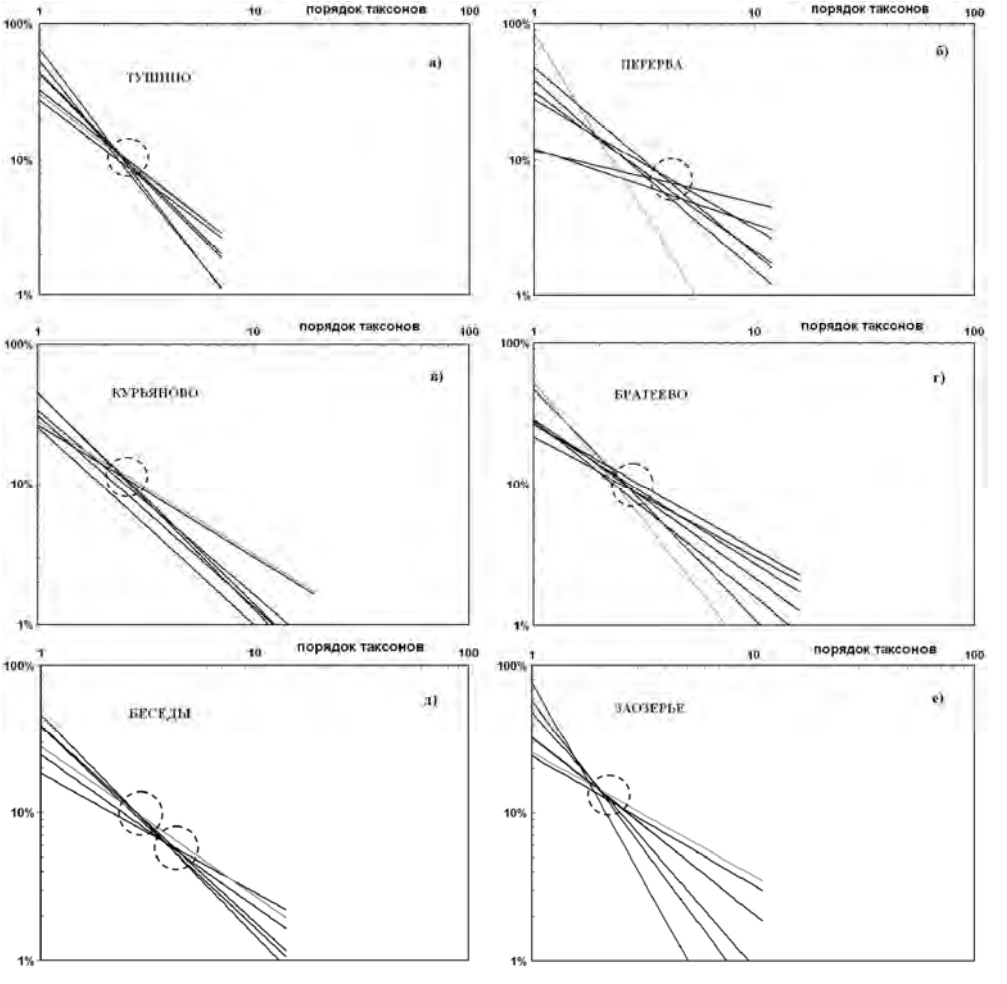


Рисунок 2. Трансформация таксономической структуры фитопланктонных комплексов р. Москва (2006-2012 гг.) в логарифмической системе координат. Серым цветом выделены результирующие линии, построенные для 2010 г.

Существует третья модель (сценарий) трансформации, которую нельзя свести к двум первым – параллельное расположение линий (рис. 2 в). Такое расположение результирующих линий было впервые выявлено вдоль температурного градиента подогретых вод поступающих из сбросового канала Кольской атомной электростанции (оз. Имандра) [14]. Аналогичное явление было отмечено для группы озер с разным показателем pH [15]. Кроме того, параллельное расположение результирующих линий характерно для озер, в которых протекают процессы быстрого изменения глубин (обмеления или повышения уровня воды). Эти процессы были отмечены в озерах: Галичское (Костромская обл.), Большое (Краснодарский край), Глубокое (Московская обл.), Нижнее Хаймашинское (Республика Кабардино-Балкария) [5-7, 9].

Основным результатом многолетних исследований было наглядное подтверждение фазовых переходов экосистем из одного состояния в другое при внешнем воздействии и их достоверное разделение на «простые» и «сложные» по числу видов в структурообразующих группах, которые поддерживают трофометаболическую целостность экосистемы [2]. Сходные закономерности отмечены для других

структурообразующих групп из пресноводных экосистем (бактериопланктон, фитопланктон и др.) [16, 17].

В частности, МГА был успешно применен при анализе таксономического состава речного фитопланктона (рис. 2). Это позволило получить значимую информацию о происходящих в фитопланктонных сообществах изменениях во времени и пространстве [17].

Перспективность разработанного метода графического анализа и возможность его междисциплинарного применения была наглядно продемонстрирована при изучении совершенно иных «сложных» систем. Если до этого анализировались «живые» системы, то в нижеописанном случае система была «сложная», но «неживая». При этом все исходные «правила игры» необходимые для графического анализа были соблюдены: источник воздействия, сама система, правильный выбор параметров трансформации системы в результате воздействия на неё.

Первопричиной исследований стали динамические воздействия работающих гидросооружений Жигулевской ГЭС на акваторию водохранилища, береговую линию, грунты обрамляющих территорий и расположенные там строительные объекты [18]. Наблюдения продолжались с 1999 по 2013 гг.

За характеристику интенсивности динамических нагрузок принималась амплитуда вертикальной скорости вибраций грунтов Vz, мкм/с. За характеристику режима попусков через водосливную плотину принимались расходы воды Q, тыс. куб. м/с.

Было констатировано, что угол наклона построенных графиков (зависимости вертикальных скоростей колебаний грунтов Vz от холостых расходов воды Q) образует две генерации. Одна генерация (с меньшим углом наклона) наблюдалась в 1999-2003 гг. Однако, в 2004-2013 гг. построенные графики приобретают принципиально иной угол наклона, соответствующий увеличению интенсивности колебаний приблизительно в 2,5-3 раза. В результате образуется вторая генерация. Соответственно в 2003 г. произошло скачкообразное изменение (увеличение) показателя колебаний грунтов, или фазовый переход.

Этот методологический подход при построении графиков зависимости выделенных параметров позволил сделать однозначный вывод: в 2003 году в системе произошел фазовый переход и возврат в исходное положение вряд ли возможен [18].

Аналогичные закономерности были выделены на другом типе гидрологических структур: при анализе маловодных фаз на 122 малых реках Европейской части России было достоверно продемонстрировано наличие фазового перехода от одного стационарного уровня полноводности к другому уровню [19]. Очевидно, что в данном случае определенный уровень водности поддерживался в каждой из проанализированных рек как признак «целостности» этой системы. Однако в определенный момент совокупность внешних климатических факторов превысила порог устойчивости речной системы, и произошел фазовый (пороговый) переход аналогичный вышеописанным.

В любом случае необходимо отдавать понимать, что те или иные принципы графического построения – это только методологические приемы, преследующие одну цель, – представление наибольшей наглядности протекающих процессов трансформации системы.

Несомненно, информативность двух последних приведенных примеров определяется тем, что проанализированные совокупности образуют «сложные» системы, которые, с теми или иными оговорками можно отнести к биофоническим [20]. Ина-

че говоря, к системам, которые в силу своей многокомпонентности и сложности в значительной степени имитируют «отклик» на внешнее воздействие, характерный для экосистем и сложных самоорганизующихся систем любой природы в целом.

Литература

1. *Разумовский Л.В., Моисеенко Т.И.* Оценка пространственно-временных трансформаций озерных экосистем методом диатомового анализа // Доклады Академии Наук. Общая биология. 2009. Т. 429. № 3. С 274-277.

2. *Разумовский Л.В.* Оценка трансформации озерных экосистем методом диатомового анализа. М.: ГЕОС. 2012. 199 с.

3. *Разумовский В.Л.* Оценка экологического состояния высокогорных озер Приэльбрусья по результатам диатомового анализа // Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 2. С. 200-205.

4. *Разумовский Л.В.* Новейшая история озера Борое по результатам диатомового анализа // Водные ресурсы. 2008. Т. 35. № 1. С. 98-109.

5. *Разумовский Л.В.* Реконструкция температурных циклов и сукцессионных изменений по диатомовым комплексам из донных осадков на примере Галичского озера // Водные ресурсы. 2008. Т. 35. № 6. С. 595-608.

6. *Разумовский Л.В., Гололобова М.А.* Трансформация диатомовых комплексов из озер Борое и Глубокое в конце позднего голоцена // Вестник Московского Государственного Университета. Биологическая серия. 2014. № 1. С. 19-23.

7. *Разумовский В.Л.* Формирование экосистемы карстового озера в степном поясе гор Кавказа (диатомовый анализ) // Аридные экосистемы. 2014. № 2 (59). С. 69-73.

8. *Разумовский Л.В., Разумовский В.Л.* Регистрация новейших экосистемных событий в озере Каракель по переотложенным диатомовым комплексам // Вестник Тюменского Государственного Университета. 2013. № 12. Экология. С. 121-127.

9. *Разумовский Л.В., Шелехова Т.С., Разумовский В.Л.* Новейшая история озер Большое и Зеркальное по результатам диатомового анализа // Водные ресурсы. 2015. Т. 42. № 2. С. 222-227.

10. *Разумовский Л.В.* Оценка качества вод на основе анализа структуры диатомовых комплексов // Водные ресурсы. 2004. Т. 31. № 6. С. 742–750.

11. *Разумовский Л.В., Чермных Л.П.* Метод графического сопоставления структуры перифитонных диатомовых комплексов в оценке влияния природной и антропогенной нагрузки на качество среды малых рек // Труды кафедры химии, новых технологий и материалов: Международный университет природы, общества и человека «Дубна», 2014. Вып. 1. С. 232-246.

12. *Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. – М.: Наука. 2005. Кн.1. 281 с.

13. *Джонгман Р.Г.Г., Тер Браак С.Дж.Ф., Ван Тонгерен О.Ф.Р.* Анализ данных в экологии сообществ и ландшафтов / Под ред. Гельфанда А.Н., Новиковой Н.М., Шадриной М.Б. – М.: РАСХН, 1999. 306 с.

14. *Разумовский Л.В.* Биоиндикация уровня антропогенной нагрузки на тундровые и лесотундровые ландшафты по диатомовым комплексам озер Кольского полуострова. – М.: ИРЦ Газпром. 1997. 92 с.

15. *Алимов А. Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. – СПб.: Наука. 2000. 147 с.

16. *Долгоносов Б.М., Корчагин К.А., Мессинева Е.М.* Модель флуктуации бактериологических показателей качества речной воды // Водные ресурсы. 2006 Т. 33. № 6. С. 686-700.

17. *Щеголькова Н.М., Разумовский Л.В., Разумовский В.Л., Скрипчинский А.К.* Динамика структуры речных фитопланктонных сообществ под влиянием биологически-очищенных сточных вод московского мегаполиса // Водные ресурсы. 2017 (в печати).

18. *Разумовский Л.В., Шумакова Е.М.* Метод графического описания (анализа) возможных трансформаций территориальных полузамкнутых систем природного и антропогенного происхождения (генезиса) // Изв. Самарского научного центра Российской академии наук. 2014. Т. 16. № 5 (5). С. 1561-1570.

19. *Болгов М.В., Филиппова И.А.* Пороговые стохастические модели минимального стока // Метеорология и гидрология. 2006. № 3. С. 75–85.

20. *Ретеюм А.Ю.* Земные миры. – М.: Мысль, 1988. 266 с.

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ И ПАЛЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РЕКОНСТРУКЦИИ МАЛЫХ ОЗЕР ЗАПАДНОГО И ЦЕНТРАЛЬНОГО КАВКАЗА

Разумовский В.Л.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
nethaon@mail.ru

За последние десятилетия палеоклиматические реконструкции, основанные на результатах анализа озерных отложений, сформировавшихся в позднем голоцене, приобретают выраженную экологическую направленность. В отличие от горных районов Западной Европы, данные о колебаниях климата на Кавказе в позднем голоцене очень скудны [1, 2]. Проведенные в 2009-2012 гг. обследования малых озер Западного Центрального Кавказа преследовали двуединую цель: выявление наиболее перспективных объектов для реконструкций климатических изменений в позднем голоцене и изучение экологического состояния малых озер в связи с активным освоением прибрежной территории перед проведением Зимних Олимпийских игр в 2014 г.

Озера являются традиционными объектами для экологических и климатических реконструкций. Комплексные лимнологические исследования с привлечением диатомового анализа позволяют получить наиболее достоверную картину эволюции озерных экосистем и долговременных климатических изменений. Вместе с тем показано, что диатомовый анализ имеет значительный неиспользованный информационный резерв. Наглядным подтверждением этого факта является разработанный метод графического анализа таксономических пропорций в диатомовых комплексах [3, 4].

С точки зрения стратегических научных приоритетов, было бы обоснованно совместить изучение горных озер Кавказа с традиционными формами диатомового анализа и инновационными методами.

Материал и методы. Структуру и объем первичного материала составили более 200 проб на диатомовый анализ, отобранных в 2009-2012 гг. из придонных отложений озер, а также из колонок донных отложений (ДО). Отбор ДО осуществлялся стратометром ударно-замыкающего типа и озерным буром типа «бур Несье» [5].

Образцы на диатомовый анализ были отобраны и изучены из колонок ДО четырех озер. Пробы отбирались в интервалах: 0-48 см (оз. Каракель); 0-25 см (оз. Донгуз-Орун); 0-44 см (оз. Большое); 0-35 см (оз. Зеркальное). Образцы из колонок ДО отбирались с интервалом в 1 см (в колонке ДО из оз. Донгузорун с интервалом 0.5 см). Обработка проб, изготовление постоянных препаратов, подсчет и идентификация створок диатомей, осуществлялись по стандартным методикам [6, 7].

Исследование постоянных препаратов выполнялось на различных моделях световых микроскопов, оснащенных 100-кратными масляно-иммерсионными объективами с нумерической апертурой 1.25. Параллельно проводилась микрофотосъемка с использованием разных моделей цифровых фотокамер. Электронно-микроскопические исследования выполнены на сканирующих электронных микроскопах (СЭМ) моделей Jeol JSM-6380 и CamScan S2 в межкафедральной лаборатории электронной микроскопии биологического ф-та МГУ имени М.В. Ломоносова.

Определение возраста донных отложений водоемов проведено радиометрическим методом с использованием моделей датирования CRS и C1C на основе хронологии ^{10}РЬ, в Институте геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН по стандартным методикам [8, 9]. Применены: литологические, геохимические, изотопные и другие методы изучения на базе Института минералогии им. В.С. Соболева Сибирского отделения РАН [10]. При изучении трансформаций диатомовых комплексов использовался метод графического анализа [3, 4].

Результаты и обсуждение. Всего обследовано 26 водоемов (озер и прудов) проточного и непроточного генезиса различной размерности от малой (менее 1 км^2) до сверхмалой категории (менее 0.01 км^2), из которых 15 располагаются в Республике Кабардино-Балкария, 10 – в Краснодарском Крае и 1 – в Республике Карачаево-Черкесия.

Установлены эталонные водные объекты, в которых сформировались условия для непрерывного образования донных осадков со скоростями осадконакопления, близкими к постоянным значениям. Кроме того, необходимо чтобы в донных отложениях (ДО) хорошо сохранялись микропалеонтологические остатки. Все перечисленное позволяет успешно проводить изотопное датирование по образцам из колонок ДО и реконструкции климатических событий по идентифицированным микрофоссилиям.

Сводная таблица морфометрических, гидрологических и микропалеонтологических параметров обследованных озер подтверждает их соответствие основным требованиям, позволяющим причислить их к группе эталонных озер (см. табл. 1). К эталонным озерам были причислены: оз. Донгузорун (Донгуз-Орун-Кёль), оз. Каракёль (Кара-Кёль), оз. Зеркальное и оз. Нижнее Хаймашинское. Соответственно, все упомянутые эталонные озера исследованы автором в работах [1, 11-14].

В пробах из озера Каракель диатомовый анализ проводился для верхних 48 см накопившихся озерных отложений. По результатам изотопного анализа эти отложения сформировались приблизительно за 2000 лет [2, 15]. В значительной части интервалов были отмечены переотложенные диатомовые комплексы и комплексы с элементами переотложения. Обычно, в последующих интервалах были зафиксированы диатомовые комплексы, где доминирует только один таксон. Это свидетельствует об угнетении экосистемы озера после внешнего воздействия (селевые сходы). Далее, по результатам диатомового анализа, экосистема озера восстанавливается.

Аналогичные явления наблюдались при изучении диатомовых комплексов оз. Донгузрун. Проанализированы таксономические пропорции в диатомовых ком-

плексах из верхних 25 см озерных отложений. В интервалах: 8-8.5 см, 19-19.5 см, 22-24.5 см отмечены процессы переотложения, а в интервалах: 17-18.5 см, 20-21.5 см последовавшая за этим стадия монодоминирования одного таксона в диатомовом комплексе.

Таблица 1. Сводная таблица основных морфометрических, гидрологических, литологических и микропалеонтологических признаков выделения эталонных озер для дальнейших палеореконструкций

Название озера	Координаты	Основные требования для эталонных озер						
		Простота береговых очертаний	Простота морфометрии дна	Непроточное или слабопроточное	Небольшие глубины (от 2 до12 м)	Спокойный режим накопления осадка	Отсутствие процессов заиления	Сохранность створок в осадке
Донгузорун	$43^0$13′26″ с.ш. $42^0$29′35″ в.д.	+*	+	+	+	+	+	+
Нижнее Хаймашинское	43 36′55″ с.ш. 42 04′38″ в.д.	+	+	+	+	+	+	+
Каракель	43 26′39″ с.ш. 41 44′26″ в.д.	+	+	+	+	+	+	+
Большое	43°43'03" с.ш. 40°11'58" в.д.	+	+	+	+	+	–**	+
Зеркальное	43°26'74" с.ш. 40°06'17" в.д	+	+	+	+	+	+	+

*– положительная; **– отрицательная (некондиц.) характеристика выделенного параметра

Вторым направлением исследования на Кавказе стал поиск и выделение бессточных озер, являющихся естественными седиментационными ловушками и обладающими высоким уровнем экологической уязвимости из-за малых размеров. В результате проведенных исследований были изучены диатомовые комплексы из двух малых бессточных озер: Зеркальное и Верхнее Хаймашинское.

Озеро Зеркальное расположено на территории Сочинского национального парка (Краснодарский край). Использование метода графического анализа таксономических пропорций в диатомовых комплексах позволяет достаточно подробно описать историю развития и функционирования экосистемы этого озера в новейшее время [14]. Полнота картины дополняется изотопными датировками, полученными для ДО из заболоченного озера Большое, расположенного в 2 км от исследуемого.

Очевидно, что отобранная в озере Зеркальном колонка ДО соответствует не меньшему промежутку времени, чем колонка ДО, отобранная ранее в оз. Большого. Это определяется тем, что длина упомянутых колонок сопоставима (38 см и 44 см, соответственно), а темпы осадконакопления в озере, где процессы заболачивания отсутствуют, всегда ниже. Проведенный графический анализ позволяет сделать вы-

вод о высокой уязвимости этого малого озера. Это подтверждается результатами применения метода графического анализа таксономических пропорций в проанализированных диатомовых комплексах. Обычно для обеспечения целостности озерной экосистемы необходимо не менее 2-3 доминирующих таксонов. В исследованных отложениях на протяжении всего проанализированного интервала времени (~ 200 лет), в составе диатомового комплекса доминируют только 1-2 таксона. Малейшее вмешательство извне может «запустить» процесс его эвтрофикации и заболачивания, как это произошло в озере Большое [14].

Показательно, что наиболее серьезные перестройки в таксономической структуре диатомового комплекса, отмечены в нижней части колонки ДО озера Зеркального (27.5–29.5 см). Именно в этом интервале начинает доминировать вид *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kűtz., а вид *Pinnularia interrupta* W. Sm. утрачивает доминирующее положение. Одновременно происходит смена в группе сопутствующих таксонов, что по времени приблизительно соответствует началу периода заболачивания в озере Большом.

Озеро Нижнее Хаймашинское расположено на Кабардинской равнине. Следует отметить, что статистически значимое количество створок диатомовых водорослей отмечено только в интервале 0-13 см отобранных колонок ДО. Ниже по разрезу ДО створки присутствуют единично, или отсутствуют. В верхней части разреза (0-6 см) построенные гистограммы имеют выраженные нелинейные очертания экспоненциального типа. Первые три таксона, имеющие максимальную относительную численность, по формальным признакам входят в категорию доминирующих. Иначе говоря, в диатомовых комплексах сформировался доминирующий комплекс таксонов, определяющий целостность экосистемы.

В интервале 6-13 см распределение относительной численности таксонов совершенно иное: нет выраженных групп доминирующих и сопутствующих таксонов. Это связано с тем, что экосистема озера еще не сложилась окончательно и продолжает формироваться в условиях повышения уровня воды и расширения акватории. Подобное уже отмечалось в предыдущих исследованиях при анализе формирования акватории озера Глубокого (Московская обл.). В последнем случае достаточно глубокая впадина карстового генезиса заполнялась водой в несколько этапов и каждому из них соответствовала генерация результирующих линий [16].

Проведенные исследования позволяют утверждать, что между этапом первичного вселения диатомовых водорослей и этапом образования их устойчивого комплекса, обитающего в озере, нет переходных состояний. Иначе говоря, переход из одного состояния (первичное вселение) в другое состояние (устойчивый комплекс) имеет фазовый характер.

Об объективности полученных результатов свидетельствуют полученные изотопные датировки [12]. Предположительно, акватория озера Нижнее Хаймашинское начала формироваться в 60-70 годах прошлого столетия, в результате постепенного заполнения осадками образовавшейся карстовой воронки. С конца 70-х годов началось вселение диатомовых водорослей в сформировавшуюся акваторию озера. Как устойчивая экосистема, озеро формируется на протяжении последних 20-25 лет. Общий возраст сформировавшейся карстовой воронки составляет 130-150 лет.

Выводы. 1. Выделенные четыре эталонных озера, вне зависимости от их происхождения (карстового, тектонического или моренного), имеют общую совокупность признаков, которая позволяет формироваться ДО с диатомовыми комплексами хорошей сохранности.

2. Систематизация всех типов распределения таксономических пропорций в диатомовых комплексах позволила выделить два новых типа трансформации: возврат к исходным таксономическим пропорциям после восстановления экосистемы озер и образование новой озерной экосистемы с сопутствующим формированием устойчивых диатомовых ассоциаций.

3. При восстановлении экосистемы озер достоверно идентифицирован этап формирования переотложенных диатомовых комплексов. Информативность и достоверность метода распознавания переотложенных диатомовых комплексов и восстановления озерных экосистем (озер Донгузорун и Каракель) после селевых сходов подтверждается геохимическими, литологическими и изотопными методами.

Литература

1. *Моисеенко Т.И., Разумовский Л.В., Гашкина Н.А., Шевченко А. В., Разумовский В.Л., Машуков А.С., Хорошавин В.Ю.* Палеоэкологические исследования горных озер // Водные ресурсы. 2012. Т. 39. № 5. С. 543-557.

2. *Соломина О.Н., Калугин И.А., Александрин М.Ю., Бушуева И.С., Дарин А.В., Долгова Е.А., Жомелли В., Иванов М.Н., Мацковский В.В., Овчинников Д.В., Павлова И.О., Разумовский Л.В., Чепурная А.А.* Бурение осадков оз. Каракель (долина р. Теберда) и перспективы реконструкции истории оледенения и климата голоцена на Кавказе // Лёд и Снег. 2013. № 2 (122). С. 102-111.

3. *Разумовский Л.В., Моисеенко Т.И.* Оценка пространственно-временных трансформаций озерных экосистем методом диатомового анализа // Доклады академии наук. Общая биология. 2009. Т. 429. № 3. С 274-277.

4. *Разумовский Л.В.* Оценка трансформации озерных экосистем методом диатомового анализа. М.: ГЕОС. 2012. 199 с.

5. *Nesje A.* A piston corer for lacustrine and marine sediments // Arctic and Alpine Research. 1992. V. 24. № 3. P. 257-259.

6. *Давыдова Н.Н.* Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Л.: Наука. 1985. 244 с.

7. *Полякова Е.И.* Диатомовый анализ. Методы палеогеографических реконструкций. М.: Изд-во МГУ. 2010. С. 126-160.

8. *Appleby P.G.* Sediment records of fallout radionuclides and their application to studies of sediment-water interactions // Water, Air and Soil Pollution. 1997. № 99. P. 573-586.

9. *Appleby P. G., Oldfield F.* The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment // Catena 5. 1978. P. 1-8.

10. *Дарьин А.В., Калугин И.А.* Реконструкция климата Горного Алтая по данным литолого-геохимических исследований донных осадков озера Телецкое // Известия РАН. Сер. Географическая. 2012. № 6. С. 74-82.

11. *Разумовский В.Л.* Оценка экологического состояния высокогорных озер Приэльбрусья по результатам диатомового анализа // Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 2. С. 200-205.

12. *Разумовский В.Л.* Формирование экосистемы карстового озера в степном поясе гор Кавказа (диатомовый анализ) // Аридные экосистемы. 2014. № 2 (59). С. 69-73.

13. *Разумовский Л.В., Разумовский В.Л.* Регистрация новейших экосистемных событий в озере Каракель по переотложенным диатомовым комплексам // Вестник Тюменского Государственного Университета. 2013. № 12. Экология. С. 121-127.

14. *Разумовский Л.В., Шелехова Т.С., Разумовский В.Л.* Новейшая история озер Большое и Зеркальное по результатам диатомового анализа // Водные ресурсы. 2015. Т. 42. № 2. С. 222-227.

15. http://www.radiocarbon.pl.

16. *Разумовский Л.В., Гололобова М.А.* Трансформация диатомовых комплексов из озер Борое и Глубокое в конце позднего голоцена // Вестник Московского Государственного Университета. Биологическая серия. 2014. № 1. С. 19-23.

ПРИРОДНЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ И ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ АНОМАЛИИ В РЕЧНЫХ ВОДАХ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ В ПРЕДЕЛАХ ПРИРОДНО-ТЕРРИТОРИАЛЬНЫХ КОМПЛЕКСОВ

Решетняк О.С., Даниленко А.О., Кондакова М.Ю., Косменко Л.С.
Гидрохимический институт Росгидромета, г. Ростов-на-Дону, Россия
olgare1@mail.ru

Введение. В силу своего географического положения Европейская территория России (ЕТР) характеризуется разнообразием природных зон – от арктической пустыни и тундры до полупустынь и пустынь. Такая сложность строения ЕТР обусловливает необходимость учета региональных особенностей формирования химического состава и качества воды при исследовании водных объектов. При этом каждой средней и крупной реке, а нередко и отдельному участку водотока, свойственны свои особенные условия формирования химического состава воды. На фоне пространственной зональной неоднородности концентраций химических веществ не меньший интерес представляет выявление *природных концентраций* («фонового содержания») *химических веществ и гидрохимических аномалий в речных водах* (значений концентраций веществ, статистически значимо отличающихся от естественного природного фона).

Распределение химических элементов в природных водах определяется типом природной системы (геохимической среды), свойствами самих элементов и подчиняется основным геохимическим закономерностям. Изменение химического состава речных вод, как в целом по территории России, так и по ЕТР, характеризуется определенной закономерностью: с севера на юг и с запада на восток происходит увеличение минерализации воды и содержания в ней отдельных ионов.

Гидрохимическая зональность является естественным следствием воздействия комплекса физико-географических условий на формирование химического состава речных вод, однако в ряде случаев она нарушается для больших рек. Большие реки являются сложными системами, объединяющими бассейны малых рек, часто отличающиеся гидрологическим режимом, составом подстилающих пород и климатическими условиями. При значительной протяженности больших рек химический состав их воды часто, особенно при пересечении различных географических зон, совершенно не соответствует химическому составу воды притоков. С уменьшением размера бассейна притока усиливается влияние на него местных азональных условий (состава почв и пород, гидрогеологических условий, рельефа) в результате чего может возникать мозаичность состава речных вод [1].

При рассмотрении изменений компонентного состава природных вод, выявлении природных концентраций химических веществ и гидрохимических аномалий в речных водах ЕТР в качестве природно-территориальной единицы использовались

физико-географические провинции (*ФГП*). Это позволило сгруппировать речные экосистемы ЕТР по ФГП с учетом особенностей зонального типа ландшафтов (использованы границы ФГП, приведенные на сайте Геопортала МГУ www.geogr.msu.ru:8082/FGR/).

Исследование проведено на основе многолетней гидрохимической информации Государственной системы наблюдений (ГСН) Росгидромета за состоянием и загрязнением окружающей среды в части поверхностных вод суши. В исходный массив данных включена информация о химическом составе воды более чем 200 водотоков ЕТР (в 261 пункте наблюдений) по 14 гидрохимическим показателям (главные ионы – Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, Mg^{2+} и Ca^{2+}; биогенные вещества – NH_4^+ и NO_3^-; органические вещества, оцениваемые по показателям $БПК_5$ и ХПК; нефтепродукты и соединения тяжелых металлов - Fe, Cu, Zn, Mn) за период с 1985 г. по 2015 г. Реки ЕТР, включенные в исследование, расположены в пределах 32-х ФГП на территории широтных зон: тундровой и лесотундровой, таёжной, области смешанных лесов, лесостепной, степной и полупустынной.

В настоящее время в сложившихся природно-антропогенных условиях формирования химического состава речных вод необходимым условием является наличие статистически однородных данных наблюдений продолжительностью не менее 12-15 лет, что является достаточным, чтобы охватить периоды маловодных и многоводных лет в гидрологическом режиме водного объекта. Поэтому многолетние ряды данных по каждому гидрохимическому показателю проверены на однородность. Изменения природного содержания химических веществ («гидрохимический фон») в речных водах ЕТР оценены и сгруппированы для каждой ФГП по медианным значениям многолетних рядов. Все расчеты выполнены с использованием стандартного программного пакета Statistica v. 6.1.

Изменения природных концентраций химических веществ в речных водах ЕТР

1. *Главные ионы.* Природные концентрации *хлоридов и ионов магния* имеют общую четко выраженную тенденцию их увеличения в речных водах ЕТР с севера на юг. Содержание хлоридов увеличивается от 3,1 до 78,7 мг/дм^3, ионов магния - от 1,6 до 30,5 мг/дм^3. Минимальные природные концентрации хлоридных ионов и магния отмечены в водных объектах северных провинций (Северо-, Западно- и Восточно-Кольской, Карельской и др.) и варьируют в пределах 3,1±1,3 мг/дм^3 и 1,6±0,9 мг/дм^3, соответственно. Максимальное содержание этих ионов приурочено к различным провинциям: хлоридов – к Хопер-Медведицкой, Донецко-Донской и Нижнедонской (78,7±38,9 мг/дм^3), магния – к Северо-Приволжской, Кинельско-Камс-кой, Бугульминско-Белебеевской, Самаро-Иргизской ФГП и Провинции Общего Сырта (30,5±11,5 мг/дм^3).

Изменение природных концентраций *сульфатов и ионов кальция* в речных водах также имеет общие особенности. Для ЕТР медианные значения концентраций сульфат-ионов в речных водах изменяются от 4,0 до 127 мг/дм^3, ионов кальция – от 3,9 до 122 мг/дм^3 с тенденцией увеличения с севера на юг до лесостепной зоны, включительно, с последующим снижением в областях более засушливого климата. Минимальное содержание сульфатов (4,0±2,0 мг/дм^3) и ионов кальция (3,9±2,2 мг/дм^3) обнаруживается в тех же северных провинциях. Наибольшие концентрации сульфатов и ионов кальция характерны для рек Северо-Приволжской, Кинельско-Камской, Бугульминско-Белебеевской, Провинции Общего Сырта и Самаро-Иргизской провинций и составляют 127±79 мг/дм^3 и 122±47,3 мг/дм^3, соответственно.

Природное содержание *гидрокарбонатов* в водах рек ЕТР изменяется в широких пределах и имеет тенденцию увеличения с севера на юг и с запада на восток. Минимальное содержание гидрокарбонатов характерно для рек одной Северо-Кольской провинции (8,2±5,3) мг/дм^3, максимальное – для рек Кинельско-Камской и Бугульминско-Белебеевской провинций (300,5±49,3 мг/дм^3).

2. *Биогенные и органические вещества.* Природное содержание азота аммонийного и нитратного находится ниже уровня ПДК. Медианные концентрации азота аммонийного в речных водах колеблются в диапазоне от 0,01 до 0,30 мг/дм^3 и имеют тенденцию увеличения с севера на юг до лесостепной и степной зоны, включительно, с последующим снижением в областях более засушливого климата. Концентрации азота нитратного колеблют-ся в диапазоне от 0,01 до 1,44 мг/дм^3 с тенденцией увеличения с севера на юг.

В распределении легкоокисляемых органических веществ (ЛООВ), оцениваемых по БПК$_5$, наблюдается довольно четкое широтное изменение их содержания с севера на юг: от 0,64±0,16 до 2,86±0,15 мг/дм^3. Для трудноокисляемых органических веществ (ТООВ), оцениваемых по показателю ХПК, не выявлено закономерностей зонального изменения содержания в речных водах. Значения медианных концентраций ТООВ изменяются от 12,9±3,0 мг/дм^3 до 37,0±5,00 мг/дм^3. Повышенное природное содержание ТООВ приурочено к водотокам Онежско-Двинской провинции.

3. Содержание *нефтепродуктов* в речных водах исследуемых провинций изменяется незначительно: от 0,01 до 0,06 мг/дм^3, четких зональных его изменений с севера на юг не выявлено. Для большей части ЕТР природное содержание нефтепродуктов в реках значительно ниже ПДК. Исключение составляют водотоки южных провинций, особенно Черноземельской, где отмечены повышенные значения концентраций нефтепродуктов (0,06 мг/дм^3).

4. *Соединения тяжелых металлов.* Природное содержание соединений ***железа*** в речных водах изменяется от 0,01 до 0,34 мг/дм^3 с тенденцией уменьшения с севера на юг. В таёжной зоне в пределах Малоземельско-Большеземельской, Карельской, Онежско-Двинской, Пинего-Мезенской, Мезенско-Двинской, Тиманской и Печорской провинций наблюдаются наибольшие медианные значения концентраций железа (0,34±0,15 мг/дм^3).

Для соединений *меди и цинка* выявлена азональность в распределении их содержания в речных водах. В целом на ЕТР медианные концентрации меди варьируют в интервале от 0,6 до 4,5 мкг/дм^3, цинка – от 1,0 до 17,2 мкг/дм^3. Минимальное содержание меди характерно для рек Среднерусской, Окско-Донской и Днепровско-Деснинской провинций (0,6±0,2 мкг/дм^3), максимальное – для двух соседних провинций – Мещерской и Приокской (4,0±1,2 мкг/дм^3), а также для нижних участков р. Волга в Черноземельской провинции (4,5±0,1 мкг/дм^3). В водных объектах Днепровско-Деснинской провинции отмечаются самые низкие для ЕТР значения природного содержания цинка (1,0±0,2 мкг/дм^3), а самые высокие (17,1±9,9 мкг/дм^3) – в Онежско-Двинской, Пинего-Мезенской, Мезенско-Двинской провинциях.

Таким образом, закономерности широтной зональности, хорошо проявляющиеся в пространственном распределении концентраций главных ионов, нарушаются для некоторых соединений тяжелых металлов. Это может быть связано с усилением роли антропогенного фактора в формировании химического состава рек.

Пространственно-временные изменения компонентного состава речных вод имеют более сложные закономерности. Для оценки *основных тенденций изменения*

содержания химических веществ в речных водах ЕТР за многолетний период использовался корреляционный анализ. Количественная оценка основных тенденций временных изменений концентраций за 30-летний период проведена с использованием рангового коэффициента корреляции Кендалла, характеризующего меру линейной связи между датой отбора пробы воды и концентрацией в ней вещества. Применение непараметрического рангового коэффициента корреляции обусловлено тем, что исследуемые выборки гидрохимических данных не подчиняются распределению Гаусса. Рассчитаны ранговые коэффициенты корреляции и уровни доверительной вероятности, при которых эти коэффициенты могут считаться статистически значимыми.

Соотношение количества исследуемых рек ЕТР с различными тенденциями изменения содержания гидрохимических компонентов за период с 1985 по 2015 гг. представлено на рис. 1. Видно, что доля рек или их участков, для которых характерна убывающая тенденция изменения медианных годовых значений концентраций отдельных химических веществ изменяется от 6 % (HCO_3^-) до 69 % (нефтепродукты), возрастающая тенденция – от 11 % (Mg^{2+}) до 38 % (HCO_3^-), с отсутствием выраженного направления тенденции – от 15 % (нефтепродукты) до 62 % (Ca^{2+}).

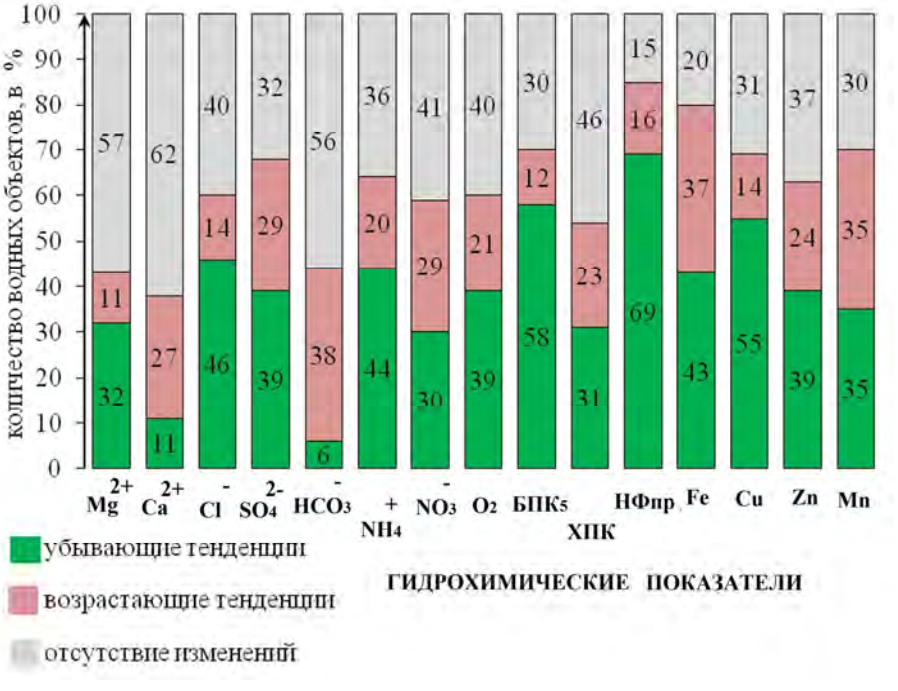


Рисунок 1. Соотношение количества водных объектов с различными тенденциями изменения содержания химических веществ за период 1985-2015 гг. [2]

Гидрохимические аномалии в речных водах ЕТР. Закономерности широтной зональности оказывают ключевое влияние на дифференциацию природного содержания многих химических веществ («гидрохимический фон») в водотоках. Можно предположить, что отклонение от этих закономерностей вызвано либо антропогенными причинами, либо указывает на формирование гидрохимической аномалии.

Под *гидрохимической аномалией* понимается участок распространения природных вод с содержанием какого-либо компонента или значениями минерализации воды аномальными по отношению к их фоновым значениям [3]. Гидрохимические

аномалии по своему генезису могут быть естественными, образование которых вызвано действием природных процессов, и искусственными (техногенными или техногенно-смешанными), связанными с деятельностью человека [4]. Аномальность для медианных концентраций определялась как величина, отличающаяся от среднего значения содержания вещества в провинции не менее, чем на 2 стандартных отклонения [5].

При характеристике гидрохимической аномалии важным моментом является установление её генезиса – техногенная или природная аномалия. Для этого проведен анализ выявленных выше тенденций изменения концентраций химических веществ в воде за многолетний период. Без антропогенной нагрузки или действия глобальных факторов компонентный состав воды рек, очевидно, должен быть устойчив во времени. Поэтому стабильно высокие или низкие концентрации того или иного вещества в воде некоторых водотоков или их участков без каких-либо статистически значимых тенденций за 30-летний период, по-видимому, говорят о природном (естественном) характере выявленных здесь аномалий. Однако, в ряде водных объектов были обнаружены те или иные статистически значимые тенденции изменения содержания химических веществ, которые могли быть тесно связаны с прямой или косвенной антропогенной нагрузкой. В этом случае выявленные гидрохимические аномалии характеризовались как техногенно-смешанные [6].

Для выявления гидрохимических аномалий проводилась статистическая обработка данных о всех исследуемых участках рек по всем вышеперечисленным химическим веществам. В пределах ЕТР гидрохимические аномалии установлены на 113 участках рек из 261, при этом количество выявленных аномалий варьировало от 1 до 6. Аномалия только по одному из исследуемых гидрохимических показате-лей отмечена в 59 пунктах, по двум показателям – в 33 пунктах наблюдений. Установлено, что аномальные значения характерны для всех исследуемых веществ. По количеству выявленных аномалий гидрохимические показатели можно ранжировать в следующий ряд: SO_4^{2-} – 38; Ca – 22; Cl^- и NO_3^- – по 18; NH_4^+– 16; Fe – 15; ХПК – 13; Mg^{2+}, HCO_3^- и Cu – по 11; нефтепродукты – 10; Zn и Mn – по 9; $БПК_5$ – 7 [6].

По генезису из числа выявленных в речных водах ЕТР преобладают гидрохимические аномалии техногенно-смешанного типа (53 %). В направлении с севера на юг наблюдается тенденция увеличения доли техногенно-смешанных аномалий, что может быть связано с усилением антропогенной нагрузки на водотоки за счет более развитой промышленности и сельского хозяйства в ее центральной и южной частях.

Заключение. Оценка природного содержания химических веществ, выявление основных тенденций его изменения и гидрохимических аномалий в поверхностных водах ЕТР имеет важное прикладное значение. Это может быть использовано при решении таких актуальных задач как: разработка региональных критериев оценки современного качества воды и состояния водных экосистем; выявление участков рек с повышенным или пониженным содержанием отдельных химических веществ; прогнозирование изменения химического состава речных вод; разработка экологически обоснованных водоохранных мероприятий, направленных на сохранение и восстановление речных экосистем.

Литература

1. *Алекин О.А*. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеоиздат. 1970. – 444 с.

2. *Решетняк О.С., Косменко Л.С., Даниленко А.О., Кондакова М.Ю.* Основные тенденции изменчивости концентраций химических веществ в речных водах Евро-

пейской территории России // Мониторинг состояния и загрязнения окружаю-щей среды. Основные результаты и пути развития. Тезисы докладов / Отв. сост. А.А. Трунов, П.Д. Полумиева, А.А. Романовская. [Электронный ресурс] – М.: ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН», 2017. – С. 500-501.

3. Словарь по гидрогеологии и инженерной геологии. Составитель: А.А. Маккавеев, редактор О. К. Ланге М. – Гостоптехиздат, 1961. – 74 с.

4. *Шевченко А.О.* О формировании гипогенных гидрогеохимических аномалий соединений азота. 2005. http://masters.donntu.org/2005/ggeo/basantseva/ library/publ5.htm (дата обращения 23.09.2016).

5. *Криночкин Л.А.* Прогнозная оценка территории России по региональным аномальным геохимическим полям. Автореф. дис....докт. геол.-минер. наук: Москва, 2011. – 46 с.

6. *Кондакова М.Ю., Косменко Л.С., Даниленко А.О., Решетняк О.С.* Характеристика гидрохимических аномалий в речных водах Европейской территории России // Мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды. Основные результаты и пути развития. Тезисы докладов / Отв. сост. А.А. Трунов, П.Д. Полумиева, А.А. Романовская. [Электронный ресурс] – М.: ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН», 2017. – С. 505-506

ОСОБЕННОСТИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ОЗЕРНЫХ ВОД И ФОРМИРУЮЩИХСЯ ИЗ НИХ РАЗНОТИПНЫХ САПРОПЕЛЕЙ НА ЮГЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ[10]

Страховенко В.Д.[1], *Овдина Е.А.*[1], *Ермолаева Н.И.*[2], *Зарубина Е.Ю.*[2], *Салтыков А.В.*[2]
[1]Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск, Россия
[2]Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул
strahova@igm.nsc.ru

На юге Западной Сибири находится более 20 тысяч озер разного размера, водного режима, солености и т.п. [1]. Из них 90% – это мелководные водоемы площадью от 0,01 до 1 км^2 [2]. В современных условиях в озерах юга Западной Сибири широко распространены процессы накопления сапропелевых залежей. По запасам сапропелей (2,6 млрд. тонн) Россия занимает одно из ведущих мест в мире, а территория Западной Сибири - третье место в России [3]. Обсуждение условий формирования сапропелевых залежей имеет более чем столетнюю историю, однако некоторые принципиальные вопросы их генезиса остаются дискуссионными.

Объектами исследования являются 86 малых континентальных озер, расположенных в разных ландшафтных зонах юга Западной Сибири: гумидной, аридной и семиаридной, а также в горных районах (рис. 1).

На основе 10-летних комплексных полевых исследований (с участием геохимиков, гидробиологов и почвоведов) проведен сравнительный анализ химического состава вод и сапропелей озер различных ландшафтных зон юга Западной Сибири. Изученные озерные системы расположены в пределах Васюганской, Кулундинской равнин, Барабинской низменности, в предгорье и горах Алтая.

На равнинах и низменности берега озер, в основном, сложены засоленными и осолоделыми почвами, суглинками или заболочены. Материнскими породами для

[10] Работа выполнена в рамках государственного задания № 0330-2016-0011 и при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №16-05-00132).

почв водосборных площадей таких озер являются покровные лёссовидные суглинки, озерно-аллювиальные глинистые отложения. В горных областях Алтая по берегам озер преобладают осадочные четвертичные отложения, образовавшиеся в результате выветривания горных пород кислого состава. Осадочные почвообразующие породы Западно-Сибирской низменности хорошо гомогенизированы, так как сформировались в результате выветривания горных пород в областях сноса (в основном Алтае-Саянской складчатой области), неоднократного перемещения его продуктов и их переотложения совместно с древними осадочными отложениями.

Рисунок 1. Карта-схема расположения изученных озер юга Западной Сибири

Нивелирование химического состава верхних горизонтов почв Западной Сибири продолжается в процессе их формирования [4]. Все исследуемые озера относятся по площади акватории к малым, максимальная глубина воды в озерах не превышает 4 метров.

Аналитические методы. Отбор водных проб осуществлялся по стандартным методикам в летние месяцы. Определение химического состава образцов воды и осадков проводили в аккредитованных при Госстандарте РФ аналитических лабораториях Института геологии и минералогии СО РАН (119 проб поверхностной озерной воды, 7 – талой (снеговой) воды, 4 – дождевой воды), Института неорганической химии СО РАН (56 проб), Института катализа СО РАН (42 пробы). Во время экспедиционных работ проведены первичные полевые определения органолептических, физико-химических и морфометрических характеристик озер (прозрачности по диску Секки, цветности воды по хромово-кобальтовой шкале, температуры, глубины); отобраны пробы воды для комплексного гидрохимического анализа (определения pH, Eh, взвешенного вещества, сухого остатка, удельной электропроводности, O_2, $БПК_5$, ХПК, сульфатов, хлоридов, жесткости, кальция, магния, нефтепродуктов, фенолов, тяжелых металлов). Для выявления генезиса формирующегося в разных озерах сапропеля отобраны пробы первичного сапропелеобразующего материала (фитопланктона, фотосинтетических пигментов, зоопланктона, фитобентоса, фитоперифитона и макрофитов), проведены геоботанические описания. Отбор проб донных отложений проведен цилиндрическим пробоотборником с вакуумным затвором конструкции НПО «Тайфун» (диаметр 82 мм, длина 50 см) с катамарана. Керн донных отложений опробован по интервалам с шагом 3 см на глубину от 30 до 120 см.

Определены функциональные характеристики сообществ фитопланктона по величине первичной продукции (фотосинтеза). Поставлены эксперименты с седиментационными ловушками с целью определения качественного состава осаждающейся озерной взвеси и количественных параметров (потоков вещества на единицу площади дна). Взяты образцы доминирующих видов растений на микроэлементы. В лабораторных условиях макро- (Al, Fe, Ca, Mg, K, Na) и микроэлементный состав (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn, Cr, Ni, Co, V, Hg, Be, Ba, Sr, Li) озерных вод и сапропелей определялся атомно-абсорбционным методом с использованием пламенных и электротермических методов атомизации (Solaar M6, Thermo Electron Corporation).

Минеральный состав сапропелей исследовался с помощью рентгеноструктурного анализа на рентгеновском дифрактометре ARL X`TRA. Изучение морфологии, фазового и химического состава образцов сапропеля проводилось с использованием сканирующего электронного микроскопа MIRA 3 TESCAN. Анионный состав озерных вод (концентрации нитратов, хлоридов, бромидов, фторидов) определялся методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) с использованием системы ВЭЖХ Prominence 20 LC (Shimadzu, Япония) с кондуктометрическим детектором, колонка Star-Ion A300 10x4.6 mm (Phenomenex, США), элюент: 1.7 ммоль/л $NaHCO_3$/1.8 ммоль/л Na_2CO_3, скорость потока 1.5 мл/мин. Содержание гидрокарбонатов анализировали методом потенциометрического титрования с использованием автоматического титратора АТП-02 (Аквилон, Россия) по методике ПНД Ф 14.2.99-97. Элементный анализ образцов сапропелей на содержание C, H, O, N и S выполнялся методом термического анализа на приборе “Vario EL Cube” (Elementar Analysensysteme GmbH, Germany).

Фактический материал и его обсуждение. Общая минерализация вод исследованных озер значительно варьирует от пресных и солоноватых, встречающихся во всех ландшафтных зонах, до рассолов в степном ландшафте. На территориях с гумидным климатом (Васюганье) формируются, преимущественно, ультрапресные и пресные воды вследствие избытка влаги и миграции легкорастворимых солей и продуктов почвообразования на более низкие почвенные горизонты. В зонах умеренного и аридного климата лесостепи и степи (Барабинская низменность, Кулундинская равнина) происходит более интенсивная аккумуляция легкорастворимых солей, и формируются воды всего спектра солености: от пресных до рассолов. Это связано с особенностями поверхности территории Барабинской низменности и Кулундинской равнины: поверхность осложнена строго параллельными, северо-восточного простирания чередующимися гривами и лощинами, в которых расположены многочисленные мелкие и крупные озера, болота и суходолы. В таких ландшафтных условиях происходит местное перераспределение влаги и легкорастворимых солей: их переток с грив в межгривное пространство [5].

В результате трансформации химического состава вод в исследованных озерах за счет испарения и зимних галогеохимических процессов формируются, преимущественно, гидрокарбонатные воды с вариациями катионного состава Ca-Na. Воды, в основном, щелочные, за исключением некоторых озер южной тайги (pH от 6,3 до 6,7). Показатель Eh воды всех озер положительный и достаточно высокий, содержание растворенного в воде O_2 в большинстве озер достаточно высоко и варьирует от 133,7% (11,47 мг/л) до 72 % (6,29 мг/л), и только в некоторых озерах значительно ниже (<50 %), что объясняется активными процессами деструкции органического вещества, происхо-дящими при формировании сапропеля.

На территории юга Западной Сибири прослеживается общеизвестная зональность по значениям общей минерализации воды (возрастание значений общей минерализации от гумидного к аридному типу климата). Установлено, что на изучаемой территории юга Западной Сибири широко распространены малые озера с гидрокарбонатно-натриевым составом вод вне зависимости от ландшафтной зоны, к которой они относятся (см. рис. 2). Это определяется тем, что на исследуемых территориях почвообразующий субстрат, преимущественно, представлен лёссовидными суглинками, в составе которых резко преобладают кварц и полевые шпаты (микроклин, олигоклаз, андезин), и при выветривании данных минералов воды приобретают содовый состав. В условиях умеренного и степного климата сода концентрируется в бессточных котловинах – озерах.

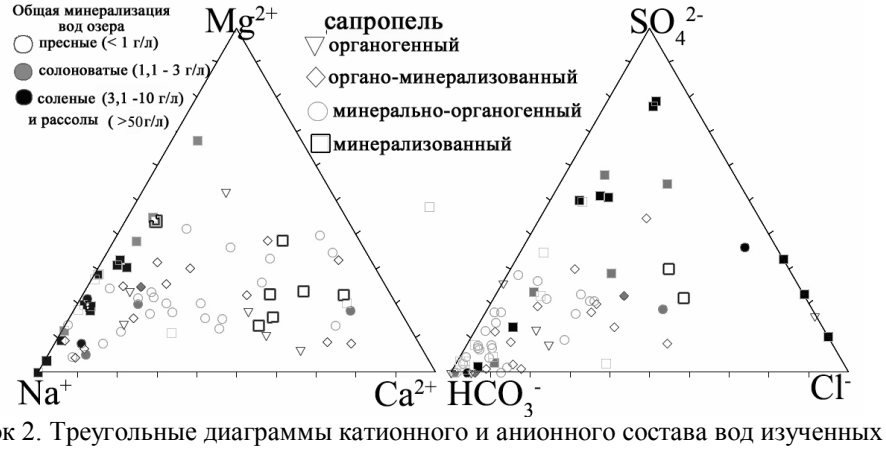


Рисунок 2. Треугольные диаграммы катионного и анионного состава вод изученных озер с учетом величины общей минерализации

Обозначения: не закрашенный знак – общ. мин. <1 г/л; серый фон заливки значка – 1,1-3 г/л; черный цвет знака - общ. мин. вод >3 г/л в сопоставлении с типом сапропелевых залежей, образующихся в озере: перевернутый треугольник – органогенный; ромб – органо-минеральный; круг – минерально-органогенный; квадрат – минерализованный).

Особенности генезиса и разнообразный состав сапропелевых отложений обуславливают многообразие классификаций и типологических характеристик сапропелей [6]. Ведущими факторами являются: состав минеральных частиц и происхождение органического вещества, а также соотношение органического и минерального вещества. Проанализировав существующие классификации, авторы остановились на своем варианте. В зависимости от состава органической и минеральной частей (зольности) сапропели подразделяют на *типы*: *органогенный* с зольностью до 30 %; *органогенно-минеральный* с зольностью 30-50 %; *минерально-органогенный* с зольностью 50-70 %; *минерализованный* с зольностью 70-85 %. Донные отложения со значением зольности выше 85% относятся к *минеральным илам*. Основную часть макроэлементного состава минеральной части сапропелей изученных озер составляют кремний (SiO_2 59–5%), алюминий (Al_2O_3 14–1%), кальций (CaO 20–1%). Эти элементы присутствуют в составе минералов как терригенного, так и биохемогенного генезиса. Химический состав изученных сапропелевых отложений резко отличается соотношением Si и Ca, и по данному соотношению Si/Ca авторы работы выделяют *классы* во всех типах, кроме органогенного: *кремниевый (Si>Ca); кальциевый (Ca>Si), смешанный(Si~Ca)*.

Установлено, что преобладают органо-кремниевые сапропели (56%). Вторыми по распространенности являются смешанные (32%) и органо-кальциевые (12%), рис. 3.

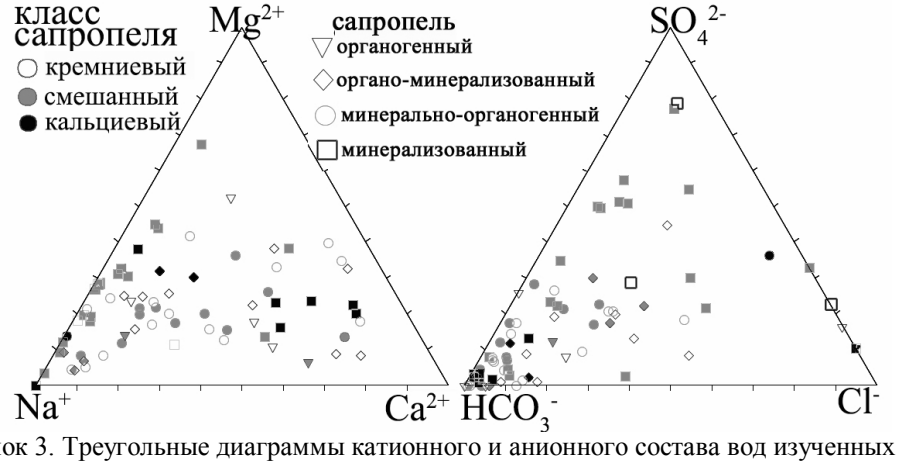


Рисунок 3. Треугольные диаграммы катионного и анионного состава вод изученных озер в сопоставлении с типом сапропелевых залежей, образующихся в озере

Обозначения: перевернутый треугольник – органогенный; ромб – органо-минеральный; круг – минерально-органогенный; квадрат – минерализованный) и с учетом химического состава (класса) сапропелевых отложений (не закрашенный знак – кремниевый; серый фон заливки значка – смешанный; и черный цвет знака – кальциевый)

На химический состав сапропеля оказывает влияние почвенный покров водосборного бассейна, который является источником водорастворимых солей и определяет химический состав вод, различные биогеохимических процессы, происходящие в озерных экосистемах. Поток автохтонного органического вещества составлял в изученных озерах от 3,2% в гипергалинном озере Малиновом (в котором основу седиментационного потока составляет аллохтонный галит) до 84,2% (в озерах с автохтонным типом накопления вещества) от общей массы седиментационного потока. Максимальные значения продукции и деструкции наблюдались в озерах, где отмечалось массовое развитие сине-зеленых водорослей. Резкое обогащение донных отложений пиритом указывает на процессы сульфатредукции, которые свидетельствуют об активном развитии процессов минерализации органического вещества в анаэробных условиях.

Установлено, что вариации химического состава сапропелей в озерах с близкими величинами общей минерализации воды в пределах одной ландшафтной зоны могут быть также значительны, как и между пресными и солеными водами, или между озерами разных ландшафтных зон (рис. 2 и 3). Это ярко проявляется на примере озер, сгруппированных по компактному расположению на небольшой территории ландшафтной зоны, общему источнику вод, почвообразующих пород, почв и т.д. (Куйбышевская система озер лесостепной зоны Барабинской низменности – 18 озер). Согласно полученным данным, по основному ионному составу и физико-химическим параметрам воды озер, в основном, гидрокарбонатно-магниево-натриевые или гидрокарбонатно-натриевые, щелочные, со значениями pH от 8,1 (оз. Казатово) до 10 (оз. Жилое-К). Отмечается корреляция значений Eh и pH для вод. Показатель Eh всех озер положительный и достаточно высокий от 287 мВ (оз. Чистое) до 375 мВ (оз. Казатово). Содержание кислорода достаточно высокое и изменяется от 9,7 мг/л в пробе оз. Камбала до 6,5 мг/л в пробе оз. Бугристое. По

минерализации воды озера пресные (от 0,2 до 0,6 г/л), соленые и слабосоленые (от 1,3 до 4,2 г/л) (озера Б.Кайлы, Цыбово, Горка, Чистое, Бугристое). В более высокоминерализованных водах катионный состав практически не меняется, а в анионной части к гидрокарбонатному иону добавляется хлор-ион, за исключением оз. Цыбово (добавляется сульфат-ион).

Вывод. Воды в исследованных озерах за счет испарения и зимних галогеохимических процессов формируются, преимущественно, гидрокарбонатные с вариациями катионного состава Ca-Na-Mg и величины общей минерализации. Сопоставление ионного состава вод с химическим составом сапропелей показало, что ионный состав воды не влияет на химический состав сапропеля. Установлено, что вариации химического состава сапропелей в озерах с близкими величинами общей минерализации воды в пределах одной ландшафтной зоны могут быть также значительны, как и между пресными и солеными водами, или между озерами разных ландшафтных зон.

Литература

1. *Плаксин Г.В., Кривонос О.И.* Термохимическая переработка озерных сапропелей: состав и свойства продуктов // Российский химический журнал. 2007. № 11(4), С. 140-147.

2. *Михайлов В.Н.* Гидрология: Учебник для вузов / В.Н. Михайлов, А.Д. Добровольский, С.А. Добролюбов. – 3-е изд., стер. – М.: Высш. шк. 2008.–463 с.: ил.

3. *Лопух П.С., Якушко О.Ф.* Общая лимнология. Учебное пособие. – Минск: Наука, 2011. – 248 с.

4. *Страховенко В.Д., Таран О.П., Ермолаева Н.И.* Геохимическая оценка сапропелевых отложений малых озер Обь-Иртышского междуречья // Геология и Геофизика, 2014. Т.55, № 10, Новосибирск: «Гео», С.1466-1477.

5. *Сысо А.И.* Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири. Ин-т почвоведения и агрохимии СО РАН. – Новосибирск: СО РАН, 2007. – 277с.

6. *Штин С.М.* Озерные сапропели и основы их комплексного освоения/ под ред. проф. И.М. Ялтанца. – М., Изд-во Московского государственного горного университета. 2005. 373с.

РАСШИРЕНИЕ ВОЗМОЖНОСТЕЙ МОНИТОРИНГА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННЫХ СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ ВИДИМОГО ДИАПАЗОНА

Сухоруков Б.Л.[1], *Решетняк Н.В.*[2]
[1] Гидрохимический отдел Института водных проблем РАН, Ростов-на-Дону, Россия
[2]Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, Россия
bls-phys@yandex.ru

Современная спектральная аппаратура, устанавливаемая на природоресурсных спутниках, позволяет регистрировать спектры яркости подстилающей поверхности видимой области с высоким разрешением. В этой связи эксперименты типа «этажерка», в которых во время спутниковой съемки (верхний уровень) выполняют сбор информации о состоянии водных объектов с борта судна или вертолета (нижний уровень) теряют свою актуальность. Становится возможным выполнять оценку состояния водного объекта (ВО) по спектрометрической информации верхнего уровня

на базе знаний, полученных на нижнем уровне. Такая экстраполяция оценки возможна в случае установленных связей между формой спектра спектральной яркости (или соотношением отдельных диапазонов спектра) и показателями состояния водного объекта. Кроме того, детальное изучение спектров яркости и спектров коэффициентов спектральной яркости (СКСЯ) нижнего уровня позволяет, во всяком случае, на этапе отладки методов коррекции спутниковой информации, путем сопоставления формы спектров контролировать достоверность регистрации информации верхнего уровня.

В настоящем сообщении рассматриваются вопросы мониторинга водного объекта по трансформированному экосистемой Солнечному излучению, восходящему от воды в видимом диапазоне электромагнитного спектра: пассивный дистанционный мониторинг. Восходящее от воды излучение формируют все присутствующие в воде компоненты, включая непосредственно воду, как химическое вещество. В зависимости от степени влияния компонентов на комплексный показатель преломления, на его действительную или мнимую части, все компоненты делятся на оптически активные и пассивные. Пассивные компоненты меняют комплексный показатель преломления не непосредственно, а путем воздействия на оптически активные. В настоящее время к оптически активным (видимым) компонентам относят минеральные взвешенные и растворенные органические вещества, а также хлорофилл ***a*** фитопланктона, который и характеризует фитопланктон в целом.

С экосистемной точки зрения это утверждение хотя и верно, но ограниченно. Безусловно, хлорофилл ***a*** определяет процесс фотосинтеза во всех растительных клетках, присутствует во всех фитопланктонных сообществах, но не менее заметную роль в ассимиляции солнечной энергии играют вспомогательные пигменты фитопланктона: всевозможные хлорофиллы, главные из которых хлорофиллы ***b*** и ***c***, а также фикобилины. Видовое разнообразие фитопланктона, его структурный состав, и определяется наличием в его клетках этих пигментов. В свою очередь, именно пигменты фитопланктона являются компонентами, определяющими поглощающие свойства водной экосистемы и селективно влияющими на спектр восходящего от воды излучения.

До настоящего времени оценка состояния водных объектов по этим данным основывалась на построении биооптических моделей, связывающих концентрации видимых (оптически активных) компонентов водной экосистемы, с радиационными параметрами – комбинациями величин яркости или коэффициентов спектральной яркости (КСЯ) восходящего от воды излучения. Биооптические модели вынужденно определялись техническими характеристиками радиометров верхнего уровня. Современная измерительная аппаратура, имеющая до 1000 дискретных каналов в видимой области, со спектральным разрешением менее 1 нм, позволяет выполнять измерения на качественно новом уровне и строить различные новые биооптические модели.

СКСЯ, получаемые одновременно в течение 3-5 сек во всех каналах, позволяют использовать не только хорошо изученную область длин волн связанную с хлорофиллом ***a***, его красным максимумом поглощения около 675 нм, но также уверенно наблюдать изменения величины КСЯ в области около 630 нм, и оценивать содержание фикоцианина. Фикоцианин является пигментом-маркером синезеленых водорослей и, следовательно, при интерпретации данных дистанционных спектрометрических измерений появляется дополнительная возможность – наблюдать не только за изменением концентрации фитопланктона, определяемой по значению концен-

трации хлорофилла ***а***, но также, при этом, оценивать изменение видового состава фитопланктона. Наличие же в экосистеме синезеленых водорослей позволяет своевременно предсказывать потенциальную токсификацию водного объекта.

В [1] представлен алгоритм (полуэмпирическая биооптическая модель) расчета концентрации фикоцианина $C_{фц} = f(РП)$ по КСЯ:

$$C_{фц} = 476{,}33 \cdot РП_3 + 96{,}16 \quad (1)$$

где $РП_3$ – «трехволновой» радиационный параметр, выражаемый через значения КСЯ, ρ_λ, на трех длинах волн следующим образом:

$$РП_3 = \rho_{629} - 1 - \rho_{659} - 1 \cdot \rho_{724} \quad (2)$$

СКСЯ измерялся на нижнем уровне (без использования летательных аппаратов) на прудах аквакультуры с высоким содержанием синезеленых микроводорослей. Одновременно наблюдались чрезвычайно высокие концентрации хлорофилла ***а***. Измерения проводили спектрометром в области длин волн от 400 до 900 нм с разрешением менее 1 нм.

В работе проанализированы результаты экосистемных (спектрометрических, выполненных совместно с аналитическим определением химических и биологических показателей в отобранных пробах воды) съемок р. Дон, включая Цимлянское водохранилище и Таганрогский залив Азовского моря, в различные гидрологические сезоны в течение 2010–2016 гг. Выбранный авторами массив СКСЯ принципиально отличается от массива СКСЯ, использованного для построения биооптической модели (1).

СКСЯ экосистемы р. Дон достаточно разнородны и, в этой связи, используются как индикаторы состояния водного объекта [2]. Зарегистрированные СКСЯ могут быть разделены по своей форме на 6 категорий, соответствующих трофическому статусу водного объекта. В [1] все СКСЯ, использованные для получения алгоритма (1), однородны и относятся к 6-й категории, тогда, как массив выбранных авторами СКСЯ состоит из спектров всех категорий, от 1 до 6.

По СКСЯ оценивали концентрации фикоцианина, используя модель [1]. Концентрацию хлорофилла ***а*** определяли в синхронно со спектрометрической съемкой отобранных пробах воды стандартным методом [3].

В табл. 1 представлены результаты оценки $C_{фц}$ по (1) совместно с результатами аналитического определения $C_{хл-а}$ и отношение $C_{фц}/C_{хл-а}$. Смысл полученных результатов становится ясным при анализе «первичной» спектрометрической информации. Разобьем СКСЯ на группы в порядке возрастания $C_{фц}/C_{хл-а}$.

На рис. 1 (а-г) представлены СКСЯ четырех групп. Наиболее многочисленную группу (см. рис.1 а) составляют СКСЯ, в которых $C_{фц}$>100. Для этой группы $РП_3$>0, т.е. $\rho_{629} < \rho_{659}$, или в СКСЯ наблюдается типичный минимум на длине волны около 630 нм. Отношение $C_{фц}/C_{хл-а}$ находится в диапазоне от 0.7 до 3.07, что практически соответствует результатам, приведенным в [4,5]. Особо следует выделить СКСЯ, приведенные на рис. 1 б, где видно, что СКСЯ удовлетворяет условиям с $РП_3$<0, $\rho_{629} > \rho_{659}$, в том случае, если КСЯ измеряют на длине волны 659 нм.

Таблица 1. Концентрации фикоцианина (по данным спектрометрической съемки), рассчитанные по (1), хлорофилла ***а*** фитопланктона в синхронно отобранных пробах воды по [3] в порядке возрастания $C_{фц} / C_{хл-а}$

№№	Станции наблюдения, дата (чч-мм-гг)	$C_{фц}$, мкг/дм³	$C_{хл-а}$ ***а***, мкг/дм³	$C_{фц} / C_{хл-а}$	Рисунок
1	Ст_34, 29-03-16	-38.11	48.1	**-0.79**	**г**
2	Ст_31, 29-03-16	-7.27	58.1	**-0.13**	**г**
3	Ст_15 29-03-16	6.85	55.16	**0.12**	**г**
4	Ст_12, 30-03-16	22.78	64.69	**0.35**	**г**
5	Ст_20, 29-03-16	26.88	51.6	**0.52**	**г**
6	Ст_39, 29-03-16	33.89	64.2	**0.53**	**г**
7	ПБ, 13-08-14	114.88	159.44	**0.72**	**а**
8	К6, 16-08-10	238.35	294.75	**0.81**	**а**
9	Ст_4, 28-06-16	50.45	54.67	**0.92**	**б**
10	К7, 16-08-10	103.09	106.64	**0.97**	**а**
11	ЛБ, 13-08-14	135.95	131.08	**1.04**	**а**
12	Ст_54, 28-06-16	98.19	89.4	**1.10**	**б**
13	Е10, 15-08-10	132.78	115.73	**1.15**	**а**
14	Т 23, 26-06-13	89.34	68.8	**1.30**	**б**
15	Ст_7, 30-06-16	95.75	66.26	**1.45**	**б**
16	Т 25, 08-10-11	145.87	93.62	**1.56**	**а**
17	К3, 18-08-10	94.53	55.77	**1.69**	**б**
18	ЛБ, 16-09-13	42.75	23.71	**1.80**	**б**
19	Е8, 15-08-10	83.13	42.04	**1.98**	**б**
20	Т 23, 08-10-11	129.84	61.02	**2.13**	**а**
21	Ст_23, 29-06-16	123.63	46.18	**2.68**	**а**
22	Ст_21, 29-06-16	64.49	18.45	**3.50**	**б**
23	ЛБ, 27-08-15	91.14	17.36	**5.25**	**б**
24	ПБ, 17-11-11	60.36	2.12	**28.47**	**в**
25	ПБ, 28-11-13	58.74	1.7	**34.55**	**в**
26	ФВ, 28-02-13	62.12	1.2	**51.77**	**в**
27	ПБ, 02-07-14	64.46	1.07	**60.25**	**в**
28	ПБ, 28-02-13	54.38	0.1	**543.75**	**в**

Обозначения: Ст_2 – Ст_54 – станции отбора проб, Таганрогский залив, Азовское море. ПБ – р. Дон, Западный мост, правый берег. ЛБ – р. Дон, Западный мост, левый берег. ФВ – р. Дон, Западный мост, фарватер (ФВ).К1–К9 – рукав р. Дон, х. Колузаево; Е1 – Е12 – рукав р. Дон, ст. Елизаветинская. Т19 – Т69 – станции Росгидромета на Цимлянском водохранилище.

Но в СКСЯ наблюдается минимум на длине волны около 630 нм. Это неравенство справедливо для длины волны 659 нм, тогда, как промежуточный максимум СКСЯ находится на длине волны 650 нм и при выборе этой длины волны неравенство меняет знак: $\rho_{629} < \rho_{659}$, что с очевидностью указывает на присутствие в ВО

фикоцианина. Соотношение ρ_{629} и ρ_{659} настолько чувствительно к изменению длины волны, на которой проводят измерения, что спектральное разрешение прибора должно быть не более 2 нм. Сдвиг положения канала уже на 9 нм, может давать погрешность в оценке концентрации фикоцианина на 100%. Эта группа СКСЯ дает оценку 96,16> $C_{фц}$ >0 (мкг/дм^3).

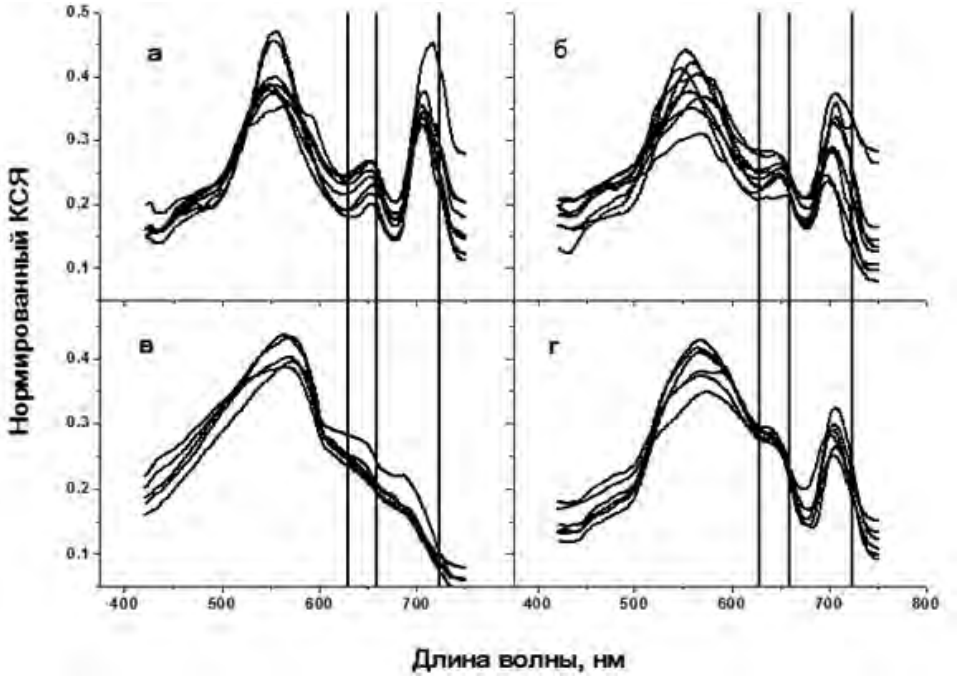


Рисунок 1. СКСЯ Нижнего Дона, зарегистрированные в 2010-2016 гг.

а) $C_{фц}$ >100 мкг/дм^3, РП$_3$>0, $\rho_{629} < \rho_{659}$, $0{,}72 < C_{фц} / C_{хл-а} < 2{,}68$;

б) 0,96> $C_{фц}$ >50 мкг/дм^3, РП$_3$<0, $\rho_{629} > \rho_{659}$, $0{,}92 < C_{фц} / C_{хл-а} < 5{,}25$;

в) $C_{фц}$ <100 мкг/дм^3, РП$_3$<0, $28 < C_{фц} / C_{хл-а} < 540$;

г) $C_{фц}$ <35 мкг/дм^3, РП$_3$<0, $-0{,}79 < C_{фц} / C_{хл-а} < 0{,}53$;

Вертикальными линиями отмечены длины волн 629, 659, и 724 нм.

Меньшую группу образуют СКСЯ, приведенные на рис.1 в, где $C_{фц} / C_{хл-а}$ изменяется от $\rho_{629} > \rho_{659}$, или в СКСЯ не наблюдается минимум на длине волны около 630 нм. Это спектры I и II категории, соответствующие олиготрофным и олиготрофно-мезотрофным водным объектам. Для таких ВО характерно малое содержание фитопланктона, что подтверждается данными по $C_{хл-а}$ и высокие значения $C_{фц} / C_{хл-а}$, скорее всего, объясняются «вычислительными эффектами» за счет больших значений коэффициента при РП$_3$ и свободного члена в выражении (1). По мнению авторов, определение $C_{фц}$ в спектрах такой формы не имеет смысла.

Еще более обособленную группу СКСЯ составляют спектры, зарегистрированные в Таганрогском заливе Азовского моря, рис. 1 г. Эти спектры уникальны тем, что наряду высоким $C_{хл-а}$ не наблюдается минимумума в области 630 нм. СКСЯ

такой формы в экосистеме р. Дон и на Цимлянском водохранилище не наблюдали за все время проведения спектрометрических съемок, начиная с 2007 г. Спектры такого типа свидетельствуют о том, что ВО находится в эвтрофно-полиэвтрофном состоянии, но синезеленых микроводорослей в этот период (конец марта) в экосистеме ВО не наблюдается. Отрицательные и небольшие положительные значения $C_{фц}$ являются «вычислительными погрешностями» модели (1).

Таким образом, полученные результаты позволяют сделать следующие выводы.

Данные дистанционной спектрометрии высокого спектрального разрешения (не более 2 нм) позволяют оценивать концентрацию фикоцианинов в ВО и, как следствие, наличие в составе фитопланктона синезеных водорослей. Но оценка $C_{фц}$ должна проводиться в два этапа. Первый этап – выявление СКСЯ с соотношением $\rho_{630} < \rho_{650}$, что однозначно свидетельствует о наличии в составе фитопланктона синезеленых водорослей. Второй этап – расчет концентрации фикоцианина. Измерение КСЯ на длине волны 630±2 нм обязательно, тогда, как длина волны 650 нм может быть уточнена для ВО с меняющимся составом фитопланктона.

Современная спектральная аппаратура, устанавливаемая на природоресурсных спутниках, позволяет получать информацию о наличии в ВО синезеленых микроводорослей и изменении структурного состава фитопланктона, что приводит к расширению списка оптически активных (видимых) компонентов водной экосистемы.

Литература

1. *Mishra S., Mishra D R*. A novel remote sensing algorithm to quantify phycocyanin in cyanobacterial algal blooms // Environ. Res. Lett. 9 (2014) 114003 (9pp).

2. *Сухоруков Б.Л., Ковалёва Г.Е., Новиков И.*В. Оценка трофности водных объектов по данным дистанционной спектрометрии высокого разрешения видимого диапазона //Водные ресурсы. 2017. Т.44. № 1. С.79-90.

3. *Ritchie R.J*. Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls a, b, c and d and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents // Photosynthetica. 2008. vol. 46. p. 115–126.

4. *Simis S. G. H., S. M. Peters, and H. J. Gons*. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water // Limnology.and Oceanography. 2005. vol. 50. p. 237-245.

5. *Yacobi Y.Z., J. Köhler, F. Leunert, A. Gitelson*. Phycocyanin-specific absorption coefficient: Eliminating the effect of chlorophylls absorption // Limnology and Oceanography: Methods. 2015. vol. 13. p. 158-167

СТАТИСТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЕКИ БЕЛОЙ[11]

Фащевская Т.Б.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
tf.ugatu@yandex.ru

Межгодовые и внутригодовые изменения содержания гидрохимических компонентов в речных водах определяются комплексом природных и антропогенных факторов. Интенсивность гидрологических процессов на водосборе реки, периодическое преобладание в ее питании вод различных генетических категорий, физико-химические и гидравлические процессы в толще воды, жизненные циклы гидробионтов обуславливают естественные изменения содержания гидрохимических компонентов.

Антропогенная деятельность приводит к увеличению видов загрязняющих веществ (ЗВ), количества точечных и диффузных их источников на водосборе реки. Антропогенное преобразование поверхности водосбора (изменение видового состава растительного покрова, деградация почв) меняет его ассимиляционную емкость. В результате эрозионных процессов и регулирования поверхностного стока меняются пути и скорость миграции химических веществ в водные объекты, из-за строительства гидроузлов и преобразования гидрологического режима – в самих водных объектах.

Таким образом, в условиях антропогенной нагрузки значительно увеличивается число факторов и процессов формирования химического состава воды и нарушается зависимость гидрохимического режима реки от природных условий. В результате существенно затрудняется получение количественных оценок состояния реки и прогнозирование уровня ее загрязненности. Это приводит к большой неопределенности в оценках состояния водных экосистем и затрудняет водопользование [1-4].

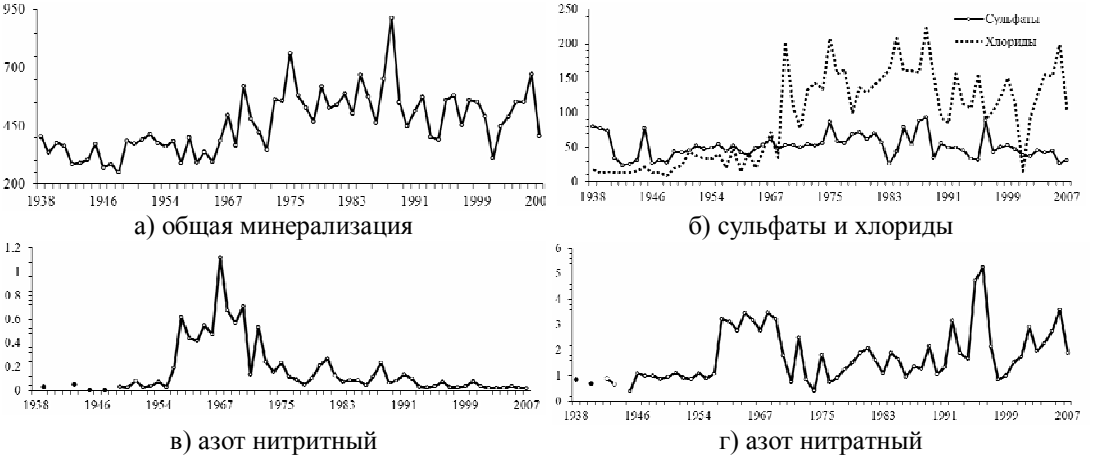
Объект исследования. Река Белая – самый крупный левобережный приток р. Камы и основной водоток Республики Башкортостан (РБ), расположенной в предгорьях Южного Урала. Площадь водосборного бассейна 142 тыс. км^2, годовой объем стока в устье реки в средний по водности год 30,0 км^3. Гидрологический режим реки характеризуется весенним половодьем, летне-осенними дождевыми паводками и устойчивой зимней меженью. Река Белая обеспечивает питьевой водой множество населенных пунктов, используется для промышленного и сельскохозяйственного водоснабжения, рыбохозяйственного водопользования, а также является основным в регионе приемником сточных вод промышленности и жилищно-коммунального хозяйства. До 92% ЗВ в составе сточных вод от декларируемых в РБ источников поступает в р. Белую с территории крупного промышленного центра Предуралья – г. Стерлитамак. Преобладающими по массе ЗВ в составе сточных вод являются хлориды и сульфаты [5]. В настоящее время в городе функционируют крупные предприятия различных отраслей промышленности: химической (ОАО «Башкирская содовая компания»), нефтехимической (производство синтетического каучука, промышленной химии), машиностроительной, строительной и др.

[11] Статистический анализ данных выполнен при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 15-05-09022), база данных гидрохимических показателей для р. Белая создана при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №17-77-30006).

Исходные данные – результаты гидрохимического мониторинга Башкирского УГМС за период с 1938 г. по 2007 г. в створе р. Белая – г. Стерлитамак по показателям: общая минерализация, хлориды, сульфаты, азот нитритный, азот нитратный, железо общее. Выбор показателей обусловлен наличием данных регулярных наблюдений за весь исследуемый период и содержанием аналогичных ЗВ в сточных водах, сбрасываемых в р. Белую. Перечисленные ЗВ изменяют органолептические свойства воды, делают ее малопригодной для технических целей, оказывают токсическое воздействие на человека и обитающих в воде гидробионтов.

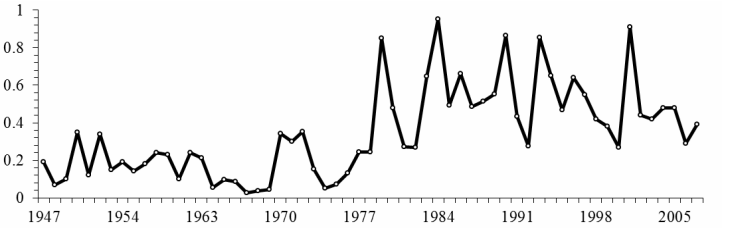
Динамика антропогенной нагрузки. Интенсивность хозяйственной деятельности на водосборе и, соответственно, антропогенной нагрузки на р. Белую характеризуется большой временнóй неравномерностью [6]. Промышленное освоение региона происходило с начала XVIII века, и было связано с разработкой месторождений полезных ископаемых. Интенсивными темпами промышленность РБ развивалась в годы индустриализации. За годы первых пятилеток (1928-1937 гг.) доля промышленности в народном хозяйстве достигла 92%. Открытие в 1932 г. месторождения нефти и эвакуация в 1941-1945 гг. в республику предприятий химической промышленности способствовали ее дальнейшему экономическому развитию. К началу 1950-х годов регион занимал второе место в СССР по добыче нефти и первое место по ее переработке. В 1950-60-е гг. вводятся в эксплуатацию крупные промышленные объекты, расположенные по берегам р. Белой, бóльшая часть из которых функционирует и в настоящее время. С конца 1950-х гг. в РБ интенсивными темпами развивается сельское хозяйство, широко используются минеральные удобрения. После распада в 1991 г. СССР многие предприятия закрываются, а объемы промышленного и сельскохозяйственного производства значительно снижаются. Однако и в настоящее время по экономическому положению РБ входит в первую десятку среди 85 субъектов Российской Федерации [7].

Методы исследования. Для оценки антропогенных изменений гидрохимического режима р. Белой проведено его сравнение в различные временные периоды, отличающиеся уровнем антропогенной нагрузки на водоток. Идентификация таких периодов проведена по межгодовым изменениям содержания в речной воде гидрохимических компонентов (рис. 1) и основана на предположении о совпадении временных границ периодов его статистической однородности и стационарности условий формирования химического состава на водосборе реки.



а) общая минерализация б) сульфаты и хлориды

в) азот нитритный г) азот нитратный



д) железо общее

Рисунок 1. Межгодовые изменения значений показателей качества воды р. Белой в створе г. Стерлитамак, мг/л

Выполнен анализ статистической однородности рядов среднегодовых значений показателей качества воды за исследуемый период. Анализ проведен в два этапа: с использованием суммарных кривых (графически) и с помощью статистических критериев (Фишера, Стьюдента и Вилкоксона) [8]. Для примера на рис. 2 и в табл. 1 приведены результаты оценки статистической однородности ряда среднегодовых концентраций хлоридов. На рис. 2 выделено четыре прямолинейных участка суммарной кривой, а гипотеза об их неоднородности/однородности подтверждена тремя статистическими критериями (табл. 1) при сопоставлении вычисленных значений F, St и U с табулированными критическими значениями F_a, St_a, и граничными значениями U_1, U_2, соответственно.

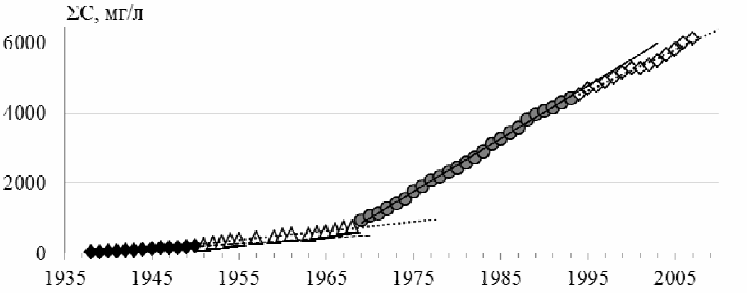


Рисунок 2 .Изменение суммарной концентрации хлоридов в воде р. Белой в створе г. Стерлитамак (различными маркерами обозначены прямолинейные участки суммарной кривой)

Таблица 1**.** Оценки статистической однородности временны́х рядов содержания Хлоридов в р. Белой – г. Стерлитамак (при уровне значимости 5%)

Периоды по результатам графического анализа	Средняя многолетняя концентрация, мг/л	Среднее квадратич. отклонение	Критерий Фишера*		Критерий Стьюдента*		Критерий Вилкоксона*			Примечание
			F	F_a	St	St_a	U	U_1	U_2	
1938-1950	15,8	4,17								
1951-1968	37,5	14,7	12,4	3,68	4,93	2,08	159	46,3	122	Ряд не однороден
1969-1993	147	38,0	6,71	2,27	9,69	2,01	325	98,8	226	Ряд не однороден
1994-2007	121	43,3	**1,29**	**2,27**	**1,89**	**2,01**	**241**	**108**	**242**	Ряд однороден

* F_a и St_a - табулированные критические значения, нижнее U_1 и верхнее U_2 граничные значения; F, St и U - расчетные значения

По результатам анализа определены статистически однородные временные периоды, в пределах которых содержание исследуемых гидрохимических компонентов в речной воде стационарно. За каждый из таких периодов определен диапазон варьирования измеренных концентраций и выполнен расчет их средних значений в

различные фазы водного режима (табл. 2). Проведено сравнение рассчитанных значений показателей качества воды с соответствующими предельно допустимыми концентрациями (ПДК). Выполнен корреляционно-регрессионный анализ связи между гидрохимическими и характеристиками водности реки в периоды, отличающиеся уровнем антропогенного воздействия на р. Белую.

Таблица 2. Расчетные значения концентраций гидрохимических компонентов р. Белой в периоды, отличающиеся интенсивностью антропогенного воздействия, мг/л

Показатель качества воды	Статистически однородные периоды	Средняя многолетняя концентрация	Диапазон измеренных концентраций	Средняя концентрация за фазу водного режима			$\frac{ПДК_{хб}}{ПДК_{рх}}$*
				половодье	летне-осенний период	зимняя межень	
Общая минерализация	1938-1968 1969-2007	350 536	125-639 215-1006	242 519	387 558	419 574	1000
Хлориды	1938-1950 1951-1968 1969-2007	15,8 37,5 137	0,8-148 1,1-139 13,2-670	9,7 15,5 135	22,0 50,1 150	26,4 67,4 131	$\frac{350}{300}$
Сульфаты	1938-1966 1967-1991 1992-2007	47,0 59,5 44,5	7,4-218 0,5-269 6,7-144	33,3 57,2 46,7	49,1 61,6 45,1	55,2 62,6 44,4	$\frac{500}{100}$
Азот нитритный	1938-1958 1959-1972 1973-1989 1990-2007	0,034 0,535 0,134 0,044	0,001-0,5 0-1,95 0-1,51 0-0,50	0,069 0,488 0,048 0,035	0,021 0,660 0,158 0,041	0,028 0,480 0,091 0,046	$\frac{1,0}{0,02}$
Азот нитратный	1938-1959 1960-1970 1971-1994 1995-2007	0,946 3,01 1,50 2,52	0,05-2,5 0,45-5,0 0,01-10,4 0,18-11,1	1,11 2,04 1,44 2,99	0,83 2,55 1,33 2,28	0,93 3,99 1,60 2,63	- 9,0
Железо общее	1947-1978 1979-2007	0,17 0,53	0,01-2,00 0,10-4,45	0,38 0,78	0,20 0,27	0,06 0,17	$\frac{0,3}{0,1}$

* $ПДК_{хб}$ – норматив для хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования; $ПДК_{рх}$ – норматив для рыбохозяйственного водопользования

Результаты. Установлено, что для различных гидрохимических компонентов количество, продолжительность и временные границы статистически однородных периодов не совпадают (табл. 2). Значительное количество в сточных водах и консервативные свойства хлоридов привели к нарушению статистической однородности их содержания в речной воде уже с начала 1950-х годов. С конца 1950-х годов произошли статистически значимые изменения содержания в речных водах соединений азота, со второй половины 1960-х годов - сульфатов и величины общей минерализации, с конца 1970-х годов – железа.

Получены достоверные количественные оценки межгодовых изменений содержания в р. Белой гидрохимических компонентов. Хронологически первые статистически однородные временные периоды с невысоким уровнем антропогенной нагрузки характеризуются наименьшими значениями концентраций. Содержание главных ионов, азота нитратного в тот период не превышало ПДК, железа – $ПДК_{хб}$. К концу исследуемого периода средняя многолетняя концентрация хлоридов увеличилась в 9 раз, железа – в 3 раза, азота нитратного – в 2,7 раза, минерализация воды - в 1,5 раза, сульфатов и азота нитритного практически не изменилась. Повышенное содержание азота нитритного и сульфатов в речной воде (до 16 раз и 1,3 раза, соот-

ветственно) по сравнению с предыдущим и последующим периодами наблюдается с конца 1950-х до начала 1990-х годов. Рост антропогенной нагрузки на водоток привел к значительному расширению диапазонов варьирования измеренных концентраций гидрохимических компонентов, в том числе в область значений, превышающих ПДК. Содержание азота нитритного превышало $ПДК_{рх}$ за весь исследуемый период.

До конца 1960-х годов, содержание сульфатов в воде р. Белой превышало (до 3 раз) содержание хлоридов, как и в других водотоках с аналогичными физико-географическими условиями формирования химического состава воды. В результате антропогенной нагрузки с конца 1960-х годов содержание хлоридов стало в 3 раза превышать содержание сульфатов. Преобразование химического состава речной воды по морскому типу привело к бурному развитию в районе г. Стерлитамака морского вида водного растения – Наяды морской. В связи с мутагенными свойствами хлорированной воды ниже города стали отмечаться морфологические и физиологические изменения рыб [9].

Внутригодовые изменения содержания в речных водах главных ионов и железа до конца 1960-х годов связаны с периодическим преобладанием на водосборе реки поверхностных, подповерхностных или подземных вод. Содержание главных ионов уменьшается в половодье в 1,1-4,3 раза, содержание железа повышается до 6,3 раза по сравнению с остальными сезонами (табл. 2). Максимальные концентрации главных ионов и минимальные концентрации железа наблюдаются в зимнюю межень, летне-осенний период характеризуется промежуточными значениями концентраций. В этот период содержание в воде р. Белой соединений азота, которые активно участвуют в жизнедеятельности гидробионтов, минимально в летне-осеннюю межень – вегетационный период для фитопланктона и денитрифицирующих бактерий. В половодье содержание нитритов и нитратов максимально, в 1,2-3,3 раза выше, чем в остальные сезоны, что, по-видимому, связано с их поступлением в реку с поверхностным стоком.

К 2007 г. содержание главных ионов повысилось значительно в период половодья (хлоридов до 15 раз), незначительно - в зимнюю межень (сульфатов уменьшилось). Наибольшее увеличение концентраций железа произошло в зимнюю межень, наименьшее – в половодье. В результате таких изменений значительно уменьшилась внутригодовая неравномерность содержания этих веществ в речной воде. Например, различия между средними за фазы водного режима концентрациями сульфатов стали весьма незначительны и сопоставимы с величиной погрешности их измерения. Максимумы и минимумы концентраций веществ стали отмечаться в фазы водного режима, не характерные для естественных условий. Например, содержание хлоридов максимально в летне-осенний период, минимально – в зимнюю межень. Содержание нитритов максимально в летне-осенний период или в зимнюю межень – период, когда в естественных условиях в речных водах они отсутствуют.

Установлены статистически значимые связи между гидрохимическими и характеристиками водности реки (R=0,68-0,94) в периоды с невысоким уровнем антропогенной нагрузки. В периоды с высокой антропогенной нагрузкой теснота корреляционной связи между этими характеристиками значительно снижается (R=0.03-0.64), что указывает на уменьшение зависимости гидрохимического режима реки от природных факторов.

Заключение. Выполнена оценка динамики характеристик гидрохимического режима р. Белой, происходящих в результате изменений интенсивности хозяйст-

венной деятельности на водосборе реки. Проведено сравнение концентраций - средних многолетних и средних за различные фазы водного режима, диапазонов внутригодового изменения концентраций, выполнена оценка тесноты связи между гидрохимическими и характеристиками водности за статистически однородные временные периоды, отличающиеся уровнем антропогенной нагрузки на р. Белую.

Литература

1. *Фащевская Т.Б., Мотовилов Ю.Г., Шадиянова Н.Б.* Пространственно-временные закономерности изменений концентраций соединений азота в водотоках Республики Башкортостан // Водные ресурсы, 2017. Том 44, №1. – С.63-73.

2. *Красногорская Н.Н., Фащевская Т.Б., Федосова Л.В.* Влияние изменений водности водотока на качество его воды // Межведомственный сборник материалов, посвященных Всемирному дню водных ресурсов. – Уфа: Информреклама, 2011. – С.109-113.

3. *Семенов В.А., Семенова И.В.* Антропогенные и климатические изменения гидрологического и гидрохимического режимов рек бассейна Верхней Оки // Метеорология и гидрология, 2003, № 10. – С.76-85.

4. *Никаноров А.М.* Фундаментальные и прикладные проблемы гидрохимии и гидроэкологии. – Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2015. – 572 с.

5. Государственный доклад «О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Республики Башкортостан» в 2008 году. – Уфа. 2009. - 200 с.

6. *Красногорская Н.Н., Фащевская Т.Б., Рогозина Т.А.* Оценка качества водных объектов в условиях антропогенного воздействия. – Уфа: УГАТУ. 2006. – 278 с.

7. Рейтинг социально-экономического положения субъектов РФ. Итоги 2016 года. – М.: РИА Рейтинг, 2017. – 50 с.

8. Анализ однородности рядов речного стока. Рекомендации. – Минск: ЦНИИКИВР, 1985. 40 с.

9. *Уразаева Ф.Х.* Экологическая оценка водных ресурсов Урала и Приуралья: монография. – Стерлитамак: Стерлитамакский государственный педагогический университет, 1997. – 84 с

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СОВРЕМЕННЫХ МЕТОДОВ И ТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ И ИЗУЧЕНИЯ ХРОНОЛОГИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ[12]

Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Кузнецов А.Н., Доценко И.В., Овсепян А.Э., Зимовец А.А., Михайленко А.В., Савицкий В.А., Трубник Р.Г., Дмитрик Л.Ю., Баранникова Н.Н. Ярославцев В.М.

Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия

fedorov@sfedu.ru, fed29@mail.ru

Донные отложения рассматриваются авторами как квазиоткрытые и квазиравновесные системы, через границу раздела которых с водной толщей происходит обмен веществом и энергией. Этот самый верхний и тончайший слой литосферы Земли не только депонирует огромное количество, поступающих в водные экосистемы

[12] Работа выполнена при финансовой поддержке проектов «Ведущие исследователи на постоянной основе» № 5.5791.2017/6.7 и Российского научного фонда (проект №17-17-01229).

загрязняющих веществ, но и трансформирует их с участием биоты в результате диагенеза в компоненты с различным фазовым состоянием, физико-химическими свойствами, формами нахождения и миграции. Здесь в полной мере реализуется тезис В.И. Вернадского [1] о зарождении жизни из газов и переход живого вещества после отмирания обратно в них. Поэтому наши исследования направлены на изучение не только собственно минерального и органического вещества донных отложений, но и их газового состава. В работе представлен комплекс, используемых авторами методов и технологий, а также результаты исследований физико-химических параметров, поведения и распределения сопряженных во времени и пространстве компонентов нефтяного ряда, тяжелых металлов, радионуклидов и восстановленных газов (метана и сероводорода) как основы для оценки антропогенного воздействия на донные отложения, установления путей и источников поступления поллютантов и изучения хронологии загрязнения водных экосистем.

Анализ проб донных отложений производился по аттестованным методам и методикам: тонкослойный хроматографический, инфракрасный фотометрический, люминесцентный и гравиметрический – для определения состава нефтяных компонентов; масс-спектрометрический – для определения отношений стабильных изотопов водорода, кислорода, углерода, азота и серы; парофазный газохроматографический – для определения содержания метана; атомной абсорбции – для определения содержания тяжелых металлов; атомной абсорбции в холодном паре – для определения содержания ртути; спектрометрический – для определения удельной активности радионуклидов естественного и техногенного происхождения; фотометрический с N, N-диметил-п-фенилендиамином – для определения сульфид-ионов; методом Тюрина для определения органического вещества и другие) [2-9].

Стабильные изотопы углерода [5] использованы для идентификации органического вещества, поступающего на акваторию озера со сточными водами Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК) и его поведения в донных отложениях. Показано, что на некоторых станциях мониторинга, степень антропогенного воздействия на донные отложения верхнего и нижнего слоев совпадает, в то время как на других станциях этого не наблюдается. Выделено три зоны влияния органического вещества сточных вод БЦБК. Площадь антропогенного влияния на верхний слой донных отложений оказалась больше, чем на нижний слой. С учетом наложения площадей верхнего и нижнего слоев донных отложений рассчитана зона суммарного влияния БЦБК. Сам факт присутствия антропогенного органического вещества в нижнем слое донных отложений и некоторое смещение его расположения относительно залегания в верхнем свидетельствуют об имеющих место процессах переотложения органической массы на дне залива. Наиболее высокая доля антропогенного органического вещества отмечена в донных отложениях, залегающих непосредственно в ложах каньонов [5]. В соответствии с результатами исследований изотопного состава серы и кислорода сульфатных ионов в воде и распределения содержания метана биогенного происхождения в воде и донных осадках не исключен вынос органического вещества сточных вод БЦБК за пределы границ выделенных зон. Эту внешнюю зону I целесообразно назвать зоной возможного влияния сточных вод БЦБК. Её границы установить трудно, но с определенным допущением можно ориентироваться на данные, полученные в [10]. Более низкие содержания антропогенного ОВ в нижнем слое донных отложений по отношению к верхнему свидетельствуют не только о его растаскивании по площади, но и сопровождаться биогеохимической трансформацией с образованием продуктов распада и синтезом

новых веществ. В условиях прекрасной вентилируемости озера в зонах сосредоточения антропогенного органического материала весьма вероятно образование в донных отложениях и эмиссия таких токсичных веществ как трудно идентифицируемые и весьма летучие метилированные соединения ртути.

Разработаны модели, адекватно описывающие трансформацию нефти и нефтепродуктов в воде и донных отложениях океанических, морских и пресноводных экосистем во времени на примере бассейна Азовского моря и р. Луары [6, 11].

Разработана схема пространственного зонирования акватории по преобладающим формам нахождения ртути в верхнем горизонте донных отложений [12]. Основываясь на полученных экспериментальных данных о концентрациях ртути в донных осадках устьевой области Северной Двины, а также на знании особенностей pH, Eh отложений и литературных сведениях о соотношении валовой и метилртути при различных физико-химических условиях среды, рассчитаны интервалы вариаций содержания метилртути в донных осадках изучаемой акватории. В обогащенных пелитовыми фракциями донных отложениях предполагалось повышенное содержание метилртути, однако для данной группы осадков характерно присутствие сероводорода и метана, то есть процессы метилирования ртути сопровождаются процессами сульфатредукции и метаногенеза. Установлена тесная связь между метановым и ртутным циклом в воде и донных отложениях водоемов и водотоков, что позволило обосновать выделение зон по преимущественным формам нахождения ртути в верхнем горизонте донных осадков устьевой области р. Северная Двина.

Исследовано поведение содержания валовой ртути в донных осадках по трансекту р. Северная Двина – Двинской залив – Белое море. Доказано [13], что в устьевой области реки осаждается в составе взвешенного материала основная масса элемента, тем самым существенно снижая его проникновение в открытое море.

С помощью изучения распределения удельной активности техногенных радионуклидов цезия-137 и америция-241 и сведений по распределению содержания нефтяных компонентов определены скорости современного осадконакопления, а также описана хронология захоронения загрязняющих веществ и установлено начало массированного антропогенного воздействия на экосистему Азовского моря [7].

Установлена хронология осадконакопления и аккумуляции загрязняющих веществ на примере ртути в устьевой области реки и Белом море. Для анализа привлечены сведения по глобальным, региональным и локальным событиям, способным повлиять на распределение ртути по площади и глубине залегания донных отложений. Датировка донных осадков по глубине донных отложений р. Северная Двина и Двинского залива Белого моря производилась по результатам определения скоростей осадконакопления, приведенных для данного района в работе [14]. Концентрация ртути наряду с содержанием техногенных радионуклидов может рассматриваться в качестве индикатора скорости современного осадконакопления, антропогенного влияния на водные экосистемы и времени депонирования загрязняющих веществ.

Седиментация основной массы органического углерода происходит в центральной наиболее глубоководной части Азовского моря. Направленность и интенсивность массопереноса органического вещества в различных районах Азовского моря контролируется межгодовой и сезонной динамикой водных масс. Содержание и соотношение аллохтонной и автохтонной составляющих органического вещества в водной толще подчиняются пространственной закономерности. Она, прежде всего, выражается в плавном росте содержания органического углерода в донных отложе-

ниях исследуемой акватории в направлении “устье р. Дон – Таганрогский залив – море”. В устьевой части р. Дон и зоне непосредственного смешения речных и морских вод преобладает органическое вещество аллохтонного происхождения, а по мере продвижения к западному району Таганрогского залива и собственно в море – автохтонное. На перераспределение концентрации $C_{орг}$ между водой и донными отложениями оказывают существенное влияние продукционно-деструкционные процессы, процессы осаждения ↔ взмучивания, а также качественный и количественный состав минеральной и органической матрицы взвешенного вещества, сезонные особенности функционирования экосистемы моря. В Азовском море процессы продукции и деструкции ОВ характеризуются большой интенсивностью, значительной скоростью круговорота и пространственной неоднородностью, чему способствуют особые гидрологические, гидрохимические, гидробиологические и термические условия, существующие в различных районах мелководного водоема [8].

На примере озера Большой Тамбукан разработана изотопно-химическая модель сопряженного во времени и пространстве сульфидного цикла [15], согласно которому в водоеме с лечебными грязями протекает сложный озерный метаболический цикл серы сульфидов и сульфатов (H_2S, $FeSnH_2O$, FeS_2, SO_4^{-2}), элементной серы, кислорода, диоксида углерода, воды, поступающих в озеро с поверхностным и подземным стоком и образующихся *in situ* .

В устьевой области Северной Двины выявлена значительная пространственно-временная изменчивость уровня содержания метана в воде и донных отложениях. В поверхностном и придонном слое воды по направлению от вершины устьевой области к морскому краю дельты наблюдается увеличение количества метана. Особенно заметное возрастание его концентраций отмечается в воде дельты на участках проток и рукавов, подверженных перманентному антропогенному воздействию. В зоне смешения речных и морских вод, верхняя граница которой проходит глубоко в дельте и смещается в зависимости от фазы приливно-отливного цикла, наблюдается снижение содержания газа по мере возрастания солености. Характер распределения метана в воде по акватории русла реки, главным образом, определяется распределением его концентраций в верхних горизонтах донных отложений, при этом в подледный период роль донных отложений в формировании уровня содержания метана в воде возрастает. В свою очередь содержание метана в отложениях напрямую зависит от количества и лабильности ОВ, которые контролируются, как литологическим типом осадков, так и степенью и характером антропогенного воздействия. В отличие от безприливных устьевых областей рек, где динамика суточного хода метана в воде обусловлена соотношением ритмов его образования и окисления и характеризуется минимальными величинами в темное время суток и максимальными – в период наибольшего прогрева воды, в дельте и устьевом взморье Северной Двины она, главным образом, связана с приливно-отливными явлениями, перемещающими водные массы с различным содержанием метана. Это маскирует его естественный суточный ход, обусловленный жизнедеятельностью метаногенных и метанотрофных бактерий в воде и донных отложениях. Картины пространственного распределения метана в воде устьевой области Северной Двины в летний и подледный периоды в целом аналогичны. Отличием являются более низкие концентрации метана в воде устьевой области зимой, за исключением участков, подверженных мощному антропогенному загрязнению, в воде которых отмечен более высокий уровень его содержания [16].

В исследованных микроландшафтах болот Псковской области скорость эмиссии метана в атмосферу варьировала от <0,1 до 87,7 мг/м^2·час (в среднем 16,3 мг/м^2·час), что в целом почти на порядок превышает потоки метана с поверхности микроландшафтов северных болот европейской территории России, и сопоставимо с данными по эмиссии метана микроландшафтами Васюганской торфяно-болотной области Западной Сибири. Наибольшие потоки газа (31,7-87,7 мг/м^2·час) наблюдались в переходных топяных микроландшафтах с открытой водной поверхностью. Минимальные скорости выделения метана были характерны для гряд грядово-мочажинного и озерно-денудационного комплексов, а также лесных ландшафтов. Меньшая обводненность ландшафтов способствует большей аэрации их поверхности, увеличению мощности метанотрофного барьера [17] в поверхностном слое болотных почв и, как следствие, снижению содержания и эмиссии метана. В целом экспериментально замеренные потоки метана тесно коррелировали с его концентрациями в болотных водах и поверхностном слое болотных почв изученных микроландшафтов. Показано, что ранее полученные уравнения регрессии достаточно точно отражают связь содержаний метана с его потоками в атмосферу и могут быть использованы для прогнозных оценок эмиссии метана не только водными объектами, но и такими наземными источниками, как торфяные залежи болот и почвы. Расчеты показали, что суммарная эмиссия метана в атмосферу со всей территории Полистово-Ловатской болотной системы составляет 587 тонн в сутки или ~106 тыс. тонн в год. Наибольший вклад в суммарный поток вносят топяные (44,8%) и грядово-мочажинные комплексы (35,9%) водно-болотных ландшафтов, на лесоболотные и водные ландшафты приходится соответственно 5,3% и 11,7%. Доля остальных ландшафтов незначительна. Проведен условный подсчет потока метана в атмосферу с поверхности всех болот Псковской области, согласно которому эмиссия метана составляет ~340 тыс. тонн в год.

На основании анализа данных по распределению удельных активностей ^{238}U и ^{234}Th в водной тоще и ^{238}U, ^{232}Th и ^{234}Th, отмечена явная тенденция их возрастания в системе “река – море”. Резкое синхронное увеличение удельной активности ^{238}U и ^{234}Th в воде и верхних слоях донных осадков, а также ^{232}Th в последних, на выходе из Таганрогского залива (ст. Коса Долгая), скорее всего, связано с поступлением обогащенного этими радионуклидами материала из северо-восточного района Таганрогского залива, где в пляжевых отложениях обнаружены залежи монацитового песка. На северном побережье Азовского моря выходят древние метаморфические породы Украинского щита, в которых темные минералы содержат торий и уран. При выветривании они разрушаются и выносятся на берег моря с поверхностным стоком. В юго-восточной части моря к вышеописанному источнику данных радионуклидов добавляется грязевулканическая деятельность, а также разведка и эксплуатация нефтегазовых месторождений. Нельзя также исключить, что привнос на акваторию Азовского моря и водных объектов его бассейна угольной пыли, частиц шлака и угля, будет также способствовать росту содержания в воде и донных отложениях естественных радионуклидов [18] .

Литература

1. *Вернадский В.И.* Биосфера (избранные труды по биохимии). М.: Мысль, 1967. 376 с.

2. РД 52.24.511-2013. Массовая доля метана в донных отложениях. Методика измерений газохроматографическим методом с использованием анализа равновес-

ного пара. Росгидромет, ГУ «Гидрохимический институт». 2013. 19 с.

3. РД 52.24.525-2011. Массовая доля сульфидной серы в донных отложениях. Методика выполнения измерений фотометрическим методом с N, N-диметил-п-фенилендиамином. Росгидромет, ГУ «Гидрохимический институт». 2011. 26 с.

4. *Федоров Ю.А.* и др. РД 52.24.626-2001. Методические указания. Мониторинг загрязнения донных отложений промышленными сточными водами Байкальского целлюлозно-бумажного комбината. Методика выполнения измерений изотопного состава углерода органического вещества методом масс-спектрометрического анализа. СПб.: Гидрометеоиздат, 2001. 39 с.

5. *Фёдоров Ю.А.* Стабильные изотопы и эволюция гидросферы. М.: Изд-во центра «Истина» МОРФ, 1999. 370 с.

6. *Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A.* Oil Components in the Mouth Area of the Don R. and in the Sea of Azov: Results of Many-Year Studies // Water Resources. 2014. Vol. 41, No.1. P. 55-64.

7. *Fedorov Yu.A., Kuznetsov A.N., and Trofimov M.E.* Sedimentation Rates in the Sea of Azov Inferred from ^{137}Cs and ^{241}Am Specific Activity // Doklady Earth Sciences. Vol. 423, No.8 2008. P. 1333-1334.

8. *Fedorov Yu.A., Dotsenko I.V., Kuznetsov A.N., Belov A.A., Loginov E.A.* Regularities of Organic Carbon Distribution in Bottom Sediments of the Russian Part of the Sea of Azov // Oceanology. 2009. Vol. 49, No2. P. 211-217.

9. *Федоров Ю.А.* Развитие теории формирования изотопного и химического состава вод под влиянием естественных и антропогенных факторов и процессов // Сборник выступлений кандидатов в члены Российской академии наук 2000 г. Научная конференция Отделения океанологии, физики атмосферы и географии РАН 19-20 мая 2000 г. М.: ГЕОС, 2001. С. 276-280.

10. *Федоров Ю.А., Никаноров А.М., Тамбиева Н.С.* Первые данные о распределении содержания биогенного метана в воде и донных отложениях озера Байкал // ДАН РАН. 1997. Т. 353, №3. С. 394-397.

11. *Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P.* Les effets et le comportement du fioul déversé en 2007 dans le détroit de Kertch suite à un naufrage de pétrolier // Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens. 2012. No 118. P. 91-99.

12. *Fedorov Yu.A., Ovsepyan A.E., Korobov V.B., Dotsenko I.V.* Bottom Sediments and Their Role in Surface Water Pollution with Mercury (with a Special Reference to the Northern Dvina River Mouth and the Dvina Bay of the White Sea) // Meteorology and Hydrology. 2010. Vol. 35, No 9. P. 611-618.

13. *Fedorov Yu.A., Ovsepyan A.E., Lisitzin A.P., Dotsenko I.V., Novigatskii A.N., Shevchenko V.P.* Patterns of Mercury Distribution in Bottom Sediments along the Severnaya Dvina – White Sea Section // Doklady Earth Sciences. 2011. Vol. 436, Part 1. P. 51-54.

14. *Aliev R.A., Bobrov V.A., Kalmykov St.N.* et al. Natural and artificial radionuclides as a tool for sedimentation studies in the Arctic region // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 2007. V. 274. No 2. P. 315-321.

15. *Федоров Ю.А., Гриненко В.А., Устинов В.И.* Особенности фракционирования изотопов серы и кислорода сульфатов озера Большой Тамбукан // Геохимия. 2004. №1. С. 111-115.

16. *Gar'kusha D.N., and Fedorov Yu.A.* Methane in the Water and Bottom Sediments of the Mouth Area of the Severnaya Dvina River during the Winter Time // Oceanology. 2014. Vol. 54, No 2. P. 160-169.

17. *Fedorov Yu.A., Gar'kusha D.N., Shipkova G.V.* Methane emission from peat deposits of raised bogs in Pskov oblast // Geography and Natural Resources. 01/2015, 36(1). P. 70-78.

18. *Fedorov Yu., Kuznetsov A.* Regularities of U-238, Th-234 and Th-232 distribution in water and bottom sediments of water bodies and watercourses of the Sea of Azov drainage basin // Conference Proceedings of 16th International Multidisciplinary Scientific GeoConference, SGEM 2016. Bulgaria. 2016. Book 5. Vol. I. P. 569-575.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ПРИОРИТЕТНЫХ БИОМЕТАЛЛОВ НА ПЕРВИЧНУЮ ПРОДУКЦИЮ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РЕЗУЛЬТАТОВ НАТУРНЫХ ЭКСПЕРИМЕНТОВ

Хорошевская В.О.[1,2]
[1]Гидрохимический институт Росгидромета, г. Ростов-на-Дону, Россия
[2]Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону
vv.z2@yandex.ru

Общеизвестно, что поверхностные воды в разных регионах нашей страны имеют различные физические и химические свойства, которые определяют их экологическое состояние. Воды, контактируя с земной поверхностью, в том или ином регионе получают уникальный набор химических элементов, свойственный только данному региону. В элементном химическом составе природной воды выделяются макрокомпоненты (анионо-катионный солевой состав) и микрокомпоненты, в состав которых входят группы различных, свойственных только данному региону веществ. Среди них наибольший интерес вызывают металлы (в первую очередь тяжелые, то есть имеющие атомный вес больше 40), в значительной мере в связи с их биологической активностью.

Основой настоящего исследования стали данные о содержании ванадия и молибдена, впервые полученные в результате десяти экспедиций, проведенных автором, на реках Северного Приазовья Российской Федерации (Дон, Северский Донец, Кундрючья, Нижнеговейная, Миус, Мокрый Еланчик) и Украины (Северский Донец, исток Миуса, Кальмиус, Грузкий Еланчик), а также в Таганрогском заливе в зоне «смешения речных и морских вод» в районе Ейской косы с апреля 2012 г. по июль 2014 г.[7]. Съёмки проводились в основные гидрологические фазы: летнюю, осеннюю, зимнюю межень и весенний паводок. Для рек Ростовской области, большая часть водосбора которых находится на территории Восточного Донбасса, в приоритетную группу тяжелых металлов входят: ванадий (атомный вес 50,94) и молибден (атомный вес 95,94), причем содержание ванадия и в отдельных реках, а молибдена во всех реках во все сезоны в несколько раз превышает ПДК. ПДК $_{рыбхоз}$ для ванадия (четырех- и пятивалентного) и для молибдена (шестивалентного) – 1,0 мкг/л. У ванадия и молибдена лимитирующий показатель вредности (ЛПВ) – токсикологический, класс опасности у ванадия – 3 (опасный), у молибдена – 2 (высоко опасный). Систематическое определение (в различные гидрологические фазы) в течении нескольких лет этих металлов в реках региона было проведено впервые.

С большой долей уверенности можно говорить, что эти металлы – природного генезиса. Для молибдена это почвы региона, он присутствует во всех реках и во все сезоны. Ванадий поступает в поверхностные воды с подземным стоком в зимнюю и летнюю межень вследствие контакта породами в зонах глубинного тектонического разлома, а также с шахтными водами затопленных шахт Восточного Донбасса. Вы-

явление природного генезиса этих металлов важно, поскольку в соответствии с Водной стратегией Российской Федерации до 2020 г. одним из приоритетных направлений совершенствования государственного управления в водной сфере является разработка нормативов допустимого воздействия на водные объекты с учетом региональных показателей [1]. Установлено, что содержание ванадия в реках в меженный период в 5 и более раз превышает рыбохозяйственные ПДК, тогда как в паводок его содержание не фиксируется (не превышает погрешности метода определения (5 мкг/л). Концентрация молибдена во все гидрологические фазы значительно превышает ПДК от 3 до 15 раз [4]. Оба металла относятся к группе биометаллов и наряду с железом участвуют в процессах фотосинтеза фитопланктона [2,5,6].

Эти предпосылки легли в основу экспериментов на природной воде по установлению степени влияния различных концентраций анионных форм металлов на показатели жизнедеятельности первичной продукции. Эксперименты проводились в июле 2014 г. в аквариумах с различным содержанием ванадата аммония (0,5, 5,0, 25,0 и 100,0 ПДК по V^{5+}) и в июле 2015 г. с различным содержанием гептамолибдата аммония (0,5, 5,0, 25,0, 100,0 ПДК по Mo^{6+}). Вода для экспериментов бралась из р. Дон ниже г. Константиновск, выше впадения р. Северский Донец. Координаты точки отбора: широта – 47°56'86" с. ш., долгота – 41°09'91" в. д. [3,4], здесь содержание ванадия всегда были ниже возможностей метода определения (5,0 мкг/л), а молибдена – незначительно превышали $ПДК_{рыбхоз}$ (1,8 мкг/л). В воде, отобранной для эксперимента, и по его окончании во всех четырех аквариумах, включая контрольный, определялась численность, биомасса и видовой состав фитопланктона, а также содержание хлорофилла «*а*».

Анализ полученных данных свидетельствует о том, что в аквариумах с добавками ванадия в концентрациях 5, 25 и 100 мкг/л через 3 суток после внесения металла наблюдалось увеличение суммарной численности и биомассы фитопланктона по сравнению с контрольным (рис. 1 и 2).

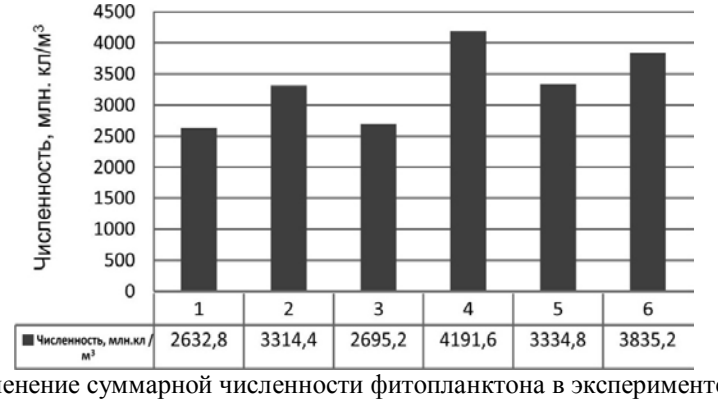


Рисунок 1 Изменение суммарной численности фитопланктона в эксперименте с добавками ванадата аммония: 1– фон; 2 – контроль; 3 – добавка 0,5 мкг/л V; 4 – добавка 5 мкг/л V; 5 – добавка 25 мкг/л V; 5 – добавка 100 мкг/л V

Численность фитопланктона в исходной воде, отобранной в р. Дон 28.07.2014 г., распределялась по отделам следующим образом: сине-зелёные (55,8-70,5%), зеленые (18,3–33,5%), диатомовые (8,4–8,8%), криптофитовые (2,0–2,2%), эвгленовые (0,1–0,4%); биомасса: синезелёные (61,1-77,8%), зеленые (3,5-7,9%), диатомовые (3,5–26,0%), криптофитовые (1,9–3,0%), эвгленовые (2,0–4%). По окончании эксперимента в контрольном аквариуме и с добавками 5, 25 и 100 мкг/л ванадия по-прежнему доминировали сине-зеленые водоросли (по численности от 40,2 до

69,8 %, по биомассе от 69,5 до 80,2%). Далее – зеленые планктонные водоросли (по численности от 18,3 до 50,8%, по биомассе от 3,3 до 9,1%). Вторым по биомассе был диатомовый фитопланктон – от 9,8 до 26,6%, с численностью от 7,0 до 12,6%. В аквариумах с добавками ванадия в концентрациях 0,5, 25 и 100 мкг/л был обнаружен динофитовый фитопланктон численностью от 0,1 до 3,6% и биомассой от 0,1 до 8,6%, а также золотистые планктонные водоросли численностью от 0,2 до 1,4% и биомассой от 0,1 до 0,3%.

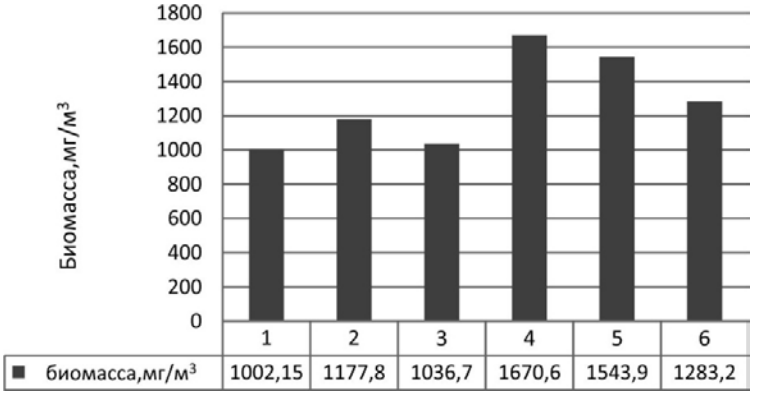


Рисунок 2. Изменение суммарной биомассы фитопланктона в эксперименте с добавками ванадата аммония 1– фон; 2 – контроль; 3 – добавка 0,5 мкг/л V; 4 – добавка 5 мкг/л V; 5 – добавка 25 мкг/л V; 5 – добавка 100 мкг/л V

Количество видов водорослей, присутствующих в воде реки Дон на начало эксперимента (фон) и по его окончании в опытных и контрольном аквариумах, представлено в табл. 1.

Таблица 1. Число видов фитопланктона, определенного в эксперименте с добавками ванадата аммония

Фитопланктон	**Количество видов**					
	Фон	Контроль	Добавка ванадия, мкг/л			
			0,5	5,0	25,0	100,0
Cyanophyta (Сине-зеленые водоросли)	15	12	20	20	19	21
Bacillariophyta (Диатомовые водоросли)	13	12	16	15	12	11
Chlorophyta (Зеленые водоросли)	17	17	19	16	12	14
Euglenophyta (Эвгленовые водоросли)	2	3	3	2	2	2
Dinophyta (Динофитовые водоросли)	0	1	2	1	0	1
Cryptophyceae (Криптофитовые водоросли)	0	2	1	1	1	1
Chrysophyta (Золотистые водоросли)	0	0	1	1	1	1
Всего	47	47	62	56	47	51

Из табл. 1 видно, что во всех аквариумах отмечено повышение видового разнообразия сине-зеленых водорослей. В аквариуме с наименьшей добавкой ваннадия (0,5 мкг/л) увеличение числа видов зафиксировано также для диатомовых и зеленых водорослей [5].

Содержание определенного спектрофотометрическим и флуоритмическим методами хлорофилла «*a*» во всех опытах увеличилось по сравнению с контролем, в основном, на второй и третий день эксперимента, в четвертом опыте (100 ПДК ванадия) – на третий день. Наиболее интенсивно по сравнению с контролем

повышалось содержание хлорофилла «*а*» в течение трех дней в первом (0,5 ПДК ванадия) и третьем (25,0 ПДК ванадия) опытах [2]. Повышение содержание хлорофилла «*а*» по сравнению с контролем характерно для сине-зеленых водорослей, вносящих основной вклад в его содержание. Содержание хлорофилла «*а*» в диатомовых водорослях значительно возросло на четвертый (кроме опыта 3) и пятый день эксперимента

В эксперименте ванадий добавляли в воду в анионной форме в виде ванадата аммония, поэтому было необходимо определить содержание аммонийного, а также нитратного и нитритного азота. Одними из важнейших факторов, стимулирующим развитие фитопланктона, являются минеральные формы азота. В используемой для эксперимента воде р. Дон концентрации нитратного, аммонийного и нитритного азота составили соответственно 0,328; 0,085 и 0,056 г/л, что говорит об отсутствии дефицита азота для развития фитопланктона. Концентрации аммонийного азота при внесении в аквариумы ванадата аммония составили от 0,03 до 5,54% от общего содержания минерального азота. Так что добавление аммонийного азота не могло повлиять на развитие водорослей. К концу эксперимента концентрации всех форм минерального азота уменьшились как в контрольном аквариуме, так и в опытных с добавками ванадия [5] (табл. 2).

Таблица 2. Концентрации минеральных форм азота в эксперименте с добавкой ванадата аммония через 3 суток после его внесения в аквариум

Форма азота	Контроль	Концентрация добавки ванадия, мг/л			
		0,5	5,0	25,0	100,0
NO_3^-, мг/л N	0,292	0,285	0,274	0,247	0,235
NH_4^+, мг/л N	0,020	0,014	0,012	0,011	0,010
NO_2^-, мг/л N	0,049	0,034	0,025	0,009	0,029
$\sum N_{мин.}$, мг/л	0,361	0,333	0,311	0,267	0,274

Отмечена тенденция повышения скорости потребления всех форм минерального азота с увеличением добавки ванадия. Однако следует заметить, что суммарная концентрация минеральных форм азота не лимитировала развитие фитопланктона. Ванадий также влиял на скорость потребления фосфатов планктоном. В контрольном аквариуме концентрации фосфатов в течение эксперимента уменьшились с 0,085 до 0,043 мг/л. В аквариумах с добавками ванадия концентрации фосфатов снижались на 16 % по сравнению с контролем при добавках 0,5 и 5,0 мкг/л V и на 35 % – при добавках 25 и 100 мкг/л V.

Полученные данные свидетельствуют о том, что ванадий в анионной форме приводит к повышению скорости потребления минеральных форм азота и фосфора и увеличению численности и биомассы фитопланктона. Наибольшее стимулирующее влияние ванадий оказывает на рост зеленых, сине-зеленых и диатомовых водорослей [5].

В эксперименте, проведенном в июле 2015 г. с добавками гептамолибдата в исходной пробе воды, численность и биомасса фитопланктона составили соответственно 747 млн. кл/м^3 и 127 мг/м^3. По численности доминировали сине-зеленые водоросли (55%), зеленые (32%) и диатомовые (11%), по биомассе – сине-зеленые (52%), диатомовые (27%) и зеленые (14 %). В пробе присутствовали также криптофитовые, динофитовые и эвгленовые водоросли, численность которых не превышала 1%, биомасса – 4%. Через трое суток эксперимента в контрольном аквариуме наблюдалось увеличение численности и биомассы фитопланктона соответственно на 40 и 20%. В аквариуме с наиболее низкой добавкой Mo – 0.5 мкг/л также отмечено

некоторое увеличение общей численности фитопланктона (по численности 25%, и по биомассе – 103%), однако по сравнению с контрольным аквариумом – численность фитопланктона уменьшилась на 18 %. В аквариумах с более высокими концентрациями добавок Мо, 5, 25 и 100 мкг/л, отмечено более существенное снижение численности водорослей на 50-55 % по сравнению с контрольным [6] (рис. 3).

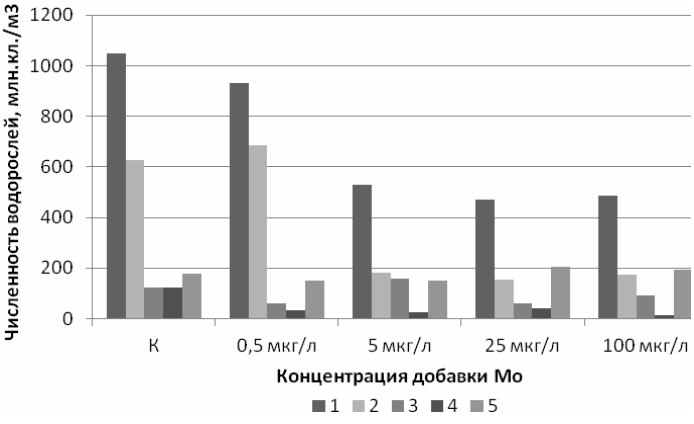


Рисунок 3. Численность фитопланктона в эксперименте с добавками гептамолибдата аммония: 1 – общая биомасса, 2 – биомасса сине-зеленых водорослей. 3 – биомасса диатомовых водорослей, 4 – биомасса криптофитовых водорослей, 5 – биомасса зеленых водорослей, К – контрольный аквариум без добавок Мо

Это уменьшение обусловлено значительным снижением численности сине-зеленых и криптофитовых водорослей, соответственно на 70-75 % и 65-88 %. При этом численность зеленых водорослей изменилась незначительно, варьируя как в сторону уменьшения, так и увеличения на 9-16 % [6].

Совершенно другая направленность изменений отмечена для биомассы фитопланктона, которая была значительно больше в аквариумах с добавками всех концентраций Мо в сравнении с исходными значениями (на 91-133 %) и контролем (на 60-94%) (рис. 4). Наиболее значительное увеличение биомассы фитопланктона отмечено при добавке Мо 5 мкг/л, наименьшее – при 100 мкг/л [8].

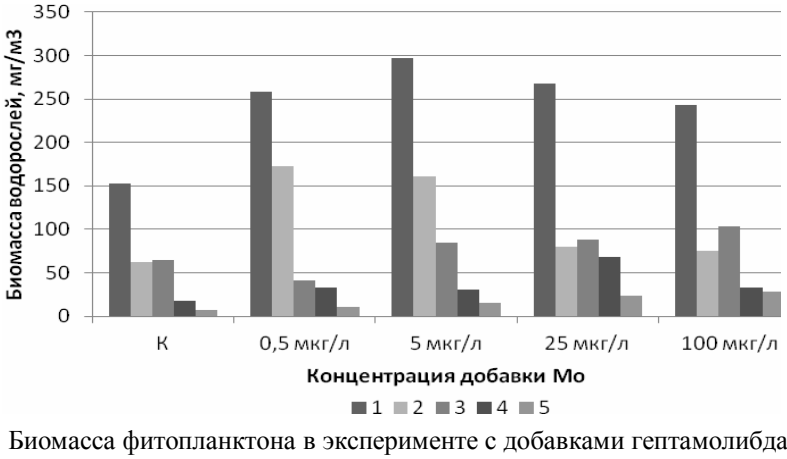


Рисунок 4. Биомасса фитопланктона в эксперименте с добавками гептамолибдата аммония 1 – общая биомасса, 2 – биомасса сине-зеленых водорослей 3 – биомасса диатомовых водорослей, 4 – биомасса криптофитовых водорослей, 5 – биомасса зеленых водорослей, К – контрольный аквариум без добавок Мо.

Представители разных отделов фитопланктона по-разному реагировали на до-

бавки Мо и их концентрации. Биомасса зеленых водорослей увеличивалась по сравнению с контрольным аквариумом пропорционально концентрациям добавки Мо от 39 до 275 %. У сине-зеленых водорослей наибольшее увеличение биомассы (на 160-180%) наблюдалось при низких концентрациях Мо (0.5 и 5 мкг/л). При внесении в аквариумы 25 и 100 мкг/л Мо их биомасса повышалась лишь на 20-30%. Наиболее сильное повышение биомассы криптофитовых водорослей – на 275%, отмечено при концентрации 25 мкг/л Мо. Остальные концентрации добавления Мо приводили к повышению их биомассы на 67-85%.

Влияние Мо сказалось также на видовом составе фитопланктона. Существенное увеличение общего количества видов, на 22% и 18%, отмечено при концентрациях Мо, соответственно 5 и 25 мкг/л. В отличие от контрольного аквариума здесь обнаруживали 4 вида сине-зеленых водорослей и 3 вида диатомовых. Таким образом, добавки гептамолибдата аммония в природную воду р. Дон во всем диапазоне концентраций от 0.5 до 100 мкг/л (в расчете на Мо) через 3 суток приводили к снижению общей численности фитопланктона и существенному увеличению его биомассы.

Представленные данные позволяют сделать вывод, что присутствующие в поверхностных водах рек Северного Приазовья концентрации ванадия и молибдена оказывают стимулирующее влияние на первичную продукцию фитопланктона.

Литература

1. Об утверждении Водной стратегии РФ на период до 2020 года / Распоряжение Правительства РФ от 27 августа 2009 г. № 1235-р.

2. *Хорошевская В.О., Ковалева Г.Е., Кожевников А.В., Корнеева К.О.* Влияние ванадия н интенсивность фотосинтеза фитопланктона в натурных экспериментах // Экологические проблемы. Взгляд в будущее. Сборник трудов VII Международной научно-практ. конф. Южный федеральный университет.– Ростов-на-Дону: Издательство ЮФУ, 2015.С. 356-360.

3. *Хорошевская В.О.* Результаты экспедиционных исследований содержания ванадия, никеля и молибдена в водах рек Приазовья // Глобальный научный потенциал. №2 (47). 2015. С.7-12.

4. *Хорошевская В.О.* Формы содержания, ванадия, никеля и молибдена в реках Приазовья // Вода: химия и экология. №2. 2015. С.11-16.

5. *Хорошевская В.О., Предеина Л.М., Кожевников А.В, Коренева К.О.* Эксперимент по установлению влияния ванадия на жизнедеятельность фитопланктона // Вода: химия и экология. №4. 2016. С.79-86.

6. *Хорошевская В.О., Предеина Л.М., Кожевников А.В., Корнеева К.О.* Влияние молибдена на показатели развития фитоплактона в натурном эксперименте // Тезисы докладов Всероссийской научной конференции «Мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды. Основные результаты и пути развития». Москва, 20-22 марта 2017 г. / Отв. сост. А.А. Трунов, П.Д. Полумиева, А.А. Романовская. [Электронный ресурс www. igce.ru/conferences_pem2017] — М.: ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН», 2017. С. 295-296.

РАЗРАБОТКА МОДЕЛИ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОЕМА В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИВНЫХ ВНЕШНИХ ВОЗДЕЙСТВИЙ

Цхай А.А., Агейков В.Ю.
Алтайский государственный технический университет, г. Барнаул, Россия
taa1956@mail.ru

Важной проблемой управления водопользованием является прогнозирование экологического состояния водохранилища в условиях интенсивных внешних воздействий. Теоретические основы водного мониторинга, в том числе оценка состояния экосистем водоемов на основе воспроизведения природных биогеохимических циклов, рассмотрены в работах [1-3] и др.

Вместе с тем и сегодня актуальным остается развитие методологии прогнозирования состояния экосистемы на этапе разработки проекта будущего водохранилища. По-прежнему вызывает интерес проблема выбора эффективного описания механизма биогеохимических процессов в условиях интенсивных внешних воздействий, вызывающих качественные изменения в состоянии водных экосистем.

Для предварительной оценки состояния экосистем водохранилищ в работе использовалась модель «Биоген», с одной стороны, основанная на контролируемых Государственной службой наблюдений показателях, с другой, воспроизводящая биогеохимические циклы трансформации соединений лимитирующих элементов: азота и фосфора [4]. Набор данных наблюдений модели включает стандартные показатели качества воды: содержание O_2, фитопланктона, минеральных форм N и P (рис. 1).

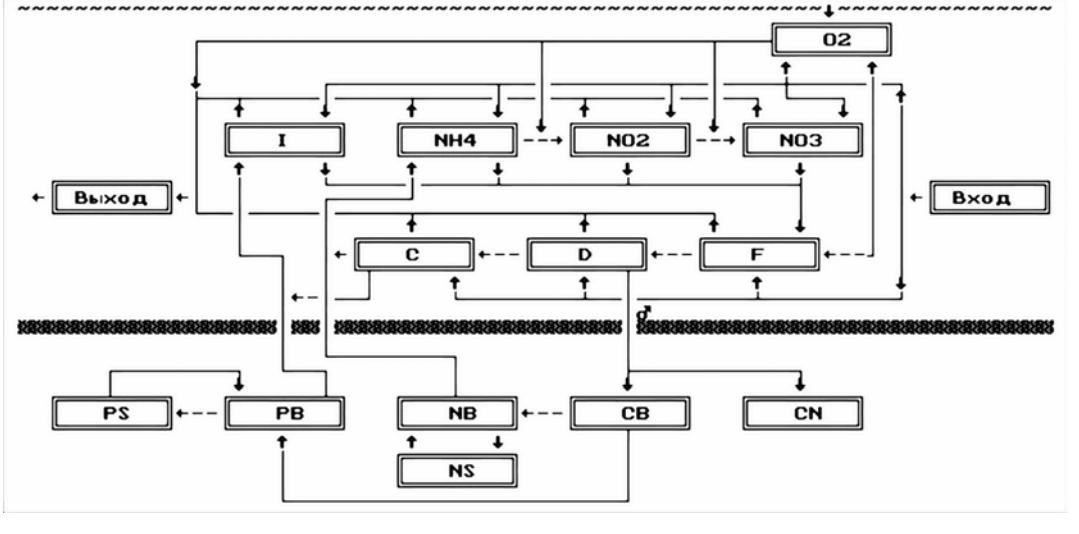


Рисунок 1. Схема биохимической трансформации компонентов в водной экосистеме, описываемая моделью "Биоген"

Переменных C_i, динамика которых моделируется, - 13. Восемь из них относятся к водной среде (i=1-8), соответственно: $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, F – биомасса фитопланктона, D – взвешенные вещества, I – ортофосфатный фосфор, C – растворенные органические вещества, O_2. Пять (при i=9-13) — к донным отложениям: C_B –

органические вещества, участвующие в обменных процессах; фосфор и азот, соответственно, интерстициальные- P_B и N_B; сорбированные на твердой фазе - P_S и N_S. В схеме указана также переменная C_N – не активные органические вещества, входящие в состав скелета донных отложений.

Модель “Биоген” по набору переменных аналогична ряду моделей качества воды [5] и характеризуется следующими упрощениями: стехиометрические отношения концентраций *C, N* и *P* в компонентах экосистемы постоянны; содержание *C* составляет в экосистеме около половины общего веса в неживой органической массе; основной источник взвеси в речной воде – частицы почвы, смытые с водосборной площади. Содержание ОВ (10% общего веса взвеси) на входе коррелирует с содержанием взвеси в поверхностном слое доминирующего на водосборе типа почвенного покрова. Для водоема, где основной причиной изменения значения агрегированной переменной «взвешенные вещества» является отмерший планктон, такое предположение неприемлемо.

Для решения практических задач часто достаточно получения значений средних по объему водоема уровней содержания исследуемых переменных, тогда для предварительной оценки допустимо пользоваться так называемым нульмерным приближением.

Уравнения модели, описывающие трансформацию соединений в водной толще в нульмерном приближении, имеют вид

$$\frac{d(C_i W)}{dt} = WR_i + Q^p C_i^P - Q_- C_i + J_i \Omega + G_i L\,, \qquad (1)$$

где W – объем водохранилища, t – время, R_i – скорость биохимической трансформации соответствующего соединения C_i, Q^P и C_i^P – расход реки и концентрации компонентов в ней, Q_- — расход попуска из водохранилища, J_i – массовый поток на межфазной поверхности, Ω — площадь зеркала водохранилища, G_i — боковая нагрузка, характеризующая поступления с берегов, L — длина водохранилища. Полная запись членов R_i с численными значениями коэффициентов приведена в [4].

Калибровка параметров имитационной модели «Биоген» осуществлена с помощью данных наблюдений, проведенных на Новосибирском водохранилище, созданном на Оби в 1957 г. (створ гидроузла расположен выше Новосибирска). До настоящего времени это водохранилище - крупнейшее в Западной Сибири. Оно служит в основном для удовлетворения нужд энергетики, водного транспорта и водоснабжения. Водохранилище представляет собой неширокий, вытянутый с юго-запада на северо-восток водоем протяженностью ~ 180 км. Средняя его глубина составляет 8.2 м, объем и площадь зеркала при НПУ — соответственно 8.8 км^3 и 1070 км^2, полезный объем – 4.4 км^3. Озерная часть водохранилища представляет собой чашу, где происходит формирование качества воды, поступающей в нижний бьеф. При отметке НПУ в озерной части сосредоточено 73% всего объема вод водохранилища. При сработке водохранилища доля озерной части возрастает до 90%.

По продуктивности, содержанию биогенных и органических веществ (ОВ) Новосибирское водохранилище относят к олигомезотрофному типу. Видовой состав доминирующих сообществ фитопланктона меняется в течение года неоднократно. В апреле-мае преобладали *Cyclotella* и *Stephanodiscus*, к концу июня усилилась роль *Melosira granulata var. granulata*. Затем биомасса диатомовых резко спадает, и они уступают место сине-зеленым и зеленым водорослям. Со второй декады июля по

сентябрь преобладающим видом фитопланктона становится *Aphanizomenon flos-aquae*, зимой – *Asterionella formosa*.

В 1981-82 гг. было проведено комплексное изучение Новосибирского водохранилища [6] и получен набор данных, позволяющий выполнить предварительное модельное описание процессов в экосистеме водохранилища. Речь идет о данных по водному и температурному режимам, морфометрии и актинометрии водохранилища. Версия внутригодового распределения компонентов во входном створе (Камень-на-Оби) выбрана, исходя из реального содержания минеральных форм N (NH_4, NO_2, NO_3), P, O_2, Хл"*a*", фитопланктона, органических и взвешенных веществ с учетом эмпирических соотношений [7-8].

Неизвестные параметры модели «Биоген» определяются в пределах интервалов характерных значений минимизацией статистического критерия Тейла F для каждого из компонентов водной экосистемы

$$F = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(X_i - Y_i\right)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} X_i^2} + \sqrt{\sum_{i=1}^{n} Y_i^2}}, \qquad (2)$$

где n – число наблюдений; X_i и Y_i – соответственно, расчетные и измеренные величины содержания веществ.

Важное практическое значение имеет случай прогнозирования состояния экосистем проектируемых водохранилищ, выполняемого на этапе принятия решения о зарегулировании речного стока. Для этого случая разработан следующий подход [9]: на основе данных проектных изысканий строится модель изменения экологических переменных в условиях заданных режимов эксплуатации водохранилища с использованием данных инженерных расчетов гидротермических условий в проектируемом водохранилище.

Структура и оценки гидробиологических и гидрохимических характеристик будущей экосистемы, для упрощения полагаются адекватными соответствующим характеристикам водохранилища-аналога, расположенного, как правило, в той же физико-географической зоне и имеющего сходные инженерные параметры. Как правило, при четком взаимодействии проектировщикам и специалистам по моделированию удается сформулировать ясные постановки практических задач, на которые могут быть получены конкретные обоснованные ответы в рамках сделанных предположений и допущений для разных случаев эксплуатации водохранилищ после их создания. В данном докладе приводятся результаты моделирования состояния экосистем для водохранилищ Сибири и Дальнего Востока: Новосибирского, Колымского, Крапивинского и Усть-Среднеканского [4,9].

Вместе с тем очевидны пределы допустимости применяемого подхода. Поведение прогнозируемого объекта – по построению получается подобным поведению водоема-аналога. В то же время самый сходный аналог, в любом случае имеет индивидуальную, совершенно иную структуру экосистемы с точки зрения видового состава и уровня развития агрегированных звеньев трофической цепи. Тем более очевидно выходят за рамки изложенного подхода предсказания новых качественных эффектов, связанных с вариантами развития сукцессии сообществ гидробионтов, с возможными откликами экосистемы на нарушение природного гомеостаза.

В развитие подхода были использованы идеи структурно-динамического моделирования, сформировавшегося в конце прошлого 20-го века (например, [10]). Его основой служит достаточно ясная идея: считать вектором изменения биоразнообразия в экосистеме принцип естественного отбора Дарвина. В приложении к рассматриваемым задачам это означает учет вариации видового состава и уровня развития сообществ водорослей, моделируемых агрегированной переменной: фитопланктоном. В свою очередь такой учет приводит к изменению значений коэффициентов физиологической активности фитопланктона в течение года.

При этом из множества соответствующих траекторий поведения экосистемы в модельном расчете реализуется та, при которой достигается максимум значения термодинамической характеристики – эко-эксергии, отражающей удаленность системы от состояния «мертвой» субстанции. Функциональная зависимость величины эко-эксергии пресноводного биоценоза от текущего значения биомассы фитопланктона и детрита определена путем специальных исследований [11].

Изменение в расчетах по модифицированной модели значений коэффициента выделительной активности в течение года, с одной стороны, характеризует структурные изменения, связанные со сменой доминирующих видов водорослей, с другой – приводит к уменьшению значения критерия адекватности расчетных и натурных данных по фитопланктону, что можно видеть на рис. 2.

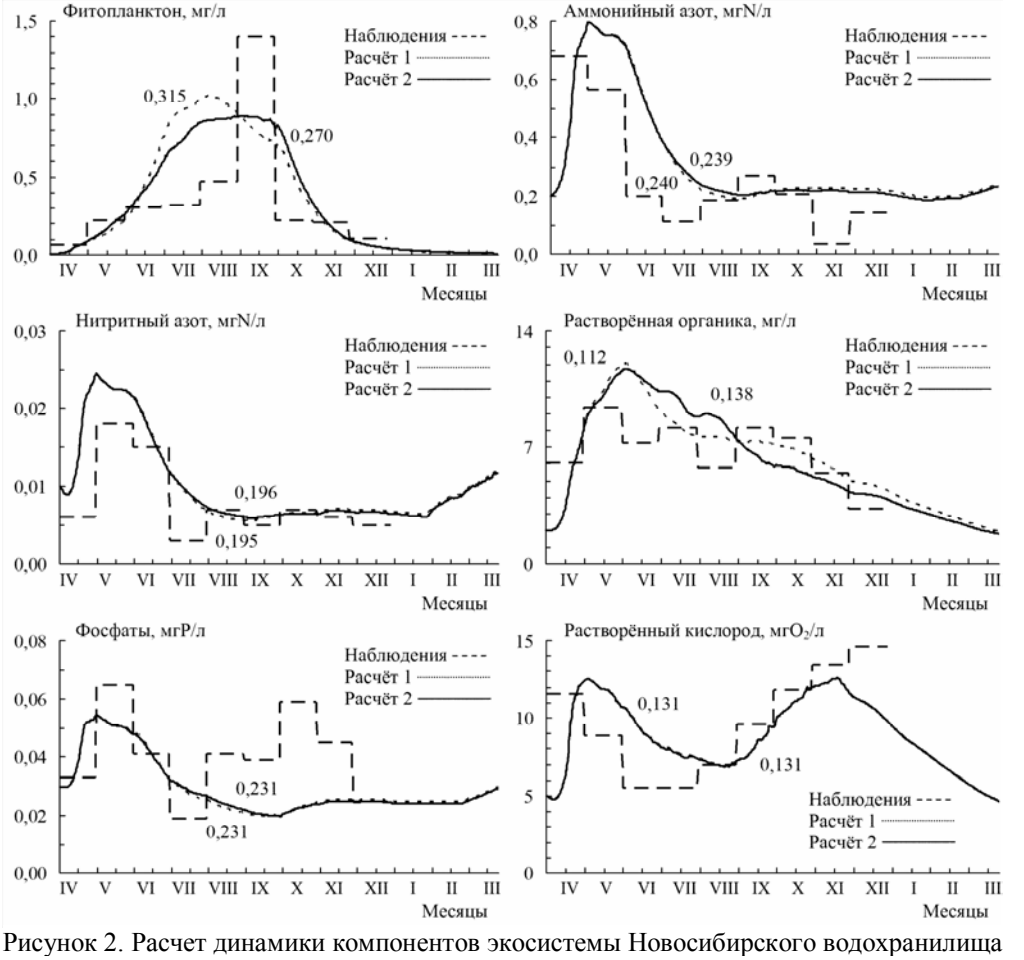


Рисунок 2. Расчет динамики компонентов экосистемы Новосибирского водохранилища по модифицированной модели «Биоген» в сравнении с традиционным подходом

Линии пунктира обозначают данные наблюдений. Кривая «Расчет 1» является результатом традиционного способа моделирования биогеохимических циклов. Кривая «Расчет 2» характеризует модифицированный способ моделирования. Модификация в том, что для каждых расчетных суток выбирался вариант изменения внутренних параметров модели, отвечающий соответствующему максимальному значению термодинамической характеристики экосистемы – эко-эксергии.

Числа на графиках – это значения статистического критерия Тейла (2), характеризующего адекватность результатов расчета натурным данным. На каждом графике: слева - значение критерия при традиционном способе моделирования; справа – при модифицированном.

Значение критерия Тейла по динамике фитопланктона в течение года уменьшилось, т.е. соответствие расчетных результатов натурным данным улучшилось примерно на 14%. Пик расчетной кривой фитопланктона сдвинулся на сентябрь с августа так, как было и на самом деле по данным наблюдений. При этом, как видно по значениям, да и визуально, в расчетах по модифицированной модели динамика кислорода, а также соединений азота и фосфора практически не изменилась по сравнению со случаем применения традиционного способа моделирования без учета сезонных изменений видового состава фитопланктона

Таким образом, показано, что применение модифицированного способа моделирования улучшает качество воспроизведения динамики контролируемых показателей. Предложенная модификация способа моделирования биогеохимических циклов позволяет продвинуться дальше при изучении количественных и качественных изменений переменных состояния экосистемы, включая случай интенсивных внешних воздействий, меняющих структуру и трофический статус водоема.

Литература

1. *Никаноров А.М.* Научные основы мониторинга качества вод. СПб.: Гидрометеоиздат. 2005. 576 с.

2. *Баренбойм Г.М., Веницианов Е.В., Данилов-Данильян В.И.* Некоторые научно-технологические проблемы проектирования, создания и функционирования систем мониторинга водных объектов. //Вода: химия и экология. 2008. № 1. С. 3-8 (часть 1); № 2. С. 3-10.

3. *Леонов А.В.* Математическое моделирование трансформации соединений фосфора в пресноводных экосистемах (на примере оз. Балатон). М., Наука. 1986. 151 с.

4. *Цхай А.А., Агейков В.Ю.* Математическое моделирование процессов трансформации соединений азота и фосфора и изменчивости кислородного режима в водохранилищах// Водные ресурсы. 1997. Т. 24, № 6. С. 718-728.

5. *Schnoor J.L., Sato C., McKetchnie D., Sahoo D. Processes*, Coefficients and Models for Simulating Toxic Organics and Heavy Metals in Surface Waters. Athens, US EPA, 1987. 365 p.

6. Комплексные исследования Новосибирского водохранилища / Редакторы Подлипский Ю.И., Чайковская Т.С. М.: Гидрометеоиздат. 1985.134 с.

7. Определения, единицы измерения и эквиваленты, используемые при изучении пресноводной продуктивности. 1970. Л.: Советский национальный комитет международной биологической программы. 31 с.

8. Справочник по гидрохимии / Редактор Никаноров А.М. Л.: Гидрометеоиздат. 1989. 392 с.

9. *Цхай А.А., Леонов А.В.* Прогнозирование качества воды в проектируемом водохранилище на основе модели трансформации азота и фосфора. Водные ресурсы, 1995. Т. 22, № 3. С. 261-272.

10. *Jørgensen S.E.* Structural dynamic model //Ecological Modelling.1986. Vol. 31, No 1-4. Pp. 1-9.

11. *Li W.H., Grauer D.* Fundamentals of Molecular Evolution. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. 1991. 660 p.

ПРОГРАММА ИССЛЕДОВАНИЯ ЛЕКАРСТВЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ И ВЫБОР ОПТИМАЛЬНЫХ СХЕМ АНАЛИЗА ПРИ ПРОВЕДЕНИИ МОНИТОРИНГА[13]

Чиганова М.А.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
mblshok@mail.ru

В последние десятилетия поднята проблема лекарственного загрязнения природных и питьевых вод суши. Работы, касающиеся определения в воде антибиотиков, гормонов, нестероидных противовоспалительных средств и других классов лекарств, проводятся во многих странах мира. Около 4000 веществ – активных начал лекарственных средств используются во всем мире. Они включают в себя различные химические вещества, производимые фармацевтическими компаниями в промышленно развитых и развивающихся странах в объемах примерно 100 000 тонн в год. Согласно данным анализа более чем 1000 публикаций, активные вещества лекарственных средств были обнаружены в водах 71 страны [1].

В реках и озерах, в которые поступают сточные воды, лекарственные вещества часто обнаруживаются в концентрациях от 0,1 до 1,0 мкг/л. Тем не менее, максимальные концентрации в густонаселенных районах или в водных объектах ниже спуска очищенных сточных вод может быть значительно выше. Минимальные концентрации лекарств в природных водах из числа обнаруженных составляют доли нг/л.

На графике (см. рис. 1) приведены виды лекарственных препаратов (расположены в порядке упоминания в легенде), которые были обнаружены в каждой региональной группе стран по классификации ООН.

В России первые подобные исследования были начаты только в 2009 г. в ИВП РАН. Исследования, проведенные сотрудниками лаборатории охраны вод на водных объектах – источниках питьевого водоснабжения г. Москвы, выявили в пробах воды и донных отложений: 52 действующих веществ лекарственных средств, 43 метаболита известных лекарственных веществ, 11 вспомогательных веществ лекарственных форм и 5 веществ, входящих в состав витаминных комплексов и БАД.

В табл. 1 в качестве примера приведены лекарственные вещества, обнаруженные в 2016 г. в очищенных сточных водах, сбрасываемых в водные объекты (р. Волга, р. Истра, Иваньковское водохранилище). При этом можно отметить, что обнаруженные концентрации лекарств соизмеримы с их концентрациями, обнаруженными исследователями по всему миру.

[13] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00672).

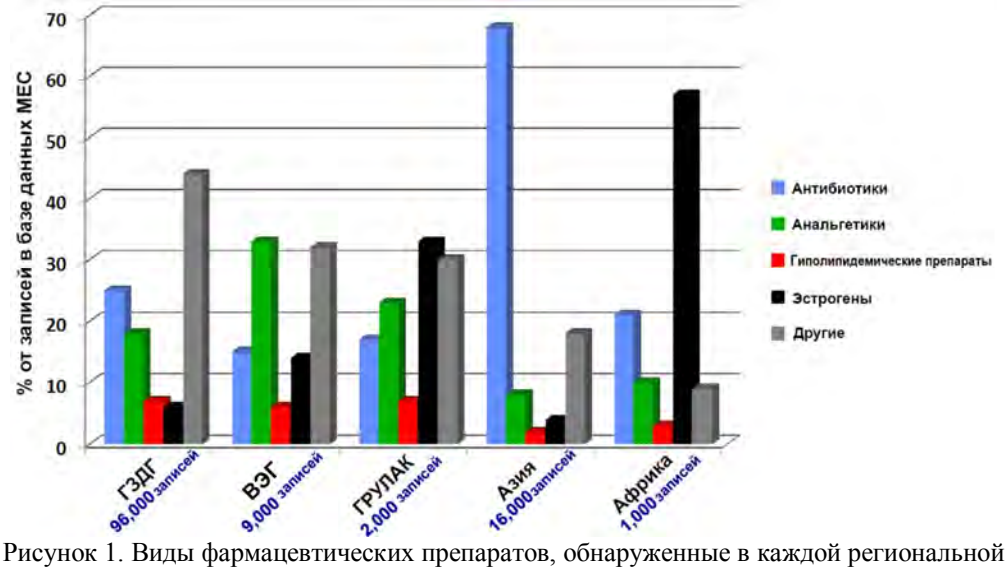


Рисунок 1. Виды фармацевтических препаратов, обнаруженные в каждой региональной группе стран по классификации ООН: ВЕГ – группа восточноевропейских государств, ГЗДГ– группа государств Западной Европы и прочих государств, ГРУЛАК – группа государств Латинской Америки и Карибских островов [1]

Таблица 1. Сравнение обнаруженных концентраций лекарств в исследуемых водных объектах с аналогичными зарубежными данными по [2]

Вещество	Концентрация, нг/л исследования ИВП РАН, 2016 г.,	Концентрация, нг/л зарубежные исследованиях	Страна обнаружения
Офлоксацин	1,5-11,6	53-991	Тайвань
		110	США
		<6-52	Швеция
Сульфаметоксазол	40,2-239	47-964	Тайвань
		4-39	Люксембург
		3,8-407	Южная Корея
		200-310	США
		<80-304	Швеция
Напроксен	3,60-9,60	31	США
		12,0-139	Япония
		20-483	Южная Корея
		271,4-7962,3	Канада
Кофеин	27,6-200	70	Германия
		20000-293000	Норвегия
		9	США

Цель данной работы – выбор оптимальных схем анализа для проведения контроля и разработка методики программы исследования лекарственного загрязнения водных объектов.

Анализируя методики определения органических соединений, в том числе лекарств, представленные в литературе, очевидно, что хроматография и хроматомасс-спектрометрия, в настоящее время, являются самыми распространенными и наиболее часто используемыми методами химического анализа для идентификации органических соединений, включая лекарства. Если говорить об определении только

лекарственных веществ, то в зависимости от направления исследования можно выделить 1) анализ готовых лекарственных препаратов на подлинность и фактическое содержание активного начала; 2) клинические анализы биожидкостей (крови, мочи и др.) применительно к содержанию лекарств и их метаболитов; 3) анализы судебной медицины; 3) анализы на содержание лекарств в окружающей среде и, в частности, в водных объектах.

Самый простой из анализов – определение качества и подлинности исследуемого лекарственного препарата, т.е. определение соответствия качественного и количественного состава препарата фармакологической статье. В этом случае анализ проводится согласно фармакопейной методике, причем не лимитированной исходной концентрацией анализируемого вещества и, следовательно, чувствительностью самого метода. Клинические анализы проводят, например, при разработке фармакокинетики и фармакодинамики препарата при подборе сложных специфичных доз лекарств, при наркоконтроле и в некоторых других случаях. Поэтому все большее внимание уделяется разработке методов скрининга наркотических, психотропных и сильнодействующих лекарственных веществ, основанных на высокочувствительных инструментальных методах. Однако такие анализы разрабатываются для очень ограниченного круга высокотоксичных веществ.

Все методики определения лекарств в объектах окружающей среды можно условно разделить на 3 группы: 1) интегральные методики, т.е. методики, позволяющие определять обширный массив соединений, но с меньшей избирательностью и возможной потерей некоторых веществ в конечных результатах; 2) методы, позволяющие определять одновременно различные химические классы соединений, находящихся в одной пробе; 3) методы, ориентированные на какую-либо одну группу веществ или на индивидуальные вещества.

При этом следует учитывать, что в России не существует утвержденных методик определения лекарственных веществ в воде, а, соответственно, сертифицированные лаборатории не могу проводить подобные анализа. Работа по определению лекарств в воде может проводиться только в научных целях, а не в целях государственного контроля.

В проводимых исследованиях была разработана интегральная методика определения органических ксенобиотиков. Пробоподготовка осуществлялась раздельно для полярных и малополярных соединений, анализ проводился методом хромато-масс-спектрометрии с использованием газового хроматографа с масс-селективным детектором, идентификация веществ осуществлялась на основе результатов поиска по библиотекам масс-спектров NIST и Willey. Однако такую методику можно считать только полуколичественной, поскольку при определении концентрации априорно неизвестных веществ не использовался стандарт – свидетель. Чувствительность подобных методов может быть повышена путем применения предварительной сорбции (например, твердофазной), но следует учесть, что при использовании сорбции для исходных многокомпонентных смесей коэффициент сорбции для разных веществ может быть различен, что может привести к уменьшению определяемой концентрации по сравнению с реальной.

При подборе метода и пробоподготовки для идентификации отельных лекарств следует учитывать физико-химические свойства веществ, особенно их гидрофобность-гидрофильность. Жидкостная хроматография с масс-спектрометрией (ЖХ-МС) больше подходит для определения полярных и хорошо растворимых в воде соединений, в то время как газовая (ГХ-МС) - для более летучих веществ. Конечно,

одной из самых сложных проблем анализа – это подбор наиболее подходящей методики пробоподготовки, включающей ряд специальных процедур, направленных на максимальную очистку и концентрацию исходной пробы с целью повышения чувствительности и разрешения используемого в дальнейшем метода анализа. При анализе лекарственных веществ основными этапами пробоподготовки является первичная фильтрация, экстракция, в основном твердофазная, упаривание и т.д. При этом для каждого вещества должен быть подобран индивидуальный набор операций пробоподготовки.

В США для определения фармацевтических препаратов и средств личной гигиены в воде, почве, осадках и в твердых веществах биологического происхождения разработан официальный аналитический метод [3], согласно которому все анализируемые соединения можно условно разделить на 4 группы, причем для каждой группы предложены строго индивидуальные особенности пробоподготовки и анализа:

– *в первую группу* входят антибиотики (например, линкомицин, пенициллин, ципрофлоксацин, эритромицин и др.), антимикробные препараты (сульфаниламин, сульфадиазин и др.), анальгетики (ацетаминофен, кофеин), гормональный препарат (норгестимат) – всего 50 соединений;

– *во вторую группу* – только тетрациклин и его производные (например, изохлортетрациклин, окситетрациклин, доксициклин и др.) – всего 14 соединений.

– *в третью группу* – напроксен и ибупрофен (нестероидные противовоспалительные средства), варфарин (антикоагулянт непрямого действия), гемфоброзил (гиполипидемический препарат), триклокарбан и триклозан (применяются при производстве средств личной гигиены), т.е. всего 6 соединений.

– *в четвертую группу* – циметидин и ранитидин (антигистаминный препарат), альбутерол (бронхорасширяющий препарат) и метформин (сахароснижающее средство), т.е. всего 4 соединения.

Особенностью данного метода является его ориентация на определение конкретных лекарственных веществ, учет растворимости лекарственных веществ в кислой и щелочной средах, учет гидрофильно-липофильного баланса, применение радиоактивно меченных веществ как свидетелей для определенных классов искомых лекарственных веществ, применение высокоэффективной жидкостной хроматографии с тандемной масс-спектрометрией (ВЭЖХ-МС/МС).

Однако, не все лаборатории, занимающиеся мониторингом качества воды, могут себе позволить проведение подобных сложных и дорогостоящих анализов ввиду отсутствия необходимого оборудования или квалифицированных специалистов. Поэтому авторским коллективом была разработана Программа регулярного наблюдения за лекарственным загрязнением вод (см. рис. 2).

Для проведения планомерного исследования по определению лекарственных веществ в воде составляется региональный (или муниципальный) перечень источников питьевого водоснабжения и рыбохозяйственных водоемов, на которых в первую очередь целесообразно проводить такое исследование. После этого определяются наиболее значимые источники загрязнения вод – места сброса сточных вод (коммунальных, больничных, производственных от фармацевтических предприятий). Отдельно фиксируются животноводческие и птицеводческие предприятия и рыборазводные хозяйства. На основе данных о производстве и потреблении лекарственных средств в данном регионе (муниципалитете) создаются списки лекарств, которые с наибольшей вероятностью могут быть обнаружены в выбранных для ис-

следования водных объектах и стоках. Из них выделяют наиболее токсичные. Такой же список формируется и для ветеринарных препаратов, используемых в данном регионе в сельском хозяйстве. По результатам всех собранных данных составляется программа обследования выбранных водных объектов, проводиться отбор проб и хромато-масс-спектрометрический анализ.

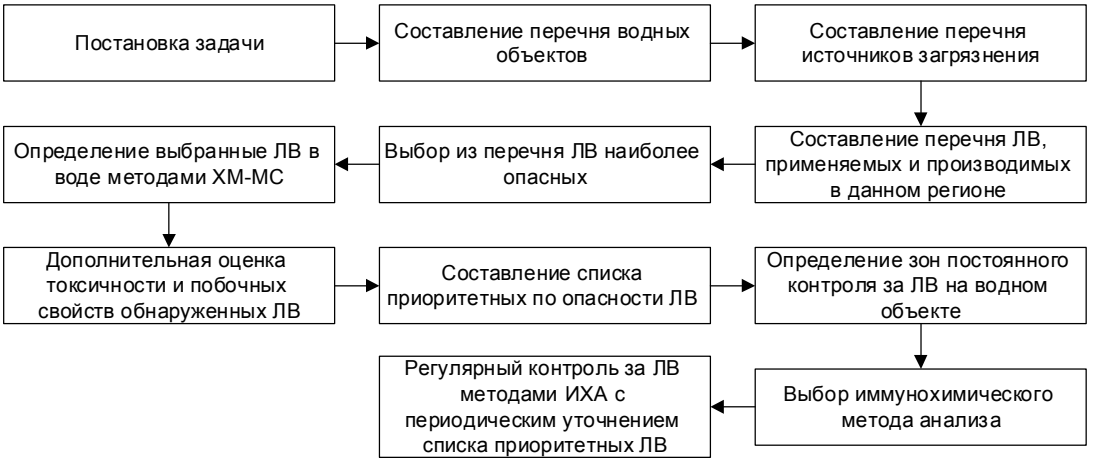


Рисунок 2. Программа регулярного наблюдения за лекарственным загрязнением вод
Обозначения: ЛВ – лекарственные вещества, ХМ-МС – хромато-масс-спектрометрия, ИХА – иммунохимический анализ.

По результатам аналитических исследований и дополнительной оценки токсичности и побочных свойств обнаруженных веществ составляется *список приоритетных по опасности лекарств и метаболитов* с привязкой к конкретным точкам отбора проб. В соответствии с составленным списком необходимо проводить регулярные контрольные измерения с применением доступных и быстрых методов анализа. В этом смысле иммунохимические методы, в частности иммуноферментный анализ, являются более предпочтительными, чем хроматографические.

Достоинствами иммунохимического метода являются: 1) его простота и быстрота выполнения определения, 2) пригодность для массовых анализов в полевых условиях (высокопроизводительные), 3) несложная пробоподготовка образца, исключающая деградацию вещества, или отсутствие необходимости в пробоподготовке, 4) сравнительно низкая стоимость анализа, 5) очень высокая чувствительность, 6) возможность автоматизации и миниатюризации (по расходу реагентов и по количеству анализируемого образца). К недостаткам можно отнести узкую специфичность определения и сильное влияние компонентов матрицы образца.

Для оценки возможности использования предложенной программы исследования был проведен модельный эксперимент: в качестве исследуемого водного объекта выбрано Клязьминское водохранилище, а в качестве приоритетных загрязняющих веществ – антибиотики ципрофлоксацин и левомицетин. Был отобран ряд проб, которые искусственно загрязнялись названными препаратами в концентрациях от 0,2 до 16 нг/мл. Методика определения веществ в водной пробе отрабатывалась совместно с сотрудниками МГУ им. М.В.Ломоносова. Более подробно о ходе эксперимента и апробированной методике изложено в [4].

Результаты эксперимента показали, что диапазон определяемых концентраций левомицетина в данном эксперименте составляет от 0,5 до 5 нг/мл. При определе-

нии ципрофлоксацина по имеющейся методике результаты для низких концентраций (0,2–1,0 нг/мл) оказались сильно заниженными, а для высоких концентраций – завышенными. После ее отработки и подбора буферного раствора данной методикой возможно определение ципрофлоксацина в диапазоне концентраций от 4 до 16 нг/мл.

Таким образом, предложенная в работе методика составления программы исследования лекарственного загрязнения водных объектов и выбора оптимальных схем анализа позволяет более эффективно проводить периодический контроль за приоритетными загрязняющими веществами. При этом следует отметить, что составленный перечень лекарств, подлежащих контролю, должен уточняться в зависимости от времени года и потребности населения в тех или иных лекарственных препаратах.

Литература

1. *Weber F.-A*. Pharmaceuticals in the environment – the global perspective. Occurrence, effects, and potential cooperative action under SAICM / F.-A.Weber, T. aus der Beek, A. Bergmann et al. Muelheim an der Ruhr. IWW. 2014. 12 p.

2. *Santos L., Araujo A., Fachini A*. et al. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in theaquatic environment // Journal of Hazardous Materials. 175, 2010, pp. 45–95.

3. Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/MS/MS. U.S. // Environmental Protection Agency. – December 2007. – 72 p.

4. *Чиганова М.А., Шанин И.А., Еремин С.А., Баренбойм Г.М*. Современные подходы в системе выявления лекарственного загрязнения вод, включая применение методов иммунохимического анализа // Вода: химия и экология, №12, 2015. С. 64-72

ОЦЕНКА УРОВНЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМОВ

Янытина Л.В.[1,2]
[1]Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, Россия
[2]Алтайский государственный университет, г. Барнаул
yan_lv@mail.ru

В последние десятилетия вселение чужеродных видов стало одним из ведущих факторов трансформации природных систем; специфическими чертами этой формы воздействия на экосистемы являются самовоспроизводимость, способность к самоусилению, инвариантность, непредсказуемость и необратимость изменений [1]. Инвазии чужеродных видов в природные системы можно рассматривать как один из основных факторов биологического загрязнения экосистем [2, 3].

Вселению чужеродных видов в водные экосистемы способствует активизация таких видов антропогенной деятельности как строительство каналов и водохранилищ, судоходство, торговля промысловыми гидробионтами. Все эти воздействия помогают некоторым видам гидробионтов преодолеть географические барьеры и критические зоны и содействуют их интенсивному расселению за пределы естественного ареала. Чужеродные виды гидробионтов в водных экосистемах могут привести к подавлению или полному вытеснению аборигенных видов в результате кон-

куренции, что способствует снижению биоразнообразия и перестройке (упрощению) структуры сообществ [4, 5].

К водоемам, характеризующимся наибольшим числом натурализовавшихся чужеродных видов, относят Великие американские озера, в которых только среди макробеспозвоночных зарегистрировано уже более 70 чужеродных видов [6]. Экономические потери от вселения чужеродных видов в Великие озера оцениваются в 138 млн. долларов ежегодно [7].

В Европейской части России зарегистрировано уже около 150 чужеродных видов свободноживущих беспозвоночных, более половины из которых отмечено в пресных водах [1]. В азиатской части исследования таксономического разнообразия чужеродных видов проведены для небольшого числа водных объектов; наиболее обширный список чужеродных видов, насчитывающий 21 вид макробеспозвоночных, составлен для водоемов и водотоков бассейна р. Оби [8, 9].

Широкое распространение чужеродных видов гидробионтов, наблюдающееся в ряде водных объектов увеличение скорости инвазии и значительный экономический ущерб от вселения инвазивных видов делают необходимым включение в программы экологического мониторинга водных объектов наблюдение, оценку и прогноз биологического загрязнения, связанного с вселением чужеродных видов.

Мониторинг биологического загрязнения водоемов имеет ряд особенностей. В отличие от большинства методов, используемых для оценки экологического состояния водных объектов и основанных на определении организмов до уровня рода, семейства или даже более крупных таксонов, оценка биологического загрязнения может базироваться только на точном определении видовой принадлежности гидробионтов. Точная таксономическая идентификация особей необходима для выявления возможных водоемов-доноров чужеродных видов, определения наиболее вероятных коридоров инвазии, а также разработки эффективных мер по ограничению распространения инвазивных видов.

Для оценки влияния видов-вселенцев на аборигенные сообщества не могут быть использованы традиционные индексы, рекомендованные для оценки экологического состояния водоемов. Используется несколько индексов, основанных преимущественно на учете видового чужеродного богатства. К таким индексам можно отнести: BCR (biological contamination rate) – индекс биологического загрязнения, показывающий, сколько чужеродных видов вселилось за определенный период; PBCR (pathway-specific biological contamination rate) – число вселившихся видов с учетом путей инвазии; BCL (biological contamination level) – уровень биологического загрязнения, определяется как число видов, вселившихся после 1900 г. [10]. Некоторые индексы основаны на учете численности чужеродных видов: SBC (site-specific biological contamination) рассчитывается с учетом доли вселившихся видов от общего числа видов и доли их численности от общей численности на определенных участках [11]; ИИ (инвазивный индекс) – показывает, какую долю от общей численности составляют чужеродные виды [12]. Для оценки уровня биологического загрязнения морских экосистем широкое распространение получил индекс BINPAS (Biological Invasion Impact/Biopollution Assessment System), основанный на экспертных оценках влияния чужеродных видов на аборигенные сообщества [13–16]. Такие подходы не позволяют оценивать перераспределение потоков вещества и энергии в результате инвазии как основного показателя функционирования экосистемы. На оценки, основанные на отношении чисел видов чужеродных к общему, большое влияние оказывают единичные находки видов, которые в дальнейшем могут не на-

турализоваться в водоеме и самопроизвольно выпадают из сообщества [10, 13, 15, 16]. Оценка уровня биологического загрязнения, кроме перечисленных критериев, должна основываться на учете показателей функционирования экосистем: частоты встречаемости чужеродного вида в водоеме, относительной площади распространения вида, доли создаваемой им биомассы от общей биомассы сообщества, характере изменения трофической структуры сообществ.

Для оценки уровня биологического загрязнения бентосных сообществ водоемов и водотоков бассейна р. Обь, вызванного вселением чужеродных макробеспозвоночных, автором был разработан индекс биологического загрязнения (ИБЗ). Этот индекс основан на подходах, предложенных при разработках индекса BINPAS [13], инвазивного индекса [12] и общепринятых в гидробиологии методах оценки доминирования [17].

Влияние вселенцев оценивали по следующим показателям: доля чужеродных видов от общего количества видов; встречаемость чужеродных видов на оцениваемой территории; доля численности от общей численности сообщества; доля биомассы от общей биомассы сообщества; изменения доли отдельных трофических групп в трофической структуре сообщества (по биомассе); изменение среды обитания гидробионтов (табл. 1).

Таблица 1. Показатели для расчета индекса ИБЗ

Показатель	**Баллы**				
	0	**1**	**2**	**3**	**4**
Доля чужеродных видов от общего числа видов (S), %	0	1–15	16–30	31–50	Более 51
Встречаемость чужеродных видов (P), % проб	0	1–25	26–50	51–75	Более 76
Доля численности от общей численности сообщества (N), %	0	1–15	16–35	36–65	Более 66
Доля биомассы от общей биомассы сообщества (B), %	0	1–5	6–21	22–50	Более 51
Изменение доли отдельных трофических групп (по биомассе) (T), %	0	1–5	6–21	22–50	Более 51
Изменение среды обитания (H)	нет	незначительное	умеренное	существенное	сильное

Баллы, полученные для каждого показателя в соответствии с табл. 1, суммируются и делятся на число показателей. Уровень биологического загрязнения и класс качества определяется по табл. 2.

Таблица 2. Значения индекса ИБЗ и качественная оценка загрязнения

Значения ИБЗ	**Уровень загрязнения**	**Соответствие ISO 8689**
0	1 – отсутствует	голубой
0,1–1,0	2 – слабое	зеленый
1,1–2,0	3 – умеренное	желтый
2,1–3,0	4 – сильное	оранжевый
3,1–4,0	5 – очень сильное (массовое)	красный

Для крупных водоемов, рек, а также водных объектов с неравномерным распределением чужеродных видов, индекс может рассчитываться для отдельных участков.

Расчет индекса биологического загрязнения по зообентосу для водных объектов бассейна Верхней и Средней Оби показал, что средняя часть Новосибирского водо-

хранилища, а также сбросной канал водоема-охладителя Беловской ГРЭС (на р. Иня) относятся к участкам с очень сильным биологическим загрязнением; литораль приплотинной зоны водоема-охладителя Беловской ГРЭС, а также р. Иня выше и ниже водохранилища – к участкам сильного биологического загрязнения; литораль Новосибирского водохранилища – к участкам умеренного загрязнения; р. Обь от г. Барнаул до устья р. Томь – к участкам слабого загрязнения; на остальной части бассейна биологическое загрязнение не отмечено.

Литература

1. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 436 с.

2. *Clavero M., García–Berthou E.* Invasive species are a leading cause of animal extinctions // Trends in Ecology and Evolution. 2005. P. 110.

3. *Olenin S., Elliott M., Bysveen I., Culverhouse P., Daunys D., Dubelaar G.B.J., Gollasch S., Goulletquer P., Jelmert A., Kantor Y., Mézeth K.B., Minchin D., Occhipinti Ambrogi A., Olenina I., Vandekerkhove J.* Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters // Marine Pollution Bulletin. 2011. Vol. 62, Issue 12. P. 2581–2880.

4. *Алимов А.Ф., Орлова М.И., Панов В.Е.* Последствия интродукций чужеродных видов для водных экосистем и необходимость мероприятий по их предотвращению // Виды-вселенцы в европейских морях России. Сборник научных трудов. Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН. 2000. С. 12-23.

5. *Панов В.Е.* Биологическое загрязнение как глобальная экологическая проблема: международное законодательство и сотрудничество // Экологическая безопасность и инвазии чужеродных организмов. Сборник материалов Круглого стола Всероссийской конференции по экологической безопасности России (4–5 июня 2002 г.). М.: ИПЭЭ им. А.Н. Северцева, 2002. С. 22-40.

6. *Ricciardi A.* Ecology of invasive alien invertebrates // Ecology and general biology. 2015. P. 83-91.

7. *Rothlisberger J.D., Finnoff, D.C, Cooke R.M., Lodge D.M.* Ship-borne Nonindigenous Species Diminish Great Lakes Ecosystem Services // Ecosystems. 2012. 15:462–476. DOI: 10.1007/s10021-012-9522-6

8. *Яныгина Л.В.* Роль Viviparus viviparus (L.) (Gastropoda, Viviparidae) в формировании сообществ макрозообентоса Новосибирского водохранилища // Российский журнал биологических инвазий. 2011. № 7. С.98-107.

9. *Яныгина Л.В.* Зообентос бассейна Верхней и Средней Оби: влияние природных и антропогенных факторов. Автореф. дис…д.б.н. Владивосток. 2014. 40 с.

10. *Panov V.E., Alexandrov B., Arbaciauskas K., Binimelis R., Copp G.H., Grabowski M., Lucy F., Leuven R.S., Nehring S., Paunovic M., Semenchenko V., Son M.O.* Assessing the Risks of Aquatic Species Invasions via European Inland Waterways: From Concepts to Environmental Indicators // Integrated Environmental Assessment and Management. 2009 Vol. 5. N 1. P. 110–126.

11. *Arbaciauskas K., Semenchenko V.P., Grabowski M.* et all. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways / // Aquatic Invasions. 2008. № 3. P. 211-230. doi: 10.3391/ai.2008.3.2.12

12. *Литвинов А.С., Баканов А.И., Законов В.В., Кочеткова М.Ю.* О связи показателей донных сообществ с некоторыми характеристиками среды их обитания // Водные ресурсы. 2004. Т. 31. № 5. С. 611-618.

13. Olenin, S., Minchin D., Daunys D. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems // Marine pollution bulletin. 2007. Vol. 55. P. 379-394.

14. Zaiko A., Lehtiniemi M., Narščius A., Olenin S. Assessment of bioinvasion impacts on a regional scale: a comparative approach // Biological Invasions. 2010. Vol. 13. Issue 8. P. 1739-1765.

15. *Olenina I., Wasmund N., Hajdu S., Jurgensone I., Gromisz S., Kownacka J., Toming K., Vaiciute ˙ D., Olenin S.* Assessing impacts of invasive phytoplankton: The Baltic Sea case // Marine Pollution Bulletin. 2010. Vol. 60. P. 1691-1700.

16. *Narščius A., Olenin S., Zaiko A., Minchin D*. Biological invasion impact assessment system: From idea to implementation // Ecological Informatics. 2012. Vol. 7 (1). P. 46-51.

17. *Баканов А.И.* Количественная оценка доминирования в экологических сообществах. Рукопись деп. в ВИНИТИ 08.12.1987, № 8593–В87. 63 с.

III. *МОДЕРНИЗАЦИЯ НАУЧНО-МЕТОДИЧЕСКОЙ БАЗЫ И СУЩЕСТВУЮЩИХ ТЕХНОЛОГИЙ ОЦЕНКИ РИСКА И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ЧРЕЗВЫЧАЙНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИТУАЦИЙ НА ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ И ВОДОСБОРАХ*

ЛЕДОВЫЙ РЕЖИМ РЕК РОССИИ: СОВРЕМЕННЫЕ ОСОБЕННОСТИ, ОЦЕНКА ОПАСНОСТИ[1]

Агафонова С.А., Фролова Н.Л.
МГУ имени М.В.Ломоносова, Москва, Россия
sv_andreevna@mail.ru

Для большей части территории России ледовые явления наблюдаются ежегодно в различных формах; их продолжительность составляет пять и более месяцев. Со сроками и продолжительностью ледовых явлений связаны многие виды хозяйственной деятельности, условия эксплуатации гидротехнических сооружений. К опасным ледовым явлениям на территории России относятся [1, 2]: образование внутриводного льда и шуги, зажоры, раннее появление льда и установление ледостава на низких уровнях, наледи, промерзание, низкая толщина и прочность льда в период ледостава, густой ледоход при высоких уровнях воды, заторы, навалы льда, позднее вскрытие и очищение на низких уровнях.

В числе таких ледовых явлений и процессов особое место занимают зажоры и заторы льда. Скопление льдин (в случае заторов) или шуги (если речь идет о зажорах) в русле приводит к резким подъемам уровней воды, нередко к наводнениям. Для крупных рек России, текущих с юга на север, заторные уровни воды в период весеннего ледохода нередко превышают максимальные уровни воды в период половодья. Заторные наводнения особо опасны тем, что происходят в холодное время года и сопровождаются выходом на берег льда, который разрушает расположенные в пределах зоны затопления сооружения. Ущерб, причиняемый заторами льда, как правило, намного превышает ущерб от наводнений в период свободной ото льда реки. Кроме затопления территории и повреждения гидротехнических сооружений продолжительные заторы задерживают очищение реки ото льда, сокращая период навигации. Подъемы уровня воды от заторно-зажорных явлений ниже плотин ГЭС приводят к снижению выработки электроэнергии [3].

Лед и высокие уровни воды могут приводить к повреждению гидротехнических сооружений (откосов плотин, дамб, опор мостов, ледосбросных сооружений) и судов не только в период образования заторов и зажоров, но также в период ледохода при тепловом расширении льда, а также образовании его навалов [4].

Другой блок опасных ледовых явлений и процессов связан с нарушением условий эксплуатации различных объектов. Например, внутриводный лед, нарастая на водозаборных и других гидротехнических сооружениях, мешает их работе, поднимает со дна рек камни и электрические кабели, вытаскивает забитые в грунт сваи. Промерзание рек до дна и сокращение стока в зимний период создает затруднения для водоснабжения. Если на Европейской территории России (ЕТР) промерзают преимущественно малые реки (с площадью водосбора до 5 000 км^2), то в Сибири, особенно на северо-востоке её территории, возможно промерзание и крупных рек с

[1] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00155).

площадью водосбора до 200 000 км^2 [5]. Наледи, образующиеся практически на всех реках в зоне многолетней мерзлоты, нередко угрожают безопасности движения транспорта, закупоривая отверстия искусственных сооружений, что приводит к затоплению железных и автомобильных дорог и прилегающей территории [6]. Часто образуется сушенец (сушняк) – лед, состоящий из нескольких ярусов, разделенных между собой пустым, без воды, пространством. В такие «сушенцы» нередко проваливаются подводы и автомашины.

Для речного судоходства опасность представляет раннее (повторяемостью не чаще одного раза в 10 лет) появление льда, которое осложняет, особенно при низких уровнях воды в реке, работы по завершению навигации. В некоторых случаях это приводит к вынужденной зимовке судов в неприспособленных местах [7].

Характеристиками, позволяющими оценить опасность наводнений в период образования ледовых явлений, могут служить повторяемость превышения уровней воды над критическими отметками во время весеннего ледохода (образования заторов) и повторяемость лет, когда максимальный годовой уровень воды сопровождается ледовыми явлениями [8].

Условия организации судоходства и ледовых переправ определяются не только средними значениями сроков ледовых явлений и продолжительности периодов замерзания и очищения ото льда, но и среднеквадратическими отклонениями этих характеристик. При строительстве автозимников и ледовых переправ полезной бывает информация о региональных особенностях нарастания толщины ледяного покрова в первые недели ледостава, особенно на малых реках. Для оценки продолжительности периода, в течение которого возможна летняя навигация на реках, т.е. когда река свободна ото льда, используется продолжительность физической навигации.

Характеристикой ледовой опасности, при которой могут возникнуть критические ледовые нагрузки на гидротехнические сооружения, является максимальная толщина льда 1% вероятности превышения. Кроме того, при оценке ледовой опасности необходимо иметь представление об особенностях ледового режима рассматриваемого региона, условиях и режимах специфических опасных ледовых явлений и процессов (образования внутриводного льда, зажоров, заторов, полыней, перемерзания и наледей).

Существующие статистические и картографические данные о ледовом режиме рек для большинства регионов нашей страны относятся к 1970–1980 гг. и требуют обновления. В настоящий момент авторами обобщены сведения по 520 створам, расположенным в арктической зоне России и на основных водосборах ЕТР за период с 1936 по 2014 гг. В числе характеристик ледового режима следующие: даты появления льда, установления ледостава, вскрытия и очищения ото льда; продолжительность осеннего и весеннего ледохода, периодов замерзания и очищения ото льда, ледостава, периода с ледовыми явлениями; характеристики уровенного режима (максимальные уровни в период весеннего ледохода, уровни при подвижках, установлении ледостава и появлении льда); характеристики заторов (повторяемость, максимальные уровни воды и их заторные составляющие), а также характерные значения толщины льда. Короткие ряды данных, а также пропуски в наблюдениях были по возможности восстановлены методом гидрологической аналогии по данным створов, расположенных в схожих физико-географических условиях. Построены карты основных характеристик ледового режима, в том числе опасных ледовых явлений и процессов. Созданные карты сроков и продолжительности ледовых явлений могут быть использованы для оценки таких характеристик неизученных рек с

введением корректирующих коэффициентов, учитывающих заболоченность, залесенность и прочие характеристики водосборов.

Оценка опасности ледового режима проведена по приведенным выше показателям. Для арктической зоны России показано, что наибольшие затруднения в связи с ледовыми явлениями на реках население и хозяйство испытывает при наводнениях заторного или зажорного происхождения, при повреждении гидротехнических сооружений во время густого ледохода в случае высоких уровней воды, а также при организации судоходства и ледовых переправ.

Построены карты повторяемости выхода воды на пойму в период весеннего ледохода и повторяемости лет, когда максимальный годовой уровень воды сопровождается ледовыми явлениями, выделены населенные пункты, наиболее сильно подверженные затоплению в период с ледовыми явлениями. На средних и больших реках арктической зоны, за исключением карстовых, весенний ледоход проходит на высоких уровнях воды, сопровождается выходом воды на пойму, максимальные годовые уровни воды часто совпадают с максимальными уровнями весеннего ледохода. Например, для низовьев больших рек Европейской части страны (рр. Северная Двина, Мезень, Печора) максимальные годовые и максимальные ледоходные уровни воды совпадают в 70% случаев, а для низовьев р. Онега лишь в 20% случаев. Для рек арктической зоны Западной Сибири – в 80–90% случаев, в остальных 10–20% случаев максимальные уровни наблюдаются в первую неделю после очищения ото льда.

Благодаря суровой зиме, большому количеству льда в бассейнах рек и интенсивному снеготаянию весной на участках сужений русла, крутых поворотах и у островов в период вскрытия рек образуются заторы льда. Для рек Кольского полуострова подъем уровня воды при образовании заторов в большинстве случаев не превышает 1,0 м, для низовьев рек Северной Двины, Мезени и Печоры – до 3 м и более. Наиболее мощные заторы образуются на р. Лена, где одновременно вскрываются довольно протяженные участки. Мощные заторы образуются и на других реках Сибири. Подъемы уровней воды при образовании заторов на реках Яна, Индигирка и Колыма достигают 5 м. Ежегодно образуются мощные заторы на р. Енисей и ее притоках (в районе Туруханска, Игарки и Дудинки). На реках арктической зоны Западной Сибири из-за высокой заболоченности территорий заторные подъемы относительно невелики и составляют до 1–2 м.

Реки арктической зоны являются важными транспортными артериями и, прежде всего, для северного завоза грузов. Если в Мурманской области основные населенные пункты расположены вдоль железной дороги, то в пределах Архангельской области и Республике Коми – вдоль рек. Также вдоль рек расположено большинство населенных пунктов Сибири. Средняя продолжительность физической навигации для данного региона меняется по территории от 100 до 160 сут. Средняя продолжительность периода замерзания для рек Европейской части составляет 20–25 сут., для большинства рек азиатской части – 10–15 сут., а продолжительность очищения 10–15 и 5–10 сут., соответственно. Среднеквадратическое отклонение продолжительности периодов замерзания и вскрытия составляет около 10 сут. для рек Европейской части и до 5 сут. – для рек Восточной Сибири.

Нарастание толщины ледяного покрова для рек арктической зоны происходит в течение всего ледоставного периода. Скачкообразный рост толщины льда в феврале–марте обычно связан с выходом воды на лед и образованием наслуда, в апреле – с оттепелями и смерзанием мокрого снега с ледяным покровом. Значительный рост

толщины льда на малых реках часто обусловлен промерзанием до дна нижележащих участков и отсутствием течения в створе поста. На реках тундровой зоны более интенсивное нарастание толщины ледяного покрова связано с меньшими суммами осадков в зимний период и меньшими значениями толщины снега на льду, в отдельных случаях снег на льду не наблюдается вовсе. Максимальных значений толщина ледяного покрова достигает в апреле – мае. Максимальная толщина льда 1% превышения за современный период (1981 – 2014 гг.) для рек Кольского полуострова достигает 1 м, для рр. Печора и Уса – до 1,4 м, для рек Западной Сибири – до 1,5 м, для рек бассейна р. Лена – до 2 м и на притоках р. Яна значения могут превышать 3 м. В среднем для арктического региона максимальная толщина льда 1% превышения в 1,5 раза выше средней толщины льда к концу ледоставного периода.

Для ЕТР оценка ледовой опасности интересна тем, что ледовый режим в последние годы меняется, и эти изменения не всегда выражаются в смещении сроков ледовых явлений или в однонаправленных изменениях средней продолжительности периода их образования. Разнообразие природных условий и глубины климатических изменений в пределах Европейской территории страны позволило выделить основные стадии изменения ледового режима.

Стоит отметить, что наблюдаемые изменения ледового режима тесно связаны с особенностями водного режима. Повышение температуры воздуха в холодный период увеличивает вероятность выпадения дождя вместо снега осенью и зимой. Вместо накопления снега наблюдаются снего-дождевые паводки. Потери снегозапасов в зимний период приводят к снижению расходов и уровней воды в период половодья. Например, для рек Волжского бассейна отмечается сдвиг начала весеннего половодья в сторону более ранних сроков на 10-15 сут. Уменьшение максимальных расходов воды составляет: для р. Ока и притоков – 20-40%, рек Нижней Волги – 40-70%; бассейна р. Дон само выделение фазы половодья становится затруднительным [9].

Для рек севера ЕТР изменение средних сроков ледовых явлений не превышает 5 сут., а изменение максимальной толщины льда составляет не более 10 см. При этом все более продолжительные оттепели (например, в 2006–2007 гг. и в 2015–2016 гг.) приводят к зимним вскрытиям, ледоходу и заторно-зажорным явлениям, которые в свою очередь создают благоприятные предпосылки для образования катастрофических заторов при вскрытии.

Для Верхневолжского бассейна все чаще наблюдаются экстремально теплые зимы. В такие годы продолжительность ледостава резко сокращается и может отличаться от средней в 2–3 раза. При этом верхняя граница изменения продолжительности ледостава меняется слабо. Уменьшение максимальной толщины льда более заметно на юго-западе бассейна р. Волга (30–50%), где температура воздуха в зимний период чаще меняется на положительную в период оттепелей, и составляют 20% и менее на востоке территории, где температура растет, но остается отрицательной в зимний период.

Для бассейна р. Волга в целом смещение сроков ледовых явлений происходит за счет более частых экстремально поздних сроков установления ледостава осенью и экстремально ранних сроков вскрытия весной. Из-за неустойчивых погодных условий осенью образовавшийся ледяной покров все чаще разрушается, период замерзания растягивается. Экстремально ранняя весна (в конце февраля вместо начала апреля) редко сопровождается окончательным переходом температуры воздуха через 0° в сторону положительных значений. В результате холода возвращаются в период весеннего ледохода или уже после очищения, приводя к повторному ледоходу.

По составу ледовый материал больше похож на осенний, чем на лед при весеннем вскрытии.

Важной тенденцией весеннего вскрытия рек бассейнов Волга и Дон является наблюдаемая все чаще в последние годы низкая водность в период весеннего половодья и прохождения весеннего ледохода. Значительные изменения погодных условий в период подготовки к вскрытию и в период очищения ото льда привели к изменению условий вскрытия рек на всей территории и к сокращению повторяемости весеннего ледохода для бассейна р. Дон. Если раньше вскрытие начиналось вместе с началом весеннего половодья, отчасти под действием роста расходов воды и скоростей течения, то последние годы лед все чаще не дожидается действия динамических факторов и тает на месте. Уменьшение расходов воды в весенний период сказывается и на изменении уровней воды в период ледохода, снижая опасность заторных подъемов уровней воды. Вода все реже выходит на пойму в этот период.

Для рек юга ЕТР, в том числе Донского бассейна, климатические изменения и влияние антропогенной деятельности привело к существенным изменениям характера ледового режима. Длительные оттепели в зимний период нередко сопровождаются очищением рек ото льда и делят период с ледовыми явлениями на несколько обособленных частей.

Для арктической зоны России, особенно ее азиатской части, изменение характеристик ледового режима пока статистически не значимы. Для данной территории была проведена оценка возможных будущих изменений ледового режима для временного среза 2081–2100 гг. для сценария RCP8.5 проекта CMIP5. Выбор сценария RCP8.5 обусловлен тем, что он является наиболее «жестким» и позволяет получить большой и статистически значимый отклик.

Для решения поставленной задачи были выявлены связи климатических характеристик холодного периода (эксперимент historical, ансамбль из 13 моделей, сетка 1,75*1,75 градусов по широте и долготе – [10]) и основных характеристик ледового режима (по данным наблюдений на гидрологических постах). В качестве исходных данных использовались ежегодные значения и скользящие средние по 10-летиям за холодный период (октябрь – апрель) сумм твердых осадков, сумм отрицательных температур воздуха, сумм положительных температур воздуха, число дней с температурой воздуха выше 0°С и число дней с температурой воздуха ниже 0°С, а также значения продолжительности периода с ледовыми явлениями, продолжительности ледостава и максимальной толщины льда. Полученные результаты оценки изменений ледового режима на конец XXI века по сравнению с периодом 1986–2005 гг. представлены в виде карт.

В современных условиях исследование ледового режима рек России не теряет своей актуальности. Накопленный авторами за прошедшие годы значительный объем данных о ледовом режиме рек, опасных ледовых явлениях и процессах позволяет решать широкий круг задач: анализировать пространственно-временную изменчивость, составлять методики расчета для неизученных рек, оценивать ледовую опасность и ее изменение в будущем при различных сценариях изменения климата.

Литература

1. Опасные ледовые явления на реках и водохранилищах России М.: РГАУ-МСХА, – 2015. – 348 с.

2. *Agafonova S.A., Frolova N.L., Krylenko I.N., Sazonov A.A., Golovlyov P.P.* Dangerous ice phenomena on the lowland rivers of European Russia // Natural Hazards. 2016.

P. 1–18. DOI: 10.1007/s11069-016-2580-x.

3. *Бузин В.А.* Зажоры и заторы на реках России. СПб.: Гидрометеоиздат, 2015. – 240 с.

4. СНиП 2.06.04–82*.Нагрузки и воздействия на гидротехнические сооружения (волновые, ледовые и от судов). М. 2014. 112 с.

5. *Аржакова С.К.* Зимний сток рек криолитозоны России. СПб.: РГГМУ, 2001. 209 с.

6. *Алексеев В.Р.* Наледи. Новосибирск: Наука, 1987. 158 с.

7. РД 52.88.699-2008 Руководящий документ. Положение о порядке действий учреждений и организаций при угрозе возникновения и возникновении опасных природных явлений. Москва, 2008. 30 с.

8. *Агафонова С.А., Фролова Н.Л., Василенко А.Н., Широкова В.А.* Ледовый режим и опасные гидрологические явления на реках арктической зоны Европейской территории России // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2016. № 6. С. 41–48.

9. *Фролова Н.Л., Киреева М.Б., Агафонова С.А., Евстигнеев В.М., Ефремова Н.А., Повалишникова Е.С.* Внутригодовое распределение стока равнинных рек Европейской территории и его изменение // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2015. № 4. С. 4–20.

10. *Суркова Г.В., Крылов А.А.* Изменение гидротермических климатических ресурсов Арктики на фоне потепления XXI века // Арктика и Антарктика. 2017. №1. С. 47-61. DOI: 10.7256/2453-8922.2017.1.22265.

СХЕМА ГОДУНОВА ДЛЯ УРАВНЕНИЙ МЕЛКОЙ ВОДЫ С КОРРЕКЦИЕЙ РАСПАДА РАЗРЫВА НА НЕРОВНОМ ДНЕ[2]

Алексюк А.И. [1,2], *Беликов В.В.* [1]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[2]МГУ им. М.В. Ломоносова, г. Москва, Россия
aleksyuk@mech.math.msu.su

Введение. Двумерные уравнения теории мелкой воды (уравнения Сен-Венана) в настоящее время эффективно применяются для решения задач гидравлики, гидрологии и гидротехники. В основе их вывода лежит осреднение трехмерных уравнений гидродинамики по глубине потока при допущении о гидростатическом распределении давления по вертикальной координате. Рельеф подстилающей поверхности при этом остается полностью трехмерным, также как и получаемая в процессе решения свободная поверхность воды. При моделировании течений одним из способов задания рельефа дна является его аппроксимация кусочно-линейной поверхностью (в том числе разрывной). При наличии резких перепадов поверхности дна применение численных методов типа Годунова приводит к необходимости решения задачи о распаде гидродинамического разрыва над скачком дна. В этом случае классическое условие на разрыве, выражающее закон сохранения импульса, не выполняется. Следуя распространенному подходу [1-4], будем считать, что при прохождении через разрыв выполняется закон сохранения энергии. Решение этой задачи осложняется большим набором конфигураций течения в зависимости от начальных

[2] Исследования выполнены при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №17-77-30006)

условий и проблемой разрешимости [4]: при некоторых предраспадных значениях параметров решение может не являться единственным и может не существовать.

В настоящей работе предлагается приближенный численный метод решения задачи о распаде разрыва над скачком дна, обсуждаются вопросы её разрешимости и приводятся результаты применения разработанного метода для тестовых и прикладных задач.

Метод численного решения. Двумерные течения мелкой воды описываются уравнениями Сен-Венана относительно неизвестных полей глубин и скоростей. Расчетная область представляется в виде объединения ячеек – треугольников или выпуклых четырехугольников. Дискретизация уравнений проводится методом конечных объемов второго порядка точности с ограничителем «minmod». Поля глубин, отметок дна и скоростей – кусочно-линейные функции, которые на каждой ячейке задаются значением в ее центре и двумя наклонами. Потоки через границы ячеек находятся путем решения задачи о распаде разрыва. Если поверхность дна является непрерывной на границе, решение задачи Римана о распаде разрыва получается классическим способом [5]. В противном случае решение строится новым приближенным методом [6], который описывается в настоящей работе.

Решение задачи о распаде разрыва над скачком дна. Рассмотрим одномерную задачу об определении значений глубин и скоростей слева $\mathbf{w}_L = (h_L, u_L)^T$ и справа $\mathbf{w}_R = (h_R, u_R)^T$ от скачка дна, которые получаются в результате распада произвольного разрыва:

$$\mathbf{w}^0(x) = \begin{cases} \mathbf{w}_L^0(x) = (h_L^0, u_L^0)^T, & x < 0; \\ \mathbf{w}_R^0(x) = (h_R^0, u_R^0)^T, & x > 0. \end{cases}$$

Отметки дна задаются функцией $b(x)$, равной b_L при $x < 0$ и b_R при $x > 0$. Будем считать, что $\Delta b = b_R - b_L > 0$. Здесь и далее для одномерных задач вводятся обозначения $x = x_1$, $u = u_1$. Скорость распространения малых возмущений будем обозначать $c = \sqrt{gh}$.

В качестве условий на неподвижном разрыве при $x = 0$ будем использовать

$$q = h_L u_L = h_R u_R, \tag{1}$$

$$\frac{1}{2}u_L^2 + g(b_L + h_L) = \frac{1}{2}u_R^2 + g(b_R + h_R). \tag{2}$$

Соотношения (1) и (2), выражающие законы сохранения массы и энергии при переходе через разрыв, можно получить из уравнений Сен-Венана. Классическое условие на разрыве $h_L u_L^2 + \frac{1}{2} g h_L^2 = h_R u_R^2 + \frac{1}{2} g h_R^2$, вытекающее из закона сохранения импульса, не выполняется из-за наличия разрыва дна. Решение задачи о распаде разрыва с использованием уравнений (1), (2) может быть не единственным и в некоторых случаях может не существовать (например, если течения через разрыв нет). В работах В.В. Остапенко (например, см. [1]) проведен анализ однозначной разрешимости задачи Римана над разрывным дном для задач о разрушении плотины (с нулевыми предраспадными скоростями по обе стороны от разрыва) и задачи о прохождении прерывной волны через скачок дна. В [4] в общем случае описаны

границы областей, в которых существуют единственное решение и несколько решений с указанием возможных конфигураций течения.

Метод построения приближенного решения основан на замене исходной задачи о распаде разрыва над скачком дна на физически близкую к ней и решении более простых вспомогательных задач: системы (1), (2) по известным h_R, u_R или h_L, u_L при $q \neq 0$ и задачи о распаде разрыва над скачком дна, когда справа от скачка дно в начальный момент времени сухое. Устойчивость метода и сходимость решения к точному по размеру ячеек сетки проверяется путем численного эксперимента на большом наборе тестов.

Пример алгоритма построения приближенного решения. Рассмотрим ситуацию, когда через ступеньку есть поток и скорости на разрыве положительны. Введем вспомогательные обозначения

- $\mathbf{w} = \mathrm{R}(\mathbf{w}_L, \mathbf{w}_R)$ – значение при $x = 0$ решения классической задачи Римана на ровном дне. Здесь для простоты опускается частный случай, когда в результате решения задачи Римана на ровном дне при $x = 0$ возникает разрыв параметров (стационарный гидравлический прыжок $x = 0$);
- $\mathbf{w}_L = \mathrm{S}_{R\to L}(\mathbf{w}_R)$ – значение слева от скачка, полученное из (1), (2) по известным значениям справа;
- $\mathbf{w}_R = \mathrm{S}_{L\to R}(\mathbf{w}_L)$ – значение справа от скачка, полученное из (1), (2) по известным значениям слева;
- $\mathbf{w}_L = \mathrm{D}_L(\mathbf{w}_L^0)$, $\mathbf{w}_R = \mathrm{D}_R(\mathbf{w}_L^0)$ – значения слева и справа от скачка решения задачи о распаде разрыва, когда справа дно сухое, а слева параметры равны $\mathbf{w}_L^0$.

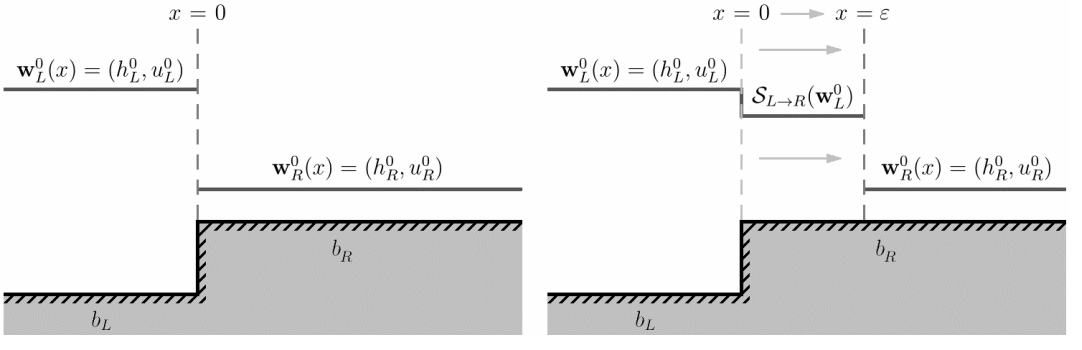


Рисунок 1. Схематичное представление одной ветви алгоритма расчета распадных значений над разрывным дном

Добавим малую промежуточную область длины ε справа от разрыва дна (рис. 1). Тогда исходная задача заменяется на задачу, в которой в промежуточной области значения параметров потока равны $\tilde{\mathbf{w}}_L = \mathrm{S}_{L\to R}(\mathbf{w}_L^0)$ (там, где $\mathrm{S}_{L\to R}$ не определена, $\tilde{\mathbf{w}}_L = \mathrm{D}_R(\mathbf{w}_L^0)$). Решим классическую задачу о распаде разрыва при $x = \varepsilon$ (с предраспадными значениями $\tilde{\mathbf{w}}_L$ и $\mathbf{w}_R^0$) и будем считать, что полученное решение $\mathbf{w}_R = \mathrm{R}(\tilde{\mathbf{w}}_L, \mathbf{w}_R^0)$ слабо отличается от значения точного решения при $x = +0$ исходной задачи Римана над скачком дна. Тогда значение слева от разрыва

дна находится из условия выполнения соотношений (1), (2), т.е. $\mathbf{w}_L = \mathrm{S}_{R\to L}(\mathbf{w}_R)$. Таким образом, решение можно записать в виде

$$\mathbf{w}_R = \mathrm{R}\,(\mathrm{S}_{L\to R}(\mathbf{w}_L^0), \mathbf{w}_R^0), \quad \mathbf{w}_L = \mathrm{S}_{R\to L}(\mathbf{w}_R).$$

Данный алгоритм удовлетворяет условию стремления $\mathbf{w}_L, \mathbf{w}_R$ к решению классической задачи о распаде разрыва при $\Delta b \to 0$. Кроме того, если есть точное стационарное (на скачке) решение, удовлетворяющее (1), (2), то оно будет сохраняться описанным алгоритмом. Например, так как $\mathbf{w}_L^0, \mathbf{w}_R^0$ удовлетворяет (1), (2), то $\mathbf{w}_R = \mathrm{R}\,(\mathrm{S}_{L\to R}(\mathbf{w}_L^0), \mathbf{w}_R^0) = \mathrm{R}\,(\mathbf{w}_R^0, \mathbf{w}_R^0) = \mathbf{w}_R^0$ и $\mathbf{w}_L = \mathrm{S}_{R\to L}(\mathbf{w}_R) = \mathrm{S}_{R\to L}(\mathbf{w}_R^0) = \mathbf{w}_L^0$.

Решение вспомогательных задач. Процесс нахождения значений $\mathbf{w}_L = \mathrm{S}_{R\to L}(\mathbf{w}_R)$ и $\mathbf{w}_R = \mathrm{S}_{L\to R}(\mathbf{w}_L)$ сводится к решению кубического уравнения. Выбор нужного корня (когда это возможно) осуществляется из условия непрерывности решения по параметру Δb ($\mathbf{w}_L \to \mathbf{w}_R$ при $\Delta b \to 0$).

Для нахождения значений $\mathbf{w}_L = \mathrm{D}_L(\mathbf{w}_L^0)$, $\mathbf{w}_R = \mathrm{D}_R(\mathbf{w}_L^0)$ используется найденное решение задачи о распаде разрыва, когда справа дно сухое. Показано, что плоскость (h_L^0, u_L^0) начальных значений, определяющих решение, может быть разбита на 8 подобластей (рис. 2а), с различными конфигурациями решения. Причем в двух подобластях возникает проблема неединственности решения: в каждой из них возможна одна из трех конфигураций. Предложен способ отбрасывания “лишних” решений путем проверки гипотезы о непрерывности расхода на скачке дна при переходе из одной области решения на плоскости (c_L^0, u_L^0) в другую. Это условие выражает свойство непрерывной зависимости решения задачи Коши от начальных данных. Итоговая диаграмма течения представлена на рис. 2б – имеется 6 областей со своей единственной конфигурацией решения.

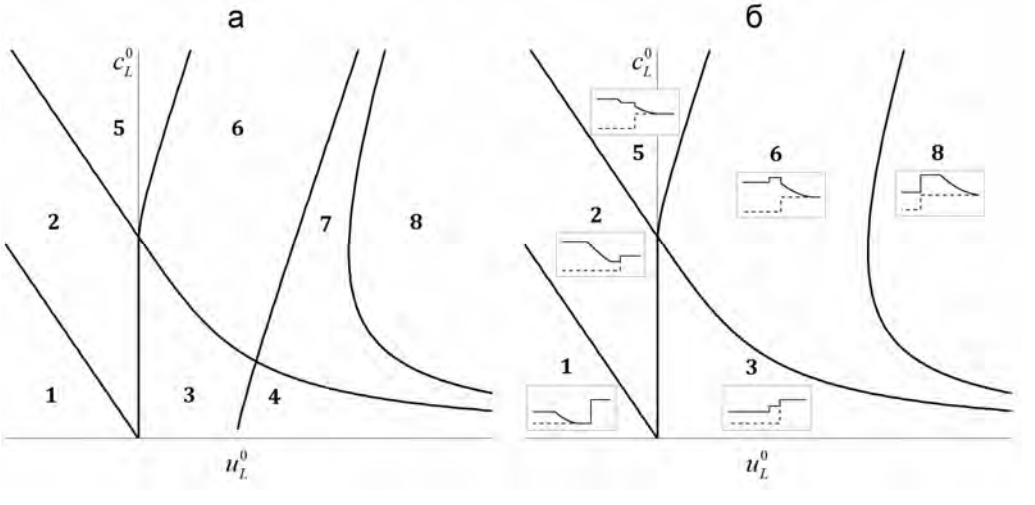


Рисунок 2. Режимы течения для задачи о распаде разрыва над разрывным дном с сухим дном справа от разрыва при $t = 0$: а – промежуточный результат с тремя возможными решениями в областях 4 и 7; б – итоговый вариант с однозначным решением в каждой области

Результаты расчета тестовых задач. Проведено 32 тестовых расчета одномерной задачи о распаде разрыва над скачком дна, начальные данные для которых

представлены в работе [6]. По всем тестам проведено сопоставление результатов численного расчета с точными решениями, полученными в настоящей работе (тесты №1-8) и в работах [3, 4] (тесты №9-32).

На рис. 3 (см. далее) представлены результаты сопоставления по Тестам №5-8 (шаг сетки $\Delta x = 0.0075$ м, $\tau = 1$ с). Результаты близки к точным решениям, причем погрешность, возникающая вблизи разрыва дна, намного меньше погрешностей на волнах Римана и вблизи гидравлических скачков.

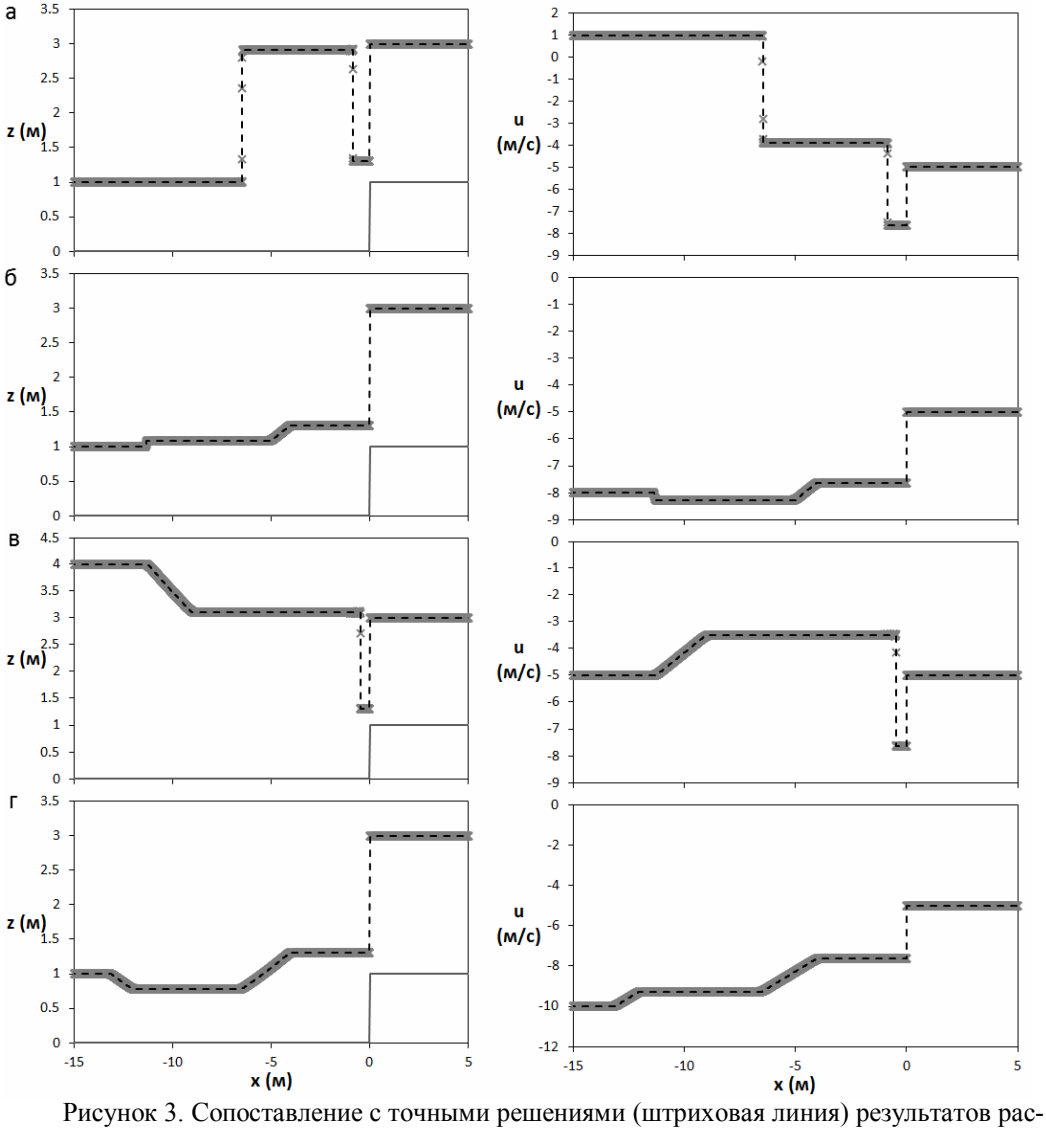


Рисунок 3. Сопоставление с точными решениями (штриховая линия) результатов расчета уровня $z(x)$ и скорости $u(x)$ (кресты) при $\Delta x = 0.0075$ для тестов №5-8 (графики а-г, соответственно). Дно $b(x)$ обозначается сплошной линией.

Результаты моделирования наводнений и волн прорыва с учетом гидротехнических сооружений. Описанный выше алгоритм положен в основу реализации программного комплекса STREAM 2D для расчета течений, деформаций дна и переноса загрязнений в открытых потоках, новая версия которого STREAM 2D HPC в настоящее время находится на регистрации в Роспатенте. Код программы распа-

раллелен для высокопроизводительных вычислений с использованием технологий OpenMP (на многопроцессорных системах с общей памятью) и CUDA (на графических процессорах NVIDIA).

С применением нового варианта программы выполнен расчет ряда нескольких сложных объектов. Так, например, для определения отметки верха промплощадки АЭС Руппур на р. Ганг на участке долины протяженностью 42 км выполнялось моделирование паводка обеспеченностью 0.01% (повторяемостью 1 раз в десять тысяч лет, максимальный расход 130500 $м^3/с$) с наложением на него ветрового нагона обеспеченностью 1% (скорость ветра 36 м/с) и с учетом деформаций дна русла. Рассчитанная из условия затопления не чаще чем 1 раз в миллион лет отметка верха промплощадки принята к проектированию.

На стадии предпроектных работ были выполнены вариантные расчеты гидротехнических сооружений Нижегородского низконапорного гидроузла на р.Волге (водосбросной плотины и судоходного шлюза), определена их пропускная способность в период навигации и при паводках редкой повторяемости. Аналогичные расчеты, но уже на стадии проектирования, выполнены для низконапорного Багаевского гидроузла на Нижнем Дону, причем в этом случае разработана «глобальная» гидродинамическая модель долины Н.Дона от Кочетовского гидроузла до Таганрогского залива протяженностью почти 200 км с учетом широкой поймы, изменённой под влиянием антропогенного воздействия (дороги, мостовые переходы, защитные дамбы обвалования и т.п.). На этой модели были рассчитаны не только параметры паводковых и меженных течений с учетом проектируемого Багаевского водохранилища, но и рассмотрено распространение волны прорыва напорного фронта Цимлянского гидроузла по указанной территории, а также получены характеристики сгонно-нагонных явлений, оказывающих сильное влияние на обеспечение бесперебойного судоходства. Достоверность расчетных исследований подтверждена сопоставлениями с данными натурных наблюдений.

Смоделировано катастрофическое затопление г. Крымска летом 2012 года, причем применение современных вычислительных технологий позволило автоматически выделить на расчетной сетке более 10 тысяч зданий и сооружений, обеспечив тем самым воссоздание реальной картины затопления города [7].

Заключение. В работе предложен алгоритм численного решения уравнений мелкой воды на неструктурированных треугольно-четырехугольных сетках, который позволяет моделировать течения со сложным рельефом подстилающей поверхности с резкими перепадами. Подход основан на новом приближенном методе решения задачи о распаде разрыва над скачком дна. Работоспособность метода подтверждена результатами расчетов широкого набора тестов с умеренными и большими числами Фруда.

Решена задача о распаде разрыва с сухим начальным дном по одну сторону от разрыва (на ступеньке дна) и на примере этой задачи предложен способ выбора решения в ситуации, когда оно неединственное. Приводятся восемь точных решений, которые могут быть использованы для тестирования численных алгоритмов.

Описанный метод показал хорошие результаты при решении более сложных практически важных задач – моделирования волн природных и техногенных паводков в речных долинах с учетом влияния урбанизации и при наличии гидротехнических сооружений (плотин, водосбросов, шлюзов, набережных и т.п.).

Литература

1. *Остапенко В.В.* Течения, возникающие при разрушении плотины над ступенькой дна // ПМТФ. 2003. Т. 44. № 4. С. 51-63.

2. *Беликов В.В., Борисова Н.М., Остапенко В.В.* Совершенствование методов численного моделирования гидротехнических сооружений с резкими перепадами отметок дна. // В сб. "Безопасность энергетических сооружений". М., Вып. 16. ОАО "НИИЭС", 2007. С. 79-89.

3. *Булатов О.В.* Аналитические и численные решения уравнений Сен-Венана для некоторых задач о распаде разрыва над уступом и ступенькой дна // Журнал вычислительной математики и математической физики 2014. Т. 52. № 1. С. 150-164.

4. *Han E., Warnecke G.* Exact Riemann solutions to shallow water equations // Quart. Appl. Math. 2014. V. 72. № 3. P. 407-453.

5. *Беликов В.В., Семёнов А.Ю.* Численный метод распада разрыва для решения уравнений теории мелкой воды // Журнал вычислительной математики и математической физики. 1997. 37. №8. С. 1006-1019.

6. *Алексюк А.И., Беликов В.В.* Моделирование течений мелкой воды с областями обмеления и разрывами дна // Журнал вычислительной математики и математической физики. 2017. 57. № 2. С. 316–338.

7. *Норин С.В., Беликов В.В. Алексюк А.И.* Моделирование движения паводковых волн по селитебным территориям. // Гидротехническое строительство. 2016. №12. С. 15-21

ЧИСЛЕННАЯ ГИДРОДИНАМИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ СТОКОВО-ПРИЛИВНЫХ ТЕЧЕНИЙ В АМУРСКОМ ЛИМАНЕ[3]

Беликов В.В.[1], *Борисова Н.М.*[1], *Румянцев А.Б.*[1], *Бугаец А.Н.*[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[2]Дальневосточный региональный научно-исследовательский гидрометеорологический институт, г. Владивосток, Россия
belvv@bk.ru

Введение. Представлены предварительные результаты первого этапа исследования движения пресных и соленых вод в Амурском лимане. Вопрос о взаимодействии река-море в зоне Амурского лимана и о перераспределении пресных вод в акватории Японского и Охотского морей является актуальным. Эти данные могут использоваться в качестве граничных условий в региональной прогностической модели океана, а также для решения ряда других региональных задач.

На первом этапе разработана численная гидродинамическая модель течений, формирующихся под воздействием стока р. Амур и приливных колебаний уровня воды. В основу положены двумерные нестационарные уравнения Сен-Венана (уравнения мелкой воды), уравнение переноса пассивной примеси и их численная реализация в программном комплексе STREAM_2D. Исходными данными являлись подробная батиметрическая карта лимана, приливные гармоники на морских границах, паводковые и меженные расходы в устьевой части р. Амур.

На модели исследовалось распределение стока пресной воды р. Амур между северной (с Охотским морем) и южной (с Татарским проливом Японского моря) открытыми

[3] Исследования выполнены при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №17-77-30006)

морскими границами Амурского лимана в зависимости от приливной фазы и расхода реки. Расчеты проводились для условий открытой воды для периода времени в несколько месяцев. Установлено, что не менее 70% пресной воды уходит из лимана через северную границу в Охотское море, что, вообще говоря, согласуется с представлениями океанологов и подтверждается натурными наблюдениями.

В перспективе планируется изучить влияние ветра на картину течений, а также объединить гидродинамическую модель лимана с прогностической региональной моделью океана с целью более точного моделирования динамики водообмена и гидролого-морфометрических процессов в устьевой области реки Амур и Амурском лимане. В будущем на основе разработанных моделей и подключения к ним гидрометеорологических баз данных предполагается создание технологии оперативного прогноза гидродинамических процессов в Амурском лимане.

Построение численной гидродинамической модели Амурского лимана. Амурский лиман достаточно мелководный (средняя глубина около 3-5 метров, есть обширные отмели с отметками дна выше среднего уровня моря), прорезанный глубокими (10-15 метров) и достаточно узкими (200-400м) фарватерами. Обычные модели океана, которые сейчас преимущественно используются (ROMs и POM) работают на регулярной сетке с шагом порядка 2 км, в результате чего не могут правильно учесть все особенности рельефа.

Для построения батиметрии Амурского лимана использовались морские карты М 1:50000 и М 1:25000. Все листы сканировались, привязывались в единой системе координат и оцифровывались вручную. Русло р. Амур выше г. Николаевск-на-Амуре на данном этапе подробно не оцифровывалось, однако для учёта приливных колебаний расхода воды в р. Амур в районе Николаевска, оно было продлено прямолинейным участком длиной 30 км с характерным для устьевой части поперечным сечением и уклоном дна. Рельеф дна Амурского лимана, отрисованный на расчетной сетке и использованный в расчетах, изображен на рис.1. (без дополнительного схематизированного участка русла р. Амур).

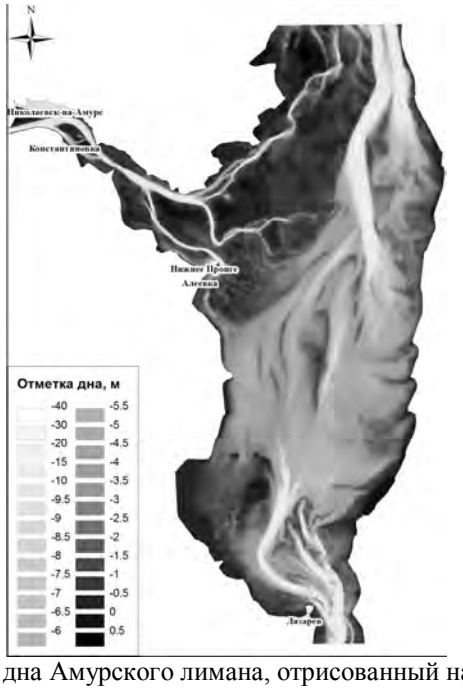


Рисунок 1 Рельеф дна Амурского лимана, отрисованный на расчетной сетке

Расчетная гибридная неструктурированная треугольно-четырехугольная сетка (рис. 2) адаптировалась к глубинам и особенностям батиметрии Амурского лимана. На большей части расчетной области строилась треугольная сетка, на схематизированном участке р. Амур четырехугольная.

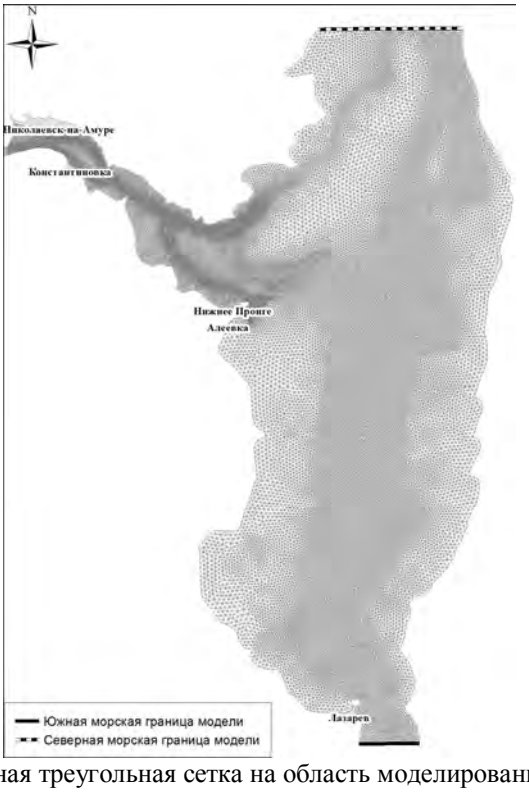


Рисунок 2. Расчетная треугольная сетка на область моделирования (67391 ячейки)

Коэффициент шероховатости по Маннингу в модели Сен-Венана для всего лимана принимался равным 0.025. Применялась однослойная модель мелкой воды (включая уравнение переноса консервативной примеси) без учета плотностной стратификации. Расчеты проводились с применением программного комплекса STREAM_2D [1] с реализованным в нем новым высокоточным численным алгоритмом, описанным в [2]. Сделана попытка использовать в расчетах многослойную модель мелкой воды для стратифицированных течений, однако она давала нестабильные результаты, по-видимому, из-за осушки-затопления отмелей под влиянием приливных течений.

Постановка граничных условий. В качестве граничных условий в идеальном случае хотелось бы задавать: уровень моря на границах лимана (см. рис.2) из модели океана (для прогностических расчетов) либо фактически наблюденный (для калибровки и верификации модели); гидрограф стока р. Амур на в/п Богородское за пределами влияния прилива; трехчасовой ветер, распределенный по акватории лимана, ледовую обстановку (для зимних условий).

На первом этапе по р. Амур задавался постоянный расход пресной воды (40000 куб.м/с, 20000 куб.м/с, 10000 куб.м/с, 0 куб.м/с), на свободных морских границах задавался уровень воды: постоянный (0 м) или в виде гармоник (рис.3), рассчитанных на период с 15 августа по 25 сентября 2013г (экстраординарного паводка), ветер отсутствовал.

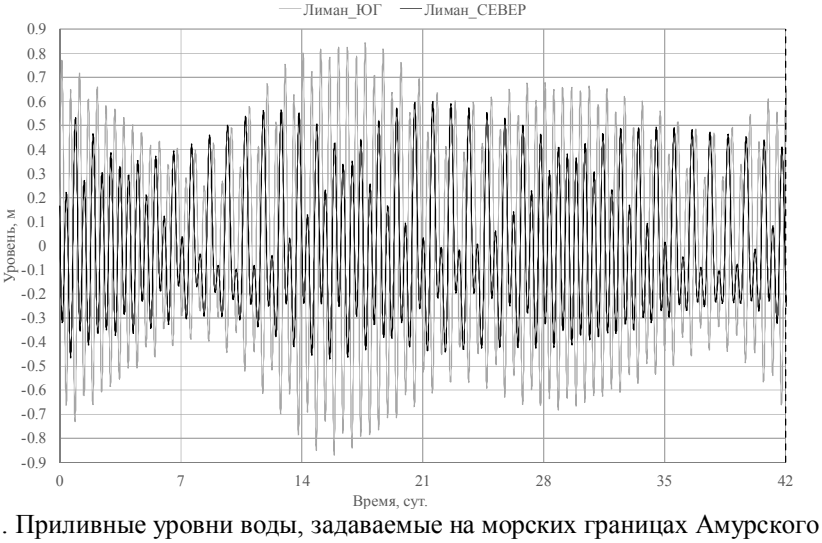


Рисунок 3. Приливные уровни воды, задаваемые на морских границах Амурского лимана в зависимости от времени

Результаты моделирования. Моделирование выполнялось следующим образом. В начальный момент времени на всей акватории Амурского лимана задавался нулевой уровень воды, нулевые скорости течения и единичная концентрация пассивной примеси, которая обозначала морскую неразбавленную воду. Далее через входную границу на р. Амур начинали подаваться постоянные во времени расходы воды, равные 40000 куб.м/с (расход, близкий к пиковому расходу р. Амур в наводнение 2013 года), 20000 куб.м/с, 10000 куб.м/с. Постоянные расходы принимались с той целью, чтобы была возможность оценить зависимость распределения стока пресной воды между южной и северной морскими границами от расхода реи (при задании гидрографа стока р. Амур такой анализ было бы выполнить затруднительно).

Рассматривались две группы расчетных сценариев. 1-я группа – варианты расчетов *при отсутствии приливных явлений*: на северной и южной морских границах уровни воды принимались постоянными во времени и равными 0 м, расчеты проводились до полного установления стационарной картины течения. Это позволило оценить влияние чисто стоковой составляющей (а по сути, батиметрии лимана) на распределение пресной воды между морскими границами (табл.1).

Таблица 1. Результаты расчетов

Варианты расчетов:	Уровень воды на морских границах					
	Z-гармоники	Z-гармоники	Z-гармоники	Z=0 м	Z=0 м	Z=0 м
	Расход по Амуру (куб.м/с):					
	40000.00	20000.00	0.00	40000.00	20000.00	10000.00
Границы	Объём пресной воды через границы (млн. куб.м):					
Входная_р.Амур (створ 1)	352426.3	331720.3	0.00	143362.8	143864.3	107946.6
Лиман_юг (створ 2)	77792.8 (23.49%)	53548.8 (17.17%)	85.5 (0.55%)	38547.9 (31.39%)	38525.9 (30.93%)	26196.2 (29.35%)
Лиман_север (створ 3)	253333.6 (76.51%)	258411.9 (82.83%)	15492.3 (99.45%)	84266.8 (68.61%)	86038.8 (69.07%)	63062.4 (70.65%)
Объём пресной воды, вынесенной через морские границы	331126.4 (100%)	311960.7 (100%)	15577.8 (100%)	122814.7 (100%)	124564.6 (100%)	89258.6 (100%)

В результате получилось практически независимое от расхода р. Амур распределение: через южную границу в Японское море уходит в среднем 30.5%, через северную в Охотское – 69.5%.

2-я группа сценариев – варианты с *заданием приливных колебаний на морских границах* (рассчитанных по гармоникам, а не фактически измеренных). С учетом приливов картина распределения расходов существенно меняется (см. табл. 1). При расходе 40000 куб.м/с соотношение юг-север 23.5% на 76.5% (динамика рассоления Амурского лимана для этого случая представлена на рис.4), при расходе 20000 куб.м/с – 17.2% к 82.8% (расход 10000 куб.м/с не посчитан), при расходе 0 куб.м/с (предельный гипотетический случай) 0.5% на 99.5%.

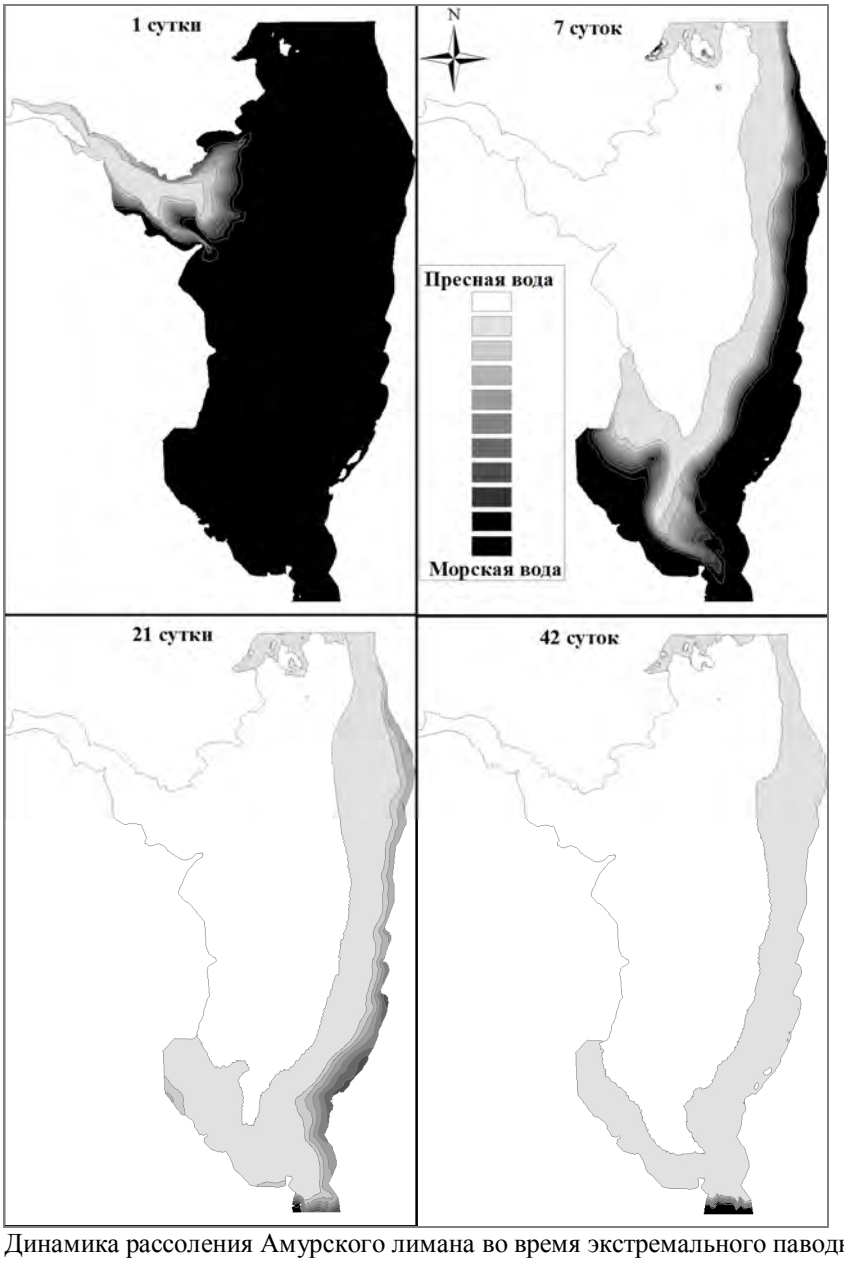


Рисунок 4 Динамика рассоления Амурского лимана во время экстремального паводка 2013 г. (расход по р. Амур 40000 куб.м/с)

Таким образом, при малых расходах р. Амур относительная доля стока пресной воды через северную границу лимана в Охотское море увеличивается.

Из результатов следует, что приливы генерируют некое морское течение, направленное с юга на север через лиман (по крайней мере, для выбранного отрезка времени). Чем больше сток Амура, тем это течение меньше влияет на его распределение через морские границы, и наоборот. При отсутствии этого течения процентное отношение приблизительно составляет 30% к 70%. Безусловно, на распределение пресного стока будут оказывать существенное влияние ветровые течения (в том числе сгонно-нагонные), а также морские течения в Охотском и Японском морях.

Литература

1. *Беликов В.В., Кочетков В.В*. Программный комплекс STREAM_2D для расчета течений, деформаций дна и переноса загрязнений в открытых потоках // Свидетельство об официальной регистрации программы для ЭВМ № 2014612181. М., 2014.

2. *Алексюк А.И., Беликов В.В*. Моделирование течений мелкой воды с областями обмеления и разрывами дна // Журнал вычислительной математики и математической физики. 2017. 57. № 2. С. 316–338.

ОЦЕНКА МАКСИМАЛЬНЫХ ВОЗМОЖНЫХ ОСАДКОВ ДЛЯ БАССЕЙНА Р. ЗЕИ

Болгов М.В., Трубецкова М.Д.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
trubets@mail.ru

Введение. Под термином «максимально возможные осадки» (probable maximum precipitation – PMP) понимают наибольший слой осадков заданной продолжительности и площади распространения, физически возможный для расчетного водосбора или для зоны ливней в конкретном месте в определенное время года без учета долгосрочных климатических тенденций [1]. Задача определения максимальных возможных осадков весьма актуальна для гидрологии. На основании этих величин получаются расчетные значения предельного стока, что чрезвычайно важно при оценке масштаба возможных опасных гидрологических событий, в первую очередь, наводнений, а также для обеспечения безопасности гидротехнических сооружений высокого уровня ответственности.

Тема определения максимальных возможных осадков развивается зарубежными гидрологами достаточно давно – начиная с середины прошлого века, когда вышли работы Хершфилда [2]. Выпущено несколько вариантов руководства по расчету PMP, последний увидел свет в 2009 г. [1]. К настоящему моменту имеются результаты многочисленных расчетов PMP для рек США, Китая, Австралии и ряда европейских стран.

В отечественной практике на сегодняшний день известно считанное количество исследований на эту тему. Подробный анализ методики дан в работе Асарина и Жиркевича [3], где перечислены основные сложности, возникающие в процессе определения максимальных возможных осадков. В работе Н.О. Поповой [4] приведены результаты расчетов PMP, выполненные для территории ЕТР и Приморья. В предлагаемой нами работе оценки PMP получены для бассейна р. Зеи.

Необходимо отметить, что, хотя данная методика и нашла широкое применение в мире, она не лишена недостатков [3]. К ним, помимо сложности и больших временных затрат, относится то обстоятельство, что появление новых данных наблюдений может существенно повлиять на полученный результат. Тем не менее, в ряде российских документов в свое время появились рекомендации применять метод РМР для оценки предельного стока. Так, в [5] сказано: «При проектировании речных гидротехнических сооружений, особенно размещаемых в районах активной циклонической деятельности, в качестве расхода поверочного расчетного случая принимать расход, определенный по методике вероятного максимального паводка», а методика эта включает использование величин максимальных возможных осадков. Это обстоятельство делает предлагаемое исследование особенно актуальным.

Данные. К исследованию были привлечены данные наблюдений на девяти метеостанциях, расположенных на территории бассейна Зеи и неподалеку от него. Их расположение показано на рис. 1. Использованы данные восьмисрочных наблюдений за основными метеорологическими характеристиками из электронной базы данных ВНИИГМИ МЦД [6]. Анализировались значения температуры точки росы и сумм осадков. Рассчитывались скользящие суммы осадков за 24 часа, из которых выбирался абсолютный максимум. Ряды срочных наблюдений начинаются с 1966 г. и заканчиваются в 2015 г. – тем самым, длина рядов составляет 50 лет. В соответствии с [1] это та минимальная длина рядов, которой достаточно для получения обоснованных результатов расчетов. Кроме того, для оценки достоверности полученных результатов к исследованию были привлечены ряды суточных сумм осадков из того же источника [7]. Длина этих рядов намного больше. В табл. 1 приведена информация о годе начала наблюдений для каждой метеостанции, а также значения абсолютных максимумов суточных сумм осадков за весь период наблюдений.

Район исследований. Река Зея – левый приток р. Амур – берет начало на южном склоне горной системы Станового хребта на высоте 1900 м. Длина реки – 1242 км, площадь ее бассейна – 233 тыс. кв.км. В верхнем и среднем течении р. Зея имеет горный характер и выходит на равнину лишь после впадения р. Селемджи.

Район характеризуется горным рельефом, однако метеостанции расположены в долинах. Их абсолютные высоты изменяются от 130 до 860 м (табл. 1).

Таблица 1. Сведения о метеостанциях и наблюденных значениях максимумов осадков

Название метеостанции	Абсолютная высота, м	Год начала ряда суточных данных	Абсолютный максимум суточных сумм осадков		
			Величина, мм	Год наблюдения	Месяц наблюдения
Нагорный	860	1936	105	1997	7
Бомнак	365	1909	101.2	1955	8
Сковородино	397	1912	106.8	1938	7
Джалинда	266	1936	123.1	1976	7
Экимчан	540	1914	96.5	1939	7
Черняево	208	1901	111.9	1975	7
Норск	207	1925	134.6	1971	7
Мазаново	161	1933	234.5	2008	7
Благовещенск	130	1881	121.5	1895	8

Наибольшее количество осадков выпадает в бассейне в летний период (с мая по сентябрь) во время прохождения атмосферных фронтов, что обусловлено активной

циклонической деятельностью в эти месяцы. Максимум осадков выпадает в июле, при этом отмечаются очень большие суточные суммы осадков (табл. 1).

По своему гидрологическому режиму река Зея относится к дальневосточному типу, характеризующимся относительно невысоким весенним половодьем, мощными дождевыми паводками в летне-осенний период и низкой зимней меженью. Основным видом питания реки является дождевое (70-80% общего объема), а питание талыми снеговыми водами имеет второстепенное значение [8]. Для летнего периода характерны максимальные расходы и высокие дождевые паводки, вызванные сильными ливнями, которые периодически приводят к наводнениям.

Методика определения максимально возможных осадков (РМР). Существует два принципиально разных подхода к расчету РМР [1]. Первый базируется на применении статистических методов к рядам наблюдений за осадками, второй заключается в предположении, что существует верхний, физически обусловленный предел слоя максимальных осадков на заданной территории и требует учета и интерпретации данных наблюдений за метеорологическими характеристиками атмосферы (так называемый гидрометеорологический подход). Для второго подхода нужна густая сеть метеостанций, длинные ряды наблюдений, что для территории России бывает достаточно проблематичным. Тем не менее, в проведенном исследовании применен этот второй подход, как в большей степени соответствующий существу решаемой задачи.

Основной момент в расчете РМР – определение предельного содержания водяного пара в воздухе (так называемая максимизация влагосодержания атмосферы). Принимается предположение о том, что воздух при выпадении осадков поднимается по сухоадиабатическому закону до уровня насыщения, а затем – по влажноадиабатическому. Чем ниже расположен уровень насыщения, тем больше водяного пара содержится в столбе воздуха. Максимальное количество осадков выпадет в случае, если уровень насыщения находится прямо у земной поверхности. В соответствии с методикой определения РМР [1], из многолетних рядов значений температуры точки росы выбирается ее максимальное значение, которое наблюдалось в данном пункте за период наблюдений в течение не менее 12 часов. Далее по этому значению определяется количество влаги в столбе атмосферы и предполагается, что вся влага выпадает в виде осадков. В реальности, конечно, такая ситуация невозможна, но именно эта величина является предельной.

Следующий этап – выделение из многолетнего ряда наблюдений ливня с максимальной суммой осадков за выбранный период (24 часа). Берется наблюдавшаяся при этом реальная температура точки росы, также сохранявшаяся в течение 12 часов, и по ней определяется реальное влагосодержание атмосферы. РМР рассчитывают по формуле:

$$P_m = P_S \frac{W_m}{W_s}, \qquad (1)$$

где P_m – максимально возможные осадки; P_s – сумма осадков, выпавшая во время максимизируемого ливня; W_m – максимально возможное влагосодержание столба атмосферы в данном пункте; W_s – влагосодержание столба атмосферы во время максимизируемого ливня.

Необходимо остановиться на оценке точности полученных результатов. Определение РМР в большой степени зависит от интерпретации данных наблюдений за температурой точки росы. В соответствии с методикой [1], необходимо определить

максимальную температуру точки росы теплой влагонесущей воздушной массы, которая наблюдается не менее 12 часов во время ливня, подлежащего максимизации. В исследуемом районе максимальные осадки выпадают на атмосферных фронтах, и необходимо принять во внимание, что после прохождения фронта теплый влажный воздух вытесняется вверх, а приземные измерения температуры точки росы могут давать характеристику холодной воздушной массы, не являющейся по сути влагонесущей. Кроме того, измерения осадков на метеостанциях бассейна Зеи производятся раз в 12 часов, а температуры точки росы – раз в три часа. Поэтому бывает непонятно, когда на самом деле закончилось выпадение осадков и какую температуру точки росы нужно использовать в качестве минимальной при расчетах. Занижение этой величины приводит к необоснованному завышению величины РМР и наоборот. Исследования показали, что неточность оценки температуры точки росы может составить 1–2 градуса, что изменяет величину РМР в среднем на 20 мм. Эту величину можно принять за приблизительную точность расчетов.

Результаты расчетов и их обсуждение. Расчеты проводились для каждого из 4-х летних месяцев. Результаты расчетов величин максимальных возможных осадков представлены в табл. 2 и на рис.1.

Таблица 2. Наблюденные максимальные суточные суммы осадков по месяцам и рассчитанные по ним значения РМР

Месяцы	**Июнь**		**Июль**		**Август**		**Сентябрь**	
Метеостанции	Наблюденные осадки, мм	РМР мм	Наблюденные осадки, мм	РМР, мм	Наблюденные осадки, мм	РМР, мм	Наблюденные осадки, мм	РМР, мм
Нагорный	61.8	81	105	215	83.6	106	55.5	97
Бомнак	61	88	87.4	207	89.8	164	57.4	160
Сковородино	62.5	104	64.6	87	62.3	145	64.3	105
Джалинда	65.7	155	123.1	299	68.7	123	84.7	157
Экимчан	79	126	88.5	204	81.2	115	52.1	74
Черняево	64.3	114	111.9	190	69.2	99	84.7	98
Норск	53.7	125	134.6	208	75.1	161	73.6	134
Мазаново	83.3	189	234.5	265	116.5	184	65	103
Благовещенск	58.4	121	113.7	235	100.4	173	98.2	157

Обозначения:
● Норск – название метеостанции
207 – значение РМР, мм

Рисунок 1. Величины максимальных возможных осадков в бассейне р. Зеи и вблизи его границ для летнего периода (июнь – сентябрь)

В соответствии с [7], допустимая максимальная суточная сумма осадков для всех метеостанций бассейна Зеи, принятая при реализации процедуры автоматизированного контроля данных наблюдений, составляет 250 мм. Расчетные величины PMP на всех метеостанциях, кроме двух, не превысили это значение. На метеостанции Джалинда это превышение составило 50 мм, на метеостанции Мазаново – 15 мм. Если учесть упомянутые выше возможные ошибки в определении PMP, можно сделать вывод, что полученные величины не выходят за разумные пределы.

Содержащиеся в табл. 2 величины максимальных наблюденных суточных сумм осадков взяты из базы данных суточной температуры воздуха и количества осадков [7]; при этом длина представленных рядов значительно больше по сравнению с рядами срочных наблюдений, начинающихся с 1966 г. На четырех метеостанциях абсолютные максимумы осадков наблюдались ранее 1966 г. Эти значения не выходят за пределы полученных величин PMP.

Согласно полученным результатам расчетов, в бассейне Зеи и его окрестностях наибольшие значения PMP соответствуют июлю (за исключением одной метеостанции - Сковородино, когда эта характеристика приходится на август). Это вполне ожидаемо, так как максимальные суммы осадков выпадают в данном районе в июле. Однако не только от суммы осадков, которую мы максимизируем, зависит PMP. Необходимо принимать во внимание, что его расчетное значение зависит также и от соотношения W_m/W_s, которое по существу характеризует влагосодержание воздушной массы по сравнению с максимальным возможным. Поэтому в некоторых случаях одни и те же наблюденные суммы осадков дают совершенно разные PMP. Так, например, на метеостанции Сковородино по практически одинаковым суточным суммам осадков в июне и августе (62.5 мм и 62.3 мм) были получены величины PMP, отличающиеся примерно в полтора раза (соответственно, 104 мм и 145 мм). А на метеостанции Бомнак меньшее значение суммы осадков в июле по сравнению с августом (соответственно, 87.4 и 89.8) дало существенно большее значение PMP.

Анализ колебаний температуры точки росы показал, что на метеостанциях исследуемого района максимальное влагосодержание, определяемое температурой точки росы, также наблюдается в июле. Поэтому можно сделать вывод о том, что июль – наиболее опасный месяц с точки зрения вероятности выпадения ливневых осадков и, как следствие, наводнений.

Выводы. На основе имеющейся метеорологической информации произведены расчеты максимальных возможных осадков для четырех летних месяцев (июнь – сентябрь) для метеостанций бассейна Зеи и соседних районов. По территории бассейна они изменяются от 200 до 300 мм. Выявлено, что максимальные значения их приходятся на июль. Это важно принимать во внимание при оптимизации режима работы Зейской ГЭС. Определено, что ошибка расчетов максимальных возможных осадков составляет порядка 20 мм.

Литература

1. World Meteorological Organization. Manual on Estimation of Probable Maximum Precipitation (PMP). 2009. WMO-No. 1045, 257.

2. *Hershfield, D.M.* (1961). “Estimating the Probable Maximum Precipitation.” Journal of Hydraulics Division, 87(HY5), 99-106.

3. *Асарин А.Е., Жиркевич А.Н.* О необходимости разработки методики расчета вероятного максимального паводка (PMF) для инженерно-гидрологических расче-

тов в России // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление, 2012, № 4. С. 53-64.

4. *Попова Н.О.* Оценка возможных максимальных жидких осадков и предельно возможных расходов паводкового стока для речных бассейнов Европейской территории России и Приморья // В сб.: «Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.» Т. 2. Петрозаводск, Карельский научный центр РАН, 2015. С. 30-37.

5. Строительные нормы и правила Российской Федерации. Гидротехнические сооружения. Основные положения. СНиП 33-01-2003. Москва, 2004.

6. *Булыгина О.Н., Веселов В.М., Разуваев В.Н., Александрова Т.М.* Описание массива срочных данных об основных метеорологических параметрах на станциях России. http://meteo.ru/data/163-basic-parameters#описание-массива-данных.

7. *Булыгина О.В., Разуваев В.Н., Александрова Т.М.* Описание массива данных суточной температуры воздуха и количества осадков на метеорологических станциях России и бывшего СССР. (TTTR), 2008. http://meteo.ru/data/162-temperature-precipitation#описание-массива-данных.

8. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 18. Дальний Восток. Вып. 1. Верхний и Средний Амур. Л.: Гидрометеоиздат, 1966. 780 с.

ОПЕРАТИВНОЕ УПРАВЛЕНИЕ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ ВОЛЖСКО-КАМСКОГО КАСКАДА ГЭС В ПЕРИОД ВЕСЕННЕГО ПОЛОВОДЬЯ НА ОСНОВЕ МЕТОДОВ МНОГОКРИТЕРИАЛЬНОЙ ОПТИМИЗАЦИИ И ТЕОРИИ КОМПРОМИССОВ

Бубер А.Л.[1], *Болгов М.В.*[2], *Бубер В.Б.*[1]

[1]Всероссийский научно-исследовательский институт гидротехники и мелиорации имени А. Н. Костякова, г. Москва, Россия

[2]Инситут водных проблем РАН, г. Москва, Россия

buber49@rambler.ru

В рамках проекта «Научное обоснование мероприятий, обеспечивающих рациональное использование водных ресурсов и устойчивое функционирование водохозяйственного комплекса Нижней Волги, сохранение уникальной системы Волго-Ахтубинской поймы» [1] разработана вычислительная технология (ВТ) функционирования Волжско-Камского каскада (ВКК) ГЭС, реализующая оптимизационный подход при решении задачи ситуационного управления гидроузлами в период весеннего половодья.

Методика позволяет осуществлять поиск компромиссных решений в интересах различных водопользователей (гидроэнергетика, транспорт, экология, сельское и рыбное хозяйство и другие). Предлагаемая методика основана на использовании методов многокритериальной оптимизации и теории компромиссов.

Вычислительная технология реализована для 9 крупных водохранилищ ВКК: Рыбинское[1], Горьковское[2] (Нижегородское), Чебоксарское[3], Куйбышевское[7], Саратовское[8] и Волгоградское[9] на р. Волге и Камское[4], Воткинское[5] и Нижнекамское[6] на р. Каме (верхний индекс – номер водохранилища в расчетной схеме). Суммарный полезный объем 9-ти водохранилищ Волжско-Камского каскада составляет 78,0 км³. Параметры водохранилищ взяты из Основных правил использования водных ресурсов водохранилищ ВКК на р. Волге и на р. Каме [2] .

Предлагаемый подход к решению задачи ситуационного управления основан на учете противоречивых требований водопользователей ВКК ГЭС, включая Нижнюю Волгу (энергетика, транспорт, экология, рыбное и сельское хозяйство и др.). Оптимизируемыми переменными являются посуточные сбросные расходы (объемы) воды в нижний бьеф (НБ) каждого водохранилища каскада [3-7]. В основе ВТ лежит решение уравнений водного баланса для каждого водохранилища: объем воды в каждом водохранилище на конец расчетного интервала (суток) равен объему воды в водохранилище на начало интервала плюс объемы сбросов с вышерасположенных гидроузлов (ГУ) плюс полезный боковой приток минус сбросы в НБ текущего ГУ [8-12] .

Уравнения водного баланса для каждого *i*–го водохранилища в *t*–е сутки после начала половодья имеют следующий вид:

$$W_{t+1}^{i} = W_{t}^{i} + \left(B_{t}^{i} - R_{t}^{i}\right)\cdot K, \quad i = 1,4; \tag{1}$$

$$W_{t+1}^{i} = W_{t}^{i} + \left(B_{t}^{i} + R_{t}^{i-1} - R_{t}^{i}\right)\cdot K, \quad i = 2,3,5,6,8,9; \tag{2}$$

$$W_{t+1}^{i} = W_{t}^{i} + \left(B_{t}^{i} + R_{t}^{3} + R_{t}^{6} - R_{t}^{i}\right)\cdot K, \quad i = 7; \tag{3}$$

Здесь t – время (сутки) в интервале весеннего половодья (апрель-июнь), изменяется в диапазоне от 1 до 91; W_t^i – объем воды в *i*-м водохранилище на начало *t*–х суток (млн.м^3); B_t^i – приток (боковой приток) к *i*-му водохранилищу за *t*–е сутки (м^3/с); R_t^i – сброс в нижний бьеф (НБ) *i*-го водохранилища за *t*–е сутки (м^3/с); K – коэффициент перевода расходов воды (м^3/с) в объемы (куб.км) в сутки, (86400/1000000).

Посуточные гидрографы B^i_t боковой приточности (притока сверху) к водохранилищам ВКК ГЭС формируются на основе прогнозных помесячных данных за половодье Росгидромета об объеме (расходе) притока и базы ретроспективных гидрологических данных посуточных наблюдений за предыдущие годы. Авторами были использованы ряды посуточных наблюдений за 1999–2012 гг. Указанный временной ряд включает как маловодные, так и средние по водности и многоводные годы, то есть является репрезентативными для исследуемых водохранилищ ВКК ГЭС. На начало половодья задаются объемы водохранилищ ВКК W^i_1 (i =1,9), попуск на 1 апреля – Z_1 (м^3/с). Также задается максимальная скорость изменения сбросного расхода (сработки-наполнения) Волгоградского водохранилища – Z_2 (м^3/с в сутки). Обычно этот параметр изменяется от 1000 до 2000 м^3/с в сутки.

Независимыми переменными являются R^i_t – объемы сброса (расходы) воды в НБ *i*-го водохранилища в *t*–е сутки (i =1÷8; t =1÷91). Зависимыми переменными являются объемы воды в водохранилищах W^i_t (t =2÷91). Сбросной гидрограф R^9_t в НБ Волгоградского ГУ (спецпопуск) имеет фиксированную конфигурацию (рис. 1), задаваемую в период весеннего половодья значениями Z_1 и Z_2 и 7-ю независимыми переменными: Z_3 – Z_9.

Z_3 – начало половодных сбросов, $t_{н.пол}$ (дни); Z_4 – попуск на начало половодья (м^3/с);
Z_5 – величина «сельскохозяйственной (с/х) полки» (м^3/с); Z_6 – продолжительность «с/х полки» (дни);
Z_7 – величина «рыбохозяйственной (р/х) полки» (м^3/с); Z_8 – продолжительность «(р/х) полки» (дни);
Z_9 – величина транспортного попуска (м^3/с);

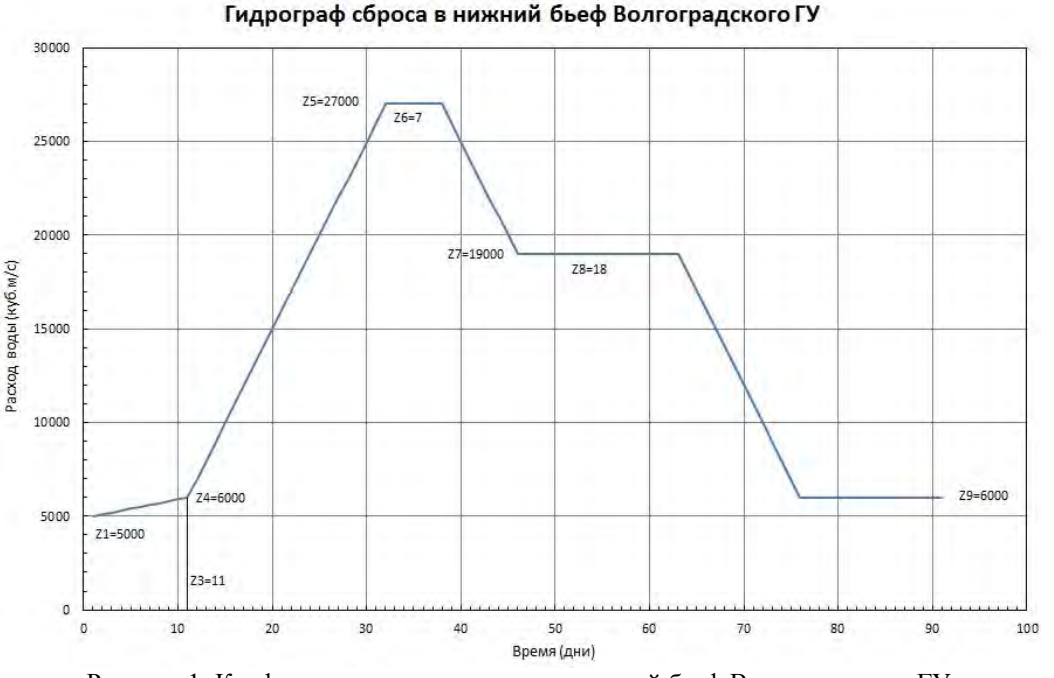


Рисунок 1. Конфигурация спец. попуска в нижний бьеф Волгоградского ГУ

Значения независимых переменных определяются на основе решения ряда оптимизационных задач с различными целевыми функциями, отражающими требования и принятую иерархию приоритетов водопользователей. Ограничения для оптимизационных задач определяются на основе технических характеристик водохранилищ ВКК, указанных в действующих (проектах) ПИВР («Правил использования водных ресурсов водохранилищ») и предельными значениями переменных, определяющих конфигурацию спец. попуска:

$$W^i_{УМО} \le W^i_t \le W^i_{НПУ},\ (i = 1 \div 9, t = 2 \div 91); \quad (4)$$

$$R^i_{МИН} \le R^i_t \le R^i_{МАКС},\ (i = 1 \div 9, t = 2 \div 91); \quad (5)$$

$$C_j \le Z_j \le D_j,\ (j = 3 \div 9) \quad (6)$$

Здесь $W^i_{УМО}$ – объем *i*-го водохранилища при УМО (млн.м^3); $W^i_{НПУ}$ объем *i*-го водохранилища при НПУ (млн.м^3); $R^i_{мин}$, $R^i_{макс}$ – максимальные и минимальные сбросы в НБ *i*-го водохранилища (например, санитарный и предельный по условиям незатопления); C_i, D_i – ограничения, накладываемые требованиями водопользователей (например, с/х полка длится не менее 5 и не более 15 дней, р/х – не менее 14 и не более 30 дней, значение с/х полки не более 27000 м^3/с, р/х – не более 20000 м^3/с и т.д.)

Точки излома сбросного гидрографа в НБ Волгоградского ГУ (даты начала с/х полки – T_1, р/х полки – T_2, и транспортного попуска – T_3,) должны удовлетворять следующим ограничениям:

$$Z_3 + (Z_5 - Z_4)/Z_2 \le T_1 \quad (7)$$

$$T_1 + Z_6 + (Z_5 - Z_7)/Z_2 \le T_2 \quad (8)$$

$$T_2 + Z_8 + (Z_7 - Z_9)/Z_2 \le T_3 \quad (9)$$

Для формирования оптимизационной задачи определяются целевые функции, задающие долю отклонения от номинального значения (требования) каждого водопользователя (водопотребителя):

$$F_5 = (D_5 - Z_5)/(D_5 - C_5) \le 1 \quad (10)$$

$$F_6 = (D_6 - Z_6)/(D_6 - C_6) \le 1 \quad (11)$$

$$F_7 = (D_7 - Z_7)/(D_7 - C_7) \le 1 \quad (12)$$

$$F_8 = (D_8 - Z_8)/(D_8 - C_8) \le 1 \quad (13)$$

$$F_9 = (D_9 - Z_9)/(D_9 - C_9) \le 1 \quad (14)$$

Также вводятся целевые функции квадратов отклонения объемов водохранилищ к концу половодья от полного объема при НПУ (требования энергетики):

$$F_{10}^i = \left(W_{91}^i - W_{НПУ}^i\right)^2, \quad (i = 1 \div 9). \quad (15)$$

Для поиска значений независимых переменных R_t^i (i = 1÷8), $Z_3 \div Z_9$ формируется множество оптимизационных задач, с учетом различной иерархии приоритетов водопользователей. Иерархия приоритетов задается набором весовых коэффициентов при целевых функциях. На основе решения этих оптимизационных задач формируется множество недоминируемых решений, из которых методом достижимых целей и соответствующим аппаратом визуализации этих решений, может быть выбрано «оптимальное» в смысле Парето решение. Окончательное на текущую дату решение принимается в процессе обсуждения на заседании Межведомственной рабочей группы (МРГ). Для формирования множества недоминируемых решений могут быть применены и другие методы многокритериальной оптимизации.

Оптимизационные задачи, которые используются при формировании множества недоминируемых решений, имеют следующий вид:

Минимизировать С:

$$C = \left(\mu_5 \cdot F_5 + \mu_6 \cdot F_6 + \mu_7 \cdot F_7 + \mu_8 \cdot F_8 + \mu_9 \cdot F_{10}\right) + \sum_i v_i \cdot F_{10}^i, \quad (16)$$

при ограничениях (1)-(9). Здесь μ_j, v_i (j=5÷9; i=1÷9) – изменяющийся набор весовых коэффициентов, которые формируются в зависимости от иерархии значимости требований водопользователей. Значения множителей μ_j, v_i определяют приоритет одного параметра над другим. Например, в соответствии с требованиями рыбного хозяйства желательно, чтобы специальный попуск продолжался как можно дольше, пусть даже с меньшим расходом. В этом случае можно взять любое μ_5 такое, что $100\mu_6 \le \mu_8$. Если энергетика доминирует над всеми водопользователями, то следует взять $1000\mu_j \le v_i, \ \forall_{j,i}$, где ($j$=5÷9; i=1÷9).

Вычислительная технология предложит несколько вариантов решений в зависимости от приоритетов водопользователей. Эти результаты могут быть использованы МРГ при принятии решения о прогнозируемой конфигурации сбросных гидрографов для управления режимами работы водохранилищ Волжско-Камского каскада (на текущую дату) в зависимости от ретроспективной и прогнозируемой гидрологической обстановки.

На следующую дату (следующий расчетный период) выполняется корректировка оптимизационной модели на основе поступивших данных прогноза приточности от Росгидромета (если таковые поступили) и наблюденных посуточных данных за

предыдущий период. При этом могут корректироваться следующие компоненты оптимизационной модели.

- Посуточная приточность за предыдущий период (полезный приток);
- Прогнозный гидрологический ряд посуточной приточности до конца половодья;
- Если наступило половодье, убираются переменные Z_3 – начало половодных сбросов и Z_4 - попуск на начало половодья;
- Если принято решение о начале с/х попусков, убирается переменная Z_5 – величина (с/х) полки и T_1 - точка излома спец.попуска, а также связанные с ними ограничения;
- Если принято решение о начале р/х попусков, убираются переменные Z_6 – продолжительность с/х полки, Z_7 – величина р/х полки и T_2 - точка излома спец. попуска, а также связанные с ними ограничения;
- Если принято решение о начале транспортных попусков, убираются переменные Z_8 – продолжительность (р/х) полки, Z_9 – величина транспортного попуска и T_3 - точка излома спец.попуска, и связанные с ними ограничения;

Процесс поиска «оптимального» решения для новых условий и новой модели повторяется по описанной выше ВТ. Процесс заканчивается при принятии решения о спец. попуске в летне-осеннюю межень (1 июля).

Литература

1. Отчеты по НИР: «Научное обоснование мероприятий, обеспечивающих рациональное использование водных ресурсов и устойчивое функционирование водохозяйственного комплекса Нижней Волги, сохранение уникальной системы Волго-Ахтубинской», этапы 3, 4, Москва 2013-2015, ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса РФ в 2012-2020 годах», ГК от 13 сентября 2013 года №10-ГК/ФЦП-2013
2. Основные правила использования водных ресурсов Волгоградского водохранилища на р. Волге, утвержденные Министерством мелиорации и водного хозяйства РСФСР, 1983 г.
3. *Моисеев Н.Н.* Математические задачи системного анализа. М.: Наука, 1981.
4. *Lotov A.V.* Computer-Based Support for Planning and Negotiation on Environmental Rehabilitation of Water Resource Systems // In: Rehabilitation of Degraded Rivers: Challenges, Issues and Experiences (ed. by D.P. Loucks). Kluwer Academic Publishers: Boston, 1998.
5. *Лотов А.В., Поспелова И.И.* Многокритериальные задачи принятия решений. М.: МАКС Пресс, 2008. 197 с.
6. *И. Ванн Бик, Д.П. Лаукс*. Планирование и управление водохозяйственными системами, введение в методы, модели и приложения. Москва: 2009.
7. *Лотов А.В., Бубер А.Л., Рябиков А.И.* Визуализация границы Парето при разработке правил управления ГЭС//Искусственный интеллект и принятие решений, № 1. 2013. С. 70-83.
8. *Асарин А.Е., Бубер А.Л.* Оперативное управление каскадом водохранилищ Волжско-Камского каскада гидроузлов при пропуске весенних половодий: безопасность, поддержка принятия решений, оптимальное управление. Москва, Экватэк, 2000.
9. *Болгов М.В., Бубер А.Л., Лотов А.В.* Поддержка принятия стратегических решений по обеспечению водой Нижней Волги на основе визуализации границы Парето // Искусственный интеллект и принятие решений. № 1, 2017, С. 84-97.

10. Отчет КаспНИРХ: «Анализ природных явлений и процессов, определяющих экологическое состояние региона Нижней Волги. Разработка структурного плана концепции рационального использования водных ресурсов и устойчивого водохозяйственного комплекса Нижней Волги, сохранение уникальной экосистемы Волго-Ахтубинской поймы с описанием каждого раздела. Методология обоснования приоритетных мероприятий, направленных на рациональное функционирование водохозяйственного комплекса Нижней Волги, сохранения уникальной системы Волго-Ахтубинской поймы», Астрахань – 2014 г.

11. *Гильденблат Я.Д., Коренистов Д.В.* Расчет режима речного водохранилища с учетом негоризонтальности водного зеркала // Труды Гидропроекта. 1960. № 4. С. 131–142.

12. Отчеты по НИР: «Научно-аналитические основы управления водохозяйственными системами, включающими каскады водохранилищ комплексного назначения», этапы 1,3, Москва 2013-2014, ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса РФ в 2012-2020 годах», ГК от 26 ноября 2012 года № 36-НИОКР/4-11-2012.

РАЗРАБОТКА ИНТЕГРИРОВАННОЙ СИСТЕМЫ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА НА БАЗЕ МОДЕЛИ ECOMAG ДЛЯ БАССЕЙНА Р. УССУРИ[4]

Бугаец А.Н.[1,3], *Мотовилов Ю.Г.*[2], *Гончуков Л.В.*[3], *Соколов О.В.*[3], *Гарцман Б.И.*,[1,2] *Калугин А.С.*[2], *Морейдо В.М.*[2], *Фингерт Е.А.*[2,4], *Сучилина З.А.*[2]
[1]Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, г. Владивосток, Россия
[2]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[3]Дальневосточный региональный научно-исследовательский гидрометеорологический институт, г. Владивосток, Россия
[4]МГУ имени М.В.Ломоносова, г. Москва, Россия
andreybugaets@yandex.ru

Современная концепция обеспечения оперативной работы (территориальных) центров гидрологического мониторинга и прогнозирования направлена на объединение информационных и моделирующих компонентов с целью автоматизации процессов подготовки данных, анализа и представления результатов. Выбор и объединение в действующую систему большого числа моделей, разнородных по структуре, детальности, требованиям к исходной информации – нетривиальная проблема, решение которой усложняется постоянным усовершенствованием существующих и появлением новых моделей, развитием вычислительной техники, средств передачи информации, технологий измерений, сетевых ресурсов и т.п., появлением новых управленческих задач [1].

На сегодняшний день существует два основных подхода решения данной проблемы: 1) вариант, когда модели и информационное обеспечение разрабатываются вместе, т.е. с жесткой привязкой кода блоков ввода/вывода к схеме данных и программной архитектуре; 2) использование стандартов, гарантирующих возможность сохранения полной независимости всех программных блоков. Различия в подходе обе концепции объясняют простотой разработки и поддержки программного обес-

[4] Модель формирования стока разработана при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №16-05-00864), интегрированная система – при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 16-17-00105).

печения и информационной инфраструктуры, которые являются главными условиями внедрения и эффективной эксплуатации физико-математических моделей в оперативной практике гидрологического моделирования и прогнозирования.

Ниже кратко описываются основные принципы и технологии, использованные при создании оперативной схемы работы моделирующей системы для бассейна р. Уссури (п. Кировский, 24400 км^2) на основе автоматизированной системы гидрологического мониторинга и управления данными (АСГМ) Приморского УГМС разработанной в рамках проекта восстановления, модернизации и развития гидрометеорологической сети и системы гидрологического прогнозирования в бассейне р. Амур [2], физико-математической модели с распределенными параметрами ECOMAG (ECOlogical Model for Applied Geophysics) [3] и численной мезомасштабной оперативной модели атмосферы WRF [4].

Для обеспечения оперативной работы пространственно-распределенных гидрологических моделей АСГМ обладает такими важными свойствами как контроль качества данных наблюдательной сети, автоматическая агрегация данных в указанные временные интервалы, web-сервис удаленного доступа (чтения и запись) к центральной базе данных (БД), возможность с помощью схемы метаданных представлять все типы измерений, результаты расчетов и прогнозов в актуальной форме. Графический интерфейс пользователя позволяет визуализировать данные наблюдений (метеорологические и гидрологические) и прогнозные гидрографы.

Для создания пространственной структуры ECOMAG и задания характеристик подстилающей поверхности водосбора использованы ЦМР SRTM, цифровые слои растительного и почвенного покрова масштаба 1: 100 000, база данных гидрологических характеристик почв [5]. Для калибровки модели использованы данные расположенных в речном бассейне 6-ти метеостанций и 15-ти гидрологических постов Приморского УГМС [6]. В оперативном режиме в качестве метеоданных модель ECOMAG использует данные наблюдений метеостанций и выходные данные численной мезомасштабной оперативной модели атмосферы WRF. Данные расчетных прогностических полей приземных метеорологических характеристик (сумма осадков за сутки, средняя суточная температура и дефицит влажности воздуха) после прохождения процедуры агрегации интерполируются в точки метеорологических станций и сохраняются в БД АСГМ с соответствующим набором метаданных.

Интеграция АСГМ-ECOMAG-WRF выполнена на основе открытого стандарта моделирования OGC OpenMI 2.0 (C# wrapper) и web-сервисных технологий [1, 7, 8]. Обмен данными между всеми программными блоками организован в виде двухуровневой схемы (рис. 1). Первый уровень обеспечивает взаимодействие между всеми компонентами интегрированной системы с помощью OpenMI. Независимо от своей роли все основные программные блоки системы реализуют базовые интерфейсы стандарта и могут объединяться в комбинированные системы по принципу plug & play (автоматического распознавания совместимости) и осуществлять обмен данными во время выполнения без дополнительного программирования.

Обмен данными динамических моделей с базой данных АСГМ обеспечивает второй уровень интеграции посредством web-сервисных технологий и библиотеки доступа к БД (Data Access Layer), обращение к которым происходит так же посредством запросов через порты ввода/вывода (Input/Output Exchange Items) OpenMI (рис. 2). АСГМ организована как совокупность объединенных посредством web-сервисов сети локальных (ответственных за сбор и обработку данных) и управляющих (объединяющих локальные экземпляры АСГМ) серверов. Доступ к распреде-

ленной системе хранения данных АСГМ осуществляется с помощью SOAP web-сервисов, используя для выборки данных все преимущества, предоставляемые схемой метаданных CUAHSI ODM, принятой в качестве прототипа при разработке АСГМ.

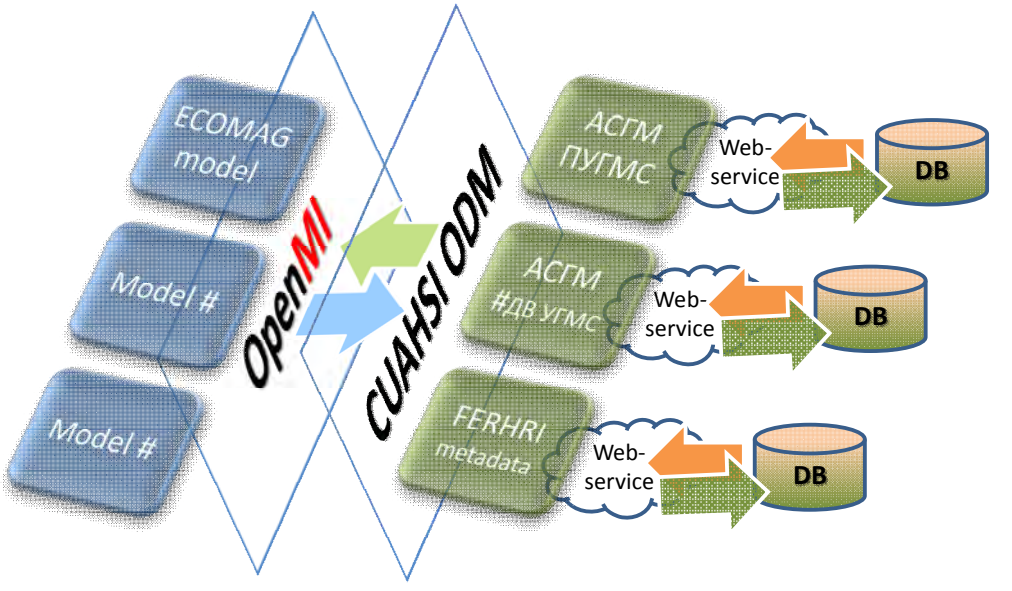


Рисунок 1. Схема интеграции АСГМ и гидрологических моделей.

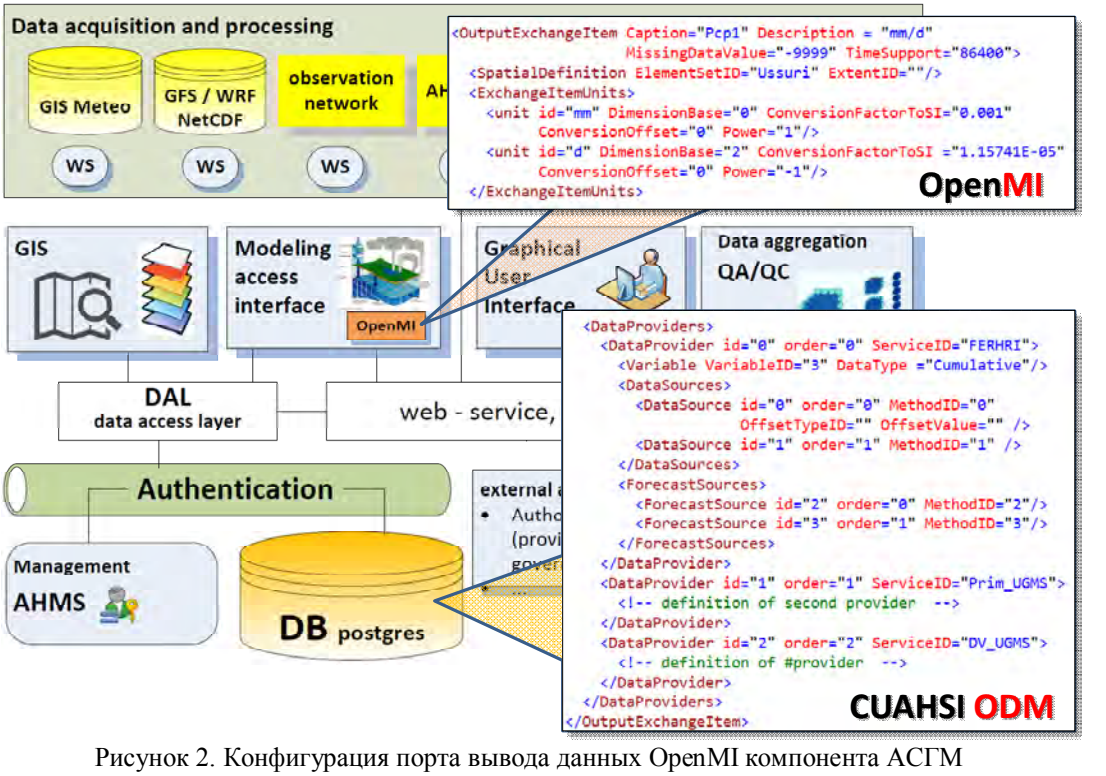


Рисунок 2. Конфигурация порта вывода данных OpenMI компонента АСГМ из БД наблюденных и прогнозных значений суточных сумм атмосферных осадков.

На уровне портов обмена данными, согласно стандарту OpenMI, описание переменных производятся только с помощью международной системы величин с возможностью указания коэффициентов приведения и/или величины смещения. Набор точек измерения переменной (метеостанций, гидрологических постов и т.п.) может быть указан явно или получен с помощью автоматического поиска в БД по коду переменной внутри т.н. пространственного экстента (координаты прямоугольной области, система координат может быть задана с помощью кода EPSG, по умолчанию – WGS84).

Каждый порт обмена данными OpenMI-компонента АСГМ связан с БД посредством указания адреса соответствующего web-сервиса чтения/записи, кодом (VariableID) и типом (DataType) переменной. При обращении к web-сервису БД описание единиц измерения переменной порта в системе СИ приводится к терминам словарей CUAHSI ODM [9]. Если временная составляющая (TimeSupport) единиц измерения в описании порта OpenMI и переменной АСГМ не соответствуют друг другу, то компонент собственными средствами выполняет процедуру агрегации в соответствии с описанием типа переменной (DataType), который соответствует терминологии CUAHSI ODM (average, cumulative, maximum, minimum).

Конфигурация компонента позволяет задать для порта «очередь» поставщиков или, так называемых, провайдеров данных (DataProvider), каждый из которых соотнесен с определенным web-сервисом АСГМ и кодом переменной в БД. При отсутствии данных (целиком или их части) у приоритетного поставщика, компонент будет последовательно искать необходимые для выполнения внешнего запроса данные у других поставщиков (экземпляров АСГМ).

Выборка из БД локального сервера АСГМ организованна с помощью задания приоритета (order) источников происхождения данных наблюдений (DataSources) и прогностической информации (ForecastSources). Дополнительно в метаданных поиска необходимо задать метод измерения/расчета переменной и её прогнозных значений (MethodID), параметры смещения наблюдателя относительно указанной в БД референсной точки выполнения измерения (OffsetDataTypeID и OffsetValue).

В оперативной БД АСГМ на одну дату для одной и той же точки и одного и тоже метода (прогнозирования) имеется несколько рассчитанных прогнозных значений, связанных с разными датами выпуска прогноза и его заблаговременности. Компонент возвращает самый актуальный результат, т.е. значения, для которых разница между датой актуальности начальных условий и датой актуальности расчета минимальна. Данные наблюдений на метеостанциях объединяются с данными прогностической информацией в соответствии с указанными в конфигурации приоритетами (поставщиков-экземпляров АСГМ). Для конечного пользователя (модели) переключения между провайдерами данных наблюдений и прогностической информации, приведение единиц измерений и выполнение процедур агрегации незаметны, интеграция информации осуществляется «на лету» программными средствами компонента.

При создании файла конфигурации компонента используются уникальные коды таблиц словарей БД АСГМ, которые для каждого экземпляра АСГМ могут быть разными. Web-сервис АСГМ предоставляет функции, с помощью которых можно получить в текстовом виде (*.csv-файл) любые метаданные, необходимые для настройки работы компонента. Управляющие сервера обеспечивают согласованность метаданных для всех экземпляров АСГМ.

Управление оперативной работой интегрированной системы прогнозирования осуществляет модель ECOMAG, которая ежедневно стартует с даты, на которую модель сохраняет состояние (так называемой, «контрольной точки»). С помощью своих активных соединений модель запрашивает через OpenMI интерфейс web-сервиса БД АСГМ данные метеорологических наблюдений и производит расчет до начала периода заблаговременности. Далее при наличии в БД всех необходимых прогнозных метеорологических характеристик модели WRF модель ECOMAG на их основе делает гидрологический прогноз на 3-е суток. При завершении работы ECOMAG записывает новую контрольную точку, из которой модель выполнит инициализацию в следующие сутки. Расчетные, от контрольной точки до начала периода заблаговременности, и прогнозные значения расходов воды, так же записываются в центральную БД АСГМ через OpenMI интерфейс web-сервиса доступа к данным АСГМ.

При записи результатов данные из порта вывода ECOMAG могут быть направлены сразу нескольким экземплярам АСГМ. Постобработка данных, поступивших в порт ввода АСГМ (в данном случае он соединен с портом вывода ECOMAG) выполняется с помощью последовательности вызовов, т.н. триггеров (triggers, хранимых процедур СУБД) и событий (Events). В качестве таких триггеров могут использоваться функции преобразования расходов в уровни по кривой $Q=f(H)$, агрегация данных, расчет показателей эффективности прогноза, обновление метаданных и др. Событиями могут быть даты и значения, каждому из которых назначаются условный оператор. С помощью событий может быть организован вывод только полезных данных, например, за определенные временные периоды (только за теплый период года), в определенном диапазоне значений (выхода воды на пойму или ОЯ). По умолчанию любой прогноз в схеме БД АСГМ является ансамблевым (в вырожденном случае он может иметь единственную реализацию). Прогнозные значения, связанные с одним и тем же методом, датой выпуска и заблаговременностью (источники данных, параметры и переменные состояния модели могут быть произвольными) визуализируются интерфейсом АСГМ в виде графиков-«спагетти».

В целом, тестирование работы программных модулей оперативной схемы ECOMAG-АСГМ показало, что представленное техническое решение, может быть использовано для оптимизации оперативной работы территориальных управлений Росгидромета. В качестве краткого резюме отметим, что в оперативной практике наиболее распространены два режима эксплуатации математических моделей: 1) (полу-) автоматический режим работы моделей, при котором персонал занят в процессе подготовки исходных данных, анализе полученных результатов и рассылке прогностической продукции; 2) второй вариант предусматривает активную работу с моделями, изменение входных данных, параметров и переменных состояния моделей на основе анализа полученных расчетов и текущей гидрометеорологической обстановки.

Первый вариант – это наиболее распространенный в практике случай. Представленные в работе технологии способны полностью решить задачу автоматизации оперативной практики выпуска гидрологических прогнозов. Использование современных стандартов в области программного обеспечения обмена данными их хранения позволяет создавать многоуровневые схемы интеграции любой сложности, использовать на платформе АСГМ любые (открытые и коммерческие) модели, создавать стеки пред- и пост-обработки данных. Вариант оперативной работы, предусматривающий активную корректировку данных и параметров моделей, также воз-

можен при включении в схему выпуска прогнозов блоков ассимиляции данных наблюдений.

Литература

1. *Бугаец А.Н., Мотовилов Ю.Г., Беликов В.В., Гельфан А.Н., Гончуков Л.В., Дод Е.В., Калугин А.С., Крыленко И.Н., Морейдо В.М., Норин С.В., Румянцев А.Б., Сазонов А.А.* Построение интегрированной системы гидрологического моделирования (на примере среднего Амура) // Научное обеспечение реализации "Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.". – Т. 2. – Карельский научный центр РАН Петрозаводск, 2015. – С. 12–20.

2. *Бугаец А.Н., Гончуков Л.В., Соколов О.В., Гарцман Б.И., Краснопеев С.М.* Автоматизированная информационная система гидрологического мониторинга и управления данными // Метеорология и гидрология. – 2017. – №3. – С. 103–113.

3. *Motovilov Yu.G., L. Gottschalk, K. Engeland and A. Rodhe*. Validation of distributed hydrological model against spatial observation // Agricultural and Forest Meteorology. – 1999. – Vol. 98-99. – pp. 257–277.

4. *Гончуков Л.В., Ламаш Б.Е.* Численный прогноз опасных явлений погоды по северу Приморского края // Вестник ДВО РАН. – 2010. – № 6. – С. 17-23.

5. *Бугаец А.Н., Пшеничникова Н.Ф., Терешкина А.А., Краснопеев С.М., Гарцман Б.И., Голодная О.М., Ознобихин В.И.* Цифровая почвенная карта бассейна р. Уссури // Почвоведение. – 2017, – № 8, – С. 1–10.

6. *Motovilov Yu.G., Bugaets A.N., Gartsman B.I., Fingert E., Kalugin A.S., Moreido V.M., Suchilina Z.* Sensitivity of hydrological response of a monsoon-dominated river basin to spatial resolution of precipitation and land surface data // Geophysical Research Abstracts. Vol. 19, EGU2017-14673, 2017.

7. *Бугаец А.Н.* Применение стандарта OpenMI для создания интегрированных систем гидрологического моделирования // Метеорология и гидрология. – 2014. – № 7. – С. 93–105.

8. *Бугаец А.Н., Гончуков Л.В.* Практические примеры использования стандарта OpenMI для создания интегрированных систем гидрологического моделирования // Материалы международной научно-практической конференции, памяти выдающегося русского ученого Ю.Б. Виноградова «Вторые Виноградовские чтения». СПб, Издательство Санкт-Петербургского государственного университета, – 2015, – С. 271–276.

9. *Бугаец А.Н., Гарцман Б.И., Краснопеев С.А., Бугаец Н.Д.* Опыт обработки информации модернизированной гидрологической сети с использованием современной системы управления данными CUAHSI HIS ODM // Метеорология и гидрология. – 2013. – №5. – С. 91–101.

ОПЫТ СЦЕНАРНОГО ПРОГНОЗА РЕЖИМА МАКСИМАЛЬНОГО СТОКА РЕК УССУРИ И БУРЕЯ ПОД ВЛИЯНИЕМ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ[5]

Гарцман Б.И.[1], *Лупаков С.Ю.*[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
[2]Дальневосточный федеральный университет, г. Владивосток, Россия
gartsman@inbox.ru

Введение. Совокупность экстремальных событий, прошедших в бассейне р. Амур в течение последних 20-ти лет, свидетельствует в пользу начавшихся существенных изменений гидрологического режима. Наиболее эффективным средством исследований таких процессов является динамико-стохастическое моделирование [1, 2], позволяющее выполнять многолетние имитационные расчёты гидрологического режима с суточным шагом по времени. Назначение климатических сценариев при подобных экспериментах пока сводится лишь к оценке тенденций изменения норм средней температуры и суммы осадков. Их обсуждение выходит за рамки данного исследования, направленного на анализ возможного гидрологического отклика при увеличении осадков паводкового периода до 20%. Сложности задачи ограничивает оценкой только нормы и коэффициента вариации, и только для двух характеристик гидрологического режима: максимального годового расхода дождевых паводков $Q_{\max}$ и суммарного слоя стока за исследуемый сезон (июнь–сентябрь) $W_{VI–IX}$.

Объекты исследования и исходные данные. Использовалась региональная математическая модель паводочного цикла малого речного бассейна FCM (Flood Cycle Model), разработанная и широко тестированная в Дальневосточном регионе [3]. Несмотря на простоту структуры и существенные огрубления, допущенные при формулировке алгоритма, качество работы модели при тестировании характеризуется высокими значениями коэффициента Нэша-Сэтлифа: в бассейне Уссури (36 объектов) - 0.64–0.91, в бассейне Нижнего Амура (29 объектов) – 0.51–0.88. На основе FCM разработаны методы автоматизированного краткосрочного прогноза гидрографа стока для рек бассейнов Уссури и Буреи, которые показали высокую надежность и достаточную точность.

В основе методов лежит схема прогноза стока с бассейнами-индикаторами - малыми бассейнами, на которых выполнена параметризация и тестирование FCM. Трансформация гидрографа каждого из индикаторов в крупной русловой сети осуществляется по методу Калинина–Милюкова, после чего они складываются с индивидуальными весами. Параметры модели определены заранее по методике независимой параметризации FCM, а также путем калибровки. Описание структуры и работы прогностических моделей приведено в [3, 4].

Для проведения модельных экспериментов выбраны два тестовых объекта – бассейн р. Бурея – с. Малиновка, (67400 км^2) и бассейн р. Уссури – пос. Кировский (24400 км^2). Каждый из них соотнесен с группой малых бассейнов-индикаторов, расположенных внутри либо вблизи его границ (табл. 1). Наиболее надежным подходом к определению климатического сценария представляется аналоговый, когда для расчетов берутся фактические данные станций, расположенных в той же клима-

5 Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 16-17-00105).

тической области, что и исследуемый бассейн, но с большей сезонной суммой осадков. Альтернативный способ формирования сценария - простое умножение фактических осадков бассейна на заданный коэффициент.

Таблица 1. Гидрологические посты в бассейнах рек Буреи и Уссури, данные которых использованы при сценарном моделировании

№	Индекс	Река - пункт	Площадь, км^2	Архив ежедневных расходов, годы
Бассейн р. Бурея				
1	6478	р.Правая Бурея-в 8 км от устья	1680	1973-1974, 1978-1997, 1999-2001, 2005-2006
2	6479	р.Ниман-в 12 км от устья	14500	1948-2006
3	-	р.Дубликан-в 4 км от устья	2200	1948-1959, 1961-1971, 1974-1980, 1990-1994, 1997, 2001-2006
4	-	р.Туюн - в 3 км от устья	3420	1963-1994, 1996-2000, 2003-2006
5	6491	р.Тырма – у ж.-д. моста	6550	1962-1972, 1986-2011, 2013
6	6473	р.Бурея-с.Малиновка	67400	1936-2008, 2013
Бассейн р. Уссури до п. Кировский				
7	5085	р.Уссури - с.Верхняя Бреевка	1720	1955-1995, 1998-2002
8	5122	р.Извилинка - пос. Извилинка	1160	1954-1996, 1999-2002
9	5132	р.Павловка - с.Антоновка	2670	1970-2002
10	5160	р.Муравейка-с.Гродеково	761	1953-2012
11	5171	р.Крыловка-с.Крыловка	1070	1948-2001
12	5105	р.Уссури - пгт.Кировский	24400	1952-2008, 2011-2012

В качестве возможных климатических сценариев для бассейна р. Уссури–пос. Кировский выбраны две группы метеостанций, сезонные суммы осадков по которым до 20% превышают осадки на бассейне. Первую из них относим к «морскому» сценарию, с определяющей ролью отдельных экстремальных дождей, а сезонное распределение увлажнения очень неустойчиво. Вторую группу относим к «континентальному» сценарию, с общим повышением частоты и средней интенсивности дождей, при этом внутрисезонное распределение увлажнения скорее выравнивается.

Предварительные эксперименты на бассейнах-индикаторах. На первом этапе исследования проведены вычислительные эксперименты с пятью малыми речными бассейнами Верхней Уссури (см. табл. 1). Каждый вычислительный эксперимент заключался в 100-кратном расчете гидрографов стока летне-осеннего сезона по многолетнему ряду осадков при стохастическом ежегодном назначении краевых условий моделирования – начального значения негравитационного влагозапаса бассейна C и среднесезонного суточного испарения Z. Полученные 100 выборок Q_{max} и $W_{VI–IX}$ одинаковой длины (равной длине ряда осадков) ранжировались, а затем осреднялись по рангам. Далее строились осредненные модельные кривые обеспеченности каждой характеристики и их доверительные интервалы 5 и 1% уровней значимости, которые сопоставлялись с фактическими (рис. 1 а, б). Качество воспроизведения статистических параметров характеристик, адекватность модели и расчетной схемы признаны удовлетворительными.

Следующим этапом было получение результатов моделирования для малых бассейнов-индикаторов на основе «морского» и «континентального» сценариев, и сопоставления их с альтернативными – на основе фактических осадков тех же станций, что и на первом этапе, но увеличенных на 10 и 20%. На втором этапе экспериментов было установлено, что, несмотря на различия «морского» и «континенталь-

ного» сценариев, при осреднении их результатов получены оценки, очень близкие к результатам сценария увеличения фактических осадков на 20% (табл. 2).

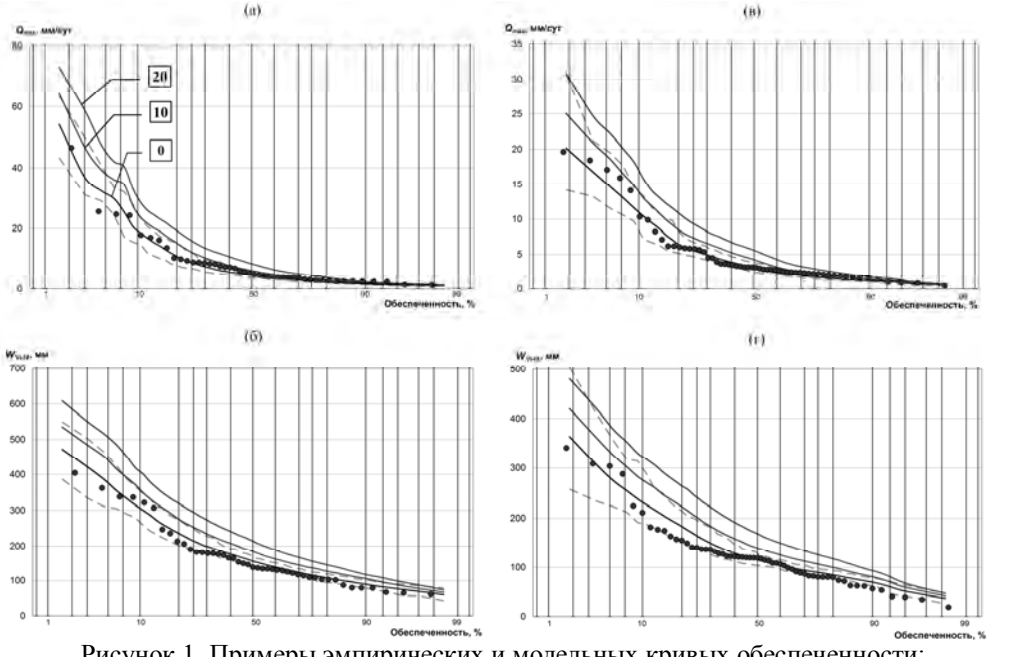


Рисунок 1. Примеры эмпирических и модельных кривых обеспеченности:
для малого бассейна-индикатора р.Уссури – с.Верхняя Бреевка, 1720 км^2, Q_{max} (а) и $W_{VI\text{-}IX}$ (б);
для замыкающего створа р.Уссури – п.Кировский, 24400 км^2, Q_{max} (в) и $W_{VI\text{-}IX}$ (г).
Точки – эмпирические кривые обеспеченности; сплошные линии, везде снизу вверх – сценарии «0», «10» и «20»; пунктирные линии – 1%-е доверительные границы сценария 0.

Таблица 2. Сравнительный анализ результатов сценарного моделирования при использовании различных вариантов климатических сценариев

Река - пункт	Площадь водосбора, км^2	Годовой максимум Q_{max}, мм/сут		Слой стока за июнь-сентябрь $W_{VI\text{-}IX}$, мм	
		среднее	*Cv*	среднее	*Cv*
Сценарий климата «+ 20% осадков»					
р.Уссури-с.Верхняя Бреевка	1720	12.9	1.107	239	0.484
р.Крыловка-с.Крыловка	1070	11.5	1.847	168	0.660
р.Извилинка-с.Извилинка	1160	12.4	1.13	256	0.455
р.Муравейка-с.Гродеково	761	13.1	1.187	196	0.591
р.Павловка-с.Антоновка	2670	11.1	1.006	207	0.474
Сценарий климата «континентальный»					
р.Уссури-с.Верхняя Бреевка	1720	10.3	0.75	258	0.409
р.Крыловка-с.Крыловка	1070	7.64	1.027	188	0.664
р.Извилинка-с.Извилинка	1160	8.51	0.725	251	0.369
р.Муравейка-с.Гродеково	761	10.2	0.848	225	0.48
р.Павловка-с.Антоновка	2670	9.38	0.833	227	0.448
Сценарий климата «морской»					
р.Уссури-с.Верхняя Бреевка	1720	15.5	1.346	234	0.424
р.Крыловка-с.Крыловка	1070	15.5	1.525	208	0.559
р.Извилинка-с.Извилинка	1160	14.0	1.36	245	0.385
р.Муравейка-с.Гродеково	761	18.4	1.357	214	0.488
р.Павловка-с.Антоновка	2670	16.2	1.396	214	0.462

Можно предположить, что такой сценарий является достаточно представительным по отношению ко всему разнообразию возможных условий более влажного климата на больших территориях, и может быть использован для предварительных оценок.

Оценочные эксперименты на крупных речных системах. На третьем этапе численные модельные эксперименты проводились только с использованием сценариев «0» (фактические осадки станций), «10» (то же + 10% к каждому значению) и «20» (то же + 20%). Расчеты выполнены для пяти малых рек в бассейне р. Уссури – пос. Кировский, пяти малых рек в бассейне р. Бурея – с. Малиновка, и для самих пунктов Кировский и Малиновка. Моделирование для крупных бассейнов выполнялось с использованием моделей, ранее верифицированных для оперативного прогнозирования [3, 4]. В качестве примера эмпирические и модельные кривые обеспеченности исследуемых характеристик для малого бассейна р. Уссури – с. Верхняя Бреевка и замыкающего створа р. Уссури – пос. Кировский приведены на рис. 1. Такие же результаты расчетов по всем климатическим сценариям и графики получены для всех малых бассейнов-индикаторов и замыкающего створа р. Бурея – с. Малиновка.

В результатах имитационного моделирования отчетливо воспроизводится различие между крупными бассейнами – р. Уссури (южное расположение) и р. Буреи (северное). Различие выражается в значительно более сглаженной кривой обеспеченности $W_{VI–IX}$ и более высоких значениях Q_{max} средней и высокой обеспеченности у Буреи по сравнению с Уссури. Это отражает разницу в увлажненности и устойчивости режима увлажнения в разных частях бассейна Амура. Средние значения Q_{max} и $W_{VI–IX}$ для бассейна Буреи существенно выше, чем для бассейна Уссури, в то время как для коэффициентов вариации соотношение обратное.

Обсуждение результатов. На основе результатов вычислительных экспериментов построены графики зависимости относительного изменения нормы характеристик Q_{max} и W_{VI-IX} от площади водосбора при разных изменениях средней суммы осадков за сезон (рис. 2). Результаты показывают достаточно сложную и неоднозначную картину в пределах водосбора Амура. В целом можно заключить, что с ростом сумм сезонных осадков нормы максимальных расходов дождевых паводков и суммарного за сезон слоя стока ускоренно растут, и их увеличение в процентах может значительно (до 3 раз) превышать увеличение суммы осадков. Полученные результаты представляются вполне закономерными для рек с режимом дальневосточного типа.

Результаты модельных экспериментов показывают также, что изменения величины коэффициента вариации во всех случаях остаются в пределах ± 5%, т. е. не выходят за границы точности оценки этого параметра. Это означает, что при сценарном моделировании формирования максимального стока изменения его режима в бассейне Амура могут быть учтены с помощью только одного параметра – нормы.

Представленное исследование имеет скорее методический, чем собственно оценочный характер. Все полученные оценки должны рассматриваться как чисто предварительные. Несмотря на недостаточность данных наблюдений в бассейне Амура, регионально-адаптированная гидрологическая модель, ядром которой является FCM, демонстрирует достаточно надежные и убедительные результаты при использовании на входе данных фактических метеонаблюдений и климатических сценариев, полученных на основе фактических данных путем отбора или простейшей корректировки. Наиболее важен вывод о непропорциональном отклике стока на клима-

тическое воздействие – рост (в процентах) средних значений суммарного слоя и максимальных расходов за летне-осенний сезон значительно превышает сценарное увеличение осадков.

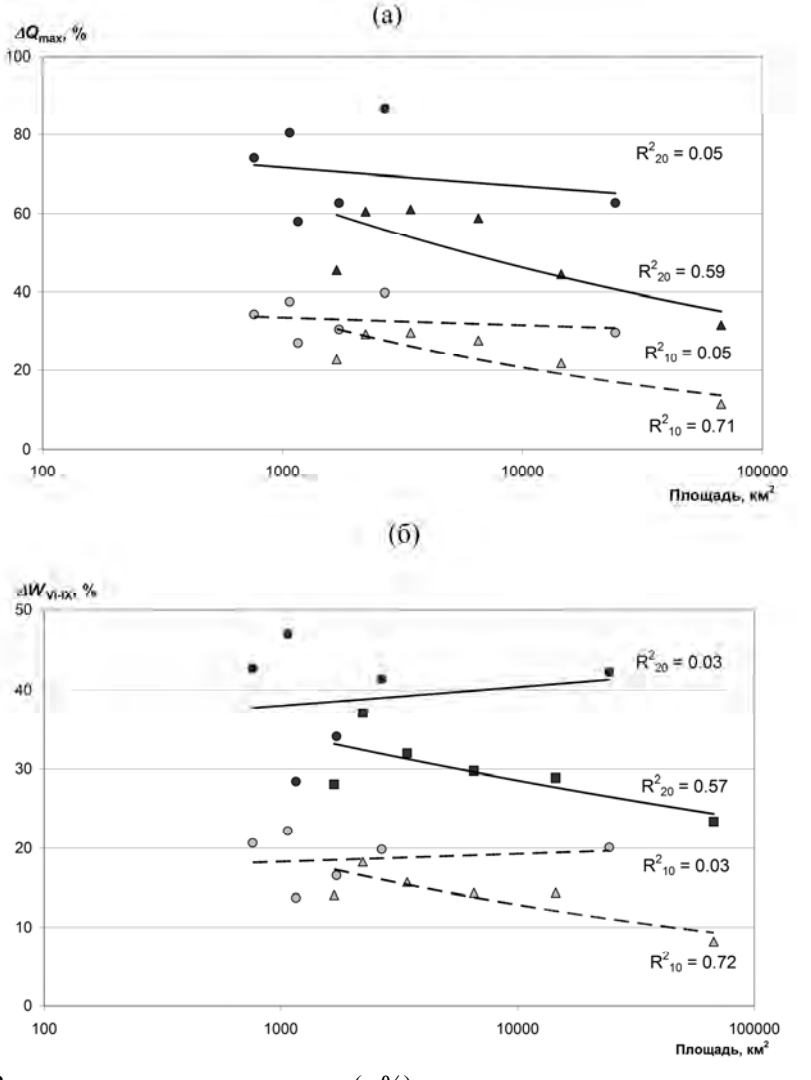


Рисунок 2. Зависимости изменения нормы (в %) максимального годового расхода дождевого паводка ΔQ_{max} (а) и суммарного сезонного стока $\Delta W_{VI\text{-}IX}$ (б) от площади водосбора при изменении сезонных осадков: на 10% (светлые значки, пунктирные линии регрессии) и на 20% (темные значки, сплошные линии регрессии). Круглые значки относятся к бассейну р. Уссури – п. Кировский, треугольные – к бассейну р. Бурея – с. Малиновка. Около каждой линии регрессии вынесено значение коэффициента детерминации.

С методической точки зрения, ключевой проблемой представляется разработка регионально-адаптированной стохастической модели погоды, адекватно отражающей пространственные корреляции метеорологических элементов на расстояниях порядка километры – сотни километров. Разработка такой модели с суточным расчетным шагом, пригодной для формирования входных потоков данных для стоковых моделей в соответствии с рассматриваемыми климатическими сценариями,

представляется наиболее важным направлением развития исследований по проблематике.

Литература

1. *Виноградов Ю.Б.* Математическое моделирование процессов формирования стока. Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 311 с.

2. *Гельфан А.Н.* Динамико-стохастическое моделирование формирования талого стока. М.: ИВП РАН, 2007. 294 с.

3. *Гарцман Б.И.* Дождевые наводнения на реках юга Дальнего Востока: методы расчетов, прогнозов, оценок риска. Владивосток: Дальнаука, 2008. 244 с.

4. *Гарцман Б.И., Губарева Т.С.* Прогноз гидрографа дождевых паводков на реках Дальнего Востока // Метеорология и гидрология. 2007. № 5. С. 70–80.

ОСОБЕННОСТИ СНЕГОНАКОПЛЕНИЯ И ТЕРМИЧЕСКОГО РЕЖИМА ЗИМНИХ СЕЗОНОВ КАК ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЛЕДОВОГО ПОКРОВА И ВОЗНИКНОВЕНИЯ ЗАТОРОВ НА РЕКАХ СЕВЕРНЫХ РЕГИОНОВ РФ[6]

Голубев В.Н., Фролов Д.М.
МГУ имени М.В.Ломоносова, г. Москва, Россия
golubev@geol.msu.ru

Толщина ледового покрова на водоёмах и водотоках согласно подходу, разработанному Ф.И. Быдиным [1], может быть охарактеризована на основе средних за зимний период значений температуры воздуха и толщины снежного покрова на его поверхности. Более подробно механизм формирования ледяного покрова и возникновения заторов изложен в книге Р.В. Донченко [2], где рассмотрены закономерности становления и роста ледяного покрова в зависимости от термических условий зимнего периода и условий снегонакопления, а также предложены методы расчета характеристик ледового режима рек. В частности, в [2] указывается, что заторные явления характерны для рек, вскрытие которых происходит в результате разрушения относительно прочного ледяного покрова живой силой потока, что имеет место в случае, когда половодье начинается в верхней части бассейна. Такой последовательностью вскрытия обладают крупные реки, текущие с юга на север (Лена, Енисей, Иртыш, Печора, Северная Двина и др.). Заторные явления на этих реках показаны на карте в [4].

Ниже предлагается оценка нарастания ледяного покрова на реках Северная Двина, Обь, Енисей и Лена на основе текущих значений температуры воздуха и толщины снежного покрова, поступающих с метеостанций Вологды, Сыктывкара, Ханты-Мансийска, Туруханска и Якутска в зимние сезоны 2015/16 гг. и 2016/17 гг. и предложенного в [3] метода расчёта формирования ледяного покрова водоемов и водотоков. В результате расчетов получены следующие значения толщины намерзшего льда: 20 см в оба зимних периода на р. Сухона в районе Вологды и 12 и 23 см на р. Вычегда в районе Сыктывкара; 20 и 47 см на р. Обь в районе Ханты-Мансийска; 22 и 37 см на р. Енисей в районе Туруханска и 83 и 100 см на р. Лена в районе Якутска.

[6] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №15-05-04461).

Оценка интенсивности нарастания ледяного покрова производилась с использованием уравнения теплопроводности двухслойной среды (снежный и ледяной покров) и эмпирического уравнения скорости намерзания льда на нижней поверхности ледяного покрова [3] в зависимости от термического режима этой двухслойной среды. Изменения толщины намерзшего льда были охарактеризованы по пошаговой расчетной схеме, учитывающей текущие значения температуры воздуха, толщины снежного покрова и льда на каждые сутки.

В зимний период 2016/17 гг. температура воздуха на территории России была ниже, чем в предшествующий, во многом экстремально теплый, 2015/16 год. Значения средней температуры зимних сезонов были, соответственно, -5,1°С и -6,5°С в районе Вологды на р. Сухона и -7,5°С и -10,5°С в районе Сыктывкара на р. Вычегда. На р. Обь -12,4°С и -16,7°С в районе Ханты-Мансийска; на р. Енисей в районе Туруханска -17,2°С и -19,3°С. Лишь в районе Якутска на р. Лена, зимняя температура была несколько ниже, соответственно, -28,6°С и -27,7°С. В табл. 1 приведены также значения толщины снежного покрова в феврале, которые в зимний сезон 2016/17 гг., в целом, были несколько ниже, чем в предыдущий, более теплый сезон, 2015/16 гг. (78,2 см и 73,9 см в районе Сыктывкара на р. Северная Двина; 61,2 см и 53,2 см в районе Ханты-Мансийска на р. Обь; 84,8 см и 62,9 см в районе Туруханска на р. Енисей и 30,3 см и 29,1 см в районе Якутска на р. Лена; исключением явилась м/с Вологда на р. Северная Двина, где в районе Вологды толщина снежного покрова составляла в феврале, соответственно, 29,8 см и 45,2 см).

Таблица 1. Значения средней температуры, толщины снежного покрова и намерзшего льда для зимних сезонов 2015/16 и 2016/17 для исследуемых рек вблизи метеостанций

	2015/16			2016/17		
Метеостанция	Т зим,°С	Н с.п., см	Н льда, см	Т зим,°С	Н с.п., см	Н льда, см
Вологда	-5,06	29,8	20	-6,51	45,2	20
Сыктывкар	-7,48	78,2	12	-10,49	73,9	23
Ханты-Мансийск	-12,41	61,2	20	-16,68	53,2	47
Туруханск	-17,16	84,8	22	-19,31	62,9	37
Якутск	-28,6	30,3	83	-27,72	29,1	100

На рис. 1-5 представлены изменения температуры, толщины снежного покрова и намерзшего льда для рассматриваемых рек вблизи метеостанций.

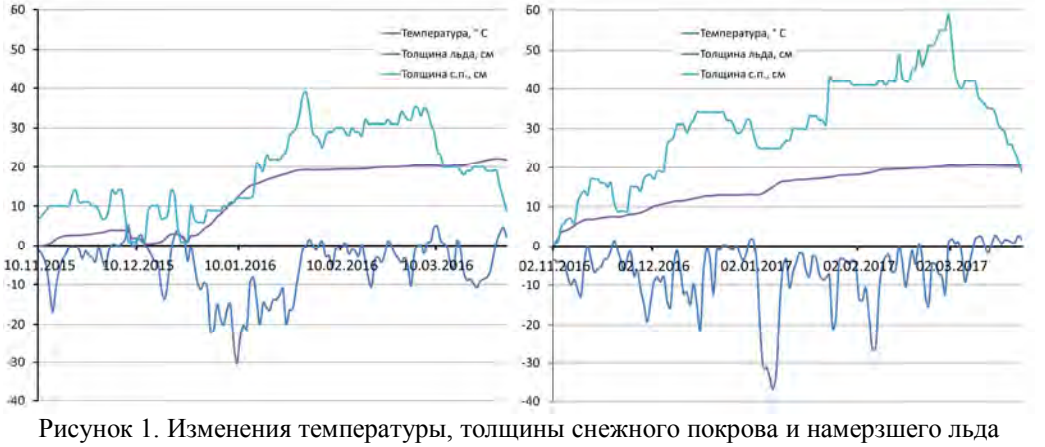


Рисунок 1. Изменения температуры, толщины снежного покрова и намерзшего льда для р. Сухона вблизи метеостанции Вологды для зимних сезонов 2015/16 и 2016/17

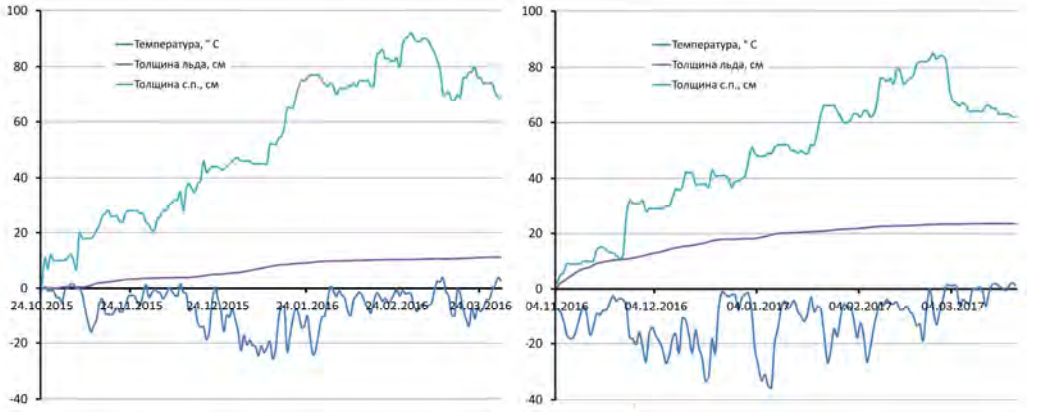


Рисунок 2. Изменения температуры, толщины снежного покрова и намерзшего льда для р. Вычегда вблизи метеостанции Сыктывкара для зимних сезонов 2015/16 и 2016/17

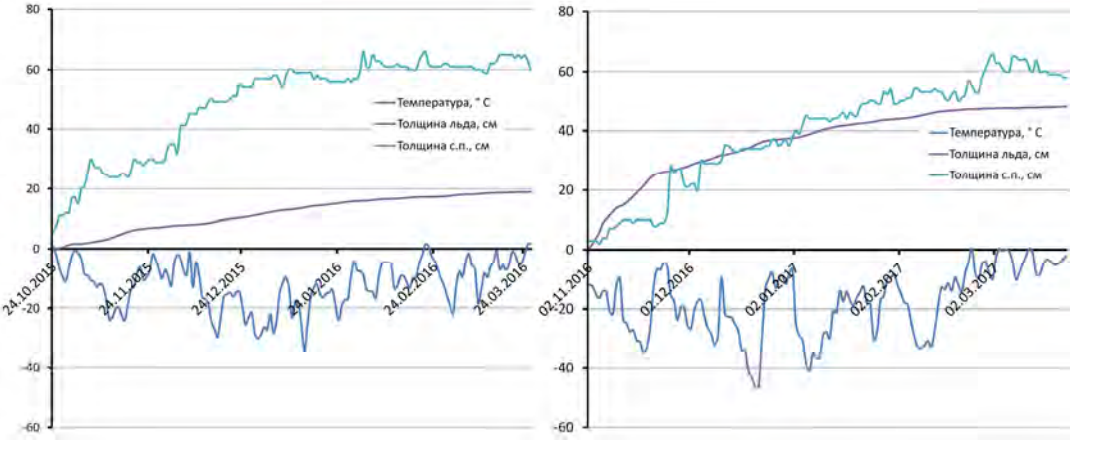


Рисунок 3. Изменения температуры, толщины снежного покрова и намерзшего льда для р. Обь вблизи метеостанции Ханты-Мансийска для зимних сезонов 2015/16 и 2016/17

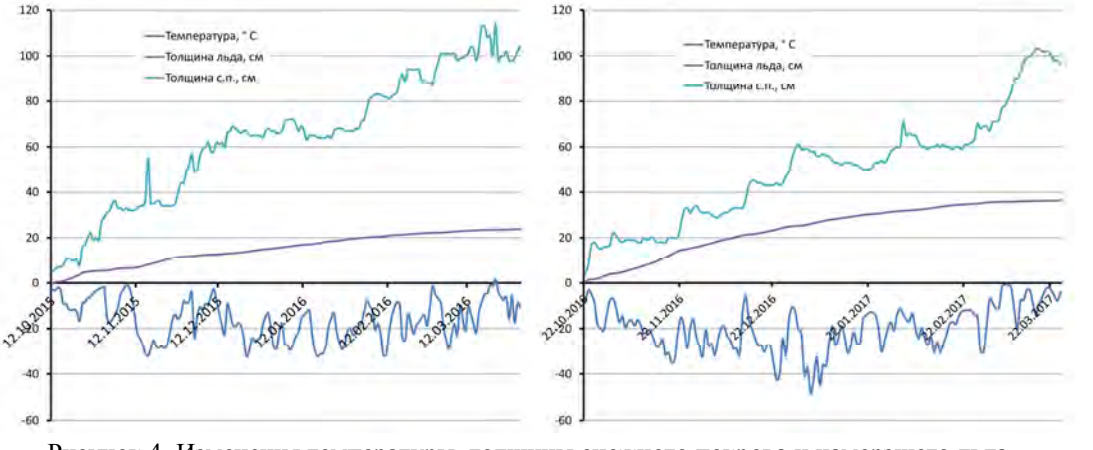


Рисунок 4. Изменения температуры, толщины снежного покрова и намерзшего льда для р. Енисей вблизи метеостанции Туруханска для зимних сезонов 2015/16 и 2016/17

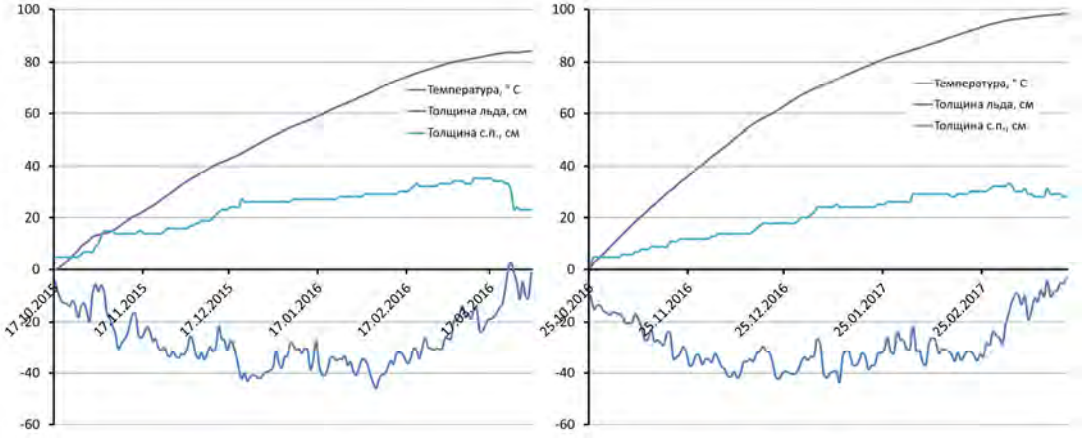


Рисунок 5. Изменения температуры, толщины снежного покрова и намерзшего льда вблизи метеостанции Якутска, р. Лена, для зимних сезонов 2015/16 и 2016/17.

Как следует из рис. 1-5, в зимний сезон 2016/17 г., в целом, снежный покров установился в более поздние сроки, чем в 2015/16 (24.10.2015 и 04.11.2016 в районе Сыктывкара; 24.10.2015 и 02.11.2016 в районе Ханты-Мансийска; 12.10.2015 и 22.10.2016 в районе Туруханска и 17.10.2015 и 25.10.2016 в районе Якутска). Лишь только в районе Вологды в зимний сезон 2015/16 г. снежный покров установился позднее. Снежный покров в этом районе в это год появился в начале ноября, но исчез полностью в середине и в конце декабря, и лишь затем установился окончательно. При этом сильные морозы в зимний сезон 2016/17 г. в большинстве рассматриваемых регионов наступили уже в начале зимнего сезона, когда мощность снежного покрова была везде относительно невелика. В зимний сезон 2015/16 г., в целом, наоборот установление снежного покрова и интенсивный рост его толщины предшествовали установлению сильных холодов. Поэтому, согласно проведенным расчётам, в результате интенсивного нарастания льда зимний сезон 2016/17 г. толщина ледяного покрова на реках Сев. Двина, Обь, Енисей и Лена оказалась более высокой, чем в предыдущий 2015/16 зимний сезон. Лишь в районе Вологды толщина ледяного покрова в сравнительно теплую зиму 2015/16 гг. оказалась почти одинаковой с толщиной ледяного покрова в зиму 2016/17 гг. из-за экстремально холодного января 2016 года и не успевшей накопиться снежной толщи.

Полученные значения толщины ледяного покрова на реках согласуются с имеющимися фактическими (и многолетними) значениями из [5, 6]. В целом зимний сезон 2015/16 гг. был одним из наиболее теплых на территории России за историю наблюдений. Температура зимнего сезона 2016/17 гг. и толщина снежного покрова были на уровне средних значений за последние тридцать лет. Это позволило прогнозировать обычную ледовую обстановку и отсутствие весенних заторов и половодий в конце зимнего сезона 2016/17 г. при условии, что дружного весеннего снеготаяния не будет происходить.

Расчет нарастания льда снизу на ледяном покрове водоемов, покрытых в зимний период снежным покровом, на основе данных о ежедневной температуре воздуха и толщине снежного покрова показывает, что интенсивный рост толщины ледяного покрова происходит и в этот период времени. Эмпирическая зависимость скорости прироста льда от градиента температуры в ледяном покрове выражается, как $V=6{,}65(\mathrm{grad}\ T)_л$ (см/сутки) [4]. Тепловой поток выражается через градиент темпера-

туры как F=λ (grad T), а теплопроводность и тепловой поток через комбинацию из двух сред (снежный покров и лед) может быть выражена как:

$$F = \lambda \frac{\Delta T}{\Delta H} = \frac{\Delta T}{\left(\frac{\Delta H_{сп}}{\lambda_{сп}} + \frac{\Delta H_{л}}{\lambda_{л}} \right)},$$

поэтому скорость нарастания льда за сутки оценивалась как:

$$V = 6{,}65\, grad T_{л} = 6{,}65 \frac{\Delta T}{\lambda_{л} \left(\frac{\Delta H_{сп}}{\lambda_{сп}} + \frac{\Delta H_{л}}{\lambda_{л}} \right)}$$

Вычисления производились с шагом в один день. Предполагалось также, что на первом этапе толщина льда равна 0,5 см.

Литература

1. *Быдин Ф.И.* Зимний режим рек и методы его изучения. Исследование рек СССР. – Л.: Изд. ГГИ, 1933. – 237 с.
2. *Донченко Р.В.* Ледовый режим рек СССР. – Л.: Гидрометеоиздат, 1987. – 246 с.
3. Авторский коллектив (Клочко А.А., Романовская М.А, и др.). Национальный атлас России Том.2. Природа и экология. — ФГУП "ГОСГИСЦЕНТР" Москва, 2004. – С. 495.
4. *Голубев В.Н.* Структурное ледоведение. Строение конжеляционных льдов. – М.: Изд-во МГУ, 2000. — 88 с.
5. *Алексеевский Н.И., Мокшанов А.М.* Ледовый режим рек Западной Сибири // Динамика и термика рек, водохранилищ и прибрежной зоны морей. VIII Международная научно-практическая конференция (Москва, РУДН, 24-27 ноября 2014 г.). Т 1. – Москва, 2014. – С. 297–309.
6. *Vuglinsky, V.* 2000. Russian river ice thickness and duration. Boulder, CO: National Snow and Ice Data Center. http://dx.doi.org/10.7265/N5J10129/
7. *Михеев М.А.* Основы теплопередачи. Изд. 2-е / М.А. Михеев, И.М. Михеева. – М.: Энергия, 1977. – 344 с.

ПРОГНОЗЫ И НАБЛЮДЕНИЯ ПОЛОВОДИЙ И ПАВОДКОВ НА ВЕРХНЕЙ ОБИ ДЛЯ ОБОСНОВАНИЯ РЕЖИМА ПОПУСКОВ ИЗ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, Россия
zinoviev@iwep.ru

Наводнения на реках, вызываемые весенними половодьями и дождевыми паводками, являются одними из наиболее опасных природных бедствий в нашей стране. Прогнозирование наводнений имеет большое научное и практическое значение для многих регионов России, в том числе для Сибири. Проблема прогнозирования наводнений, обусловленных весенними половодьями на Верхней Оби, особо важна, поскольку связана, с одной стороны, с защитой жизни, здоровья и благосостояния населения, проживающих на пойменных территориях Оби, а с другой, имеет боль-

шое практическое значение при эксплуатации Новосибирского гидроузла в условиях пропуска больших объемов воды, когда необходимо обеспечить рациональное использование речного стока и защиту земель от затоплений [1].

Прохождение экстремального дождевого паводка в бассейне Верхней Оби в весенне-летний период 2014 г. вызвало крупное наводнение на реках Алтая. Были затоплены большие пойменные территории в Республике Алтай и Алтайском крае, затоплены и подтоплены населенные пункты, разрушены мосты и гидротехнические сооружения, имелись человеческие жертвы. Наводнение затронуло Хакасию и Туву. Всего в зону затопления и подтопления попало более 70 тысяч человек. По оценкам специалистов, обеспеченность максимального расхода данного паводка в районе г. Барнаула была около 3%. Общий материальный ущерб только на территории Алтайского края составил около 5 млрд. рублей. Во время паводка 2014 г. в ИВЭП СО РАН выполнялся краткосрочный прогноз уровней воды на участке реки Обь от с. Фоминское до плотины Новосибирской ГЭС.

Для краткосрочных прогнозов затопления пойменных территорий на участке р. Обь от слияния рек Бия и Катунь до створа плотины Новосибирской ГЭС в 2014 г. была использована компьютерная модель для описания течений в речной системе Верхней Оби. На основе этой модели и оперативных данных по уровням на гидропостах были проведены расчеты распространения волны экстремального дождевого паводка в р. Обь в 2014 г. на участке от с. Фоминское до плотины Новосибирской ГЭС. При наводнении выполнены измерения расходов воды у г. Барнаула. Получены натурные данные по максимальным расходам воды. Было получено хорошее совпадение максимальных расчетных и наблюденных уровней воды, в том числе у г. Барнаула [2].

В зимний период 2014-2015 гг. на равнинных и предгорных водосборах Верхней Оби наблюдались повышенные снегозапасы. С учетом катастрофического наводнения 2014 г. и того факта, что предполагалась большая водность р. Обь в период весеннего снеготаяния, прогнозам половодья 2015 г. было уделено особое внимание, и были подготовлены краткосрочные прогнозы уровней весеннего половодья на Верхней Оби в 2015 г. с заблаговременностью до 3-5 дней. Результаты краткосрочных прогнозов уровней/расходов воды при весеннем половодье на Верхней Оби в 2015 г. приводятся и обсуждаются в [3]. Прогнозы прохождения половодий и паводков в весенне-летние периоды 2014-2015 гг на рассматриваемом участке р. Обь. выдавались с заблаговременностью 3–5 дней. Близость результатов краткосрочных прогнозов 2014-2015 гг. с данными натурных наблюдений показала, что разработанная компьютерная одномерная модель течений в системе русел Верхней Оби может быть использована как для краткосрочной оценки уровней затоплений пойменных территорий на рассмотренном участке р. Оби при весенних половодьях и дождевых паводках, так и обоснования режима попусков из Новосибирского водохранилища.

В период весеннего половодья 2016 г. также были подготовлены краткосрочные прогнозы максимальных уровней воды на Верхней Оби, и получено хорошее совпадение спрогнозированных и наблюденных уровней воды у г/п Барнаул во время их подъема. Однако на спаде волны половодья отмечено отличие расчетных и наблюдаемых уровней воды (см. рис. 1).

Несмотря на общее падение уровней на участке Верхней Оби от г/п Фоминское до г/п Усть-Чарышское, в районе п. Затон у г. Барнаула продолжительное время отмечались высокие уровни воды. Проблема усовершенствования разрабатываемой

информационно-моделирующей системы прогнозирования половодий и паводков на Верхней Оби тесно связана с изучение природных и антропогенных факторов, влияющих на процесс затопления пойменных территорий, в том числе на его продолжительность.

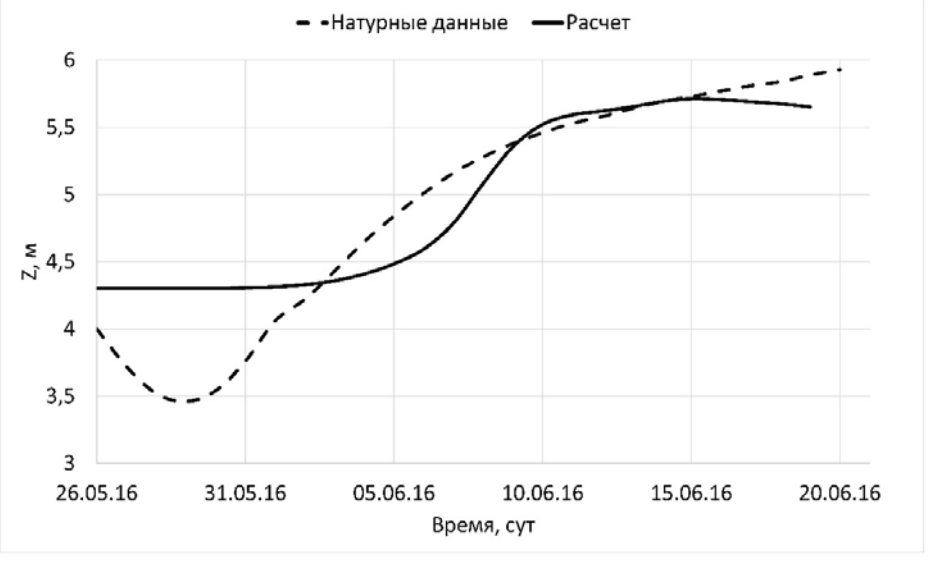


Рисунок 1.Гидрограф весеннего половодья у г/п Барнаул в 2016 г.

На конкретном примере затопления части территории г. Барнаула (п. Затон) в 2016 г. исследуется данная гидрологическая ситуация и обсуждаются причины, ее обусловливающие. Это актуально как с научной точки зрения, так и в практическом плане для совершенствования математического описания затопления пойменных территорий на Верхней Оби в районах городов Бийск, Барнаул и Камень-на-Оби в периоды прохождения весенних половодий и дождевых паводков.

Во время весенних половодий и дождевых паводков на основе результатов краткосрочных прогнозов расходов р. Обь в створе г. Камень-на-Оби может быть выполнен расчет попусков из Новосибирского водохранилища. Методика определения попусков строится на использовании компьютерной плановой (2DH-приближение) гидродинамической модели Новосибирского водохранилища, позволяющей выполнять уточненный расчет характеристик течений на участках ложа со сложной морфологией [4]. Модельный расчет пропуска весеннего половодья через Новосибирское водохранилище выполняется с учетом планируемого хода уровней воды (графика наполнения) водохранилища и данных краткосрочного (до 3-5 дней) прогнозирования приточности в створе г/п Камень-на-Оби.

Литература

1. *Васильев О.Ф.* Создание систем оперативного прогнозирования половодий и паводков // Вестник РАН. 2012. № 3. С. 237-242.

2. *Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б., Дьяченко А.В., Коломейцев А.А.* Экстремальный дождевой паводок 2014 г. в бассейне Верхней Оби: причины, прогноз и натурные наблюдения // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2015. № 6. С. 93-104.

3. *Зиновьев А.Т., Галахов В.П., Кошелев К.Б.* О результатах прогнозирования весеннего половодья на Верхней Оби в 2015 г. // Водное хозяйство России. Проблемы, технологии, управление. 2016. № 3. С. 58-68.

4. *Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б.* Моделирование процесса затопления пойменных территорий для участков крупных рек со сложной морфометрией русла и поймы // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2013. № 6. С. 17-31.

ПОДХОДЫ К СТОХАСТИЧЕСКОМУ МОДЕЛИРОВАНИЮ ПАВОДКОФОРМИРУЮЩИХ ЛИВНЕЙ МАЛОЙ ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТИ НА ТЕРРИТОРИИ УРАЛА

Клименко Д.Е., Черепанова Е.С.
Пермский государственный национальный исследовательский университет,
г. Пермь, Россия
listopad19531@mail.ru

Ливневые осадки являются основным фактором формирования дождевых паводков на малых водосборах. Существующая методика расчета экстремальных паводочных расходов, закрепленная нормативами, базируется на генетической теории формирования стока и формуле предельной интенсивности, основным параметром которой являются сведения о редукции интенсивности ливня по времени. Данная методика не позволяет спрогнозировать несколько разновероятностных паводочных максимумов в году, что в ряде случаев бывает необходимо.

На основе обработки данных наземных наблюдений минутного разрешения над дождевыми осадками Урала (проанализированы данные 192 метеостанций за период с 1936 по 2015 гг.), а также радиолокационных данных по отражаемости облаков (за период с 2003 по 2015 гг.) авторами выполнен анализ особенностей внутригодового распределения паводкоформирующих ливней и их статистических параметров, разработаны подходы к моделированию и краткосрочному прогнозированию. Установлены характеристики количества ливней, суммы осадков и продолжительности ливня, предельной интенсивности осадков единичного ливня и параметра редукции ливня по времени; связь отражательной способности облаков с интенсивностью осадков малой продолжительности. Разработана методика стохастического моделирования профилей хода дождей внутри календарного года и выполнено моделирование для расчетных параметров. Расчет профиля дождя впервые выполнен не с использованием стандартной кривой редукции ливня, а с учетом типа хода дождя по положению максимальной ординаты слоя осадков на шкале времени и с учетом распространения осадков в пространстве по данным МРЛ. Рассмотрены вопросы применения результатов моделирования ливневых осадков в расчетах и моделях паводочного стока малых рек.

Введение. Для рассматриваемой территории формирование экстремальных паводков на малых реках обусловлено ливнями с суммой осадков более 10 мм и максимальной интенсивностью более 0,2 мм/мин. Подобные осадки приурочены к конвективной облачности [1]. Распределение осадков в пространстве пестрое и не может быть оценено с должной точностью на основе только сети наземных наблюдений (рис. 1). В связи с этим актуально привлечение к расчетам радиолокационных данных и их увязка с результатами стандартных плювиографических измерений осадков.

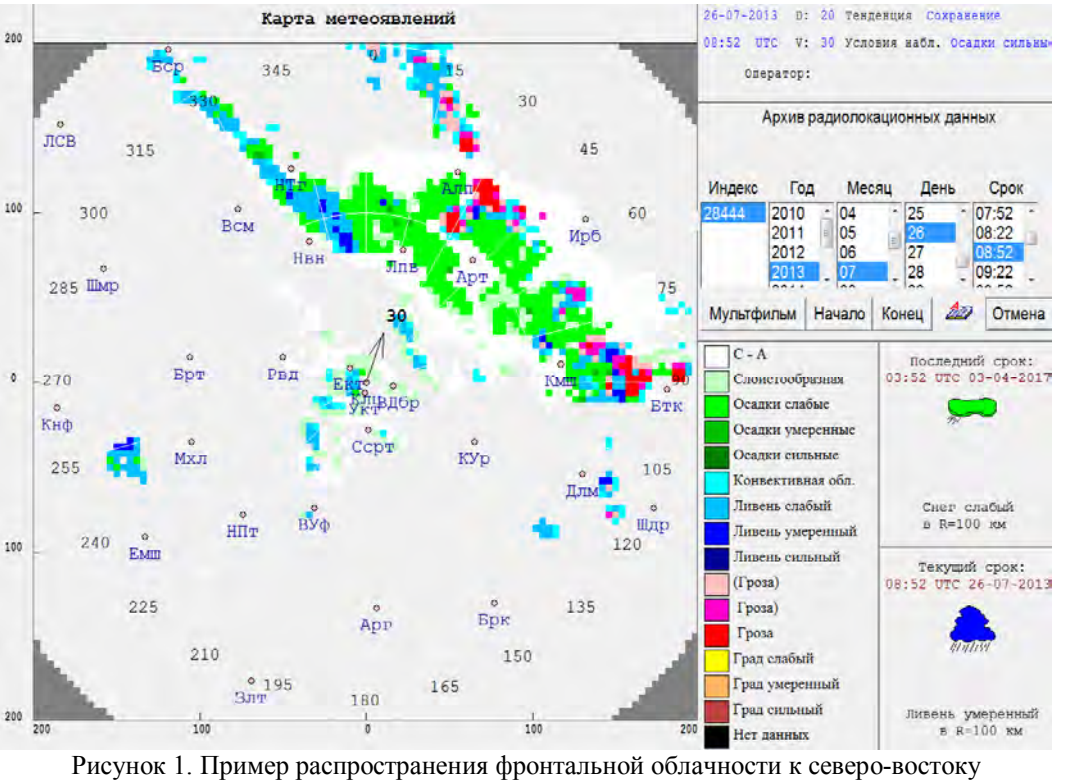


Рисунок 1. Пример распространения фронтальной облачности к северо-востоку от Екатеринбурга (26 июля 2013 г.), по данным МРЛ Кольцово

Ход осадков во времени в значительной степени определяет форму гидрографа стока дождевого паводка. Распределение ливней и их расчетных параметров (сумма осадков, продолжительность, форма «профиля» ливня и параметры редукции осадков по времени) внутри теплого периода года обуславливает формирование дождевых паводков и экстремальные расходы воды на малых реках.

Изученность вопроса. Условия формирования паводкоформирующих ливней хорошо изучены для европейской части России и освещены в работах З.П. Богомазовой и З.П. Петровой [2], И.И. Галактионова [3]. Статистические параметры распределения ливней внутри года впервые наиболее полно для Европейской части СССР представлены в работах И.И. Галактионова [3] и А.А. Усанкина [4]. Для Урала исследования статистических параметров ВГРЛ и моделирование распределения ливней внутри года ранее не выполнялись [5].

Вопросы моделирования сильных дождей затрагиваются в ряде зарубежных исследований (Hopkins Linda C., Holland Greg J. (1997) [6], Rauscher Sara A. et all (2007) [7], Sun Ying et all (2007) [8] и др).

Способы математического описания «профиля» ливня являются наименее изученными. Не существует универсальной модели единичного ливня, слабо описаны принципы классификации ливней по форме профиля, отсутствуют эффективные результаты картирования ливней по их форме. Г.А. Алексеевым в 1970-х гг. предложена форма описания редукции осадков по времени [9], однако методы расчета распределения осадков внутри ливня оставались неописанными.

Методы исследования. В качестве материалов для исследования послужили данные наземных (более 25 тыс. плювиограмм по 192 пунктам Уральского УГМС за

период с 1936 по 2015 гг.) и радиолокационных (снимки метеорологического радиолокатора аэропорта Кольцово за период с 2003 по 2015 гг., более 200 тыс. снимков) наблюдений. Статистические параметры ливней аппроксимируются логнормальным законом статистического распределения, что установлено ранее [10]. По исследованиям Г.А. Алексеева, высота слоя дождя (h) возрастает с увеличением его продолжительности. Для описания «профиля» дождя (распределения осадков внутри ливня) использовано соотношение:

$$\overline{h}(t)_{P,\%} = S_{P,\%} \cdot t^{1-n}, \qquad (1)$$

где $S_{P,\%}$ – предельная интенсивность дождя при продолжительности $t \to 0$, зависящая от вероятности превышения один раз в N лет (величина N связана с обеспеченностью P соотношением N=100/P), которая может быть выражена уравнением $S_{P,\%} = A + B \cdot \lg(N)$, где A, B, – постоянные для метеостанции ливневые параметры; n – показатель степени редукции интенсивности дождя от его продолжительности (изменяется по территории от 0,6 до 0,9). Параметры A, B, n картированы для рассматриваемой территории, что дает возможность рассчитать сумму осадков для ливня любой вероятности превышения и любой расчетной продолжительности. Расчеты по данной зависимости позволяют получить интегральную кривую нарастания суммы осадков для дождя любой расчетной продолжительности и суммы осадков за ливень, а также пересчитать интенсивность осадков с одного интервала времени в дугой, что бывает необходимо при использовании локационных данных.

Данные метеорологического радиолокатора МРЛ-5, расположенного в аэропорту Кольцово и имеющего дальность обзора 200 км, позволяют оценить сумму осадков за 1 час на основе теоретической зависимости между интенсивностью осадков (i, мм/час) и отражаемостью облаков в слое от 0 до 1 км над поверхностью земли (z_1, мм^6/м^3):

$$i = 0.04 \cdot e^{0.14 \cdot Z_1}. \qquad (2)$$

Сопоставление интенсивности осадков, рассчитанной по теоретической зависимости, с данными наземных наблюдений показало их хорошую сходимость вблизи локатора (в радиусе 10 км) и большие расхождения по мере удаления от локатора (рис. 2).

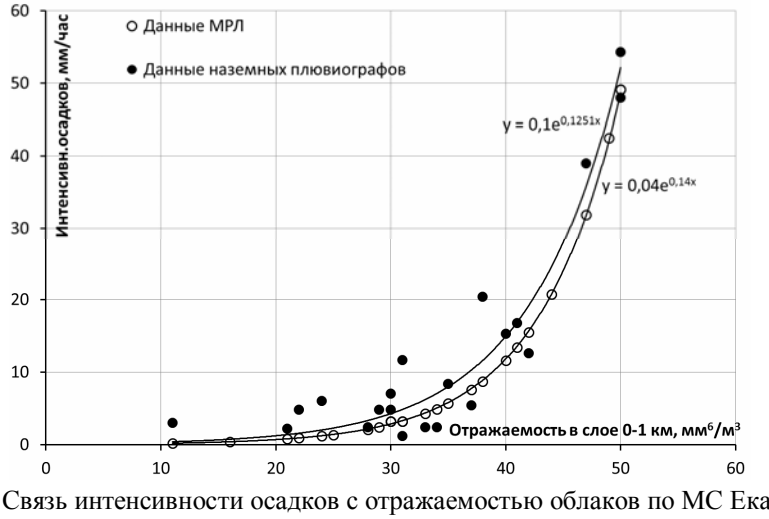


Рисунок 2. Связь интенсивности осадков с отражаемостью облаков по МС Екатеринбург

Расчетная зависимость для определения интенсивности осадков часового разрешения по данным об отражаемости облаков для метеостанции Екатеринбург имеет вид:

$$i = 0.10 \cdot e^{0.125 \cdot Z_1}. \quad (3)$$

Таким образом, установив эмпирические зависимости i=f(z_1) для каждой метеостанции в радиусе обзора МРЛ, появляется объективная возможность для детерминированного моделирования профиля дождя и краткосрочного прогнозирования дождевых паводков. При статистической обработке данных МРЛ появляется объективная возможность оценить все ливни для любой точки пространства, не охваченной метеорологическими наблюдениями. Переход к статистикам одного события в году от нескольких при этом возможно осуществить с использованием предельных распределений Э. Гумбеля.

Результаты. Количество паводкоформирующих ливней в году изменяется от 5 до 43, при среднем их количестве $\bar{n}$ 10,1 за год. Наибольшее число единичных ливней формируешься в июле (от 2 до 9); в апреле и сентябре количество ливней – менее 2. Эта величина изменяется в небольших пределах по территории: в горных районах количество ливней на 20-30% выше среднегодового количества, а равнинах – на 20-30% ниже. Сумма осадков за единичный ливень в пределах рассматриваемой территории изменяется от 10 до 227 мм, достигая максимума в июле (18,9 мм) при средней за месяц величине 18,0 мм. Среднемесячные суммы ливневых осадков практически постоянны в течение года. Среднемесячная продолжительность паводкоформирующих ливней изменяется от 30 мин до 2,9 сут., при средней величине за год 582 мин, и имеет выраженный внутригодовой ход, характеризующийся наименьшей продолжительностью ливней в июне-июле и наибольшей – в весенние и осенние месяцы.

В рассматриваемой методике моделирования профиля ливня предполагается: его схематизация по 5 интервалам, при этом пик ливня приходится на начало любого из интервалов и положение пика является случайным относительно общей продолжительности ливня. Авторами установлено, что форма профиля ливня не зависит от месяца года и географического положения метеостанции. Для территории Урала в большинстве случаев характерны ливни, для которых более половины суммы осадков приходится на первую треть общей продолжительности.

Стохастическое моделирование ливней выполнено метеостанции Екатеринбург. При моделировании авторы исходили из стационарности и статистической однородности параметров временных рядов и положения о том, что рассматриваемые характеристики распределены по лог-нормальному закону.

В ходе моделирования количество ливней за 60 лет наблюдений получено равным 388, их средняя продолжительность – 582 мин. Сопоставление фактической и смоделированной кривых распределения максимальных интенсивностей за 5-минутный интервал показывает их удовлетворительную сходимость. Статистические параметры расчетного ряда: норма 0,64 мм/мин, C_v=0,89, C_s/C_v=3,12; статистические параметры смоделированного ряда: норма 0,72 мм/мин, C_v=1,09, C_s/C_v=3,00.

Моделирование части профиля ливня до наступления пика выполнено по уравнению прямой, а после пика – по уравнению Г.А. Алексеева (1). Корректировка смоделированного профиля ливня выполнена с использованием радиолокационных данных (отражаемость облаков, пересчитанная в интенсивность ливня за 30-минутные интервалы времени по эмпирической зависимости). Результаты модели-

рования профиля единичного ливня, наблюденного на МС Екатеринбург 12 июля 2010 г. с 21:09 до 2:29 представлены на рис. 3. В целом, результаты моделирования профиля ливня показывают хорошую сходимость с натурными данными наблюдений.

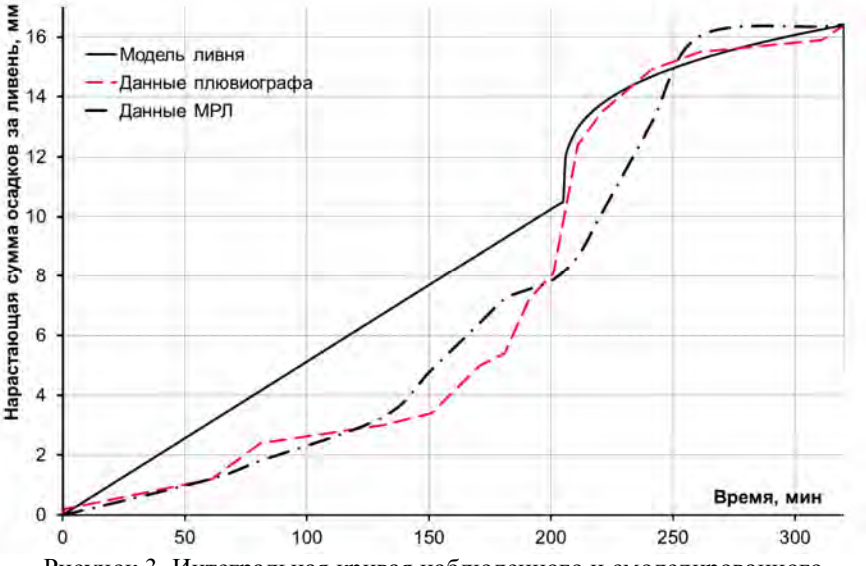


Рисунок 3. Интегральная кривая наблюденного и смоделированного (по данным МРЛ и по параметрам кривой редукции) ливня по метеостанции Екатеринбург за 12 июля 2010 г. (16,4 мм за 320 мин, n=0,7)

Перспективы развития метода моделирования внутригодового и внутрисуточного хода ливня связаны с привлечением данных метеорологических радиолокаторов (МРЛ) по площадям орошения интенсивными осадками и скорости передвижения облачных масс. Скорость перемещения истощающихся по пути движения областей выпадения осадков над наземными осадкомерами во многом определяет изменение интенсивности ливня и его профиль в неподвижной точке местности.

Литература

1. *Хргиан А.Х.* О влиянии Уральского хребта на облачность и осадки // Метеорология и гидрология. 1961. № 3. С. 10-17.
2. *Богомазова З.П., Петрова З.П.* Исследование выдающихся дождей Северо-Западного района Европейской территории СССР и их зависимость от площади распространения // Труды ГГИ. 1947. Вып. 1 (55). С. 106-144.
3. *Галактионов И.И.* Метод типизации дождей по показателю симметрии (на сетевых материалах Северо-Западного УГМС) // Труды ЛГМИ. 1975. Вып. 55. С. 48-55.
4. *Усанкин А.А.* О построении расчетной модели паводкоформирующих осадков // Труды ЛГМИ. 1975. Вып. 55. С. 56-68.
5. *Клименко Д.Е., Епончинцева Д.Н.* Оценка параметров кривых редукции ливневых осадков и формулы предельной интенсивности для территории Среднего Урала // Вестник КазНУ. Серия географическая. 2015. № 1 (40). С. 87-91.
6. *Hopkins Linda C., Holland Greg J.* Australian Heavy-Rain Days and Associated East Coast Cyclones: 1958–92 // Journal of climate. 1997. Vol. 10. pp. 621-635.

7. *Rauscher Sara A., Seth Anji, Liebmann Brant, Qian Jian-Hua, Camargo Suzana J.* Regional Climate Model–Simulated Timing and Character of Seasonal Rains in South America // Monthly weather review. 2007. Vol. 135. pp. 2642-2657.

8. *Sun Ying, Solomon Susan, Dai Aiguo, Portmann Robert W.* How Often Will It Rain? // Journal of climate. 2007. Vol. 27. pp. 4801-4818.

9. *Алексеев Г.А.* Схема расчета максимальных дождевых расходов по формуле предельной интенсивности стока с помощью кривых редукции осадков и стока // Труды ГГИ. 1966. Вып. 134.

10. *Клименко Д.Е., Корепанов Е.П., Епончинцева Д.*Н. Методика расчета максимального стока дождевых паводков малых рек на основе информации о редукции ливневых осадков на территории Свердловской области // Инженерные изыскания. 2016. №5-6. С. 14-20.

ВОДОХРАНИЛИЩА КАК КОМПОНЕНТ СИСТЕМЫ ИНТЕГРИРОВАННОГО УПРАВЛЕНИЯ НАВОДНЕНИЯМИ В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ

Лебедева И.П.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
iplebed@gmail.com

Методы и средства защиты от наводнений принято делить на инженерные (структурные) и неинженерные (неструктурные). Инженерные методы защиты, включающие регулирование и перераспределение стока в речных бассейнах путем создания плотин и водохранилищ, сложились традиционно и преобладали вплоть до второй половины XX века. Однако известно, что применение только инженерных методов и средств не может остановить темпы роста ущербов от наводнений.

Активно развивающийся с начала XXI века подход к управлению наводнениями предполагает переход от традиционной концепции «простой» защиты от наводнений к интегрированному управлению наводнениями в рамках системы управления водными ресурсами в бассейне реки. Основной целью такого подхода является сведение к минимуму человеческих жертв, а также экономического и экологического ущерба, с одновременным максимальным повышением эффективности использования ресурсов пойменных территорий [1]. Тем не менее, в интегрированном управлении наводнениями, включающем управление рисками (предотвращение, смягчение и адаптация), на одном из первых мест стоят инженерные или структурные мероприятия, связанные с гидротехническими сооружениями, в том числе создание плотин и водохранилищ.

Традиционной основой комплекса таких являются инженерные мероприятия, обеспечивающие наиболее существенное воздействие на паводки: перераспределение максимального стока водохранилищами; ограждение территории дамбами; увеличение пропускной способности речного русла; повышение отметок защищаемой местности; переброска стока; некоторые специальные мероприятия по снижению максимального стока.

Наиболее действенным способом влияния на величину стока является создание и эксплуатация водохранилищ. В одноцелевых противопаводковых водохранилищах весь объем задействован в регулировании максимального стока. Многоцелевые водохранилища на реках с паводочным режимом проектируются с форсированным

объемом, достаточным для аккумуляции пика паводка. На реках с половодным режимом противопаводковая емкость создается не только за счет объема форсировки, резервируемого в течение всего года, но и за счет сработки части полезного объема водохранилища перед прохождением максимальных расходов воды [2].

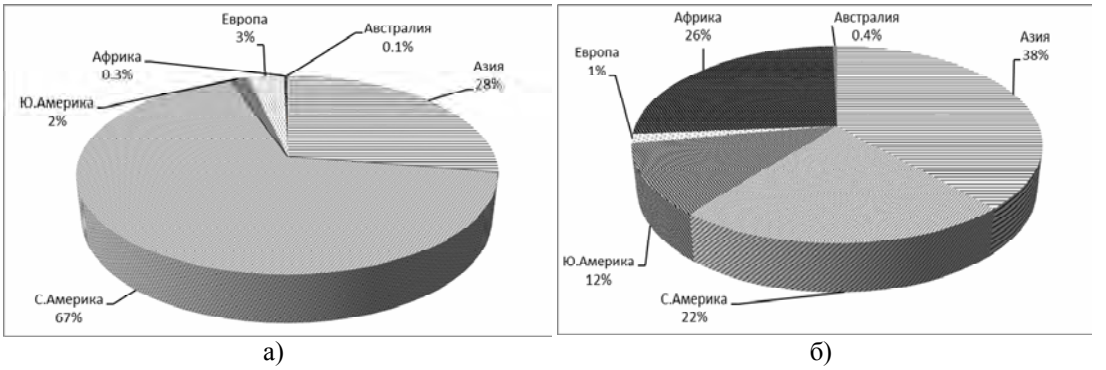
В ряде стран одноцелевые противопаводковые водохранилища являются основным видом инженерной защиты. Так, в США одноцелевые водохранилища составляют порядка 65% всех водохранилищ, используемых для аккумуляции паводкового стока. Около половины многоцелевых водохранилищ в мире имеют функцию защиты от наводнений [3].

В продолжение выполненных ранее исследований [4 - 6] в статье рассмотрены крупные водохранилища с полным объемом ≥0,1 км^3. Эти водохранилища способны осуществлять глубокое сезонное и многолетнее регулирование стока в больших водохозяйственных системах многоцелевого назначения, реально управлять водноземельными ресурсами в речных бассейнах, в том числе снижать частоту наводнений и опасность проявления других экстремальных гидрологических явлений [2,7,8].

Для представления о созданных в XX веке и первое десятилетие XXI века крупных водохранилищах, имеющих противопаводковые функции, рассмотрены данные из Мирового регистра плотин [9] и базы данных Global Reservoir and Dam (GRanD) database [10]. В базах данных указанных каталогов имеются расхождения. Кроме того, ни в одном из них не указана функция «защита от наводнений» для ряда водохранилищ, имеющих существенное противопаводковое значение, что не дает полного представления о таких объектах.

К 2010 году, число крупных водохранилищ (объемом более 0,1 км^3) в мире достигает 3215, их суммарный полный объем составляет 6752,3 км^3. В сооружении новых водохранилищ продолжает сохраняться тенденция уменьшения их число и объема, возникшая в 70-е годы XX века. Эта тенденция прослеживается и в создании водохранилищ с противопаводковой функцией. Из 189 новых водохранилищ вторичную функцию «защита от наводнений» имеют приблизительно 50 объектов, в то время как одноцелевое – одно [6], причём имеется информация только для части из них. Например, по одному водохранилищу было сооружено в Польше, Индии, Пакистане и США общим объемом в 1,2 км^3; лидером же является Китай. Помимо 5 водохранилищ суммарным объемом около 13 км^3, были сооружены 2 крупных водохранилища с функцией «защита от наводнений»: Sanxia («Три ущелья») – на р. Янцзы объемом в 39,3 км^3 (2010 г.) и Longtan (Лунтань) на р. Хуншуйхэ – 27,3 км^3 (2010 г.) Кроме того, в России завершился «долгострой» еще советских времен – Бурейская ГЭС. Наполнение этого водохранилища объемом в 21 км^3 закончилось летом 2009 г. Одна из целей его создания – предотвращение наводнений в поймах рек Буреи и среднего Амура, что и было использовано в период катастрофического паводка 2013 г.

Почти 90% водохранилищ с основной функцией «защита от наводнений» находятся в Азии и Северной Америке: 86 и 230 объектов, соответственно, причем в Китае расположено 81, а в США – 221 такое водохранилище (рис. 1). Их полный объем в Азии и Северной Америке суммарно составляет почти 95% от общего объёма таких водохранилищ, том числе в Азии – 137,9 км^3 (27,5%) и Северной Америке – 337,5 км^3 (67,2%). Одноцелевых водохранилищ, созданных для противопаводковой защиты – 59, из них 27 находятся в США и 20 – в Китае.

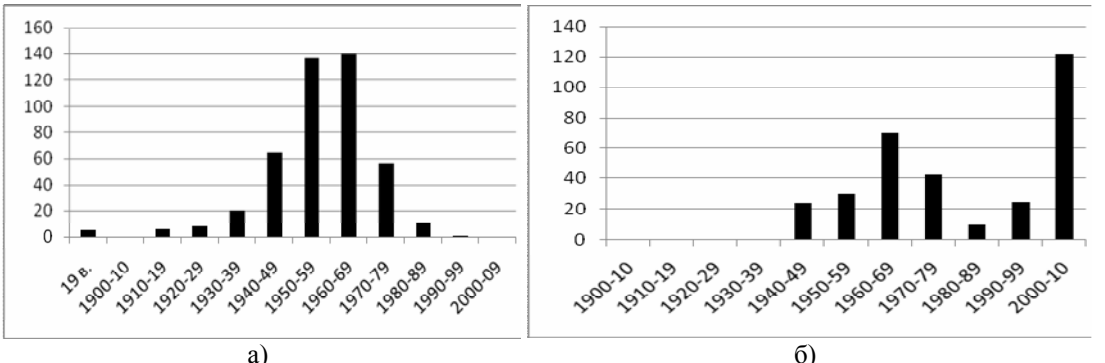


а) б)

Рисунок 1. Полные объемы водохранилищ (≥0,1 км^3) с основной (а) и вторичной (б) функцией «защита от наводнений», %

Большинство водохранилищ со вторичной функцией «защита от наводнений» (~66%) также расположены в Азии – 86 (из них в Китае – 44) и Северной Америке – 173 (из них в США – 137). По полному объему водохранилища Азии и Северной Америки суммарно составляют почти 61%, из них в Азия – 385,1 км^3 (38,3%, без учета 3-х вышеназванных водохранилищ, построенных в XXI веке) и Северной Америке – 225,6 км^3 (22,4%). На долю Африки приходится 260 км^3 (26%).

Странами, имеющими инженерную защиту с наиболее значимой ролью водохранилищ, являются США и Китай. История защиты от наводнений в этих и других странах подробно изложена в [3] и ряде других публикаций. Динамика их создания в США и Китае представлена на рис. 2.



а) б)

Рисунок 2 Динамика создания водохранилищ (≥0,1 км^3) с функцией «защита от наводнений» в США (а) и Китае (б), полный объем, км^3

В США, имеющих более чем 150-летнюю историю создания водохранилищ, происходила определенная трансформация подходов к проблеме защиты от наводнений. Если в начале XX века приоритет отдавался строительным мерам по уменьшению угрозы наводнений, то в 50-е годы, поскольку ущербы продолжали увеличиваться, произошел поворот в стратегии защиты от наводнений, сформулированный как «регулирование паводков – регулирование ущерба от них». Ставилась задача комплексного управления поймами: проведение защитных мероприятий, полностью охватывающих весь водосбор. Как следует из рис. 2., пик создания крупных (≥0,1 км^3) водохранилищ, имеющих противопаводковую функцию, пришелся на 1950-1970 гг. Начиная с 1970-х годов, темпы строительства таких водохранилищ резко снизились, был взят курс на сокращение крупномасштабного гидротехнического

строительства и создание средних и малых противопаводковых водохранилищ. Начался переход преимущественно к неинженерным мероприятиям защиты от наводнений, включающий, в том числе: совершенствование методик их прогнозирования; создание систем предупреждения, а также хозяйственно-административные мероприятия, способствующие уменьшению ущербов от наводнений на затапливаемых территориях [11].

Система защиты от наводнений в Китае имеет тысячелетнюю историю, так как значительная часть плодородных земель находится в долинах рек. Наиболее традиционным способом защиты было строительство дамб обвалования, эксплуатация которых имеет и существенные минусы, прежде всего – прорывы. Положение улучшилось с развитием интенсивного гидротехнического строительства. Для борьбы с паводками используется большинство крупных водохранилищ [3, 12]. О масштабах их создания дает представление рис. 2. Наибольший объем «противопаводковых» водохранилищ был создан в 60-70-е годы. В последующее десятилетие последовал спад, связанный, в том числе, и с существенной переоценкой в 90-е годы стратегии управления рисками паводков в сторону лучшей адаптации к природным условиям и циклам водности. Программы управления рисками наводнений в Китае непрерывно совершенствуются совместно с программами по предупреждению негативных последствий засух [12]. Тем не менее, в 2001-2010-е годы строительство больших водохранилища продолжалось.

В целом водохранилища в Китае играют важную роль в рамках общего комплексного плана снижения рисков наводнений. Наряду с этим дальнейшее улучшение противопаводковой защиты территорий планируется за счет депонирования вод в паводковых емкостях на поймах, улучшения пропускной способности русел рек, достройки дамб и разнообразных неструктурных мер [12].

Начало XXI века сопровождалось рядом катастрофических наводнений. Остановимся на двух из них, когда водохранилища сыграли определенную роль: зимнее наводнение (январь) и летнее наводнение (июнь-июль) 2002 года на р. Кубани; и летне-осеннее наводнение 2013 г. в Амурской области и на северо-востоке Китая.

В качестве удачного примера сочетания регулирования стока водохранилищами и обвалования защищаемых территорий часто приводят опыт защиты от зимне-весенних половодий и летних паводков в бассейне р. Кубани [11, 13]. Предполагалось, что ввод в эксплуатацию Краснодарского водохранилища решит проблему с заторами льда. Режим регулирования исключает резкие подъемы уровня, которые приводили к непредсказуемому разрушению ледового покрова и формированию заторов. Кроме того, Краснодарское водохранилище объемом около 3 км^3 позволило срезать пик максимального расхода воды (обеспеченностью 0,1% до 1%), т.е до величин, безопасных для системы обвалования.

Однако зимой 2002 г. этого оказалось недостаточно для предотвращения экстремальных последствий наводнения. Краснодарское водохранилище из-за 2-х метрового слоя льда в декабре оказалось переполненным, а устье Кубани настолько заилилось, что не удалось пропустить весь поток воды и привело к затоплению станиц и хуторов. Предотвратить наводнение было практически невозможно из-за отсутствия в течение ряда лет работ по расчистке русла, ремонту дамб, не проведения инженерных работ на водохранилище. Однако в летний паводок 2002 г., как считают специалисты, Краснодарское водохранилище сыграло существенную положительную роль, иначе были бы «смыты» огромные территории [11, 13]. Таким образом, противопаводковая эффективность водохранилища зависит не только от режи-

ма регулирования, но и от состояния пойменных земель, пропускной способности русла, технического состояния гидроузла.

Катастрофическое наводнение в июле-сентябре 2013 г. на р. Амур, сильнейшее за всю историю наблюдений, охватило почти весь бассейн реки – территорию российского Дальнего Востока и северо-восточных районов Китая [12, 14, 15].

Имеющиеся инженерные возможности снижения паводкового стока в бассейне Амура и смягчения последствий наводнения в значительной степени зависят от эффективности регулирования стока Зейским и Бурейским водохранилищами и, в меньшей степени, от его регулирования 16-ю китайскими водохранилищами. Зейское водохранилище даже на пике паводка аккумулировало большую часть его объема. Важный дополнительный эффект регулирования стока Зейским водохранилищем – удачная возможность избежать наложения паводкового стока Верхней Зеи и паводковых вод незарегулированных её притоков – Уркана и Селемджи, расположенных ниже гидроузла. На Бурейском водохранилище в течение июня-июля была выполнена дополнительная сработка, что также позволило аккумулировать значительную часть стока, особенно в начале паводка 2013 г. В итоге реализованные режимы регулирования стока создали возможность максимального для срезки пика паводка использования емкостей 2-х водохранилищ, аккумулировавших по оценкам ОАО «РусГидро» свыше 50% притока воды в соответствующих створах. [14, 16].

Наводнение захватило и бассейн р. Сунгари – самого крупного по водности притока р. Амур. Паводкоопасная территория бассейна Сунгари составляет21% от площади бассейна, пойма имеет высокую степень освоенности. Значительная часть затапливаемых территорий защищена гидротехническими сооружениями. Режим регулирования максимального стока китайскими водохранилищами позволил уменьшить негативное влияние наводнения в бассейне р. Сунгари; в частности, новое водохранилище Ниэрцзи на р. Нонни снизило пик паводка на 42%. В верховьях р. 2-я Сунгари водохранилищем Байшань в пик паводка было задержано 57% притока. В нижележащем водохранилище Феньмынь срезка паводка на максимуме составила 87%. В регулировании паводка на территории КНР участвовали восемь водохранилищ с совокупной регулирующей емкостью более 22 км^3, только её часть могла быть использована для «сглаживания» пика паводка [12, 17].

После наводнения 2013 г. был предложен ряд мероприятий, в том числе:

- рассматривается возможность создания 4-х противопаводковых ГЭС (Нижне-Зейской, Селемджинской, Гилюйской и Нижне-Ниманской); при этом отмечается, что суммарное негативное влияние предложенных «противопаводковых» ГЭС на экосистему бассейна Амура может оказаться большим, чем негативное влияние уже существующих Зейской и Бурейской ГЭС;
- планируется реконструкция гидроузла Зейской ГЭС, как необходимая мера для создания оптимальных условий при прохождении максимального стока.
- в августе 2017 г.введена в строй Нижне-Бурейская ГЭС.
- на малых и средних реках бассейна возможно устройство одноцелевых противопаводковых водохранилищ [12, 18].

Создание и эксплуатация защитных инженерных сооружений имеет ряд негативных последствий, полная компенсация которых может быть экономически невыгодна, а иногда и технически невыполнима. Перестать использовать пойменные земли, имеющие высокий природный потенциал, не всегда рационально и возможно. В связи с этим мероприятия по снижению паводковых рисков должны носить комплексный характер: сочетать инженерные и неинженерные меры, разрабатывае-

мые с учетом природных и социально-экономических особенностей конкретных пойменных территорий. В разработанной А.Б. Авакяном концепции защиты от наводнений [19, 20] показано, что выбор необходимых противопаводковых мероприятий должен базироваться на достоверных данных о масштабах нарушений. В развитие этого положения С.Г. Добровольским [21] предлагается понятие: концепция «управления ущербами» от наводнений – научно обоснованные положения системного планирования долгосрочных мер, направленных на уменьшение социально-гуманитарных потерь и материальных ущербов от наводнений.

В дальнейшем при проектировании противопаводковых гидроузлов предстоит решать вопрос: что целесообразнее – аккумулировать больший объем воды в водохранилищах или приспособить пойменные земли к более частым затоплениям. Для адаптации к увеличивающейся климатической изменчивости характеристик речного стока требуется совершенствовать режимы управления крупными водохранилищами. Необходимо оценить возможности изменения режима регулирования (поддержание свободной аккумулирующей емкости водохранилища для возможного принятия паводка); конструктивное улучшение гидроузлов (строительство обводных водосбросов и др.); создание экономических стимулов (плата за резервирование аккумулирующей емкости для возможности гарантированно задействовать ее бо́льшую долю) [12, 19]. При планировании новых водохранилищ, исходя из накопленного опыта, требуются не только оценка их противопаводковой эффективности и сравнение экономических показателей с другими мероприятиями, но и оценка экологических последствий их создания и эксплуатации [22].

Заключение. Сложившаяся в конце XX века тенденция к уменьшению создания водохранилищ сохранилась и в начале XXI века. Замедление темпов строительства крупных водохранилищ в мире проявилось и в строительстве водохранилищ с противопаводковыми целями. Количество и объем таких водохранилищ уменьшилось. Исключение представляет Китай, где в 2000-е годы были сооружены крупные многоцелевых водохранилища с функцией «защита от наводнений».

По мере развития общества большое внимание стало уделяться негативным социально-экономическим и экологическим последствиям создания крупных водохранилищ, которое, как правило, сопряжено с коренными изменениями природных процессов в речных и прибрежных экосистемах.

Переход от «борьбы» с наводнениями к стратегии снижения рисков наводнений на основе комплексного управления территориями водосбора предусматривает приоритет неструктурных мероприятий: совершенствование методик прогнозирования наводнений; создание систем предупреждения, хозяйственно-административные мероприятия, включающие системы страхования и др.

Тем не менее, водохранилища продолжают оставаться одним из реальных методов управления максимальным стоком. Катастрофическое наводнение 2013 г. в бассейне р. Амур показало положительную роль водохранилищ. Но подход к созданию новых водохранилищ и эксплуатации существующих становится более «взвешенным и строгим» в отношении их влияния на природные и социально-экономические условия региона.

На реках с длительным периодом затоплений предпочтение отдаётся созданию системы малых и средних водохранилищ в речных бассейнах. Для существующих крупных противопаводковых водохранилищ необходима корректировка режимов управления на основе совершенствования методов прогнозирования стока, учета

изменения отраслевых целей, освоенности территорий нижних бьефов и др.; в отдельных случаях предусматривается реконструкция гидроузлов.

Литература

1. *Пушистов П.Ю., Викторов Е.В.* Наводнения: от традиционной фрагментарной защиты к инновационному интегрированному управлению. Ханты-Мансийск: Югорский формат. 2016. 199 с.
2. Водохранилища. Под науч. ред. Черняева А.М. Екатеринбург: Аква-Пресс. 2001. 700 с.
3. *Авакян А.Б., Полюшкин А.А.* Наводнения. М.: Из-во «Знание». 1989. 48 с.
4. Водохранилища мира. М.: Наука, 1979. 287 с.
5. *Авакян А.Б., Лебедева И.П.* Водохранилища XX века как глобальное географическое явление // Известия АН. Серия географическая. № 3, 2002. С. 13–20.
6. *Кочарян А.Г., Лебедева И.П.* Динамика создания водохранилищ в мировой практике XX и XXI веков // Гидротехническое строительство. 2014. № 8. С. 7-12.
7. Водохранилища и их воздействие на окружающую среду.– М.: Наука, 1986. 367 с.
8. *Эдельштейн К.К.* Структурная гидрология суши. М.: ГЕОС. 2005. 316 с.
9. International Commission on Large Dams. The World Register of Dams (www.icold).
10. Global Reservoir and Dam (GRanD) database /www.GRanD_ dams_v1_1.dbf/
11. *Таратунин А.А.* Наводнения на территории Российской Федерации. Екатеринбург: Издательство ФГУП РосНИИВХ, 2008. 432 с.
12. *Симонов Е.А., Никитина О.И., Осипов П.Е., Егидарев Е.Г., Шаликовский А.В.* Мы и амурские наводнения: невыученный урок? М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF) Россия. 2016. 216 с.
13. *Воробьев Ю.Л., Акимов В.А., Соколов Ю.И.* Катастрофические наводнения начала XXI века: уроки и выводы. М.: «ДЭКС-ПРЕСС». 2003. 352 с.
14. *Данилов-Данильян В.И., Гельфан А.Н., Мотовилов Ю.Г., Калугин А.С.* Катастрофическое наводнение 2013 года в бассейне реки Амур: условия формирования, оценка повторяемости, результаты моделирования // Водные ресурсы, 2014, том 14, № 2. С. 111-123.
15. *Болгов М.В., Алексеевский И.И., Гарцман Б.И., Георгиевский В.Ю., Дугина И.О., Ким В.И., Махинов А.Н., Шалыгин А.Л.* Экстремальное наводнениев в бассейне Амура в 2013: анализ формирования, оценки, рекомендации // География и природные ресурсы. 2015 № 3. С. 17–26.
16. Хронология регулирования паводка Зейской ГЭС http://www.zges.rushydro.ru/press/freshet/chronology/
17. *Симонов Е.А.* Китайская водная политика / http://solex-un.ru/dams/budushee-amura/osvoenie-gidropotenciala/kitayskaya-vodnaya-politika/pavodok-2013-goda
18. *Федоров М.П. и Масликов В.И.* Снижение риска наводнений в речном бассейне регулированием паводков распределенными на водосборе гидроузлами // Известия РАН. Энергетика.2013.№ 4. С. 47-52.
19. *Авакян А.Б.* Наводнения. Концепция защиты // Известия АН. Серия географическая. 2000. № 5. С. 4-46.
20. *Авакян А.Б., Истомина М.Н.* Наводнения как глобальная многоаспектная проблема // Вестник РАН, 2002. Т. 72 С. 1059–1068.
21. *Добровольский С.Г., Истомина М.Н.* К разработке концепции «управления

ущербами» от наводнений в Российской Федерации // Стратегия гражданской защиты: проблемы и исследования. М.: ЦСЗ ГЗ МЧС. Т. 6. № 1 (10). С. 30-36.

22. Плотины и развитие: новая методическая основа для принятия решений. Адаптированный перевод Отчета Всемирной комиссии по плотинам. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2009. 176 с.

ОЦЕНКА МАСШТАБОВ И РИСКОВ ЧРЕЗВЫЧАЙНЫХ СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ И ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИТУАЦИЙ В МИРЕ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ЯВЛЕНИЙ (НАВОДНЕНИЙ И ЗАСУХ)

Пасечкина В.Ю., Истомина М.Н., Добровольский С.Г.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
pase4kina21@yandex.ru

Основные типы экологических катастроф, связанных с водным фактором – наводнения и засухи. Ущербы от указанных экстремальных событий сопоставимы только с ущербами от землетрясений – и составляют как для наводнений, так и для засух, миллиарды долларов в год (точные величины приведены далее). Несмотря на то, что наводнения и засухи представляют собой, на первый взгляд, противоположные явления, в их природных параметрах, как и в характеристиках ущербов, есть много общего. В настоящем работе, по-видимому, впервые делается попытка совместного изучения закономерностей рассматриваемых катастроф – на основе уникальных цифровых баз данных по наводнениям и засухам мира, созданных и постоянно совершенствующихся в Институте водных проблем (использованы данные по 1900 наводнениям за 1998 – 2015 гг. и по 1700 локациям засух за 1900 – 2015 гг.).

Существуют различные подходы к определению самих понятий «наводнение» и «засуха». Целесообразным представляется дать определение обоим типам явлений, близкое к определению наводнений в [1] – как временные изменения увлажненности (соответственно, затопление или иссушение) территорий, приводящие к социально-экономическим ущербам.

При изучении рассматриваемых экстремальных гидрологических явлений, прежде всего, обращает на себя внимание парадоксальная, на первый взгляд, пространственная структура регионов наводнений и засух. Априори, кажется, что указанные явления должны происходить в пределах непересекающихся друг с другом пространственных ареалов. Однако картосхема (рис. 1) с центрами локаций засух наложенными на ареалы центров регионов наводнений вследствие экстремальных осадков в жидкой фазе (вызывающих наибольшие ущербы), свидетельствует о другом. Приведенный далее рис. 1 показывает, что регионы засух и наводнений не только пересекаются, но зачастую почти совпадают друг с другом. Так, совершенно очевидно практическое совпадение границ ареалов засух и наводнений в регионах наибольшей пространственной плотности рассматриваемых явлений – в восточной части Африки (от Африканского Рога до Южной Африки), в пределах индийского и пакистанского ареалов, в Юго-Восточной Азии. Конфигурации ареалов наводнений и засух близки также для Южной Америки, Восточной Азии, Дальнего Востока, северо-западной Европы, «Большого Средиземноморья», региона Кавказа. Особое внимание обращает на себя совпадение «среднеширотных» ареалов наводнений и засух, распространяющихся с запада на Восток в пределах РФ. Исключение из об-

щей картины совпадения ареалов наводнений и засух представляет собой южная часть Сахары, где наводнений не наблюдается.

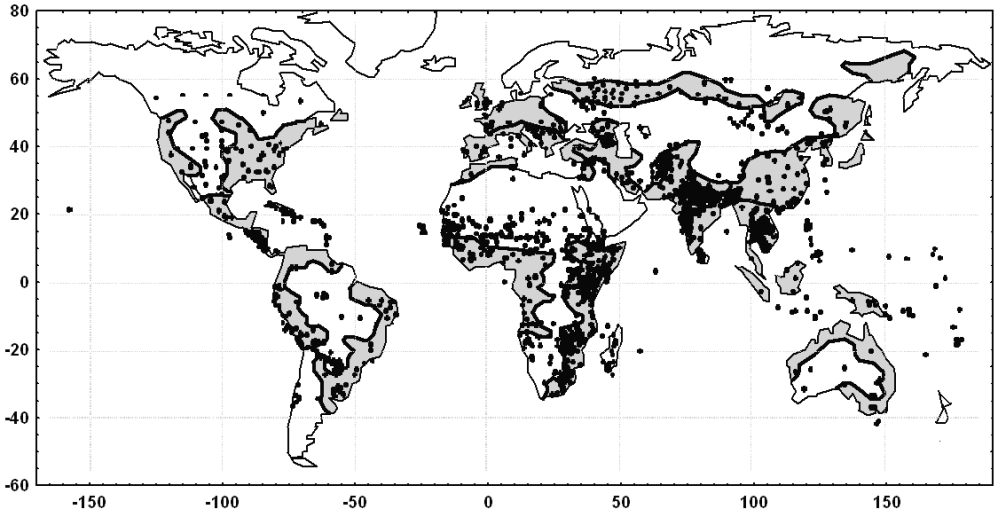


Рисунок 1. Основные ареалы центров регионов наводнений вследствие экстремальных осадков в жидкой фазе (серый цвет) и центры локаций засух (точки)

В агрегированном виде картина пространственного распределения регионов засух и наводнений еще нагляднее может быть представлена на графике зонально-осредненных величин ущербов от обоих типов природных катастроф (рис. 2). Как свидетельствует график, широтное распределение районов обоих типов катастроф (точнее – ущербов от них) обладает чертами значительного сходства: минимум наблюдается в приэкваториальной полосе широт, максимумы – на 25-30 градусах южной и северной широты; при этом график для засух смещен относительно графика для наводнений всего примерно на 5 градусов к северу.

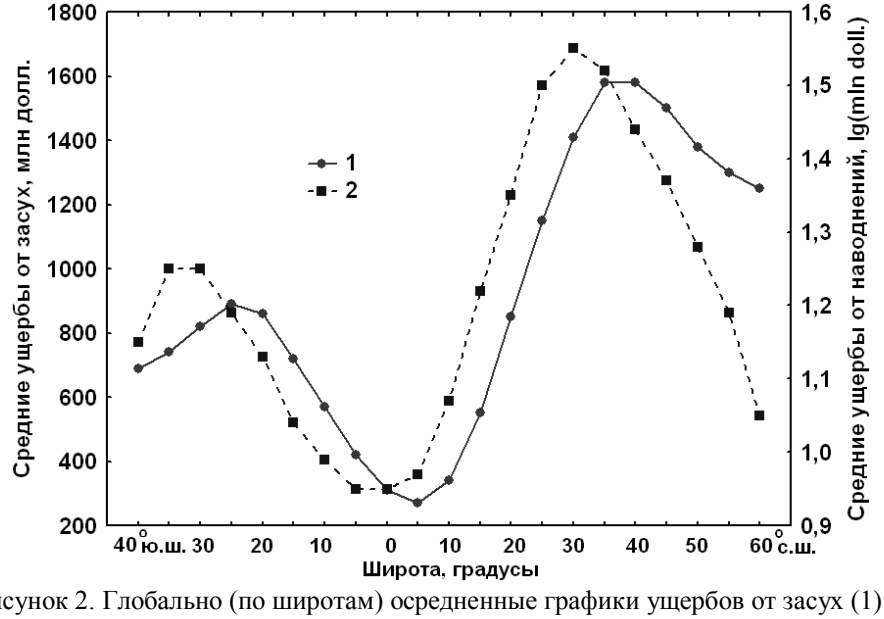


Рисунок 2. Глобально (по широтам) осредненные графики ущербов от засух (1) и наводнений (2) в финансовом выражении (по информации баз данных ИВП РАН [2])

Если опустить многие детали других сопоставлений и исследований, то результаты расчетов авторов можно сформулировать следующим образом: оба изучаемых типа катастроф связаны не только (может быть, не столько) с природными явлениями, сколько с социально-экономическими факторами. Действительно, основные ареалы как наводнений, так и засух в большей степени коррелируют с полем плотности населения, чем с полем осадков или слоев речного стока.

Чрезвычайно интересно и показательно, что черты сходства между двумя, казалось бы, противоположными экстремальными гидрологическими явлениями наблюдаются не только в отношении их пространственного распространения, но и в структуре социально-экономических ущербов от засух и наводнений по регионам мира с разным уровнем экономического развития (см. рис. 3). Для сопоставимости результаты на рис. 3 приведены в процентных модульных коэффициентах: величины соответствующих характеристик, осредненные по всем странам мира, приняты за 100%. При этом под «богатыми» странами понимаются: США, Канада, Австралия, Новая Зеландия, Япония и зарубежная Европа, под «бедными» (развивающимися) странами – все остальные, кроме России.

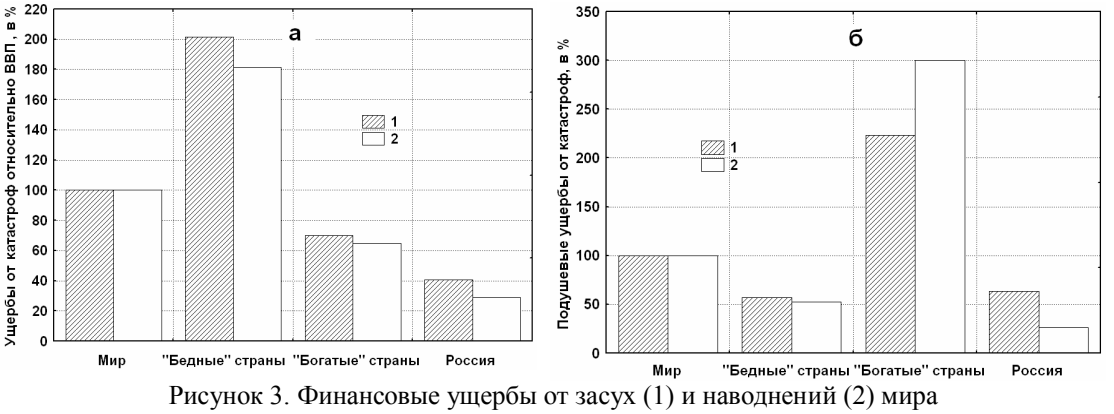


Рисунок 3. Финансовые ущербы от засух (1) и наводнений (2) мира в расчете на единицу ВВП (*а*) и на душу населения (*б*) в макрорегионах мира с разным уровнем экономического развития и в РФ

Рис. 3 показывает, прежде всего, что качественно распределение по макрорегионам мира с разным уровнем экономического развития относительных ущербов от наводнений и от засух сходно. В обоих случаях подушевые ущербы, рис. 3б (а также удельные ущербы в расчете на одно наводнение, на единицу площади – и суммарные ущербы) больше для региона развитых стран. Однако, в расчете на единицу ВВП картина противоположная: развивающиеся страны теряют в «гидрологических катастрофах» намного более значительную долю ВВП, чем развитые страны. Сказанное говорит о следующем: несмотря на более значительные ущербы, развитые страны в целом удачнее оптимизируют их в общей структуре экономики стран.

Проведенные расчеты позволяют также высказать гипотезу о том, что в долгосрочной перспективе, по мере экономического развития, можно ожидать роста абсолютных и удельных материальных ущербов от экологических катастроф в развивающихся странах (но и оптимизации этих ущербов в структуре экономики). В отношении ущербов от наводнений такая гипотеза была сформулирована авторами еще в работах [3, 4]. Недавно, в результате завершения первого этапа создания базы данных по засухам мира, появилась возможность сформулировать аналогичную гипотезу и в отношении ущербов от засух.

Что касается России, то ее ситуация в отношении ущербов от засух и наводнений, как показывает рис. 3, сравнительно благополучна: удельные ущербы на одно наводнение, подушевые ущербы и ущербы на единицу площади так же малы (или несколько меньше), чем в развивающихся странах, а доля ущербов в ВВП меньше, чем в развитых странах. Вместе с тем, если указанная выше гипотеза об увеличении ущербов по мере роста экономики справедлива, можно ожидать увеличения ущербов в отдаленной перспективе – за счет удорожания пространственной инфраструктуры, увеличения стоимости недвижимости, роста страховых премий, заселения потенциально уязвимых для гидроэкологических катастроф территорий.

Однако, наряду со сравнительно благополучной ситуацией в отношении материальных (финансовых) ущербов от гидроэкологических катастроф в России, вызывают опасение гуманитарные (социальные) последствия такого роста катастроф. На рис. 4 показаны соотношения параметров «гуманитарных» ущербов – количество эвакуированных и погибших – и материальных ущербов от наводнений (качественно результаты для засух сходны). Гистограмма показывает, что в развивающихся странах указанный параметр на 2 порядка превосходит его величину в развитых странах. Ситуация России в этом отношении промежуточная – и уменьшение гуманитарных потерь на единицу материальных потерь – достижимо и актуально.

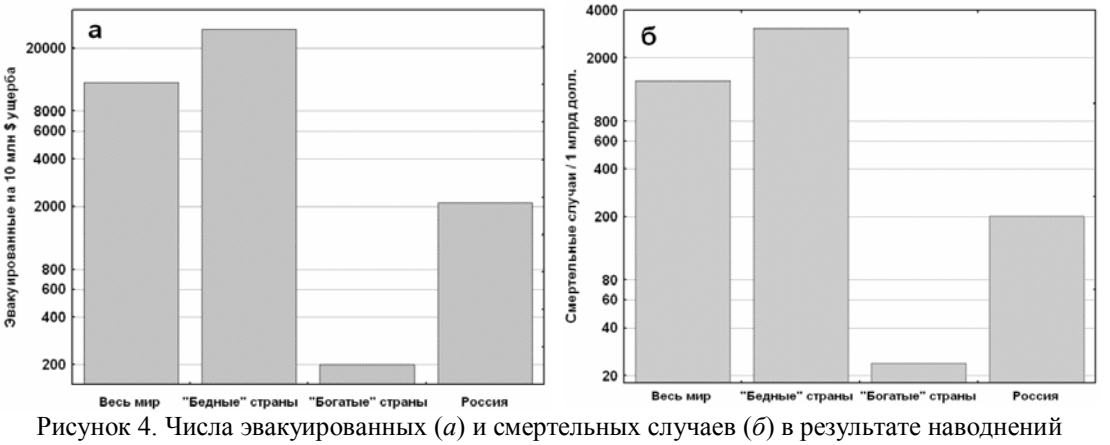


Рисунок 4. Числа эвакуированных (*а*) и смертельных случаев (*б*) в результате наводнений в расчете на единицы финансовых ущербов – в регионах мира с различным уровнем экономического развития и в РФ

Еще один аспект, объединяющий два типа эколого-гидрологических катастроф (наводнений и засух) – характер эволюции их параметров во времени. Выше говорилось о том, что в очень отдаленной перспективе можно ожидать увеличения ущербов как от наводнений, так и от засух – по мере экономического роста развивающихся стран. Вместе с тем, в течение последних лет и немногих последних десятилетий, в противоположность распространенному мнению (связывающему «природные» катастрофы с парниковым эффектом), статистически значимое увеличение ущербов от наводнений и засух не наблюдается.

В качестве примера на рис. 5 показаны фрагменты изменений финансовых ущербов от наводнений всех типов в мире (рис. 5а) и числа смертельных случаев (рис. 5б) – вместе с соответствующими линейными аппроксимациями, осуществленными методом пространственно-взвешенных наименьших средних квадратов. В уравнениях шаг по времени составляет один месяц, за ноль оси абсцисс принимается январь 1998 года. Очевидно не только отсутствие роста финансовых и гумани-

тарных ущербов от наводнений, но и наличие небольшого (впрочем, статистически незначимого) уменьшения ущербов.

Сконструированные авторами ряды показателей ущербов от засух более продолжительны, чем ряды ущербов от наводнений (см. рис. 6). В связи с этим возможен более подробный анализ закономерностей изменений ущербов от засух – с использованием прикладных методов теории случайных функций. Для расчетов были использованы разработанные авторами новые методы оценивания статистических и стохастических параметров рядов, описанные в [5].

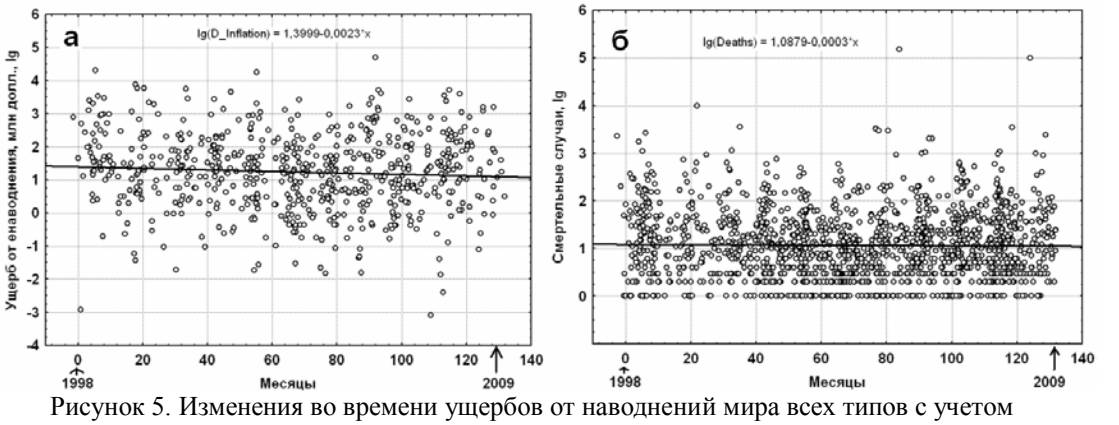


Рисунок 5. Изменения во времени ущербов от наводнений мира всех типов с учетом инфляции (*а*) и числа смертельных случаев (*б*). Сплошные линии – линейные аппроксимации методом пространственно-взвешенных наименьших средних квадратов; соответствующие уравнения – в верхней части рисунков

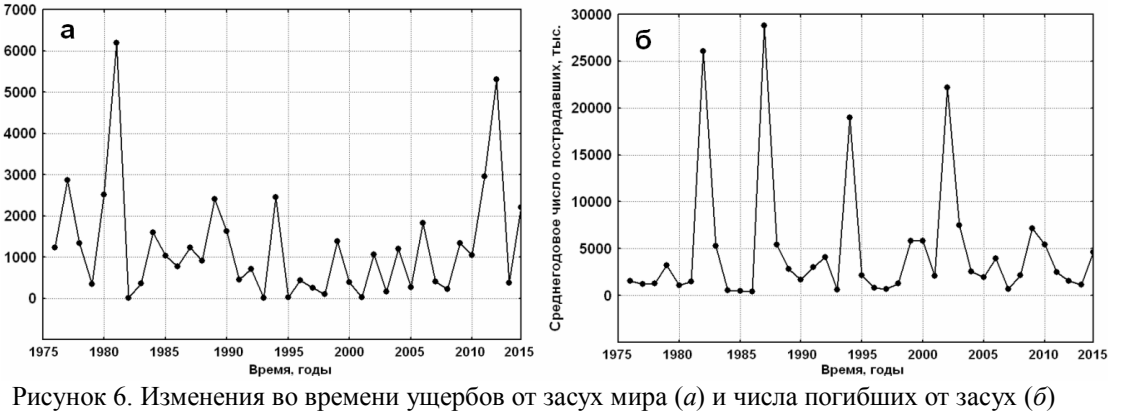


Рисунок 6. Изменения во времени ущербов от засух мира (*а*) и числа погибших от засух (*б*)

Анализ ряда на рис. 6 *а* дает следующие результаты. Выборочная оценка коэффициента коррелированности смежных членов исходного ряда равна 0,074; для ряда, пересчитанного в реализации гауссовского процесса – 0,095. Оценки порядков процесса авторегрессии, описывающей процесс, в обоих случаях равны нулю. Индексы стационарности (см. [5]) полностью соответствуют реализации стационарного процесса: I_{SM} = -0,96; I_{SS} = - 0,87; I_{SR} = + 0,004. Таким образом, изменения средних ущербов за период, соответствующий наибольшему росту глобальных температур (с середины 1970-х годов до 2015 г.) удовлетворительно описывается реализацией стационарного некоррелированного по времени процесса («белого шума»).

На рис. 6*б* показаны изменения во времени средних годовых чисел пострадавших от засух. Параметры модели: коэффициент коррелированности смежных вели-

чин исходного ряда – 0,041; пересчитанного в выборочные значения гауссовских величин + 0,101; порядки авторегрессионых моделей в обоих случаях нулевые; значения индексов стационарности: I_{SM} = +0,33; I_{SS} = - 0,40; I_{SR} = - 0,21.

Наряду с определенным сходством картин наводнений и засух мира, между этими явлениями, естественно, имеются и принципиальные различия. Одно из главных – продолжительность этих типов явлений. В целом статистики данных по продолжительности засух, в глобальном представлении, выглядят следующим образом. Среднее значение – 4,45 мес., то есть, на полтора порядка больше, чем средняя продолжительность наводнений. Другой особенностью ущербов от засух является меньшая асимметрия плотности вероятности (рис. 7). Если плотность вероятности материальных ущербов от наводнений всех типов удовлетворительно описывается логнормальным распределением (рис. 7а), то плотность вероятности ущербов от засух описывается обратным логарифмическим гамма-распределением (рис. 7б).

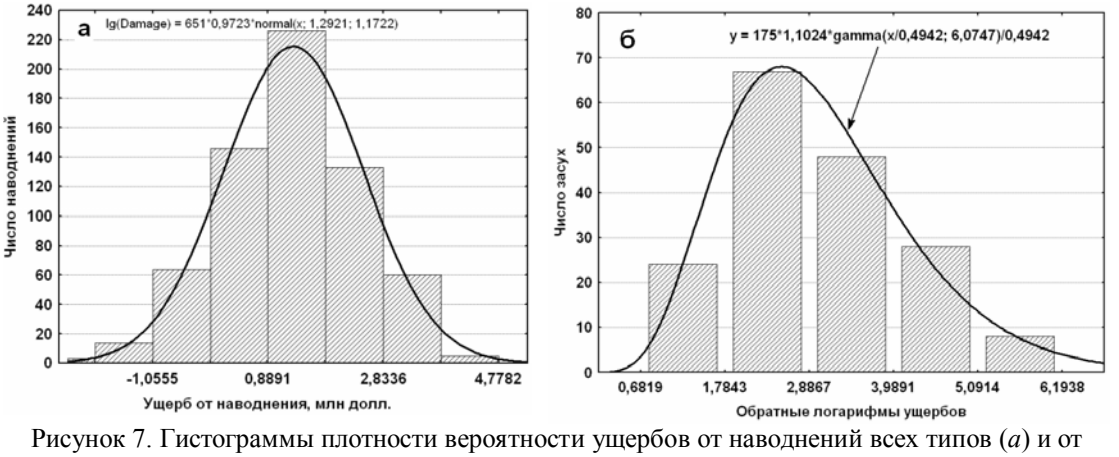


Рисунок 7. Гистограммы плотности вероятности ущербов от наводнений всех типов (*а*) и от наиболее значительных засух (*б*). Сплошными линиями обозначены теоретические плотности распределения – логнормального (а) и обратного логарифмического гамма-распределения (б).

Основные выводы

1. Ареалы центров регионов наводнений и засух во многом совпадают (пересекаются).

2. Структуры относительных ущербов от наводнений и засух в макрорегионах мира с различным уровнем экономического развития качественно сходны.

3. За последние годы и немногие десятилетия большинство характеристик ущербов от наводнений и засух мира не демонстрируют статистически значимых изменений.

4. В отдаленной перспективе, в случае существенного экономического роста в развивающихся странах можно ожидать роста материальных ущербов от наводнений и засух.

Литература

1. *Авакян А.Б., Истомина М.Н.* Наводнения как глобальная многоаспектная проблема // Вестник РАН. 2002. Т. 72. № 12. С. 1-21.

2. *Истомина М.Н., Добровольский С.Г.* База данных по наводнениям мира (с детализацией по России). ИВП РАН, Федеральная служба по интеллектуальной собственности, 2015. Свидетельство о государственной регистрации № 2015620292.

3. *Добровольский С.Г., Истомина М.Н.* Наводнения мира. М.: Геос, 2006. 256 с.

4. *Истомина М.Н., Добровольский С.Г.* К стратегии «управления» ущербами от наводнений в Российской Федерации // Гидротехника, 2013. № 4, 11 – 14.
5. *Добровольский С.Г.* Глобальные изменения речного стока. М.: Геос, 2011. 660 с.

МОНИТОРИНГ ОПАСНЫХ ЭКЗОГЕННЫХ ПРОЦЕССОВ В БЕРЕГОВОЙ ЗОНЕ АЗОВСКОГО МОРЯ С ПРИМЕНЕНИЕМ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ И ГИС-ТЕХНОЛОГИЙ

Скрипка Г.И.[1], *Косолапов А.Е.*[1], *Беспалова Л.А.*[1,2], *Ивлиева О.В.*[1,2]
[1] Российский информационно-аналитический и научно-исследовательский водохозяйственный центр ФАВР России, г. Ростов-на-Дону
[2]Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
bespalowaliudmila@yandex.ru

Введение. Берега Азовского моря сложены преимущественно четвертичными суглинками и глинами, что приводит к интенсивному развитию абразионных и абразионно-оползневых процессов. Изучение пространственного развития процессов абразии, показало, что их динамика обусловлена, главным образом, литологическими особенностями пород, активностью ветроволновых процессов и синоптическими колебаниями уровня моря [1, 2]. Одной из геоморфологических особенностей Азовского моря является также наличие большого количества кос, которые определяют уникальную орографию береговой линии. Косы активно осваиваются в рекреационном отношении, но происходит это без учета особенностей естественных литодинамических процессов – смещения аккумулятивных форм в плане. В результате размыв пляжей приводит к утере объектов прибрежной инфраструктуры [3, 4].

В этой связи цель исследования – использование данных дистанционного зондирования и ГИС-технологий для мониторинга береговых процессов на абразионных и аккумулятивных берегах, является весьма актуальной.

Материалы и методы. В основе методики лежит мониторинг береговой линии Азовского побережья на основе сопоставления данных топографических карт 1982-85гг. и космических снимков (порталы Google.maps, Yandex.maps, Bing.maps). Для исследования современных морфодинамических процессов на косах Азовского моря использованы данные дешифрирования серии спутниковых снимков LANDSAT-3, LANDSAT-5, SPOT-5, IKONOS-2 и GEOEYE-1 и топокарт (1982-1985 гг.). Оценка интенсивности этих процессов выполнена посредством совмещения береговой линии, пространственно-временных перестроек рельефа с применением данных дистанционного зондирования (ДЗЗ) и ГИС-технологий (программы ArcGis 10.1, Sas.Planet121010, CorelDraw X6). Для оценки достоверности полученных результатов использованы данные наблюдений на реперах за период 1980-2014 гг.

Результаты. По результатам многолетних наблюдений (1980-2014 гг.) на мониторинговых площадках реперной сети ЮФУ в береговой зоне Азовского моря выделены участки интенсивного разрушения абразионных берегов, так называемые аварийные участки и косы, активно осваиваемые в рекреационном отношении (Павло-Очаковская, Чумбурская и Долгая), на которых была апробирована методика исследования интенсивности проявления береговых процессов с привлечением картографического материала и космических снимков.

Побережье Азовского моря по активности проявления опасных абразионных процессов ранжируется на участки со слабой, средней, сильной и очень сильной абразией (аварийные участки). К последним относятся абразионные и абразионно-оползневые берега в пределах Северного и Южного побережья Таганрогского залива, Восточного побережья Азовского моря (табл. 1) [5,6].

Таблица 1. Сопоставление скоростей отступания берега по данным наблюдений на реперах, результатам совмещения топографических карт 1982 г. и космических снимков, 2014 г. [7]

№	Название участка	Координаты, ^{0} долгота / широта реперов	Расстояние между береговой линией 1982 г. и 2014 г., м	Скорости отступания берега (м/год) по результатам совмещения: топокарт (1982 г.) и космоснимков (2014 г.)			Средние скорости отступания берега наблюдения 1980-2014 гг.
				сред.	макс	мин.	
Северное побережье							
1	Весёло-Вознесенский	38,1959 / 47,815	92,6	2,9	5,6	1,2	2,3
2	Золотая Коса	38,3842 / 47,843	62,3	1,9	4,0	0,2	1,6
3	Александрова коса	-	124,2	3,9	6,4	0,2	0,4
4	Красный Десант	-	122,4	3,8	7,0	0,2	0,3
Южное побережье							
5	Семибалковский	39,439 / 47,139	122,1	3,8		0,5	0,6
6	Маргаритовский	38,5167 / 46,5661	65,2	2,0	2.9	0,4	0,8
7	Глафировка	38,2353 / 46,4532	103,7	3,3	11,0	1,4	1,2
Восточное побережье							
8	Камышеватская	37,5236 / 46,2637	80,7	2,5	3,1	0.8	2,8
9	Шиловский	38,726 / 46,236	108,3	3,4	3.4	3,4	1,1
10	Морозовский	38,1243 / 46,88	207,1	6,5	12,0	3,9	3,4
11	Приморско-Ахтарский	38,1051 / 46,65	114,6	3,6	4,1	0,4	3,1

На участке берега в районе с. Весело-Вознесеновка благодаря мощным выходам лессовидных суглинков и скифских глин развит преимущественно абразионный тип берега. Высота обрыва составляет 12-15 м. По данным многолетних наблюдений на реперах средняя скорость отступания берега составляет на участке 2,3 м/год. Сопоставление данных топографических карт и космических снимков (1982-2014 гг.) позволило установить, что за 32 года берег отступил на 92,6 м. Максимальные скорости абразии достигали на отдельных участках полигона исследований 5,6 м/год, средние – 2,8 м/год, что сопоставимо с данными подспутниковых наблюдений (см. табл. 1).

Восточнее в пределах берега от косы Беглица до косы Петрушина, включая аварийные участки берега Золотая Коса, Русская слобода, Красный десант, Александрова коса береговые уступы имеют высоту от 18 до 20 м. В геологическом строении берега учувствуют четвертичные лессовидные суглинки, в основании обрывов местами выходят известняки. Берег расчленен оврагами и балками. Преобладает абразионный тип берега. На участке берега Золотая коса за исследуемый период берег отступил на 62,3 м. Средние скорости абразии достигали 1,9 м/год при максимальном значении 4,0 м/год, что, в общем, соответствует данным наблюдений на реперах – 1,6 м/год. Более высокие скорости отступания берега по данным космического мониторинга зафиксированы на участке Красный Десант, Александрова коса 124,2 м и 122,2 м соответственно. Максимальные скорости разрушения берега по данным

снимков достигали на отдельных участках 6-7 м/год. Минимальные скорости соответствовали средним показателям наблюдений на реперах, что объясняется, очевидно, расположением опорных точек наблюдения (см. табл. 1).

Южный берег Таганрогского залива в геологическом отношении сложен в основании песчано-глинистыми отложениями, скифскими глинами, которые перекрыты четвертичными лессовидными суглинками. Такое геологическое строение стало причиной развития абразионных и абразионно-оползневых берегов. В переделах Южного берега для мониторинга выделено 3 аварийных участка – у сёл Семибалки, Маргаритово и Глафировка.

У села Семибалки высота берегового обрыва изменяется от 20 до 45 м. Геологическое строение берега, наличие в разрезе водоносных песчаных отложений и водоупоров из скифских глин, способствуют развитию оползней и неравномерному разрушению берега для различных периодов. За 32 года в районе с. Семибалки берег отступил на 122,1 м, т.е. средняя скорость составила примерно 3,8 м/год, минимальная 0,5 м/год. Это близко к данным подспутниковых наблюдений – 0,6 м/год.

Западнее, на Маргаритовском участке преобладает абразионный берег, сложенный танаисскими песками, скифскими глинами и суглинками. Высота обрыва достигает 25 м. За исследуемый период море размыло 65,2 м берега, т.е. берег уходил со средней скоростью 2,.0 м/год, максимальной 2,9 м/год. По данным наблюдений на реперах за период 1980-2014 гг. средняя скорость разрушения берега была ниже представленных значений – 0,8 м/год.

Участок берега у с. Глафировка сложен в основном легкоразмываемыми лессовидными суглинками и характеризуется развитием абразионного берега. Высота обрыва 10-15 м. Берег в районе Глафировки с 1982 г. потерял 103,7 м. Скорости абразии берега по данным космического мониторинга достигли на отдельных участках 11,0 м/год, при этом минимальные составляли 1,4 м/год, а средние 3,3 м/год. Средние скорости отступания берега, зафиксированные по данным подспутниковых наблюдений у с. Глафировка – 1,2 м/год, соответствуют минимальным по мониторингу.

Береговые обрывы восточного побережье Азовского моря сложены, в основном, лессовидными суглинками. В связи с однообразным геологическим строением, берег почти на всем протяжении, за исключением аккумулятивных форм (косы Должанская, Камышеватская, Ясенская и др.), является абразионно-обвальным. Высота берега изменяется от 7 до 18 м. В пределах восточного побережья для космомониторинга были выбраны участки с высокими скоростями размыва берега - Камышеватский, Шиловский, Морозовский и Приморско-Ахтарский.

На Камышеватском участке за исследуемый период берег отступил на 80,7 м, с максимальными скоростями 3,1 м/год и средними 2,5 м/год. Южнее, в районе Шиловки, наблюдалось увеличение скорости абразии до 3,4 м/год, береговая линия отступила за 32 года на 108,3 м. В районе хутора Морозовский море в результате штормовой деятельности отняло за 32 года 207,1 м. Данный показатель является максимальным по всей мониторинговой линии берега Азовского моря. Средняя скорость размыва достигала 6,5 м/год, максимальная 12,0 м/год, минимальная 3,9 м/год. Эти данные хорошо согласуются с наблюдениями на реперах. Пример совмещения топографических карт и космических снимков представлен на рис. 1.

Рисунок 1. Морозовский участок

На Приморско-Ахтарском участке берег имеет абразионно-фестончатое строение, мысы бухт образованы плотными суглинками. Интенсивная абразия берегового уступа обусловлена отсутствием здесь пляжеобразующего материала. По данным космического мониторинга разница между береговой линией топографической карты (1982 г.) и современной на космоснимке (2014 г.) составила 114,6 м. Средние скорости абразии достигают в районе Приморско-Ахтарска 3,6 м/год и 3,1 м/год, соответственно по результатам космического мониторинга и наблюдений на реперах (см. табл. 1).

Сопоставление данных картографического материала за 1982 г. и космоснимков за период (2005-2012 гг.) позволило выявить морфодинамические изменения Павло-Очаковской, Чумбурской и Должанской кос за указанный период. Под воздействием волн западных румбов произошло смещение береговой линии западного побережья Павло-Очаковской и Чумбурскойкос к востоку на 35-100 м. Средняя скорость размыва западных берегов этих кос составляла 2,0 м/год, максимальная 3,5 м/год. Размыв западных берегов кос обусловлен не только естественными причинами, но и нерациональной берегозащитой. Созданные разнотипные берегоукрепления – это, в основном, волноотбойные стенки, откосы, габионные конструкции, напротив, интенсифицирует размыв пляжа[8]. Пример совмещения топографических карт с космическим снимком кос представлен далее на рис. 2.

Для косы Должанской отмечается смещение тела в западном направлении под воздействием ветров и волн восточных румбов. Происходит размыв восточного берега косы и аккумуляция материала на западном. Скорость отступания восточного берега косы, в среднем, 2,6-3,0 м/год, что составило за 45 летний период 70-125 м.

Выводы. Анализ данных совмещения топографических карт и космических снимков за 1982-2014 гг., а также данных наблюдений на реперах (1980-2014 гг.) позволил оценить интенсивность отступания береговой линии Азовского моря.

Хорошее совпадение средних скоростей абразии по космической информации и подспутниковым наблюдениям на реперах отмечено для участков берега в районе населенных пунктов: Весёло-Вознесеновка, Золотая коса, Камышеватская, Морозовский, Приморско-Ахтарск.

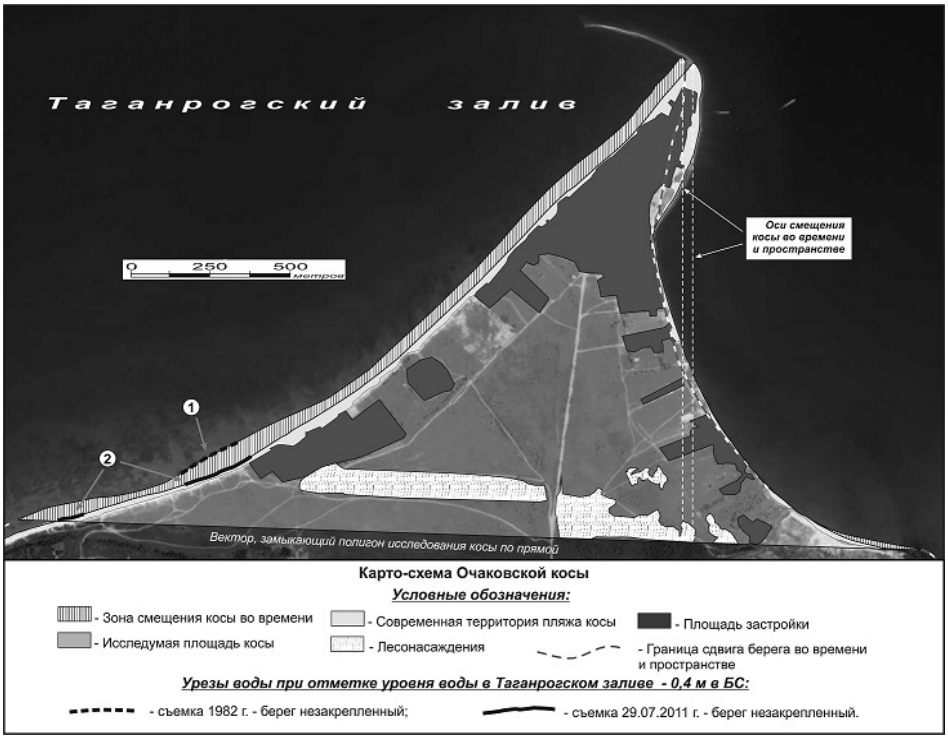


Рисунок 2. Смещение Павло-Очаковской косы в плане

Для участков Маргаритовский, Глафировка и Шиловка средние показатели размыва берега по данным наблюдений соответствуют минимальным для этих участков по результатам совмещений топографических карт и космических снимков. Это связано с неравномерностью развития размыва берега в пределах исследуемого полигона и с местоположением реперов, по которым ведется наблюдение. Космический снимок дает более широкие возможности для оценки отступания береговой линии большой протяженности. Выявлено нерепрезентативное расположение ряда реперов опорной мониторинговой сети, не отражающих интенсивность абразионных процессов.

Для кос Очаковской и Чумбурской прослеживается тенденция смещения их в восточном направлении. Происходит активный размыв (до 2-3 м /год) западных берегов кос и аккумуляция на их восточных берегах. Напротив, коса Долгая характеризуется интенсивным размывом восточного берега (примерно, с такой же скоростью). Фактор изменения положения кос в плане необходимо учитывать при их хозяйственном освоении.

Проведённые исследования показали, что большая часть реперов находится в населенных пунктах или вблизи них. В результате значительные участки берегов, в особенности, аккумулятивные, не охвачены наблюдениями, что затрудняет проведение различных оценочных работ, например, прогнозирования опасных экзогенных процессов при развитии инфраструктуры побережья, подсчете объёмов поступления абразионного материала, оценке потерь сельхозугодий, проектировании гидротехнических сооружений, создании рекреационных объектов и других видов народнохозяйственной деятельности. Поэтому мониторинг береговой линии на реперной сети необходимо дополнить и космическим.

Литература

1. *Мамыкина В.А., Хрусталев Ю.П.* Береговая зона Азовского моря. Ростов-на-Дону: Изд-во РГУ, 1980. - 176 с.
2. *Артюхин Ю.В.* Антропогенный фактор в развитии береговой зоны моря. Ростов-на-Дону: Изд-во РГУ, 1989. 143с.
3. *Пешков В.М.* Береговая зона моря. Краснодар: Изд-во Лаконт, 2003. 350 с.
4. *Косолапов А.Е., Дандара Н.Т., Беспалова Л.А., Ивлиева О.В и др.* Таганрогский залив Азовского моря: современное состояние и проблемы природопользования: монография. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ. 2012. 556 с.
5. *Матишов Г.Г., Ивлиева О.В., Беспалова Л.А., Кропянко Л.В.* Эколого-географический анализ морского побережья Ростовской области // Доклады Академии наук. 2015. Т. 460. № 1. С. 88.
6. *Матишов Г.Г., Беспалова Л.А., Ивлиева О.В., Цыганкова А.Е., Кропянко Л.В.* Азовское море: Современные абразионные процессы и проблемы берегозащиты // Доклады Академии наук. 2016. Т. 471. № 4. С. 1- 4.
7. Современные опасные экзогенные процессы в береговой зоне Азовского моря: монография / Г.Г. Матишов, С.В. Бердников, Л.А. Беспалова, О.В. Ивлиева, А.Е. Цыганкова, С.М. Хартиев, А.Р. Иошпа, Л.В. Кропянко, К.С. Сушко, И.В. Шевердяев, Е.В. Беспалова; Южный федеральный университет. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ. 2015. 321 с.
8. *Сердюк Л.В., Беспалова Л.А.* Азово-Черноморское побережье Ростовской области и Краснодарского края. Геоэкологическая оценка и районирование. Saarbrücken, Deutschland: Verlag LAP LAMBERT AcademicPublishing, 2017. 180 с.

ОБОСНОВАНИЕ ВЫБОРА ТИПА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ВЕРОЯТНОСТИ ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ОСАДКОВ В БАССЕЙНЕ РЕКИ АМУР[7]

Филиппова И.А., Осипова Н.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
irinafil@yandex.ru, osina14@yandex.ru

Введение. Расчеты экстремальных гидрологических и метеорологических характеристик являются основой практики гидротехнического строительства. Задача по развитию методов расчета экстремальных величин состоит в поиске таких методов и подходов, которые используют последние достижения в области описания экстремумов случайных величин, и при этом дают надежные оценки в условиях недостатка гидрометеорологической информации, восполняя имеющиеся пробелы с помощью специальных подходов.

Цель данной работы – установить наиболее эффективные методы расчета параметров распределения экстремальных величин, способные решить проблему недостатка исходных данных, обосновать выбор типа функции распределения и разработать на их основе методику оценки расчетных параметров экстремумов на примере максимальных осадков в бассейне р. Амур.

Материалы и методы. В качестве исходной информации в работе использованы данные многолетних наблюдений за осадками на 42 российских метеостанциях,

[7] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-00766)

расположенных по всей территории бассейна р. Амур (базы данных ВНИИГМИ–МЦД). Анализировались максимальные суточные суммы осадков, зафиксированные на каждой из метеостанций в период с мая по сентябрь каждого года, за период с начала наблюдений по 2013 г; длина рядов наблюдений составила от 48 до 128 лет.

Для описания распределения вероятности максимальных осадков использовался ряд известных функций распределения (Крицкого-Менкеля, Пирсона III типа, лог - Пирсона, обобщенное распределение экстремумов GEV). Известно, что используемые в современной гидрологии и климатологии типы распределений дают приблизительно одинаковые результаты в среднем диапазоне значений вероятностей. В зоне же экстремальных значений они могут существенно различаться, что может сказаться на окончательных величинах определяемых характеристик. В связи с этим правильный выбор типа распределения для экстремумов приобретает особую значимость. Стандартные критерии соответствия не позволяют отдать предпочтение какой-либо из предложенных кривых, а расхождения укладываются в доверительный интервал. Поэтому выбор наилучшего соответствия данных наблюдений предлагаемому типу распределения выполнен по критерию «обеспеченности обеспеченностей» (метод Е.Г. Блохинова) [1], основанному на исследовании так называемых «порядковых» статистик – теоретических и эмпирических распределений наибольших членов изучаемых выборок. Для получения региональных параметров привлечен также метод Г.А. Алексеева [2], учитывающий произвольное число экстремумов в году.

Кривые распределения вероятностей и критерий оценки соответствия натурному материалу. Основной задачей является выбор типа распределения, наиболее достоверно описывающего имеющийся фактический материал. Известно, что в гидрометеорологии для описания экстремальных величин, как максимальных расходов, так и осадков, применяются различные подходы. Так, в [3] показано, что для описания повторяемости суточных сумм осадков удобно применять χ^2-распределение (частный случай гамма-распределения), для максимальных паводочных расходов воды лучшие результаты дает GEV-распределение [4]. В рамках данного исследования по всем имеющимся рядам наблюдений построены эмпирические кривые обеспеченности и получены параметры теоретических распределений Пирсона, Крицкого-Менкеля, Лог-Пирсона и GEV.

Как отмечалось выше, все распределения дают близкие результаты в средней части кривых, ощутимые расхождения получаются в наиболее интересной для исследования области – области редких повторяемостей. Поэтому для обоснования выбора типа распределения, наилучшим образом аппроксимирующего максимальные суточные осадки, был использован критерий «обеспеченности обеспеченностей» [5], что возможно лишь в рамках выделяемых районов, однородных по отношению к изменениям изучаемой характеристики.

Однородные районы были выделены на основе климатического районирования, предложенного в [6]. Важно, что в принятом районировании учитываются физико-географические особенности района, и самое главное, – характер циркуляции воздушных масс. Всего было выделено 5 районов – Приморье, бассейн Нижнего Амура, бассейны рек Селемджи, Зеи и Шилки; для каждого из них получены кривые «обеспеченности обеспеченностей» заявленных теоретических распределений вероятности (рис. 1).

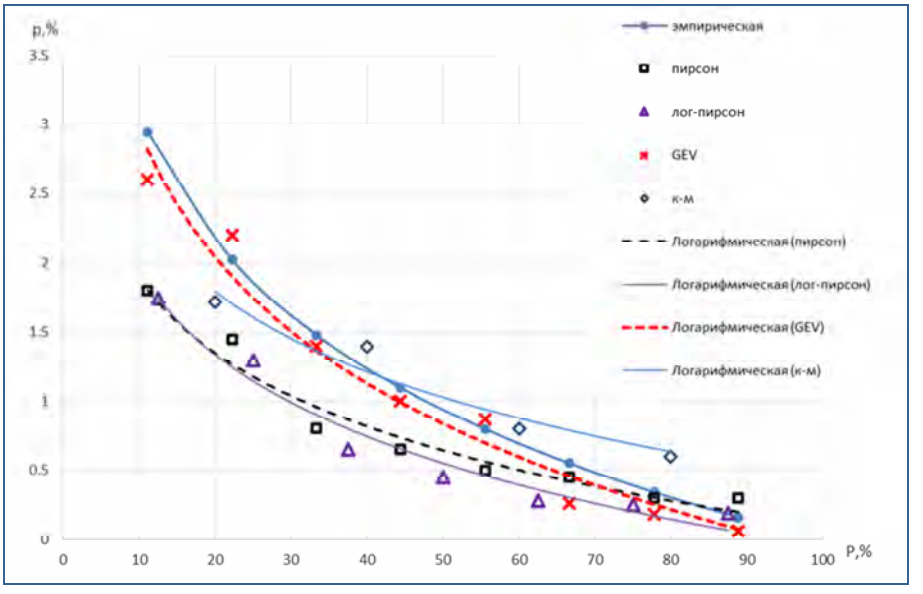


Рисунок 1. Кривые обеспеченности обеспеченностей исследуемых типов распределений и их логарифмические аппроксимации (район Приморье)

Анализ повторяемости экстремальных значений в выборках показывает, что величины максимальных сумм суточных осадков в бассейне р.Амур удовлетворительно описываются GEV-распределением (кроме бассейна р. Селемджи). На втором месте по качеству соответствия натурным данным оказалось распределение Крицкого-Менкеля. Для выполнения дальнейших расчетов по всем выделенным районам выбор был сделан в пользу GEV-распределения, как наиболее обоснованного для описания экстремумов и удобного в практическом применении.

Оценка параметров кривой распределения для однородных районов. Следующей задачей является определение расчетных параметров обобщенной кривой распределения максимальных суточных сумм осадков в пределах выбранных районов. Для иллюстрации алгоритма был взят район Приморья (8 метеостанций). Такой подход позволяет агрегировать данные об экстремумах в пределах однородного района с некоторыми допущениями.

Для установления расчетных параметров внутрирайонной кривой обеспеченности осадков существует целый ряд методов (однопиковый и многопиковый по биномиальной кривой, метод учета всех максимумов с выражением кривой обеспеченности аналитическим уравнением, метод годо-станций и др). Обычно применение того или иного метода определяется качеством рядов наблюдений и характером выпадения дождей; в работе было рассмотрено построение внутрирайонных кривых методом, предложенным в [6] и методом Алексеева Г.А. [2]. В первом случае многолетний статистический ряд составляется из показаний всех метеостанций района, из которых выбирается один наибольший максимум в каждом году. Такой подход оправдан, если показания внутри района зависимы и синхронны. Так как было показано, что в бассейне р. Амур не удается выделять устойчивые кластеры по синхронности многолетних колебаний осадков в летне-осенние месяцы [7], стало необходимым найти другой подход к решению данной задачи. Был применен метод построения Г.А. Алексеева, известного еще и как POT-метод (Peaks Over Thresholds) [2]. В

отличие от предыдущего, он позволяет определять вероятности гидрологических и климатических явлений, повторяющихся несколько раз в году.

Для иллюстрации используемых методов построены: кривая обеспеченностей, использующая данные о наибольшем максимуме по всем метеостанциям района за каждый год (по Соловьевой); кривая обеспеченности осадков, учитывающая явления, повторяющиеся несколько раз в году (по Алексееву); эмпирические кривые обеспеченности для каждой метеостанции и кривая обеспеченности по объединенному ряду данных трех наиболее выдающихся значений, наблюдавшихся в конкретном году (см. рис. 2).

Очевидно, что для Приморья оба метода объединения данных дают близкие кривые распределения.

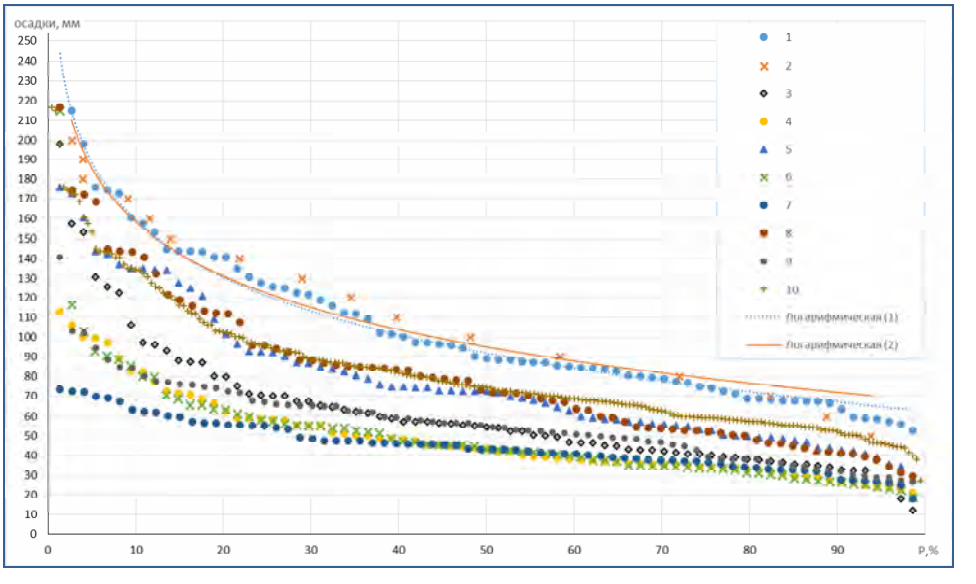
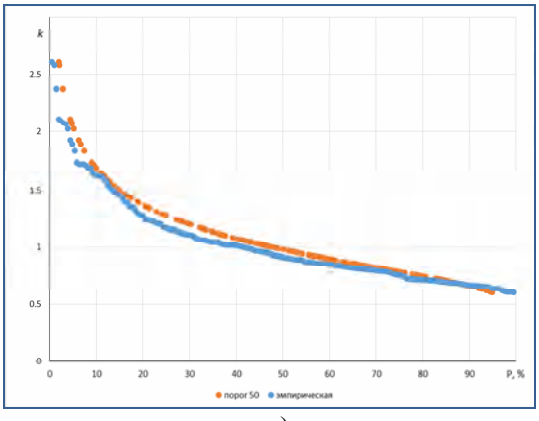


Рисунок 2. Кривые обеспеченности для района Приморье, ряды 1-10 следующие: 1 – с учетом одного наивысшего гидрологического явления в году, 2 - с учетом трех наивысших гидрологических явлений в году; эмпирические кривые обеспеченности для метеостанций; 3 – Тимирязевский, 4 –Дальнереченск, 5 – Терней, 6 – Свиягино, 7 – Мельничное, 8 – Рудная пристань, 9 – Красный Яр, 10 – совмещенные данные по трем выдающимся явлениям за три года

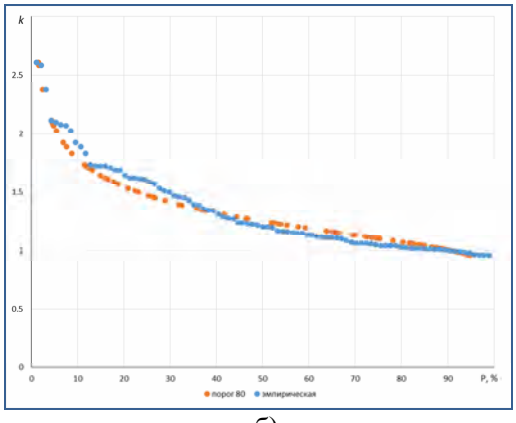
Для получения надежных характеристик в зоне экстремальных значений использован метод построения кривых распределения вероятностей для значений, превышающих назначаемые пороговые шаги (POT). Проанализировано 5 порогов (равных значениям 50, 70, 80, 110, 140 мм) с количеством выбросов более 10. Каждый порог является минимальным значением в образуемом им ряду данных. Логично, что самый большой порог будет образовывать ряд данных самых экстремальных величин. Минимальный порог образует самый длинный ряд, в который естественным образом могут попасть данные, характеристики которых не являются выдающимися. Задача состоит в определении такого значения порога, при котором эмпирическая кривая и кривая распределения GEV получат наилучшее соответствие.

На рис. 3 для иллюстрации реализации этого метода представлены три графика совмещенных кривых эмпирических и теоретических (GEV) распределения для рядов, ограниченных пороговыми значениями 50, 80, 110 (число превышений, соответственно, 204, 93, 37 значений). Визуальный анализ показывает, что наилучшее

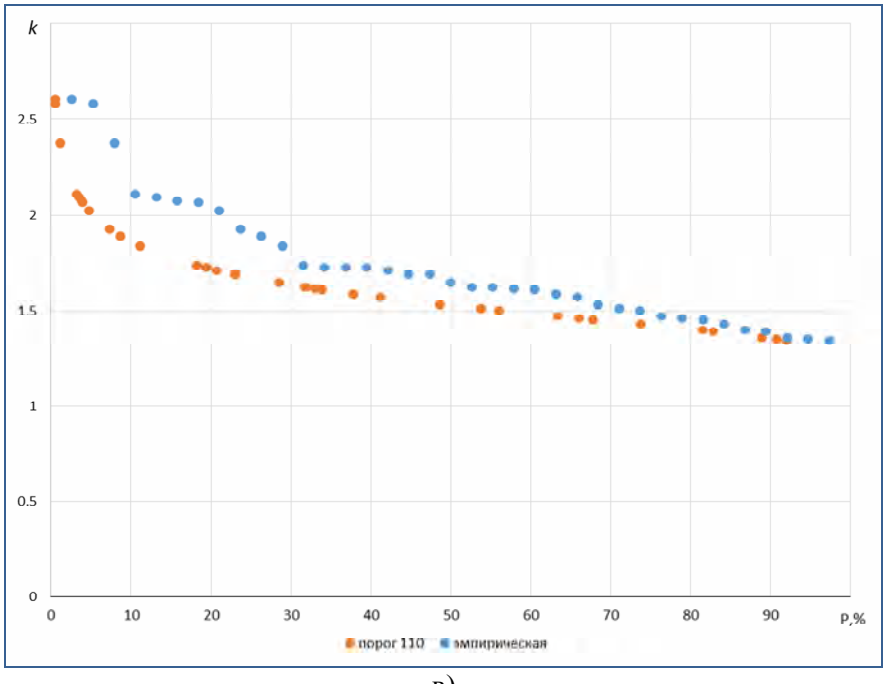
соответствие достигается при пороговом значении, равном 80. Также для каждого ряда рассчитаны параметры кривых обеспеченности, а именно среднее, коэффициенты вариации и асимметрии, а также параметры GEV- распределения.



а)



б)



в)

Рисунок 3. Эмпирические и теоретические (GEV) кривые распределения нормированных осадков $\left(P_i / \overline{P}\right)$ для рядов, ограниченных пороговыми значениями **50**, **80, 110,** (а), (б) и (в), соответственно,

Заключение. Основным итогом исследования является модифицированная методика оценки параметров кривой обеспеченности экстремальных суточных осадков, апробированная на примере Приморья (бассейн р. Амур). На данном этапе получены следующие результаты:

- обоснован выбор GEV-распределения для однородных физико-географических районов в бассейне с помощью критерия «обеспеченность обеспеченностей»;
- объем информации, необходимой для получения достоверных оценок, увеличен за

счет агрегации данных различными методами (по Соловьевой и по Алексееву); для района Приморья методы дали близкие оценки.
- получены параметры GEV- распределения для назначенных порогов.

Предметом дальнейшего изучения представляется вопрос выбора порога, при котором оценки будут наиболее устойчивы; возможность применения процедуры усечения к полученным кривым распределения; обсуждение вопроса числа учитываемых экстремумов в году; а также использование Байесовского подхода к получению результирующей кривой распределения.

Литература

1. *Блохинов Е.Г.* Распределение вероятностей величин речного стока. – М.: Наука. 1974. – 169 с.
2. *Алексеев Г.А.* Определение вероятности гидрологических и климатологических явлений, повторяющихся несколько раз в году//Исследования процессов формирования стока и методика гидрологических расчетов. – Труды ГГИ, вып. 43(97). – Ленинград, 1954. – С. 106-112.
3. *Кислов А.В., Евстигнеев В.М., Малхазова С.М., Соколихина Н.Н., Суркова Г.В., Торопов П.А., Чернышев А.В., Чумаченко А.Н.* Прогноз климатической ресурсообеспеченности Восточно-Европейской равнины в условиях потепления XXI века. М.: Макс-Пресс, 2008. – 292 с.
4. *Писаренко В.Ф., Болгов М.В., Осипова Н.В., Рукавишникова Т.А.* Применение теории экстремальных событий в задачах аппроксимации распределений вероятностей максимальных расходов воды.// Водные ресурсы, 2002. –Т.29, №6. – С.645.
5. *Сотникова Л.Ф.* К исследованию приемов вероятностного расчета максимальных расходов воды// Сб. Изучение и оптимальное использование водных ресурсов. – София, 1981. – С.77-102.
6. *Соловьева Н.Н.* Анализ и методика расчета осадков в бассейне верхнего и среднего Амура и методы расчета максимальных дождевых расходов воды//Вопросы расчетов и прогнозов речного стока. Труды ЛГМИ. – Ленинград, 1961. – Вып.11.–С.28-61.
7. *Болгов М.В., Трубецкова М.Д., Филиппова И.А., Харламов М.А.* Особенности выпадения осадков, сформировавших экстремальный паводок в бассейне р. Амур летом 2013 г. //География и природные ресурсы, 2017. – №2. – С.37-45.

IV. *РАЗВИТИЕ МЕТОДОЛОГИИ ОБОСНОВАНИЯ СИСТЕМЫ ИНТЕГРИРОВАННОГО УПРАВЛЕНИЯ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ И ГОСУДАРСТВЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА РОССИИ В УСЛОВИЯХ СОВРЕМЕННЫХ ВЫЗОВОВ*

ТРАНСГРАНИЧНЫЙ БАССЕЙН РЕКИ АМУР: УСЛОВИЯ, ФАКТОРЫ, ПРОГНОЗ И ОСОБЕННОСТИ ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ[1]

Горбатенко Л.В.
Тихоокеанский институт географии ДО РАН, г. Владивосток, Россия
glv@tig.dvo.ru

Река Амур, бассейн которой расположен на территории 4-х стран[2], – одна из крупных трансграничных рек азиатской части России с огромными водными ресурсами. Объемы и специфика воздействия на водные ресурсы бассейна, в основном, определяется РФ и КНР, так как монгольская часть бассейна составляет всего 2% от его общей площади, имеет низкую плотность населения, а значительную ее часть занимают особо охраняемые природные территории. При этом расположение государственной границы между странами по фарватеру реки определяет влияние китайской части бассейна на состояние водотоков российской его части на протяжении более чем 4 тыс. км. Все это говорит об актуальности изучения водопользования в трансграничном аспекте.

Водные ресурсы. Основным условием водопользования является водообеспеченность территории. Большая часть бассейна р. Амур находится в зоне достаточного увлажнения. Наиболее засушливыми являются степные районы Забайкальского края и территории округа Хулунбер (автономный район Внутренняя Монголия КНР), на остальной части бассейна осадки – от 400 мм/год и выше, в горных зонах могут достигать 900-1000 мм/год. Расход воды в основном русле Амура изменяется от 880 м^3/с у с. Покровка до 10 220 м^3/с у с. Богородское. Среднемноголетний годовой модуль стока р. Амур в устье равен 6,1 л/с км^2, что соответствует расходу воды в 11 330 м^3/с или 357 км^3/год [1].

По направлению к устью Амура снижается амплитуда колебаний годовых значений стока в многолетнем разрезе. Соотношение среднегодового стока р. Амур у г. Хабаровск в маловодный и многоводный годы по данным наблюдений за 1949-2013 гг. составляет 3,4 раза; при этом в 2008 г., самом маловодном году этого периода, расход воды составлял 4 167 м^3/с, а в 2013 г., самом многоводном – 14 137 м^3/с. Распределение стока внутри года характеризуется неравномерностью: с декабря по март проходит всего 5% годового объема стока, самыми многоводными являются месяцы август и сентябрь.

Наиболее крупный приток Амура на китайской части бассейна – р. Сунгари с площадью водосбора 561,7 тыс. км^2. Расход воды в р. Сунгари у г. Цзямусы по данным наблюдений за 1954-87 гг. составляет 2 110 м^3/с. Основной сток проходит в летне-осенние месяцы, самыми многоводными являются август и сентябрь, средние расходы воды за эти месяцы составляют соответственно 5070 и 4560 м^3/с Среднегодовой сток в устье реки составляет 81,8 км^3 в год.

---

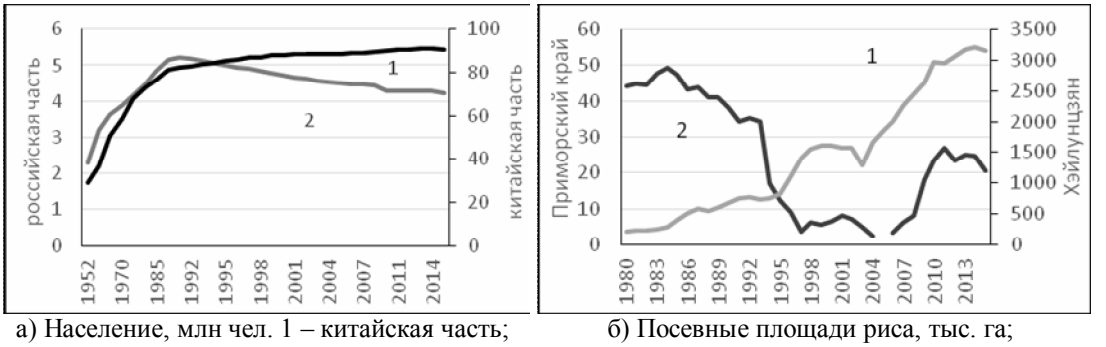
[1] Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ (уникальный идентификатор проекта - RFMEFI61316X0060).

[2] 60 км^2 бассейна в верховьях 2-ой Сунгари находится на территории КНДР.

В российской части бассейна объем водопотребления не превышает объем речного стока в год любой водности, но в китайской его части проблема интенсивного использования вод и напряженного водохозяйственного баланса стоит остро уже сегодня. По расчетам Министерства водного хозяйств КНР в бассейне р. Сунгари доступно для использования всего 50 км^3 водных ресурсов в год, при этом еще в 2010 г. водопотребление составляло 45 км^3.

Население и водоемкие отрасли. Объемы водопотребления, определяемые такими факторами, как потребности в водных ресурсах населения и отраслей экономики, зависят от уровня освоенности и хозяйственной специфики развития территорий. Значительный вклад в водопотребление вносят крупные водоемкие отрасли промышленности (электроэнергетика, производство стали на российской части; электроэнергетика, нефтехимия, производство стали, целлюлозы, текстиля и др. – на китайской) и сельского хозяйства (рисосеяние).

Население на российской части бассейна по данным за 2015 г. составляло 4,24 млн чел., при этом с 1991 г. оно постоянно снижалось; на китайской части – 90,76 млн чел., и наблюдается его постоянный рост, темпы которого замедлились после 1990 г. (рис. 1а). Посевные площади риса в 2015 г. в Приморском крае составляли немногим более 20 тыс. га, а только в одной из провинций на китайской части бассейна – более 3 млн га (рис. 1б).

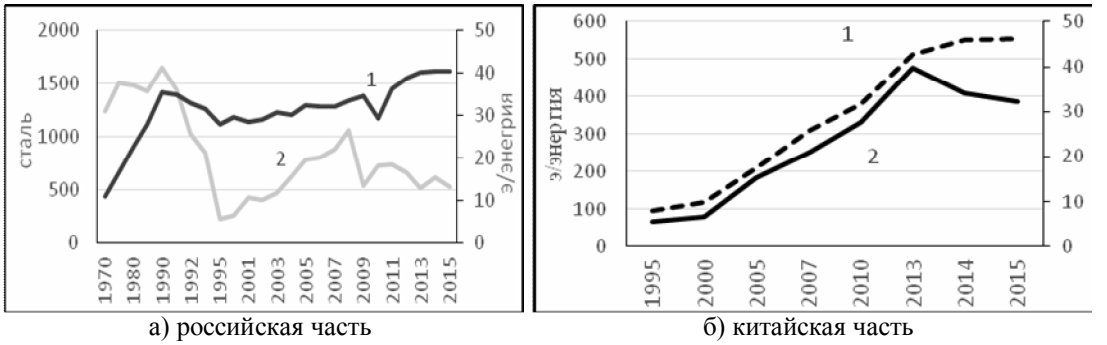


а) Население, млн чел. 1 – китайская часть; 2 – российская часть

б) Посевные площади риса, тыс. га; 1 – Хэйлунцзян; 2 – Приморский край

Рисунок 1. Население и посевные площади риса в бассейне р. Амур

На рис. 2 на примере производства электроэнергии и стали показаны различия в объемах производства продукции, на изготовление которой расходуются значительные объемы воды: на китайской части бассейна производство стали превышает российское почти в 60 раз, электроэнергии – более чем в 10 раз.



а) российская часть

1 – э/энергия, млрд кВт*ч; 2 – сталь, тыс. т

б) китайская часть

1 – э/энергия, млрд кВт*ч; 2 – сталь, млн т;

Рисунок 2. Производство отдельных видов водоемкой продукции в бассейне р. Амур

Данные различия в численности населения, структуре хозяйства и объемах его продукции на российской и китайской частях бассейна обусловливают и диспропорции в показателях водопользования, наиболее различаются сельскохозяйственное, а, следовательно, и общее водопотребление (табл. 1).

Таблица 1. Сравнительная характеристика показателей водопользования в бассейне р. Амур, 2015 г.

Показатель	Российская часть	Китайская часть
Водопотребление, км^3, в т.ч.:	1,27	67,5
в т.ч. промышленное	0,740	6,58
коммунально-бытовое	0,344	3,94
сельскохозяйственное	0,15	54,3
Коэффициент использования оборотной воды	0,8	0,1 0,3 план к 2020 г.
Водоотведение, км^3	1,05 общее	3,86
в т.ч. загрязненных ст. вод	0,688	н.д.
Мощность очистных сооружений, млн м^3/год	785	1171
Сброс ЗВ, тонн: азот аммонийный нефтепродукты кадмий	3819 91,4 0,31	81 300 1 710 1,66
Количество водохранилищ	172	3076
Емкость водохранилищ., км^3	89,7 (полная)	69,65
Коэффициент использования воды при орошении	0,8 нормативный	0,45

Несмотря на различную интенсивность водопользования, для обеих частей бассейна актуален прогноз водопотребления. Существует возможность применения метода прогноза, единого для всего бассейна, и основанного на использовании множественной линейной регрессии (построении функции отклика (ФО)). В отличие от прогноза по укрупненным нормам водопотребления, разрабатываемым балансовым методом, он основан на статистических моделях. В качестве предикторов в расчетах для российской части бассейна использованы показатели объемов производства электроэнергии – **Э**, млрд кВт*час; стали – **С**, тыс. т; посевных площадей риса – **Р**, тыс. га; численности населения – **Н**, тыс. чел. за 1990-2013 гг. (размер выборок составляет 13-23 лет); для китайской – площади орошаемых земель (**О$_р$**, тыс. га), посевные площади отдельных орошаемых с/х культур: риса (**Р**, тыс. га), пшеницы (**П**, тыс. га), кукурузы (**К**, тыс. га), сои (**С**, тыс. га), овощей (**О$_в$**, тыс. га), а также поголовье сельскохозяйственных животных (**Ж$_{сх}$**, тыс. голов) за 2004-13 гг. (длина выборок составляет 10 лет).

Построение ФО для водопотребления по каждому из административных субъектов РФ и КНР проводилось в следующей последовательности: расчет корреляционной матрицы с учетом всех анализируемых показателей, проверка на мультиколлинеарность и отбор независимых признаков (предикторов), расчет ФО с учетом всех возможных комбинаций отобранных предикторов, выбор ФО с статистически достоверными коэффициентами, проверка выбранных ФО на независимых данных (2014 г.) и сравнение результатов. Из всех рассчитанных с учетом мультиколлинеарности признаков функций отклика отобраны следующие модели со статистически достоверными коэффициентами, удовлетворяющие F-критерию (Фишера) (табл. 2).

Полученные с использованием этих признаков модели для прогноза водопотребления – общего для российской и сельскохозяйственного для китайской части

бассейна – показывают хорошую сходимость с фактическими данными, а минимальные ошибки прогноза составляют соответственно 0,6 -2% и 2-3%.

Таблица 2. Расчетные функции отклика

№	Функция отклика	Коэффициент детерминации	Ошибка прогноза, %
Приморский край			
1	ВП = 11,16*Р + 0,00099*Н - 1538,4	0,98	6
Хабаровский край			
1	ВП = 0,72*Н - 0,053*С - 570,6	0,975	0,6
Амурская область			
1	ВП = 146,45-4,857*Э	0,704	2
Забайкальский край			
1	ВП = 3,78*Н - 3922,6	0,953	-20
ЕАО			
1	ВП = 55,80 - 0,184*Н	0,39	13
Хэйлунцзян			
1	$ВП_{сх}$ = 0,00397* $О_р$ +9 ,514	0,97	3
2	$ВП_{сх}$ = 0,00612*Р - 0,0227*П +14,32	0,95	3
3	$ВП_{сх}$ = 0,004816*Р - 0,0025*С + 21,149	0,96	5
4	$ВП_{сх}$ = 0,00232*К - 0,00256*С + 24,2	0,96	5
Цзилинь			
1	$ВП_{сх}$ = 0,00319*К - 2,3035	0,96	6
2	$ВП_{сх}$ = 11,044 - 0,0069*С	0,91	2

Преимущества подобных статистических моделей в их универсальности, модели могут быть рассчитаны и использованы для прогноза водопотребления на различных территориальных и отраслевых уровнях: для крупных речных бассейнов / подбассейнов, субъектов административного деления (краев, областей, муниципальных образований, поселений и т.д.), различных экономических отраслей, территориально-производственных комплексов или отдельных предприятий. Прогнозные значения водопотребления при определенных условиях могут косвенно характеризовать и будущий возможный загрязняющий эффект использования воды через сброс загрязняющих веществ (ЗВ) в составе сточных вод.

Для российской части бассейна этот эффект по данным за 2010 г. определен по сумме сброса ЗВ от организованных источников в разрезе административных районов. На рис. 3 отображена пространственная неравномерность нагрузки, наибольшие объемы ЗВ в 2010 г. сбрасывались в Улетовском районе Забайкальского края и Октябрьском Амурской области – это районы расположения действующих угольных разрезов. Наибольшие же объемы сброса ЗВ осуществлялись в крупных городах бассейна – до 14 тыс. т в год (см. табл. 3).

Многолетняя динамика сброса ЗВ по субъектам РФ бассейна за 2007–2015 гг. приведена на рис. 4. Единой тенденции изменений объемов ЗВ нет: в Хабаровском крае и Амурской области имело место их снижение, в Забайкальском крае[3] - увели-

[3] Информация по Приморскому краю не приводятся, так как имеющиеся данные включают не весь перечень анализируемых ЗВ, кроме того, значительная часть водопользователей-загрязнителей края расположена за пределами бассейна Амура.

чение, а суммарный объем сброса ЗВ в бассейне уменьшился с 51,5 тыс. т в 2007 г. до 44,9 тыс. т в 2015 г.

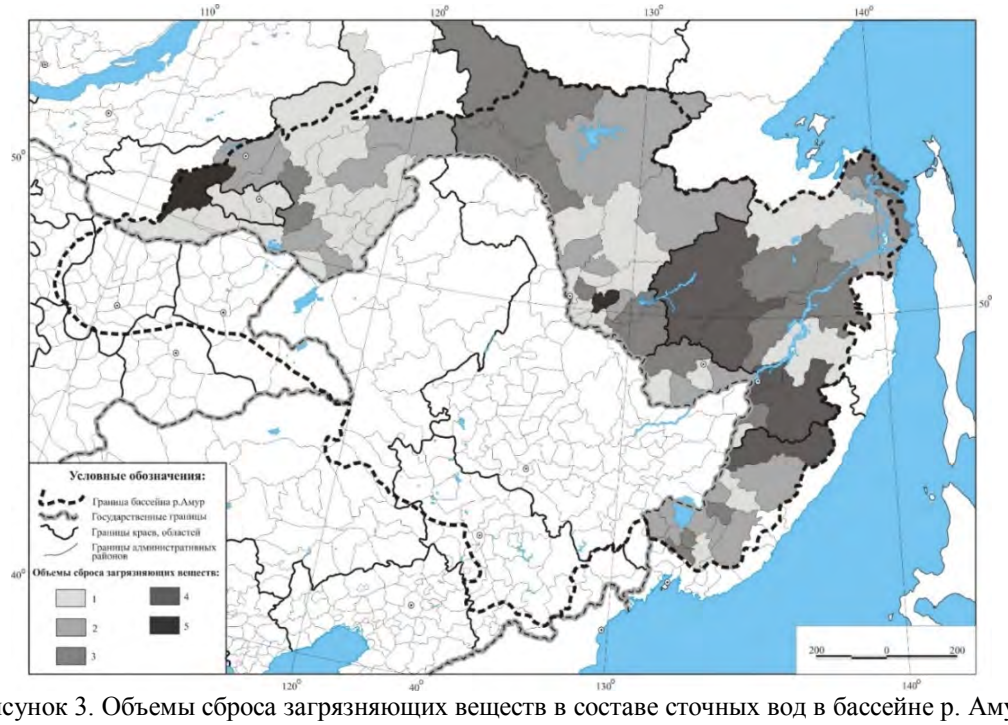


Рисунок 3. Объемы сброса загрязняющих веществ в составе сточных вод в бассейне р. Амур в разрезе административных районов

Обозначения: 1 – до 10 т в год; 2 – более 10, но не выше 100 т в год; 3 – более 100, но не выше 500 т в год; 4 – более 500, но не выше 1000 т в год; 5 – более 1000 т в год

Таблица 3. Объемы сброса ЗВ в крупных городах бассейна р. Амур (по данным Амурского БВУ)

Город	Объем СВ имеющих ЗВ	сумма ЗВ, т	взвешенные, тыс. т	в т.ч. органика*, т	в т.ч. металлы**, т
г. Чита	32,48	7780,4	460	7308,64	9,89
г. Благовещенск	24,5	3907,82	350	3542,74	1,01
г. Биробиджан	10,1	1287,28	160	1113,07	6,69
г. Хабаровск	104,19	14080,11	2300	11414	80,3
г. Комсомольск-на-Амуре	47,29	4917,41	420	4435,39	9,96

* - БПК полн, фосфор общ, азот аммонийный, нитриты, нитраты, сульфаты, хлориды;
** - железо, медь, никель, хром, алюминий, цинк, свинец, кадмий

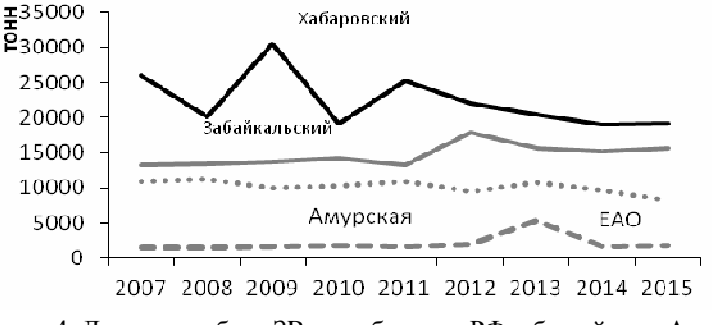


Рисунок 4. Динамика сброс ЗВ по субъектам РФ в бассейне р. Амур, т

Динамика качества вод в главном русле р. Амур от с. Черняево до Николаевска-на-Амуре, напротив, показывает синхронность, за период 2005-2015 гг. качество вод по УКИЗВ в этих створах улучшилось. Наиболее последовательно снижался индекс загрязнения вод у г. Хабаровск – с 4,75 в 2005 г. до 2,57 в 2015 г. (рис. 5).

Рисунок 5. Динамика качества вод в главном русле р. Амур по УКИЗВ. Составлено по: [2]

Улучшение качества воды в главном русле Амура у г. Хабаровск не связано со снижением суммарных по бассейну сбросов ЗВ, так как за период 2007-2015 гг. оно было незначительным. Это обусловлено улучшением качества вод в р. Сунгари за счет проводимых мероприятий по контролю загрязнений на китайской части бассейна, за счет которых в период 2005-2015 гг. доля водотоков класса качества вод III (питьевого) в бассейне реки увеличилась с 20 до 65 % (рис. 6).

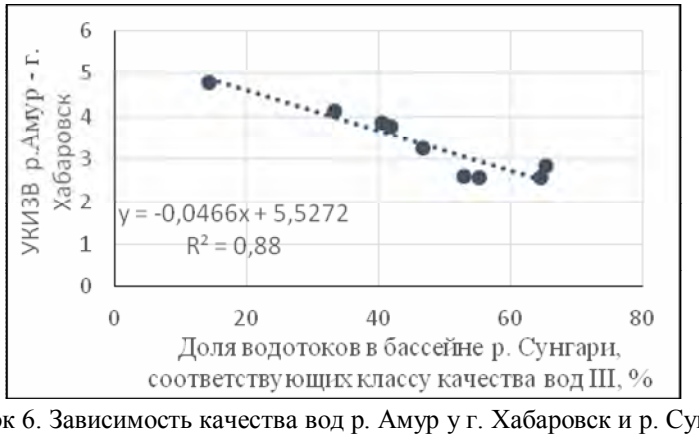


Рисунок 6. Зависимость качества вод р. Амур у г. Хабаровск и р. Сунгари

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2007 году». – М.: НИА-Природа, 2008. – 408 с.

2. Информационный бюллетень о состоянии поверхностных водных объектов, водохозяйственных систем и сооружений на территории зоны деятельности Амурского БВУ за 2004, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 гг. / Амурское бассейновое водное управление. Хабаровск.

МОНИТОРИНГ ВОДООХРАННЫХ ЗОН КАК СОСТАВНАЯ ЧАСТЬ ГОСУДАРСТВЕННОГО МОНИТОРИНГА ВОДОХРАНИЛИЩ

Григорьева И.Л.[1], *Романов С.Н.*[2]
[1]Институт водных проблем РАН (Иваньковская НИС), Конаково, Россия
[2]ФГУ «Управление эксплуатации Рыбинского и
Шекснинского водохранилищ», Рыбинск, Россия
Irina_Grigorieva@list.ru

Государственный мониторинг водных объектов (в том числе и водохранилищ) в соответствии со статьей 30 Водного кодекса РФ [1] представляет собой систему наблюдений, оценки и прогноза изменений состояния водных объектов, находящихся в федеральной собственности, собственности субъектов Российской Федерации, муниципальных образований, физических и юридических лиц. Государственный мониторинг водных объектов является частью государственного экологического мониторинга.

Государственный мониторинг водных объектов состоит из мониторинга поверхностных водных объектов; мониторинга состояния дна и берегов водных объектов, а также состояния водоохранных зон; мониторинга подземных вод и наблюдений за водохозяйственными системами.

Согласно Водному кодексу Российской Федерации водоохранная зона – «территория, которая примыкает к береговой линии моря, реки, ручья, канала, озера, водохранилища и на которой устанавливается специальный режим осуществления хозяйственной и иной деятельности в целях предотвращения загрязнения, засорения, заиления водного объекта и истощения его вод, а также сохранения среды обитания водных биологических ресурсов и других объектов животного и растительного мира. В границах водоохранных зон устанавливаются прибрежные защитные полосы, на территориях которых вводятся дополнительные ограничения хозяйственной и иной деятельности».

Основная роль водоохранных зон водохранилищ состоит в уменьшении антропогенного пресса на акваторию. Водоохранные зоны представляются важным элементом в системе охраны вод от различных источников загрязнения, являясь своеобразным фильтром. Они перехватывают формирующиеся стоки поверхностных и подземных вод, представляющих угрозу населению и водным объектам.

Цели и состав мониторинговых исследований водоохранных зон изложен в документе Р 52.24.788-2013 [2], согласно которому мониторинг водоохранных зон проводится для выявления потенциально опасных объектов, которые могут оказывать негативное влияние на состояние водоемов и водотоков и их берега. Информация, полученная в ходе мониторинговых исследований, позволяет прогнозировать чрезвычайные и аварийные ситуации, а также проводить первоочередные водохозяйственные и водоохранные мероприятия.

В соответствии с [2] подразделениями Росводресурсов, в том числе Управлением эксплуатации Рыбинского и Шекснинского водохранилищ, проводится мониторинг водоохранных зон водных объектов, который включает:

- сбор и систематизацию материалов, характеризующих состояние водоохранных зон на контролируемых участках;
- соблюдение установленных ограничений режима хозяйственной деятельности;
- выявление нарушений режимов использования водоохранных зон с последующей передачей сведений о нарушителях в территориальные структуры Росприи-

роднадзора и природоохранную прокуратуру для принятия соответствующих мер.

Мониторинг водоохранных зон водных объектов осуществляется в виде объездов водоохранных зон, обследования территорий промышленных, сельскохозяйственных и иных объектов, расположенных на их территории, наблюдений за потенциально опасными и возможными источниками загрязнения водных объектов.

При мониторинге водоохранных зон водопользователями один раз в год рассчитываются такие параметры, как густота речной сети, площади залуженных участков, площади участков под кустарниковой и древесно-кустарниковой растительностью, а также площадь участков, заросших макрофитами. Один раз в год в период летней межени составляется перечень хозяйственных объектов в пределах участка водопользования, площадь земель под объектами, подсчитывается количество объектов. Один раз в пять лет требуется проведение наблюдений за состоянием береговой линии. Параметрами наблюдений при этом являются: положение береговой линии, её изменение за период наблюдений, а также площади подтопленных и заболоченных участков и их изменения.

В середине 90-х годов прошлого столетия начата интенсивная застройка водоохранных зон водохранилищ. Исследования ряда авторов на Иваньковском водохранилище [3-5] показали, что дачно-коттеджная застройка водоохранных зон негативно сказывается на их геоэкологическом состоянии и приводит к ухудшению качества воды водоёма.

Площадь водоохранной зоны Иваньковского водохранилища по подсчетам авторов составляет 101.7 км². При этом площадь застройки равна 3.436 км², что составляет 3.4% от всей территории зоны. Наиболее застроенным является правый берег водохранилища, на котором располагаются сс. Завидово, Свердлово, деревни Терехово, Городище, Плоски, пос. Энергетик, Карачарово, дачные кооперативы, а также города Конаково и Дубна.

Ухудшение качества воды в створах наблюдений ниже застроенных участков по сравнению с фоновыми наблюдается, обычно, по таким показателям, как хлориды, натрий, калий, общий фосфор, аммонийный азот, $БПК_5$ и другие (см. табл. 1).

Таблица 1. Гидрохимические показатели Иваньковского водохранилища в створах выше (Городня) и ниже (Плоски) застроенного участка правого берега в июне 2016 г.

Показатель	**Городня**	**Плоски**
pH, ед. pH	8.22	8.74
Хлориды, мг/дм^3	1.3	6.0
Натрий+калий, мг/дм^3	4.8	8.8
Фосфор общий, мгР/дм^3	0.047	0.054
Аммонийный азот, мгN/дм^3	0.04	0.08
$БПК_5$, мгО/дм^3	2.6	3.2
Цинк, мг/дм^3	0.0183	0.0341
Свинец, мг/дм^3	0.008	0.0162

Анализ литературных данных и собственные наблюдения показали, что при антропогенном преобразовании водоохранных зон водохранилищ происходят такие негативные процессы, как уменьшение объема стока малых притоков за счет вырубки леса на водосборах; нарушение подпочвенного и грунтового стока в водохранилище; деградация и уничтожение лесных биоценозов и почвенного покрова; поступление коммунально-бытовых сточных вод непосредственно в водоем, загрязнение поверхностных и грунтовых вод.

До настоящего времени не проведены комплексные геоэкологические оценки состояния водоохранных зон верхневолжских водохранилищ, отсутствуют количественные оценки выноса загрязняющих веществ с территории дачно-коттеджной застройки. Не выработаны единые методические подходы к мониторингу компонентов природной среды на застроенных участках водоохранных зон и оценке влияния застройки на качество поверхностных и подземных вод.

Мониторинг водоохранных зон, в основном, проводится в виде объездов на плавучих средствах. Тогда как оценка степени застройки водоохранной зоны всего водохранилища возможна, прежде всего, с применением высотной аэрокосмической съемки. Мониторинг с целью оценки застройки отдельных участков водоохранных зон водных объектов необходимо выполнять с применением аэросъемки с низколетящих аппаратов (мотодельтопланов и мотопарапланов, вертолетов, легмоторных, спортивных самолетов) [3].

Таким образом, существующая система мониторинга водоохранных зон водохранилищ должна быть дополнена мониторинговыми исследованиями на территории дачно-коттеджной застройки.

Литература

1. Водный кодекс Российской Федерации от 03.06.2006 №74-ФЗ (ред. от 31.10.2016).

2. Р 52.24.788-2013 Рекомендации. Организация и ведение мониторинга водных объектов за состоянием дна, берегов, изменениями морфометрических особенностей, состоянием и режимом использования водоохранных зон, водохозяйственных систем и гидротехнических сооружений, Ростов-на-Дону, 2013.

3. *Гордин И.В.* Кризис водоохранных зон России. Москва: Физматлит, 2006. 195 с.

4. *Кирпичникова Н.В., Куприянова Е.И.* Экологическое состояние водоохранной зоны Иваньковского водохранилища и современные подходы к его регулированию // Изв. РАН. Сер. геогр. 2003. №6. С.77–84.

5. *Григорьева И.Л., Чекмарева Е.А.* Влияние рекреационного водопользования на качество воды Иваньковского водохранилища// Известия РАН. Серия Географическая, 2013, № 3. С. 63–70.

ПОДХОД К ФОРМИРОВАНИЮ СТРАТЕГИЙ СОГЛАСОВАННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ[4]

Данилов-Данильян В.И., Хранович И.Л.
Институт водных проблем РАН, Москва, Россия
khran@bk.ru

Посредниками между природными объектами – источниками водных ресурсов – и водопользователями выступают водохозяйственные системы (ВХС), объединяющие средства получения, распределения, очистки и доставки воды, согласуя потребности производства и общества в воде и водоотведении с возможностью их удовлетворения. Стратегии развития ВХС взаимосвязаны со стратегиями развития претендентов на эксплуатацию водных ресурсов – водопользователей. Трансформа-

[4] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №17-06-00016).

ции структур, параметров и режимов функционирования ВХС предопределяются запросами пользователей на воду и сброс сточных вод – спросом на услуги ВХС. Объём возможных услуг ВХС лимитируется либо ресурсными и экологическими ограничениями, либо (если эти ограничения далеко не достигнуты) производственными мощностями ВХС. Пользователи формируют свои запросы, ориентируясь на предполагаемые возможности ВХС. Как правило, пользователи, конкурирующие за воду и право сброса сточных вод, предъявляют ВХС спрос, в совокупности значительно превосходящий возможности его удовлетворения. Возникает проблема выработки согласованных стратегий развития и функционирования ВХС и пользователей, в решении которой необходимо участие тех, кто преобразует природную воду в товар, производит водохозяйственные услуги и т.п. – ВХС, и тех, кому необходимы вода и эти услуги – водопользователей.

Стратегии развития ВХС вырабатываются в увязке со стратегиями развития пользователей в условиях значительной неопределённости структуры, форм и масштабов водопользования, обусловленной научно-техническим прогрессом и коренным преобразованием всей системы хозяйствования. В не меньшей степени неопределённость условий развития и функционирования ВХС обусловлена возможными изменениями характеристик водных ресурсов, которые могут существенно трансформироваться, например, в связи с возможными изменениями климата. Наряду с неопределённостями условий развития и функционирования ВХС, обусловленными внешними, заранее неизвестными обстоятельствами, присутствуют внутренние неопределённости, обусловленные неизвестностью поведенческих стратегий конкурентов-пользователей, претендующих на долю в общих водных ресурсах. Неопределённость условий, в которых могут оказаться ВХС, порождает трудности планирования, связанные с необходимостью принятия детерминированных решений о параметрах ВХС и режимах их функционирования. Эти условия порождают риск снижения экономических результатов использования водных ресурсов как результат возможного несоответствия принятых управляющих решений реальным условиям, в которых придётся осуществлять такие решения.

На пути снижения риска в управлении водным хозяйством в стохастических условиях, вызванных внешними, заранее неизвестными обстоятельствами, возникли и используются понятия *располагаемый водный ресурс* [1], *гарантированная отдача* (гарантированное водопользование) [2], *гарантированное качество* водных ресурсов [3] и надёжности соответствующих величин. В стратегиях водопользования, основанных на этом подходе, учитываются стохастические внешние неопределённости, при этом игнорируются неопределённости внутренние, обусловленные активностью конкурирующих пользователей, реализующих собственные предпочтения, целенаправленно манипулируя информацией о своих возможностях, целях и экономических результатах деятельности.

Структурой, в рамках которой происходит согласование интересов пользователей – конкурентов, претендующих на общий ресурс, видится рынок, играющий роль экономического регулятора. Весьма привлекательна схема совершенной конкуренции, характеризующаяся незначительным воздействием отдельных участников рынка на общие для всей системы показатели управления. В этом случае пользователи могут выбирать стратегии, руководствуясь своими интересами, независимо от поведения других участников. В действительности такое идеализированное взаимодействие продавцов и покупателей, как правило, отсутствует. Типичным является рынок несовершенной конкуренции, в котором участники сделок могут влиять на

цены продукции, а пользователям приходится ориентироваться на предполагаемые стратегии поведения других участников. Влияние отдельных продавцов и покупателей на цены, устанавливаемые на рынке, особенно значимо проявляется в системах, включающих небольшое число участников. Примерами рынков несовершенной конкуренции являются трансграничные ВХС: в них пользователи, претендующие на водные ресурсы трансграничного водного объекта, могут влиять на показатели управления, общие для всей системы.

Ситуация несовершенной конкуренции (олигополия/олигопсония) заставляет пользователей ориентироваться на предполагаемые стратегии поведения других участников. Общая теория несовершенной конкуренции отсутствует. Рассматриваются отдельные модели (схемы) поведенческих ситуаций. В модели олигополии Курно фирмы конкурируют, выбирая объёмы производства, цены устанавливает рынок [4]. В модели Бертрана фирмы назначают цены, оставляя рынку возможность определять объёмы производимой продукции [5]. В модели Штаккельберга предполагается существование ведущей фирмы, которая первой устанавливает объём своего производства, остальные фирмы ориентируются на неё [6]. Набор предполагаемых стратегий поведения конкурентов непредсказуем. Это означает, что согласование интересов участников рынка с использованием отдельных моделей конкурентного поведения (или их комбинаций) более чем проблематично.

В ситуациях конкурентного согласования интересов участники прилагают усилия для обеспечения себе условий наилучшего использования ресурсов. При этом они стремятся минимизировать свой риск и не упустить шанс, возникающий из-за неопределённости, порождаемой внешними обстоятельствами и неизвестностью относительно действий других активных участников. Однако во всех моделях согласования, описывающих и совершенную и несовершенную конкуренции, риск и шанс в явном виде не представлены. Начиная с работ Курно и Бертрана [4. 5], в моделях согласования незримо присутствует предпосылка, согласно которой «вначале требуется разработать механизмы разрешения конфликтов в детерминированных условиях, а затем можно будет переходить к более общим ситуациям, в частности, к согласованию интересов в условиях неопределённости, обусловленной внешними заранее неизвестными обстоятельствами». Этот принцип «от простого к сложному» вошёл в противоречие с необходимостью учёта всех существенных факторов исследуемого процесса. Водные объекты функционируют в стохастических условиях поступления и использования водных ресурсов. В рамках детерминистского подхода невозможно формализованное адекватное представление рисков и шансов и, следовательно, нереально ожидать появления «общей теории» согласования интересов конкурирующих субъектов.

Ситуация с согласованием интересов конкурирующих субъектов, в которой они могли бы вырабатывать приемлемые стратегии, в рамках обычных предпосылок представлялась безвыходной. Однако на основе принятых в теории управлении водными ресурсами в стохастических условиях понятий гарантированного водопользования и его надёжности выявилась возможность найти выход из этой тупиковой ситуации, не вводя заведомо неадекватных реальности упрощающих предположений. Развиваемый подход к согласованию интересов пользователей водного объекта свободен от необходимости каждому участнику ориентироваться на предполагаемые стратегии поведения партнёров в условиях несовершенной конкуренции. Согласование интересов конкурентов-водопользователей основывается на методологии активных систем, принципе открытого управления и учёте особенностей по-

ступления водных ресурсов и результативности их использования. Центральное место занимают зависимости результатов водопользования (производственные функции) как от реально располагаемых в различных стохастических условиях объёмов водных ресурсов и содержащихся в них масс примесей, так и от их ориентиров (гарантированных значений этих показателей). Используемые при этом базовые математические модели основаны на естественном представлении ВХС в виде сети с потоками, соответствующими потокам воды и примесей. По компонентам решений этих задач в явном виде вычисляются риски, шансы и надёжности гарантированного водопользования [7].

Формирование механизмов согласования интересов пользователей происходит в рамках активной двухуровневой системы, в которой центр – верхний уровень; пользователи образуют нижний уровень. Центр обладает информацией, необходимой для принятия компромиссных решений. Пользователи – активные элементы, которым известны возможные стратегии и принципы стимулирования принимаемых решений. Они реализуют собственные предпочтения, целенаправленно манипулируя информацией о своих возможностях, целях и экономических результатах деятельности. Компромиссные стратегии пользователей вырабатываются в рамках базовой задачи, формируемой центром с использованием предпочтений, сообщаемых элементами. Центр влияет на функционирование элементов выделением ресурсов (объёмов воды) и разрешаемых сбросов (масс примесей), а также назначением «цен» за них, определяемых в результате решения базовых задач. Элементы стремятся максимизировать экономические результаты своего функционирования. Центр добивается согласованности, при которой элементы, преследуя собственные интересы, реализуют состояния, обеспечивают достижение общесистемной цели – максимума функции, которая оценивает экономический результат функционирования всей системы.

Рассматриваются три варианта формирования соглашений об использовании водного объекта и соответствующие им базовые задачи: рациональное использование водных ресурсов (без явного учёта их качества), управление качеством водных ресурсов (в предположении, что их количественные показатели фиксированы) и совместное управление количеством и качеством водных ресурсов. Базовые задачи, подробно рассмотренные в [7, 8], представляют собой двухэтапные задачи стохастического программирования на сети, воспроизводящей конфигурацию моделируемой ВХС. Стратегическими переменными первого этапа, выбираемыми при неизвестных конкретных реализациях стохастических условий, выступают потоки, моделирующие значения ориентиров объёмов воды и масс содержащихся в ней примесей. Потоки в сети, соответствующие реальным объёмам воды и массам примесей, играют роль тактических переменных второго этапа, выбираемых при известных реализациях стохастических условий. Допустимые множества базовых задач выделяется двумя группами условий. Условия функционирования отдельных элементов характеризуются как реально доступными в различных стохастических условиях объёмами воды и массами примесей, так и их ориентирами – гарантированными значениями этих показателей. Общесистемные ограничения, включающие описание взаимодействия элементов ВХС, в частности уравнения баланса масс воды и примесей, выделяются в виде множества допустимых значений переменных, соответствующих только реальным величинам объёмов воды и масс примесей. Целевые функции базовых задач оценивают математическое ожидание экономического результата функционирования ВХС. Они формируется из производственных

функций, сообщаемых пользователями центру, в виде их суперпозиций. По решениям этих задач определяются достигаемые значения рисков, шансов и надёжностей гарантированного водопользования.

Базовые задачи – во-первых, модели рационального использования водных ресурсов без явного учёта их качества и, во-вторых, модели управления качеством водных ресурсов при фиксированных количественных показателях представляют собой задачи выпуклого программирования. Их решение может быть осуществлено с применением любого метода нахождения максимума вогнутой (минимума выпуклой) функции на выпуклом множестве [9,10]. Базовые задачи третьего типа – модели совместного управления количеством и качеством водных ресурсов – многоэкстремальные, общих методов их решения нет. Однако своеобразие этих задач, в которых обобщенные сепарабельные функции максимизируются на множествах, выделяемых наряду с линейными ограничениями, а также билинейными уравнениями, позволяет построить метод их решения, представляющий собой детализацию схемы ветвей и границ [11].

Особенность допустимых множеств базовых задач, состоящая в отделимости ограничений на переменные, выражающие реальные объёмы воды и их ориентиры, и переменные, выражающие массы примесей и их ориентиры, предоставляет возможность применить метод групповой координатной оптимизации, в котором последовательно отыскивается оптимум по группам системных и индивидуальных переменных [12]. Этот метод привлекателен тем, что в выработке решений взаимодействуют центр, распоряжающийся системными переменными – реальными объёмами воды и массами примесей, и пользователи, ответственные за индивидуальные переменные – ориентировочные значения объёмов воды и масс примесей. Это даёт возможность наблюдать и оценивать последовательные приближения к оптимальному решению и переосмысливать проблему.

Центр, заинтересованный в выделении ресурсов, величины которых соответствуют оптимальным векторам базовой задачи, информацией о действительных функциях затрат элементов не обладает. Ему известны функции предпочтения, сообщаемые пользователями – активными элементами, которые должны внешне правдоподобно оценивать экономические результаты использования воды и требований к водоотведению. Вместо базовой задачи центр решает некоторую сформированную задачу, допустимое множество которой совпадает с допустимым множеством базовой задачи, а целевой является функция, образованная из представленных пользователями функций предпочтения. Центр выделяет пользователям объёмы воды и назначает отводимые массы примесей в соответствии с решением сформированной задачи. «Цены», по которым центр «продаёт» пользователю выделяемые в соответствии с решением сформированной задачи гарантированные показатели водопотребления (объёмы воды) и водоотведения (разрешения на сбросы масс примесей), определяются экономическим результатом водопользования. Они отражают часть «гарантированной» прибыли, получаемой пользователем. Центр платит пользователю за каждую единицу отклонения, приводящего к потере результата, по цене риска – усреднённого ущерба, определённого в результате решения сформированной задачи – аналога базовой задачи. За поставку воды, приводящую к увеличению результата водопользования, оплачивается каждая единица отклонения по усредненной цене шанса её использования, определённого в результате решения сформированной задачи [8].

Назначение сообщаемых пользователями центру функций предпочтения, значения которых больше истинных производственных функций, может повлечь за собой увеличение значений гарантированного водопользования и связанного с этим увеличением показателей использования ресурсов в идеальных условиях. В этом случае отклонения величин поставляемой воды от гарантированных значений при реализациях стохастических условий могут привести к ущербам, значительно превышающим «дополнительный» экономический результат использования гарантированного объёма воды (аналогично для масс примесей). Назначение функций предпочтения, значения которых меньше истинных производственных функций, уменьшает величины ущербов, однако при этом падает результат гарантированного водопользования. В обоих случаях отклонений сообщаемых функций предпочтения от истинных производственных функций риск увеличивается, поэтому пользователям, не склонным к рискам (пользователи, представляющие собой хозяйственные субъекты, именно такие), невыгодно искажать информацию об экономических результатах своего функционирования. Они будут сообщать центру истинные функции предпочтения. Будет решаться базовая задача.

Таким образом, при раздельном управлении количеством и качеством водных ресурсов, где базовыми являются задачи выпуклого программирования, назначение цен за воду и сбросы масс примесей, соответствующее их ценности при производстве продукции, обеспечивает достижение совершенного согласования интересов водопользователей. При совместном управлении количеством и качеством водных ресурсов согласование получается приближенным, с погрешностью, определяемой точностью решения базовой многоэкстремальной задачи [8].

Литература

1. *Hazen A.* The storage to be provided in impounding reservoirs for Municipal water supply // Trans. ASCE. 1914. V. 77. – P. 1539–1659.

2. *Крицкий С.Н., Менкель М.Ф.* Расчёт многолетнего регулирования речного стока на основе теории вероятностей // Труды ВИСУ, Гидротехнический сборник. 1932. №4. – С. 7–31.

3. *Бончковский Н.Ф., Кузин А.К.* К вопросу совершенствования правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами // Водные ресурсы. 1986. №3. – С. 22–30.

4. *Cournot A.* Recherches sur les principles mathematigues de la theorie des richeresses. Paris: L. Hachette, 1838. – 198 p.

5. *Bertrand J.* Book review of theorie mathematigues de la richesse sosiale and of recherches sur les principles mathematigues de la theorie des richeresses // Journal de Savants. 1883. V. 67. – P. 499–508.

6. *Stackelberg H.* Marktform und Gleichgewicht. Vien; Berlin: Verlag von J. Springer, 1934. – 469 p.

7. *Данилов-Данильян В.И., Хранович И.Л.* Согласование стратегий трансграничного водопользования. М.: Энциклопедия, 2016. – 216 с.

8. *Данилов-Данильян В.И., Хранович И.Л.* Механизм разрешения конфликтных ситуаций в условиях несовершенной конкуренции // Известия РАН. Теория и системы управления, 2016. №3. – С. 163–173.

9. *Васильев Ф.П.* Численные методы решения экстремальных задач. М.: Наука, 1981. – 400 с.

10. *Поляк Б.Т.* Введение в оптимизацию. М.: Наука, 1983. – 384 с.

11. *Лазебник А.И., Хранович И.Л., Цаллагова О.Н.* Обобщённые сепарабельные задачи и их приложения // Автоматика и телемеханика. 1981. №8. – С. 107–118.

12. *Райков Л.Д.* Вопросы построения и применения АВМ для многовариантных задач. Диссертация на соискание учёной степени кандидата технических наук. – М.: МИЭМ, 1966. – 239 с

СТРУКТУРНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ВОДОПОТРЕБЛЕНИЯ И ВОДООТВЕДЕНИЯ В БАССЕЙНЕ Р. ВОЛГИ В XXI ВЕКЕ

Демин А.П.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
deminap@mail.ru

Река Волга всегда была главной рекой России из-за своего выгодного экономико-географического положения, полноводности и большой протяженности. В её бассейн входят полностью или частично территории 38-и субъектов Российской Федерации, в том числе 8-и республик, 29-и областей и г. Москвы.

Хотя Волжский бассейн занимает только 8% территории РФ – это важнейший в экономическом отношении регион России. Расчеты, выполненные на основе обработки статистических материалов Росстата [1], показывают, что здесь располагается 31% площадей посевов сельскохозяйственных культур, 43% основных фондов экономики; производится почти половина валового регионального продукта России, что определяет высокую степень антропогенной нагрузки. В 2016 г. на территории бассейна проживало 60,8 млн. человек, из них 48,8 млн. – в городах. На долю р. Волги и ее притоков приходится > 70% грузооборота речного транспорта России. Водохранилища каскада обеспечивают с высокой степенью надежности водоснабжение городов и промышленных узлов, а также широко используются для массового отдыха, оздоровления и спорта.

В 2000 г. забор пресной воды из водных объектов бассейна Волги составлял 25,9 км^3, но к 2015 г. этот показатель снизился до 19,0 км^3 (в 1,4 раза) [2]. Удельный вес бассейна Волги в общем водопотреблении России снизился с 30,1% в 2000 г. до 27,6% в 2015 г., что говорит об ускоренном снижении антропогенной нагрузки в этом бассейне по сравнению с другими регионами.

Анализ использования воды в регионах бассейна р. Волги целесообразно проводить в разрезе крупных отраслевых водопотребителей – промышленности, сельского и жилищно-коммунального хозяйства, каждый из которых имеет свою специфику водопользования. В числе отраслей экономики бассейна наиболее водозатратной является промышленность. В 2015 г. на ее долю приходилось 58% общего водопотребления, хотя еще в середине 1990-х годов (период резкого спада промышленного производства) этот показатель не превышал 49% [3].

В 1980-е годы потребление воды промышленностью находилось на уровне 17-18 км^3, несмотря на бурный рост производства во всех ее отраслях. Такая стабилизация связана с активным введением мощностей оборотного и повторно-последовательного водоснабжения – за 10 лет объем используемой оборотной воды увеличился на 50%. Наибольшие темпы роста мощностей оборотного водоснабжения отмечались в бассейне Верхней Волги (61%), наименьшие – в бассейне Камы (35%).

С 2000 по 2015 гг. использование свежей вод в бассейне Волги на производственные нужды сократилось с 11,7 до 9,2 км^3, оборотной и повторно-последователь-

ной – с 50,9 до 44,1 км^3, а суммарное водоснабжение – с 62,7 до 53,3 км^3 [2]. Коэффициент водооборота (отношение объема оборотного и повторно-последовательного водопотребления к валовому водопотреблению на производственные нужды) неуклонно повышался (в 1980 г. он составлял 73% суммарного), но с середины 1990-х годов темпы его роста значительно снизились. За 2000-2015 гг. в целом по бассейну Волги он увеличился с 81,3 до 82,8%. В настоящее время наиболее высокий процент экономии свежей воды отмечается на Нижней Волге (92,7%), что объясняется значительным развитием здесь топливной, металлургической и химической отраслей, в которых (в соответствии с технологией производства) наиболее широко применяется оборотное водоснабжение (рис. 1).

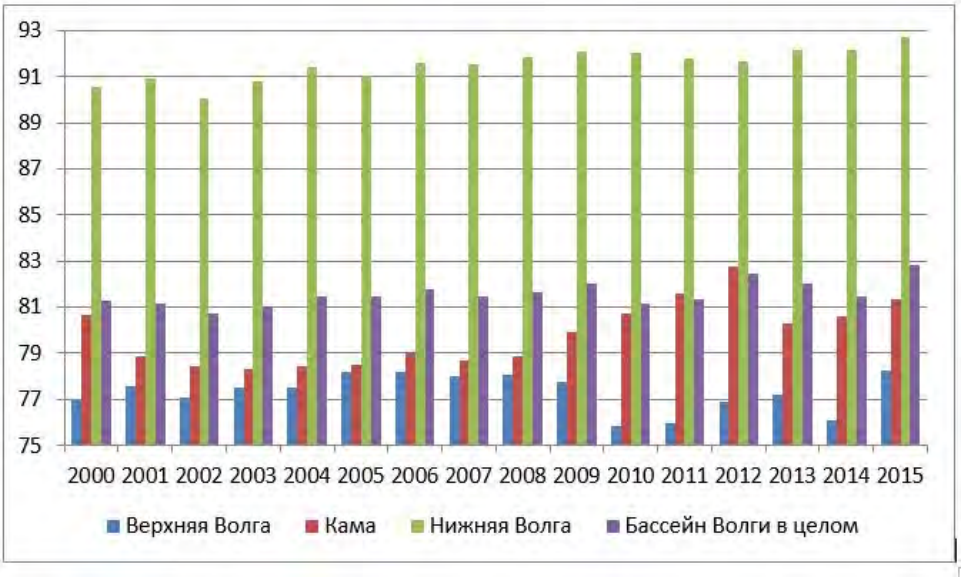


Рисунок 1 Динамика коэффициента водооборота за 2000-2015 годы, %.

В результате особенностей климатических и почвенных условий орошаемое земледелие наиболее развито в засушливых регионах нижнего течения р. Волги. В современных условиях на долю Верхней Волги приходится ~ 30% орошаемых земель бассейна р. Волги, ~ 10% бассейна р. Камы, ~ 60% бассейна Нижней Волги. Что касается объемов воды, использованных для нужд орошения, то здесь картина еще более контрастна. На уровне 2015 г. > 97% объема водопотребления было использовано на Нижней Волге, 2% на Верхней Волге и < 1% в бассейне Камы.

Орошаемое земледелие было одним из ведущих и наиболее динамично развивающихся водопотребителей в бассейне. С 1970 по 1990 гг. площадь орошаемых земель возросла с 0,32 до 2,13 млн. га, но после сокращения в кризисные 1990-е годы относительно стабилизировалась (см. табл. 1).

В связи с высоким уровнем грунтовых вод и засолением почв резко увеличилась площадь орошаемых земель, не используемых в сельскохозяйственном производстве. Из-за неисправности оросительных систем, отсутствия поливной техники, дороговизны услуг водохозяйственных организаций площадь фактически политых земель в 2000- 2015 гг. снизилась: в бассейне р. Волги – с 717 тыс. га до 436 тыс. га; в бассейне р. Камы– в 3,3 раза, на Верхней Волге – в 2 раза, на Нижней Волге – в 1,4 раза. Существенно уменьшились объемы воды, используемой на орошение. Если в 2000 г. на нужды регулярного и лиманного орошения расходовалось 1,68 км^3, то в

2015 г. было использовано 0,8 км^3 воды, что связано с резким сокращением поливаемых площадей и снижением удельного водопотребления. Наиболее резкое сокращение водопотребления наблюдалось в бассейне р. Камы: за рассматриваемый период объем использования воды на орошение сократился здесь почти в 7 раз. На Верхней Волге этот показатель снизился в 3,7 раза, на Нижней Волге – в 2 раза.

Таблица 1. Динамика площади орошаемых и фактически политых земель в бассейне р. Волги, тыс. га. *

Бассейн	2000 г.	2005 г.	2010 г.	2015 г.
Площадь орошаемых земель				
Верхняя Волга	436,9	451,3	435,7	433,4
Кама	181,2	178,7	151,1	154,4
Нижняя Волга	902,2	896,5	854,6	867,8
Всего по бассейну	1520,3	1526,5	1441,4	1455,6
Площадь фактически политых земель				
Верхняя Волга	134,2	126,8	156,7	67,2
Кама	112,7	93,9	87,3	34,1
Нижняя Волга	470,6	516,0	527,6	334,3
Всего по бассейну	717,5	736,7	771,6	435,6
Процент политых земель				
Верхняя Волга	30,7	28,1	36,0	15,5
Кама	62,2	52,5	57,8	22,1
Нижняя Волга	52,2	57,6	61,7	38,5
Всего по бассейну	47,2	48,3	53,5	29,9

Примечание: * – расчеты автора, по материалам [4, 5].

Площадь орошаемых земель России, которые в настоящее время не поливаются, возросла с 0.8-1 млн. га в начале 1990-х гг. до 3 млн. га. Если в 2000 г. удельный вес орошаемых земель в среднем по бассейну р. Волги, не политых по различным причинам (реконструкция, ввод в эксплуатацию после начала вегетационного сезона, низкая водообеспеченность и т.д.), составлял 53%, то к 2015 г. он повысился до 70%. В большинстве регионов бассейна р. Камы ежегодно из-за неисправности оросительной сети и поливной техники резкого удорожания стоимости электроэнергии и услуг водохозяйственных организаций не поливается 50-80% орошаемых земель. Еще хуже ситуация в бассейне Верхней Волги: здесь не поливается 70-90% земель, числящихся в составе орошаемых, а в некоторых регионах поливается лишь каждый двадцатый гектар с оросительной сетью. Несмотря на все трудности, на большей части территории бассейна Нижней Волги ежегодно поливается 40-60% орошаемых земель, хотя еще в конце 1990-х годов этот показатель, например, в Астраханской области доходил до 98%.

В последние годы в мелиоративном комплексе России наметились положительные сдвиги: улучшилось и приобрело большую стабильность федеральное финансирование, возросли размеры финансового участия в мелиорации земель местных органов и сельских товаропроизводителей, снизились темпы списания мелиорируемых земель. В 2013 г. утверждена Федеральная целевая программа «Развитие мелиорации земель сельскохозяйственного назначения России на 2014-2020 годы», основные цели которой: рост продуктивности и устойчивости сельскохозяйственного производства и плодородия почв средствами комплексной мелиорации в условиях изменения климата и природных аномалий, повышение продукционного потен-

циала мелиорируемых земель и эффективности использования природных ресурсов. Намечается к 2020 г. увеличить объем производства продукции растениеводства на землях сельскохозяйственного назначения на 128%; ввести в эксплуатацию 841 тыс. га мелиорируемых земель за счет реконструкции, технического перевооружения и строительства новых мелиоративных систем; защитить 500 тыс. га земель от водной эрозии и др.

Жилищно-коммунальное хозяйство удовлетворяет потребность в воде населения, коммунальных, транспортных и прочих непромышленных предприятий. Ситуация с питьевым водоснабжением в бассейне Волги достаточно тревожная. Значительное число жителей использует недоброкачественную питьевую воду. До сих пор почти 10% горожан и около 45% сельчан пользуются водой из колодцев, родников, водоразборных колонок, а не водопровода.

Максимальное значение объёма использования воды на хозяйственно-питьевые нужды в бассейне р. Волги было отмечено в 1991 г. – 6,94 км^3. В последующие годы оно постоянно снижалось: 2000 г. – 6,44 км^3, 2005 г. – 6,03 км^3, 2010 г. – 4.6 км^3, 2015 г. – 3.78 км^3. В табл. 2 представлены показатели удельного использования воды в расчете на 1 жителя (городского и сельского) для субъектов Российской Федерации, не менее 30% территории которых входит в бассейн Волги.

В среднем по бассейну с 2000 по 2015 г. среднесуточное водопотребление жителя снизилось на 128 л (41%). Впечатляющие успехи по снижению водопотребления достигнуты в Москве – в 2,6 раза; одной из основных причин такого сокращения является реализация программы по оснащению жилищного фонда приборами учета воды. К 2011 г. количество жилых зданий, оборудованных счетчиками воды, достигло 99% от их общего числа; а число квартир, оснащенных индивидуальными приборами учета воды, составило 65% [6]. Однако в целом по стране переход на приборный учет воды осуществляется медленно (табл. 2.).

Темпы снижения объемов сброса сточных, шахтно-рудничных и коллекторно-дренажных вод в водные объекты в целом соответствовали темпам снижения водопотребления. В 2015 г. в поверхностные водные источники бассейна р. Волги сбрасывалось 12,6 км^3 сточных вод, причем на бассейн Верхней Волги приходится 65% водоотведения. Значительную часть отводимых после использования вод составляют загрязненные сточные воды. Их доля в общем объеме отводимых сточных вод сократилась с 48% в 2000 г. до 43,5% в 2015 г.

В бассейне р Оки за 2000-2015 годы общий сброс сточных вод сократился в 1,55 раза, в бассейне р. Москвы – в 1,56 раза, в бассейне р. Клязьмы – в 1,63 раза, а в бассейне р. Суры – в 1,4 раза. Естественно, что сброс загрязненных сточных вод в связи с кризисом экономики также заметно сократился. Однако во всех бассейнах Верхней Волги наблюдается неблагоприятное соотношение загрязненных и нормативно-чистых вод. Так, в бассейне р. Москвы удельный вес загрязненных сточных вод за 15 лет вырос с 77 до 83%, а бассейне р. Оки – с 63 до 68%. Наиболее загрязнены сточные воды в бассейне р. Клязьмы, где удельный вес загрязненных вод составляет 86-88%. Лишь в бассейне р. Суры доля загрязненных сточных вод сократилась с 65 до 60%.

За рассматриваемый период объём сброса сточных, шахтно-рудничных и коллекторно-дренажных вод в водные объекты бассейна р. Камы снизился с 4,05 до 3,17 км^3 (в 1,28 раза). Доля загрязненных сточных вод в последние годы составляет около 40%. На всех притоках р. Камы наблюдается неблагоприятное соотношение загрязненных и нормативно-чистых вод: в бассейне р. Чусовой удельный вес за-

грязненных сточных вод за 15 лет вырос с 61 до 89%, в бассейне р. Вятки – с 61 до 92%. За этот же период в бассейне р. Белой доля загрязненных сточных вод снизилась с 71 до 60%.

Таблица 2. Динамика удельного использования воды на хозяйственно-питьевые нужды населения субъектов Российской Федерации в бассейне р. Волги (л/сутки на человека)

Субъект федерации	2000 г.	2005 г.	2010 г.	2013 г.	2014 г.	2015 г.
Вологодская обл.	239	229	201	154	142	139
Владимирская обл.	214	195	163	143	144	133
Ивановская обл.	264	243	201	117	165	149
Калужская обл.	261	230	205	147	146	156
Костромская обл.	223	193	161	138	127	121
г. Москва	438	418	246	189	190	169
Московская обл.	263	245	254	217	211	196
Орловская обл.	240	251	186	154	144	136
Рязанская обл.	231	247	197	164	162	167
Тверская обл.	211	221	208	176	173	180
Тульская обл.	278	274	235	213	180	183
Ярославская обл.	276	240	205	170	158	159
Республика Марий -Эл	230	199	192	164	165	163
Республика Мордовия	171	161	164	136	124	119
Республика Чувашия	191	165	159	124	105	103
Кировская обл.	157	169	176	149	135	133
Нижегородская обл.	200	223	187	183	172	151
Тамбовская обл.	179	218	174	148	144	143
Республика Татарстан	230	187	152	143	133	131
Астраханская обл.	249	208	148	113	121	129
Волгоградская обл.	285	243	280	227	231	224
Пензенская обл.	222	174	139	127	127	126
Самарская обл.	292	325	255	233	225	231
Саратовская обл.	294	247	194	185	180	180
Ульяновская обл.	181	221	189	130	135	122
Республика Башкортостан	228	193	158	145	136	131
Удмуртская Республика	256	220	214	156	151	132
Пермский край	229	220	169	147	131	126
В среднем по бассейну Волги	289	274	211	184	179	171

В бассейне Нижней Волги объем сброса сточных, шахтно-рудничных и коллекторно-дренажных вод в водные объекты также заметно сократился; наибольшее сокращение наблюдалось в Оренбургской и особенно Астраханской областях. Вызвано это, прежде всего, резким сокращением объема коллекторно-дренажных вод с орошаемых земель.

В настоящее время большая часть загрязненных сточных вод сбрасывается в водоприемники без очистки или недостаточно очищенными. Наибольшие объемы загрязненных сточных вод на Верхней Волге сбрасывают города Москва, Нижний Новгород, Ярославль, Череповец, Иваново. В бассейне р. Камы наибольшие объемы таких вод приходятся на долю городов: Уфа, Пермь, Набережные Челны, Стерлитамак. Практически все водные объекты бассейна р. Волги подвержены антропогенному воздействию. Степень загрязненности воды в целом устойчиво сохраняется на

уровне прошлых лет, несмотря на тенденцию сокращения общей массы сброса загрязняющих веществ со сточными водами,

Литература

1. Сайт Федеральной службы государственной статистики. Режим доступа: http://www.gks.ru/

2. Водные ресурсы и водное хозяйство России в 2015 году (Статистический сборник) / под ред. Н.Г. Рыбальского, А.Д. Думнова. М.: НИА-Природа, 2016. 267 с.

3. *Демин А.П.* Эффективность использования водных ресурсов в бассейне Волги // Водные ресурсы. 2005. Т.32. №6. С. 653-663.

4. Мелиоративное состояние орошаемых и осушенных сельскохозяйственных угодий и техническое состояние оросительных и осушительных систем по состоянию на 01.01..... года. (Мелиоративный кадастр) Министерство сельского хозяйства РФ: htpp:// www. mcx. ru

5. Доклад о состоянии и использовании земель сельскохозяйственного назначения Российской Федерации в 2015 году htpp://www.mcx.ru./documents/document/v7 show/37603/133 htm

6. *Храменков С. В., Примин О.Г.* Проблемы и пути снижения потерь воды // Водоснабжение и санитарная техника. 2012. № 11. С. 31–37.

ЭКОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ УСТОЙЧИВОГО ВОДООБЕСПЕЧЕНИЯ

Дмитриева В.А., Нефедова Е.Г.
Воронежский государственный университет, г. Воронеж, Россия
verba47@list.ru

В настоящее время основное внимание при организации и проведении мониторинга уделяется наиболее хозяйственно значимым водным объектам, как правило, крупным и средним. В то же время небольшие реки и ручьи, не охваченные наблюдениями, зачастую вынуждены нести такую высокую антропогенную нагрузку [1], которая приводит не только к их собственной деградации и постепенному исчезновению, но и к ухудшению экологического состояния водоприемника. Это вызывает необходимость поиска возможных путей устранения сложившейся ситуации, одним из которых является проведение экологической диагностики состояния малых водотоков [2] с целью разработки комплекса мероприятий по их реабилитации, что приведет также к снижению нагрузки на водные объекты-водоприемники.

В пределах урбанизированных территорий антропогенная нагрузка на водные объекты, как правило, очень высока [3, 4]. Примером может служить Воронежское водохранилище, почти полностью расположенное в черте города с миллионным населением. Водоем служит источником хозяйственного, за исключением питьевого, водоснабжения областного центра. Он одновременно принимает сточные воды городских промышленных предприятий и коммунальных служб.

В связи с комплексным использованием водохранилища мониторинг качества его воды является очень важной задачей. На сегодняшний день наблюдения здесь проводятся в створах Воронежского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (ЦГМС) и управления Роспотребнадзора по Воронежской области. Кроме того, отделом водных ресурсов по Воронежской области Донского

бассейнового водного управления осуществляется сбор сведений о водозаборе, водоотведении и качестве сточных вод; а управление Росприроднадзора по Воронежской области осуществляет контроль соблюдения природоохранного законодательства. Участие четырех ведомств в контроле состояния водохранилища обеспечивает получение разносторонней информации для решения разноплановых задач, связанных с безопасным и эффективным водопользованием. Тем не менее, современное состояние Воронежского водохранилища сложно назвать благоприятным вследствие наличия многочисленных экологических проблем.

Согласно данным [5–9], на протяжении последних пяти лет качество воды соответствует третьему классу по показателю удельного комбинаторного индекса загрязненности воды (УКИЗВ), в отдельные годы (2011 и 2015 гг.) ухудшаясь до четвертого класса. Периодически отмечаются случаи экстремально высокого загрязнения (например, в 2011 г. – по растворенному кислороду, содержание которого составило 1.94 мг/л). Распределение основных поллютантов в створах Воронежского ЦГМС изменяется в пределах акватории водохранилища в пространственном и временном разрезах (рис. 1).

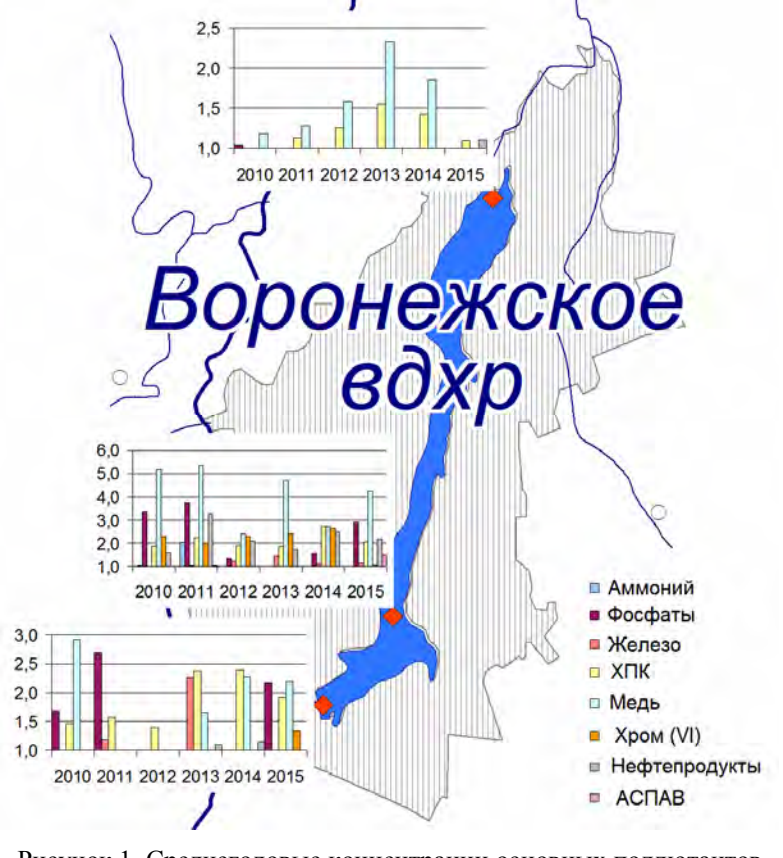


Рисунок 1. Среднегодовые концентрации основных поллютантов
в Воронежском водохранилище в 2010-2015 гг.
(на графиках по оси абсцисс – годы наблюдения, по оси ординат – кратности ПДК)

Ведущая роль в загрязнении водохранилища принадлежит сточным водам промышленных и жилищно-коммунальных предприятий (ОАО «Воронежсинтезкаучук», ООО «Левобережные очистные сооружения» («ЛОС») и других) [9]. Поступление поллютантов с неочищенным поверхностным стоком также вносит значи-

тельный вклад в ухудшение качества воды. Согласно официальным данным [10], объем поверхностного стока в водохранилище с территории города составляет около 50 млн м^3, при этом содержание нефтепродуктов, взвешенных и органических веществ в нем достигает десятков кратностей ПДК и даже может превышать концентрации этих компонентов в организованно отводимых сточных водах.

Не меньшую нагрузку в виде загрязненного поверхностного стока испытывают на себе и другие водные объекты, расположенные в черте города: только Воронежское водохранилище принимает воды 93 притоков. В то же время, вклад малых водотоков в экологическое состояние водного объекта не учитывается, так как региональный экологический мониторинг на малых реках не разработан и не осуществляется. Это может привести к значительному недоучету нагрузки на водоприемник.

В течение 2015-2017 гг. авторы провели экодиагностику состояния малых рек. При обследовании водных объектов решались задачи по оценке характера природопользования, сбросов и заборов воды в бассейнах и руслах малых рек, выявлению источников загрязнения, динамизма и периодичности поступления сточных вод в водотоки. Для детального изучения выбраны малые реки Песчанка и Тавровка, соответственно протекающие в городской черте Воронежа и его окрестности. Естественные условия в бассейнах рек изначально были очень схожи, но существующая антропогенная нагрузка на водотоки различна по характеру и интенсивности. Река Песчанка протекает в промышленной зоне города с повышенным уровнем загрязнения атмосферы, а бассейн р. Тавровка занят преимущественно сельскохозяйственными угодьями и дачными участками, также в реку периодически осуществляется водоотведение ООО «ЛОС» (рис. 2). Это делает выбранные водные объекты интересными для сравнения последствий, возникающих при разном хозяйственном использовании водотоков и их водосборов.

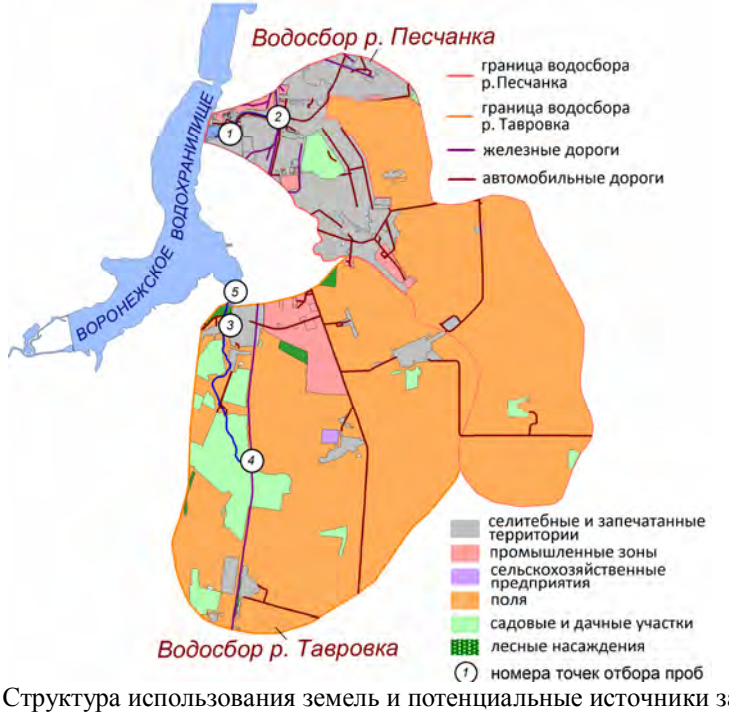


Рисунок. 2. Структура использования земель и потенциальные источники загрязнения на водосборах рр. Песчанка и Тавровка

В указанных реках круглогодично, с периодичностью 1 раз в месяц, отбирались пробы воды с последующим определением в них содержания растворенного кислорода, фосфатов, аммония, перманганатной окисляемости, железа. Точки отбора располагались таким образом, чтобы можно было отследить изменение качества воды от верхнего течения к нижнему (одна точка в истоке каждой реки, другая – в устье), для оценки влияния поллютантов, выносимых р. Тавровка, на качество воды в Воронежском водохранилище наблюдения также проводились в Масловском затоне. Измерениями были охвачены основные фазы водного режима: весеннее половодье, летне-осенняя и зимняя межень. Качество воды оценивалось по кратности превышения ПДК каждым ингредиентом.

Результаты проведенных анализов позволяют констатировать, что кислородный режим обследованных водотоков зачастую нарушается, большую часть периода исследований отмечается загрязнение обоих водотоков анализируемыми поллютантами, при этом кратности превышения достигали в отдельных случаях десятков ПДК (рис. 3, табл. 1).

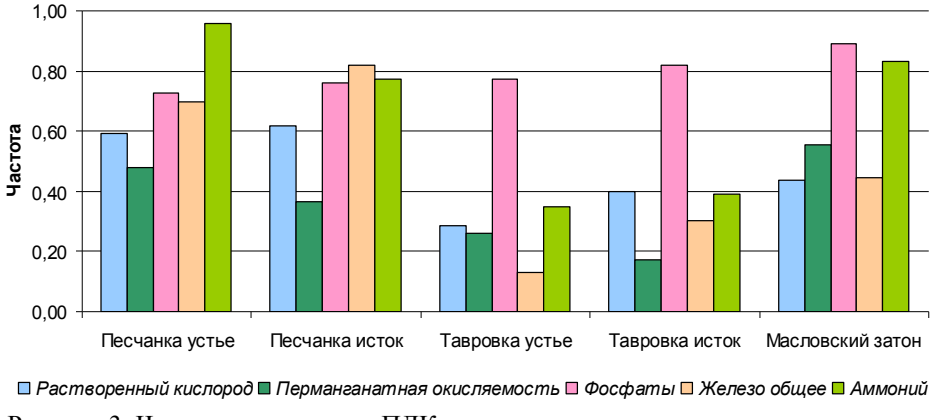


Рисунок 3. Частота превышения ПДК основными определяемыми компонентами в долях единицы

Таблица 1. Кратности превышения ПДК анализируемыми компонентами*

№ точки	Пункт	Растворенный кислород	Перманганатная окисляемость	Фосфаты	Железо общее	Катион аммония
1	Песчанка устье	0,2 – 2,9 / 1,5	0 – 3,7 / 1,3	0 – 77,8 / 9,5	0 – 45,9 / 4,9	0 – 52,5 / 23,0
2	Песчанка исток	0,4 – 6,8 / 2,1	0,1 – 1,9 / 1,0	0 – 82,8 / 15,7	0 – 49,3 / 6,4	0 – 17,3 / 4,0
3	Тавровка устье	0,3 – 2,8 / 1,0	0 – 1,8 / 0,6	0 – 32,2 / 5,2	0 – 19,4 / 1,2	0 – 7,6 / 1,1
4	Тавровка исток	0,4 – 4,4 / 1,4	0 – 1,9 / 0,5	0 – 24,8 / 7,1	0 – 19,4 / 1,9	0 – 26,6 / 2,3
5	Масловский затон	0,1 – 100,0 / 21,6	0,1 – 4,3 / 1,5	0 – 54,4 / 17,5	0 – 29,0 / 2,4	0 – 17,9 / 4,6

* В числителе указан диапазон кратностей превышения в долях ПДК, в знаменателе – среднее значение за период наблюдений в долях ПДК

В р. Песчанка отмечается устойчивое загрязнение воды, что приводит к дальнейшему поступлению поллютантов в водохранилище в концентрациях, превышающих установленные нормативы в несколько раз. С р. Тавровка, в том числе ее устьевой частью, ситуация обстоит несколько лучше. Тем не менее, уже в Масловском затоне Воронежского водохранилища, куда впадает р. Тавровка, кратности значительно возрастают (табл. 1): в 2,4 раза по аммонию, в 1,7 раза по фосфатам, в 1,5 раза по железу (по легкоокисляемым органическим веществам, напротив, снижаются в 1,7 раза), создавая дополнительную нагрузку на водоприемник. Это позволяет заключить, что большую часть года загрязненные притоки водохранилища действуют как источники поступления поллютантов, вклад которых в ухудшение состояния водоема на сегодняшний день не учитывается.

Таким образом, высокая антропогенная нагрузка на территории и акватории в условиях города приводит к ухудшению качества природных вод, причем на малых водных объектах последствия хозяйственного воздействия проявляются наиболее ярко. При этом наличие тесной связи между притоками и их водоприемниками обусловливает повышенный риск деградации не только самих малых водотоков, но и более крупных хозяйственно значимых водных объектов, куда они впадают. Это позволяет заключить, что для устойчивого водообеспечения требуется учет экологической роли всех водных объектов урбанизированной территории в формировании состояния хозяйственно значимых водотоков и водоемов. Для этого необходима организация регионального экологического мониторинга не только на средних и больших реках, но в том числе и на малых водных объектах.

Литература

1. *Дмитриева В.А., Нефедова Е.Г.* Проблема охраны малых водотоков в условиях интенсивного водопользования // Экология речных бассейнов: Труды VIII международной научно-практической конференции, 13-16 сентября 2016. Владимир: Владимирский гос. ун-т, 2016. С. 331-335.

2. *Нефедова Е.Г., Дмитриева В.А.* Экологическая диагностика и эффективность регионального водопользования // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология. 2015. № 2. С. 32-37.

3. *Вуглинский В.С., Гронская Т.П., Литова Т.Э.* Комплексная оценка гидроэкологического состояния водоемов урбанизированных территорий (на примере Санкт-Петербурга) [электронный ресурс] // Материалы VII Всерос. гидрологического съезда: 19-21 ноября 2013 г., СПб. 2013. (CD-ROM).

4. *Lewis G.P., Mitchell J., Andersen C.B., Haney D., Liao M.-K., Sargent K.A.* Urban influences on stream chemistry and biology in the Big Brushy Creek watershed, South California // Water, air, and soil pollution. 2007. p. 303-323. DOI 10.1007/s11270-007-9340-1.

5. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник. 2011 / под ред. А.М. Никанорова. Ростов-на-Дону: ФГБУ «ГХИ», 2012. 553 с.

6. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник. 2012 / под ред. А.М. Никанорова. Ростов-на-Дону: ФГБУ «ГХИ», 2013. 554 с.

7. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник. 2013 / под ред. А.М. Никанорова. Ростов-на-Дону: ФГБУ «ГХИ», 2014. 568 с.

8. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник. 2014 / Росгидромет. Ростов-на-Дону: ФГБУ «ГХИ», 2015. 530 с.

9. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник. 2015 / Росгидромет. Ростов-на-Дону: ФГБУ «ГХИ», 2016. 552 с.

10. Доклад о государственном надзоре за использованием природных ресурсов и состоянием окружающей среды воронежской области в 2015 году. Управление Росприроднадзора по Воронежской области. Воронеж, 2016. 137 с.

ЛИТОРАЛЬНАЯ ЗОНА КАК ВАЖНЕЙШАЯ СОСТАВЛЯЮЩАЯ МОНИТОРИНГА КРУПНОГО РАВНИННОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (НА ПРИМЕРЕ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)[5]

Зарубина Е.Ю., Ермолаева Н.И., Котовщиков А.В., Яныгина Л.В.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, Россия
zeur11@mail.ru

Создание крупных водохранилищ предполагает в дальнейшем мониторинг состояния их экосистем, включающий регулярные гидрологические, гидрохимические и гидробиологические наблюдения. Как правило, эти исследования проводятся на основной акватории водохранилищ и не включают литоральную зону, что не всегда позволяет адекватно оценивать состояние водных экосистем, особенно, равнинных водохранилищ. Однако, существующие различия между литоральной и пелагическими зонами водоемов, по мнению авторов [1], более важны, чем различия между наземными и водными экосистемами.

Литоральная зона находится на границе двух систем: водной и наземной и характеризуется так называемым «краевым эффектом», который проявляется в виде увеличения разнообразия сообществ, обилия в них видов, повышенной продуктивности, интенсификации самоочистительных функций. Здесь наиболее сильно проявляются последствия динамического воздействия водной массы, создаются специфические температурные условия, характеризующиеся широкой суточной и сезонной амплитудой колебаний. Литоральная зона первой испытывает воздействие антропогенных факторов и исполняет роль своеобразного экологического барьера между водосбором и основной акваторией водоема. Очень важную функциональную роль здесь играют гидробионты, участвующие в процессах естественного самоочищения [2-4].

Новосибирское водохранилище – крупнейшее в Западной Сибири, создано в 1957–1959 гг. на р. Обь. Площадь акватории – 1089 км^2, полный объем – 8,8 км^3; протяженность – около 180 км, максимальная ширина – 17 км, средняя глубина – 8,2 м. Литоральная зона, в отличие от большинства водохранилищ Сибири, достаточная большая, участки с глубиной до 5 м при НПУ составляет 33,6 % акватории. Уровенный режим в течение года характеризуется тремя фазами: весеннего наполнения, летней стабилизация и осенне-зимней сработки. Амплитуда годовых колебаний уровня достигает 5,5 м [5].

В 2013-2015 гг. были проведены комплексные гидрологические, гидрохимические и гидробиологические исследования Новосибирского водохранилища, включающие как основную акваторию, так и литоральную зону. Гидробиологические исследования включали почти все звенья трофической цепи: фито- и зоопланктон, фито- и зообентос, макрофиты, а также исследования первично-продукционных и деструкционных процессов. Параллельно измеряли температуру, прозрачность, и

[5] Работа выполнена в рамках госбюджетного задания № 0383-2016-003 и при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты №№ 13-05-00937, 17-04-0040).

электропроводность воды, pH, содержание растворенного в воде кислорода, органических веществ и т.д. Экспедиционные работы проводили в период открытой воды и включали все основные фазы существования водохранилища: весеннего наполнения, летней стабилизации и осенне-зимней сработки уровня. Работы проводили на трансектах, проложенных от открытой части водоема к берегу с максимальным учетом всех типов зарослей, глубин, донных отложений, присущих каждому участку мелководий. Во время натурных исследований были использованы общепринятые полевые и лабораторные методы [6].

Проведенные исследования Новосибирского водохранилища показали, что во все периоды наблюдения отмечаются значительные различия температурного режима, гидрохимических и гидробиологических показателей в литоральной зоне и на основной акватории водохранилища.

В период весеннего наполнения водохранилища в первую очередь прогреваются литоральные мелководные участки и к середине июня температура воды здесь составляет 13,3–23,7°С, в то время как на акватории в поверхностном слое воды – 13,1–18,9 °С. В середине лета температура воды на мелководье достигала 19,6–24,8°С (с максимумом в заливах), и в значительной степени зависела, как от степени зарастания, так и от степени защищенности литорали. В пелагиали летом в поверхностном слое температура воды была более стабильной, не поднимаясь выше 20,6–22,6°С. С наступлением похолодания температура воды на мелководьях снижалась быстрее, чем на основной акватории. И в начале октября в верховьях водохранилища в зарастающей литорали составляла уже 5,2–5,3°С, в не зарастающей литорали – 6,7–6,8°С, в то время как в пелагиали значения были в пределах 8,0–8,1°С.

На формирование гидрохимического режима в верхней части водохранилища основное влияние оказывает гидрохимический сток р. Оби, на остальной акватории большую роль играют внутриводоемные процессы. Для различных участков водохранилища характерны значительные сезонные и межгодовые амплитуды содержания в воде биогенов и органических веществ, соединений тяжелых металлов и микроэлементов [5].

Во все периоды исследования значения pH изменялись от 7,37 до 8,39 на различных участках водохранилища, максимальные значения были отмечены в зарастающей литорали и соответствовали щелочной реакции среды, минимальные – в пелагиали.

Сезонная динамика концентрации растворенного в воде кислорода характеризовалась максимальными значениями в весенний период на основной акватории и летний – на литораи. Высокая концентрация кислорода на основной акватории весной (10,8±1,8 мг/дм^3), вероятно, связана с массовым цветением цианобактерий, регулярно наблюдаемым в этот период года на водохранилище. В летний период концентрация кислорода в литорали составляла в среднем 9,5±1,6 мг/дм^3 с максимумом 17,5 мг/дм^3 в зарослях макрофитов, в то время как в пелагиали не превышала 8,5±1,1 (с максимум до 11,7 мг/дм^3). В осенний, как и в весенний периоды эти показатели были почти идентичны (10,8±0,9 и 9,9±0,1 мг/дм^3, соответственно).

Содержание легкоокисляемых органических веществ (по величине БПК$_5$) во все периоды исследования в поверхностном слое воды акватории водохранилища, по классификации [7], соответствовало классу качества воды удовлетворительной чистоты или умеренно загрязненной (1,6–4,0 мгO$_2$/дм^3) и только в весенний период на отдельных участках классу загрязненных вод (до 6,3 мгO$_2$/дм^3). В литорали значения БПК$_5$ были, как правило, выше, чем в пелагиали, в летний период превышая

10 мгO_2/дм^3, что соответствовало классу качества – грязные воды. При этом на защищенной и зарастающей литорали значения БПК$_5$ превышали таковые на открытой.

Большое влияние на функционирование литоральных биоценозов оказывает зарастание мелководный участков макрофитами. Основную роль в формировании растительного покрова водохранилища играют: *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud., *Typha angustifolia* L., *Nymphoides peltata* S.G. Gmel., *Potamogeton lucens* L., *Potamogeton perfoliatus* L. и *P. pectinatus* L. и *Hydrilla verticillata* (L. fil.) Royle. Характер и степень зарастания различных участков водохранилища значительно отличаются. Наиболее сильно зарастает верхняя мелководная часть водохранилища, а также Бердский залив. В средней части растительность распространена преимущественно в речных заливах, а на открытых участках встречаются только разреженные заросли тростника и рдестов. В нижней озеровидной части основные заросли расположены вокруг многочисленных островов и в защищенной от волн заостровной литорали. В период исследований величина образуемой погруженными макрофитами биомассы достигала 1104 г/м^2 (в среднем 403,4 г/м^2), полупогруженными – 1920 г/м^2 (в среднем 922,2 г/м^2) и зависела от уровенного режима водохранилища. Чем выше интенсивность наполнения водохранилища и соответственно раньше дата достижения НПУ, тем выше была величина биомассы макрофитов. И наоборот, чем продолжительнее период наполнения водохранилища, тем ниже их биомасса [8].

Уровень развития фитопланктона Новосибирского водохранилища как на основной акватории, так и в литоральной зоне изучали по содержанию в воде основного фотосинтетического пигмента водорослей – хлорофилла *a*. Содержание хлорофилла *a* (Хл *a*) в воде литоральной зоны во все исследованные периоды колебалось в очень широких пределах от 3,7 до 74,2 мг/м^3. Летом во время стабилизации уровня воды, наиболее часто встречающиеся значения Хл *a* (69 %) варьировали в диапазоне 10–40 мг/м^3. Среднее за эти периоды значение составило 21,2±2,6 мг/м^3 (n=35). Концентрация Хл *a* на акватории водохранилища в эти же периоды не превышала 22,8 мг/м^3. Наиболее часто встречающиеся здесь значения (71 %) укладывались в диапазон 10–20 мг/м^3. Среднее значение Хл *a* в русловой части было значительно ниже, чем на мелководьях и составило 12,3±0,9 мг/м^3 (n=24).

Сезонная динамика развития фитопланктона на мелководьях связана с гидрологическим режимом водохранилища. Весной в период наполнения наиболее низкие значения Хл *a* отмечены в Бердском заливе, в это время в верхней и средней части водохранилища концентрации Хл *a* были значительно выше, особенно на защищенной литорали. Напротив, летом в фазу стабилизации уровня в Бердском заливе отмечены максимальные значения Хл *a*, при этом и на основной части водохранилища они могут быть довольно высоки, особенно на открытой литорали. Осенью, как и в весенний период, при низкой температуре воды содержание Хл *a* в Бердском заливе снизилось до минимума, в верхней же части водохранилища наоборот наблюдался сезонный максимум. Вероятно, это обусловлено особенностями сезонной сукцессии обского фитопланктона, оказывающего непосредственное влияние на мелководья верхней части водохранилища. Высокий уровень развития фитопланктона в верхней части водоема характерен и для основной акватории водохранилища. Горизонтальная неоднородность концентрации Хл *a* в поверхностном слое воды на русловых станциях во все годы исследования отмечалась высокими значениями в верхней и нижней частях водохранилища и значительным спадов в средней части [9].

При исследовании первичной продукции фитопланктона выявлено, что в июне, в фазу его наполнения, продукция планктонных альгоценозов как на литорали, так и на акватории не отличается и составляет порядка 2,5 гO_2/м^3·сут. Тогда как в августе, в период максимальных температур воды и при стабильном уровне первичная продукция на литорали достоверно выше и составляет 5,5 против 3,7 гO_2/м^3·сут. на фарватере. Современный уровень первичной продукции фитопланктона Новосибирского водохранилища, оцененный в период с июня по сентябрь 2010–2014 гг., составил в среднем по всем станциям 4,4±0,5 гО2/м3·сут. (n=31). Это соответствует средним летним величинам наиболее продуктивных водохранилищ волжского каскада – Иваньковского и Чебоксарского [10].

Температурный режим и особенности зарастания литорали оказали значительное влияние на сезонную динамику развития зоопланктона. В период весеннего наполнения зоопланктон был представлен в основном коловратками и науплиальными стадиями циклопов. В зарастающей литорали зоопланктон достигал численности 509–770 тыс. экз./м^3 и биомассы до 1100–1900 мг/м^3, тогда как на открытой литорали эти показатели составили 82–300 тыс. экз./м^3 и 200–700 мг/м^3, соответственно. Наибольшие количественные показатели отмечены в Бердском заливе в зарастающей литорали – до 1360 тыс. экз./м^3 при биомассе 1400 мг/м^3, в то время как в открытой литорали не превышали 600 тыс. экз./м^3 и 550 мг/м^3 соответственно.

В фазу летней стабилизации уровня основу зоопланктона по численности в верхней части водохранилища составляли коловратки, в нижней – ветвистоусые и веслоногие рачки. В зарастающей литорали численность зоопланктона достигала 400–1300 тыс. экз./м^3, при биомассе – 2650–13830 мг/м^3, в то время как в открытой части – 390–900 тыс. экз./м^3 и 1700–5500 мг/м^3, соответственно. В Бердском заливе в зарослях рогоза численность зоопланктона колебалась в пределах 890–1190 тыс. экз./м^3, биомасса – от 4150 до 5950 мг/м^3, на открытом мелководье от 500 до700 тыс. экз./м^3 и от 1980 до 3930 мг/м^3.

Осенью видовой состав зоопланктона значительно менее разнообразен, по численности и биомассе, как и в период наполнения водохранилища, доминируют коловратки и ветвистоусые рачки. В верхней части водохранилища по-прежнему наибольшие показатели численности и биомассы зоопланктона (130–410 тыс. экз./м^3 и 120–330 мг/м^3) отмечены в зарастающей литорали, тогда как в открытой литорали они ниже, чем в период наполнения (42–36 тыс. экз./м^3 и 40 мг/м^3). В нижней части водохранилища, наоборот, максимальные показатели отмечались в открытой литорали (450–570 тыс. экз./м^3 и 2200–3600 мг/м^3), минимальные – в зарастающей (230–380 тыс. экз./м^3 и 800 мг/м^3), что, возможно, связано с разложением растительности.

В целом, во все периоды наблюдения зарастающие литоральные участки характеризовались более высоким видовым разнообразием (30-44 против 15-20 видов в пелагиали), биомассой и численностью зоопланктона (400–1190 тыс. экз./м^3 и до 13830 мг/м^3), чем участки открытой литорали, где эти показатели составляли 340–700 тыс. экз./м^3 при биомассе 140–5500 мг/м^3. Однако видовое богатство и количественные показатели фитофильного зоопланктона больше зависели от гидрологического режима водохранилища (в заливах эти показатели выше, чем на открытых мелководьях), чем от видового состава макрофитов [11].

В зообентосе литорали водохранилища в период исследований обнаружено 97 видов беспозвоночных, большая часть которых (60 видов, из которых 42 – хирономиды) относится к насекомым. Видовое богатство, численность и биомасса бентосных сообществ существенно различалось на обследованных участках литорали: ми-

нимальные значения были отмечены в верхней зоне водохранилища, максимальные – в Бердском заливе. Значения численности и биомассы зообентоса в отдельных пробах исследованных участков литорали изменялись в широких переделах: 0 – 22,4 тыс.экз./м^2 и 0 – 105,8 г/м^2, соответственно. При этом и минимальные, и максимальные показатели были отмечены на заросших участках литорали, что, вероятно, связано с высокой неоднородностью условий обитания зообентоса на зарастающих участках литорали. При этом, наблюдалось снижение численности и биомассы зообентоса в открытой литорали по сравнению с заросшими участками.

Распределение зообентоса в литорали имело мозаичный характер, но в целом характеризовалось более высокими показателями, чем в пелагиали. Значения биомассы зообентоса в литорали верховьев водохранилища не выходили за пределы, характерные для олиготрофных водоемов; в литорали нижней части биомасса зообентоса соответствовала уровню мезотрофных водоемов, в Бердском заливе – эвтрофных водоемов, а на заросших участках значения биомассы зообентоса периодически достигали значений, характерных для гиперэвтрофных водоемов. Максимальные значения биомассы были обусловлены массовым развитием вида-вселенца *Gmelinoides fasciatus* Stebb. [12].

Интегральная оценка современного состояния экосистемы Новосибирского водохранилища по гидрохимическим и гидробиологическим показателям характеризует в целом водохранилище как умеренно загрязненный водоем. При этом, на отдельных участках литорали вода соответствует классу качества грязных вод, а по уровню трофности – эвтрофных и гиперэвтрофных водоемов.

Таким образом, для всесторонней исчерпывающей характеристики состояния водных экосистем равнинных водохранилищ необходим мониторинг не только их основной акватории, но литоральной зоны.

Литература

1. *Дубына Д.В., Гейни С., Гроудова З.* и др. Макрофиты – индикаторы изменения природной среды. Киев: Наукова думка, 1993. 430 с.

2. *Бреховских В.Ф., Казмирук В.Д., Вишневская Г.Н.* Биота в процессах массопереноса в водных объектах. М.: Ин-т водных проблем РАН, 2008. 196 с.

3. *Распопов И.М.* Видовое разнообразие высших водных и прибрежно-водных растений в литоральной зоне Ладожского озера// Фиторазнообразие Восточной Европы. 2009. № 7. С. 173–180.

4. *Харченко Т.А.* Экотоны водных экосистем как функционально активные зоны. // VI съезд гидробиологического общества (Мурманск, 8-11 октября 1991 г.). Тез.докл. Т. 2. Мурманск: Полярная правда, 1991. С.222–223 .

5. *Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Ермолаева Н.И.* и др. Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища. Институт водных и экологических проблем СО РАН. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2014. 393 с.

6. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. С.-Пб: Гидрометеоиздат, 1992. 318 с.

7. *Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П.* и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29, № 4. С. 62–76.

8. *Зарубина Е.Ю.* Влияние уровенного режима Новосибирского водохранилища на продукцию водных и прибрежно-водных фитоценозов // Матер. VIII Всерос. конф. «Гидроботаника 2015», Борок, 16-20 октября 2015. Ярославль, 2015. С. 14–16.

9. *Зарубина Е.Ю., Ермолаева Н.И., Котовщиков А.В.* Сезонная динамика литоральных биоценозов Новосибирского водохранилища в 2013 г. // Комплексные исследования водохранилищ. Межвуз. сб. науч. трудов. Пермь, 2014. С. 30–36.

10. *Котовщиков А.В., Кириллов В.В.* Оценка современного уровня первичной продукции фитопланктона Новосибирского водохранилища // Функционирование и динамика водных экосистем в условиях климатических изменений и антропогенных воздействий. Материалы V Межд. конф., посвященной памяти Г.Г. Винберга. Санкт-Петербург: ЛЕМА, 2015. С. 130-131.

11. *Зарубина Е.Ю., Ермолаева Н.И.* Сезонная динамика макрофитов и зоопланктона литоральной зоны Новосибирского водохранилища в 2013 г. // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2014. № 11-2. С. 216–220.

12. *Яныгина Л.В.* Особенности структурных характеристик зообентоса зарастающей и открытой литорали Бердского залива Новосибирского водохранилища // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: труды Межд. научно-практ. конф. Пермь: Пермский государственный национальный исследовательский университет, 2015. С. 322–325.

13. *Яныгина Л.В.* Региональные особенности вселения чужеродных видов макробеспозвоночных в водные экосистемы бассейна р. Обь // Сибирский экологический журнал. 2016. №3. С. 459–467.

ПРИМЕНЕНИЕ КЯРИЗНОЙ СИСТЕМЫ ВОДОСНАБЖЕНИЯ В МЕЖГОРНЫХ ВПАДИНАХ

Иманкулов Б.[1], *Кендирбаева Дж. Ж.*[2]
[1]Кыргызский Национальный Аграрный университет
им. К.И. Скрябина, Бишкек, Кыргызская Республика
[2] Институт сейсмологии НАН Кыргызской Республики, Бишкек
(b.imankulov@inbox.ru)

Подземные воды межгорных впадин как единая водонапорная система, в основном, формируются, распространяются и расходуются в двух гидрогеологических зонах и испытывают внутреннее перераспределение внутри этих зон.

Первая – зона формирования и глубокого залегания подземных безнапорных грунтовых вод распространена в районе подгорного шлейфа слившихся конусов выноса горных рек при выходе их на равнину. Часть долин, прилегающих к склонам горных хребтов, имеют небольшой уклон от подножия хребтов к центральной ее части и постепенно выполаживаются, превращаясь в плоскую равнину. Однородный водопроводящий пласт гидросферы верхней части конусов выноса состоит из валунно-галечникового слоя, а на границе подгорного шлейфа и аллювиально-пролювиальной равнины превращается в пласт, состоящий из переслаивающихся песка, мелкого гравия и суглинков, что ведет к уменьшению живого сечения водопроводящего пласта в десятки и сотни раз по сравнению с валунно-галечниковым разрезом на конусах выноса. Поэтому поток подземных вод идущий со стороны верхней части конусов выноса не помещается внутри подземной гидросферы равнинного рельефа и в виде нисходящих и восходящих родников и массового площадного выклинивания разгружается на дневную поверхность, образуя, обширные площади заболачивания и вторичного засоления.

Вторая – зона близкого залегания и массового выклинивания грунтовых и распространения напорных вод, пьезометрический уровень последних устанавливается выше уровня грунтовых вод. Гидродинамический режим грунтовых вод в этой водонапорной системе находится под постоянным воздействием нижележащих напорных водоносных горизонтов. При переходе от предгорного шлейфа к пролювиально-аллювиальной равнине, где наряду с уменьшением водопроводимости вмещающего пласта происходит уменьшение единичного расхода от 30-50 $м^3$/сут. и более до 10-12 и 1-4 $м^3$ /сут. Разница между ними расходуется на выклинивание и испарение [4]. На периферийной части подгорного шлейфа происходит резкая смена литологического строения водовмещающих пород, которая создает литологический барьер на пути движения подземного потока в полосе шириной 1-3 км, где расходуется на выклинование и испарение 50-60% всего формирующего подземного потока. Поэтому под воздействием восходящего потока напорных вод на площади второй зоны повсеместно развиваются процессы заболачивания и вторичного засоления земель орошаемых массивов.

Традиционные методы мелиорации с помощью горизонтальной дрены не приводят к улучшению состояния орошаемых земель. После анализа формирования и распределения структуры подземного потока четвертичных отложений Чуйской впадины, а также оценки последствий ее воздействий на массивы орошения становится ясно, что основным фактором возникновения неудовлетворительного мелиоративного состояния орошаемых земель является строение подземной гидросферы (водоносных горизонтов четвертичных отложений на границе предгорного шлейфа и пролювиально-аллювиальной равнины). Здесь и создаётся литологический подпор для подъема уровня грунтовых вод к поверхности земли, а также их расходование на заболачивание и вторичное засоление почво-грунтов в сумме 60-61 $м^3$/сек [1].

Подводя итог, можно отметить, что основной причиной возникновения неудовлетворительного мелиоративного состояния орошаемых земель является избыток подземной воды (60-61 $м^3$/сек), расходуемый естественным путем на испарение и разгрузку в виде нисходящих, восходящих родников и площадного выклинования. С каждым годом увеличиваются площади заболоченных и засоленных земель. Таких земель в республике около 100 000 га, что составляет 10% от общей площади земель пригодных к орошаемому земледелию в республике.

Кардинальное решение мелиоративной программы орошаемых земель межгорных впадин заключается в создании сбалансированного режима эксплуатации подземных вод на различных гидрогеологических зонах с помощью конструктивных инновационных технологических приемов.

Идеальной базой рационального использования природных ресурсов является сочетание генетических энергетических ресурсов природных компонентов с технологической схемой их использования. Такие технологические схемы можно проследить на примере использования горючих ископаемых по степени содержания углерода в их составе и в минеральных водах по наличию микрокомпонентов с лечебными свойствами и др. Рациональное использование подземных вод, в основном, связано с затратами при их подъеме из земных недр. Доля электроэнергии, идущая на подъем подземных вод на дневную поверхность является существенным показа-

телем их рационального использования. Поэтому ключ к рациональному использованию подземных вод может лежать в удешевлении затрат при их добыче.

В зоне формирования грунтовой поток движется под действием силы тяжести при наличии напорного градиента – уклона. Используя этот генетический энергетический потенциал грунтовых вод, их можно вывести на дневную поверхность самотечным путем с помощью кяризной системы водоснбжения.

Гениальным изобретением гидротехников III–IV веков до нашей эры было *кяризы* – подземные гидротехнические сооружения для сбора и транспортировки подземной воды для орошения и питьевого водоснабжения. Эти уникальные сооружения до сих пор исправно выполняют свою функцию, обеспечивая питьевой водой населения и орошая сотни и тысячи гектаров поливных земель. Кяризы выполняют задачи не только водоснабжения и орошения, но и осушения. Эти подземные гидротехнические сооружения не только собирают воду подземных водоносных горизонтов, но как сверхглубокие горизонтальные дренажные сооружения стабильно и на многие годы удерживают на значительной глубине уровень подземных вод, не допуская до критической глубины. Примером может служить Турфанскоя котловина, расположенная на глубине – 154 м ниже уровня моря.

Кяризы – это целые подземные гидротехнические сооружения, предназначенные для каптажа подземных (грунтовых и трещинных) вод с выводом на дневную поверхность самотеком. Они распространены почти в 40 странах мира, в основном на Ближнем Востоке. Во многих регионах мира важную роль в водоснабжении и водопользовании испокон веков играют кяризы, которые согласно археологическим данным существовали еще в античное время. Так археологическими раскопками, проведенными в 1938 году, в Азербайджане в окрестностях Гянджи, в долине р. Шамкир, были обнаружены остатки разрушенного кяриза, возраст которого датируется I в. до н.э.

По данным В.Н. Кунина [5], на территории от северо-восточной Африки до восточных окраин Центральной Азии длина всех подземных выработок-кяризов составляет около 0,5 миллиона километров, что в 12,5 раза превышает окружности Земли. Кяризы строят в горных и предгорных районах, откуда, используя наклоны местности, подземную воду для орошения и водоснабжения населения подают на большие расстояния. Длина кяризов иногда достигает десятки и сотни километров, высота – 1.5-1.8 метра, ширина – до 0,7 метра. Каждое такое сооружение состоит из основной галереи, нескольких водосборных штолен и вспомогательных колодцев (рис. 1). Их производительность – 25-30 л/сек, иногда 250-300л/сек.

В Иране – классической стране кяризов, по историческим сведениям, их водами орошалась до 6,5 миллиона гектаров засушливых земель. Здесь и настоящее время действуют до 40 тысяч кяризов, которые ежегодно дают около 20 миллиардов кубометров воды, т.е. почти 60% всей используемой в стране. Наиболее мощные кяризы используются также для водосебжения городов.

В Турции в X веке грунтовая вода только одного кяриза (расход 13 000 м^3/сут) обеспечивала потребность в пресной воде населения города Кейери в предгорьях Аргей. Позже для водоснабжения использовалась вода из другого кяриза, расположенного на склоне Кейбутской горы, производительностью в десять раз больше.

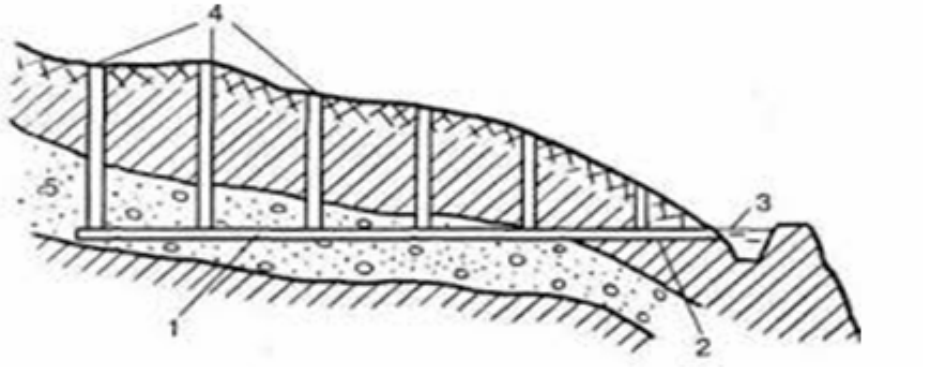


Рисунок 1. Кяриз: 1 – водосборная штольня; 2 – водоотводящая галерея; 3 - водоприемный канал (водоем); 4 – смотровые колодцы; 5- водоносный пласт

В Афганистане один из кяризов длиной 30 км в долине р. Тарнап дает для орошения 200-300 тысяч кубометров воды в сутки. В Турфане (Китай) насчитывается более 1000 кяризов. Их общая длина достигает 3000 км, и с их помощью местные жители теперь орошают грунтовыми водами около 80% всех пахотных земель Турфанской котловины. Она расположена на глубине –154 м ниже уровня мирового океана и замкнута на бессточную территорию. С помощью кяризов Турфанская котловина относится к одному из процветающих сельскохозяйственных районов Китая. Земледельцы этого региона веками не испытывают стресса заболачивания и вторичного засоления.

По данным Комитета мелиорации и водного хозяйства Азербайджанской Республики, в 1938 году в стране использовалось свыше 885 кяризов с суммарным расходом 13,354 м3/с., в том числе на территории Нахичеванской АР – 407 кяризов с расходом в 3 $м^3$/с.

При исследовании кяризов установлены 5 типов питания подземного стока: подрусловое; предгорное из конусов выноса горных рек; из трещинных вод терригенно-карбонатных пород; из узких створов подруслового потока малых рек.

В Афганистане, по весьма прикидочным данным, насчитывается около 7 тыс. кяризов. Кяризные системы находятся, главным образом, на юге и юго-западе страны. Больше всего их в провинциях Газни (более 1500), Пактика (около 1000), Забуль (свыше 750), Нангархар (около 500), Пактия (более 500), Кандагар (свыше 600).

На кяризный способ водоснабжения начал обращать внимание широкий круг общественности мира. В Экологическом ежегоднике ООН за 2015 год по окружающей среде, в разделе «Эффективное использование природных ресурсов» кяризную систему водоотбора относят к инновационным подходам решения проблемы водоснабжения при нехватке водных ресурсов: «*В связи нехваткой воды разрабатываются инновационные подходы, включающие возобновление интереса к системам кяриз и канат. Система кяриз используется в засушливых регионах для доставки грунтовых вод по подземному туннелю или системы туннелей с обрывов гор или склона осыпания в горных районах. Система туннелей следует за водоносным пластом и выходит на поверхность на некотором расстоянии для доставки воды, например в оазис. Используя серию таких туннелей, можно обеспечить доставку воды для целей мелиорации и бытового использования в крупные районы. Система кяриз, действие которой основано на использование силы тяжести, применяется*

для доставки грунтовых вод при полном отсутствии механических устройств. Вертикальный колодец врывается в грунт с таким расчетом, чтобы достигнуть грунтовых вод, расположенных на глубине 30 метров. Вместо того, чтобы доставлять воду на поверхность в месте установки колодца, горизонтальный туннель с небольшим уклоном доставляет ее в нескольких километрах от него. Туннели кяриз имеют высоту около 1,5 метра, ширину порядка 0,75 метра и оборудованы вертикальными стволами, облегчающими обслуживание. Самый глубокий из известных туннелей залегает на глубине 60 метров под поверхностью, самый длинный туннель имеет протяженность около 70 км. Повышенный интерес вызывает возможность улучшения методов управления запасами воды на местном уровне».

Выводы. Зона формирования грунтовых вод, распространенная в районе слившихся конусов выноса и сложенная грубообломочным материалом, насыщенная свободно стекающей водой вниз по уклону, является благоприятно подходящим местом для *проектирования кяризной системы водоснабжения.* Уровень грунтовых вод от верхней части конусов выноса к его периферии постепенно снижается от 500 и более метров до массового выклинивания. На границе подгорного шлейфа и пролювиально-аллювиальной равнины, на узкой полосе шириной 1-3 км, протянутой в широтном направлении, происходит резкое изменение гидрогеологических параметров водоносного горизонта: коэффициент фильтрации до 100 м/сут и более, коэффициент водопроводимости до 10 000 м^2/сут и более, единичный расход подземных вод – до 50 м^3/сут и более. На этом участке с помощью кяризов можно получать от 50 и более м^3/с высококачественной питьевой и поливной воды.

Искусственный отбор подземной воды кяризами создает сбалансированный режим формирования и распределения подземного стока в межгорных впадинах и сглаживает критические фазы повышенной разгрузки подземных вод, приводящие к заболачиванию и вторичному засолению массивов орошения.

Литература

1. *Григоренко П.Г.* Подземные воды бассейна р. Чу и перспективы их использования.– Фрунзе. – Илим. – 1979. – 231 с.

2. *Иманкулов Б.* Гидрогеология орошаемых массивов Чуйской впадины. – Фрунзе. – Илим. –1984. –179 с.

3. *Иманкулов Б., Кендирбаева Дж. Ж.* Гидрогеологические показатели оценки мелиоративного состояния орошаемых земель //Вестник Кыргызского Национального Аграрного университета им. К.И. Скрябина. – Бишкек. – 2015. – № 1 (33) – С. 161-164.

4. *Иманкулов Б., Кендирбаева Дж. Ж.* Роль провальной зоны в распределении водного стока в межгорных впадинах // Вестник Кыргызского Национального Аграрного университета им. К.И.Скрябина. – Бишкек. –2015. –№ 2 (34). –С. 5-9.

5. *Кунин В.Н.* Проблемы освоения пустыни, М., 1967.

6. Экологический Ежегодник ООН (2015): Эффективное использование природных ресурсов.

ДЕГРАДАЦИЯ ВОДООХРАННЫХ ЗОН ИСТОЧНИКОВ ВОДОСНАБЖЕНИЯ: ВОДНОЕ ЗАКОНОДАТЕЛЬСТВО, ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ, ДИСТАНЦИОННЫЕ МЕТОДЫ ОЦЕНКИ

Кирпичникова Н.В., Курбатова И.Е.
Институт водных проблем РАН, Москва, Россия
nkirp@list.ru

Основной функцией водоохранных зон водных объектов является соблюдение специального режима осуществления хозяйственной и иной деятельности в целях предотвращения загрязнения, засорения, заиления, истощения вод, а также сохранения среды обитания водных биологических ресурсов. Новый Водный кодекс РФ (2006 г.) значительно смягчил особый режим охраны таких территорий. Несмотря на более жесткие ограничения относительно водоохранных зон 1996 г., именно в середине 90-х гг. XX века начался неконтролируемый строительный бум непосредственно на берегах водоемов, в том числе и источников водоснабжения г. Москвы.

Для водосбора Иваньковского водохранилища – основного источника водоснабжения г. Москвы – проведена идентификация контролируемых и неконтролируемых источников загрязнения с ранжированием мощности по ряду загрязняющих веществ для двух периодов: начала 90-х и 2000-х годов [1]. Отмечено, что к последнему периоду неконтролируемая антропогенная нагрузка по-прежнему является доминирующей, а по ряду гидрохимических характеристик возросла в несколько раз. Анализ государственного мониторинга и организация специальных экспедиций показали, что на фоне резкого сокращения промышленного и сельскохозяйственного сектора на водосборе качество воды в водохранилище не улучшилось. Такой возможный сценарий был обоснован авторами в [2]. Ежедневный отбор проб воды в период снеготаяния зафиксировал всплески концентраций в 5-10 раз по ряду элементов на ветви подъема половодья [3]. Очевидно, что и возрастающая нагрузка на береговые комплексы является одной из причин формирования экстремальных концентраций гидрохимических показателей в период паводков. Такой эксперимент и специальный постворный мониторинг на водохранилище зафиксировал в максимально паводочный 1998 г. год влияние антропогенно-нагруженной береговой зоны водоема на качество воды [4]. Можно сделать вывод, что водоохранная зона потеряла свой главный статус и становится новым неконтролируемым источником загрязнения.

На первом этапе для идентификации антропогенно-нагруженных береговых зон и представлении динамики нарастания площадей застройки был разработан специальный экологический мониторинг водоохранной зоны с экспедиционными исследованиями и применением ГИС-технологий. В разном удалении от уреза воды (от 0 до 750 м) на 12 км участке правого берега рассматривались: площади коттеджной застройки на базе исторических деревень, дачные и садоводческие товарищества, рекреационные объекты.

На основании наземных исследований сформулированы основные экологические проблемы [5] и на базе топографического материала и космоснимков приведена динамика нарастания антропогенной нагрузки на берегу в период 1978-2003 гг. (рис. 1).

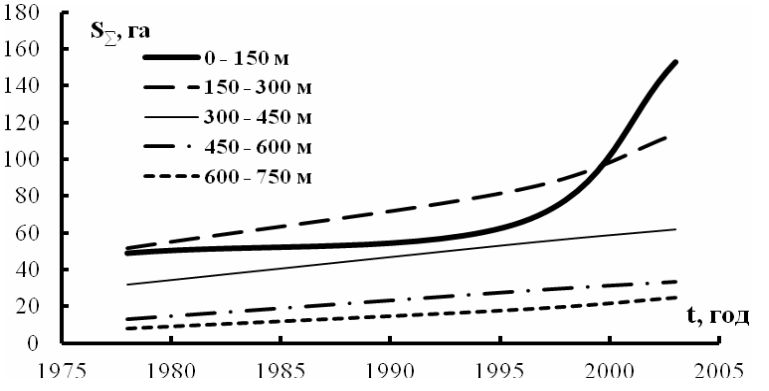


Рисунок 1. Динамика нарастания площадей суммарной застройки в пределах водоохранной зоны Иваньковского водохранилища

Иваньковское водохранилище по современным оценкам гидробиологов в настоящее время относится к эвтрофным водоемам [6]. С учетом нарастания процессов эвтрофикации водохранилища необходимо также оценить интенсивность поступления биогенных элементов в водоем и роль боковых притоков. Как было установлено ранее, биогенный сток имеет тесную корреляцию с водным стоком водосбора водохранилища и малых водотоков [7].

Для сравнения величин выноса биогенных элементов в водоем и районирования проведена оценка модулей биогенного стока в период половодья и паводков. В течение длительного периода времени (1985-2005 гг.) в период половодья отбирались ежедневные пробы воды во входном створе водохранилища Эммаус и в устье временного правобережного ручья Плоски (площадь водосбора 2,8 км^2). Следует отметить, что до 1996 г. водосбор последнего практически на 75% представлял удобряемую пашню, далее почти на 100% освоен дачными застройками, т.е. за весь период наблюдений имел максимальную антропогенную нагрузку. Среднемноголетние значения талого модуля стока минерального азота составили для створа Эммаус и руч. Плоски соответственно: 143 и 73,8 кг/км^2, минерального фосфора – 4,1 и 1,34 кг/км^2.

Приведем подобные сопоставления для правобережных притоков водохранилища, характеристики которых представлены в табл. 1.

Таблица 1. Гидрометрия малых боковых притоков Иваньковского водохранилища

Река	Длина, км	Площадь водосбора, км^2
Инюха	12,4	59,2
Гусевка	8,6	14,3
Сучок	17,5	58,3
Донховка	26,8	152,8

Примечание: площади водосборов и длина уточнены по топографическим картам М 1:50000

Все реки являются неизученными, но в гидрологических справочниках для двух притоков рассчитан водный сток разной обеспеченности (табл. 2).

В паводочный 1998 г. сумма осадков (с 24 июня по 9 сентября) составила 258 мм, при норме 135 мм. Таким образом, сформированный летний водный сток соизмерим с половодным. Учащенный отбор проб воды в четырех притоках позволил также рассчитать модули стока биогенных элементов (табл. 3).

Таблица 2. Гидрологическая характеристика боковых притоков Иваньковского водохранилища

Наименование притоков	Средний многолетний сток, $м^3$/сек	Годовой сток расчетной обеспеченности, $м^3$/сек		
		50 %	75%	95%
Донховка	1,03	1,00	0,84	0,65
Сучок	0,38	0,37	0,31	0,24

Таблица 3. Экспериментальные модули смыва биогенных элементов в паводочный 1998 г. (кг/$км^2$)

Притоки	Среднелетний расход воды, $м^3$/сек	$P\text{-}PO_4$	P общ.	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	N мин.
Инюха	0,31	0,2	0,2	2,0	1,5	3,5
Гусевка	0,29	0,1	0,2	1,8	1,2	3,1
Сучок	0,48	0,2	0,4	2,2	2,6	4,9
Донховка	1,54	0,6	0,9	7,8	6,8	14,8

Наибольший модуль стока азота и фосфора наблюдается с водосбора р. Донховки, наименьший – с водосбора р. Гусевка. Но все рассчитанные значения многократно меньше величин биогенного стока с водосбора руч. Плоски.

Очевидно, что далее необходимо рассмотреть экспликацию водосборов и выделение антропогенных зон. Поэтому на следующем этапе мониторинга для всех представленных водосборов по топографическим картам и космическим снимкам 2014 г. проведено районирование с учетом природных (леса, луга) и антропогенных зон (коттеджно-дачная застройка) с представлением временной динамики и оценкой биогенного стока.

Для решения поставленной задачи был использован ландшафтно-бассейновый подход к изучению взаимосвязей окружающей среды и водохранилища, что позволило рассматривать водосбор как типологическую локализованную единицу и оценить вклад каждого речного водосбора как самостоятельного источника загрязнения Иваньковского водохранилища. Экологическая значимость водосбора для приемных водоемов определяется суммой характеристик, отражающих его физико-географические, социальные и экономико-хозяйственные особенности. Таким образом, оценка территорий бассейна должна проводиться по следующим показателям [8]:

- *гидролого-климатическим* (речная сеть, режим осадков и снеготаяния), определяющие интенсивность и характер поступления загрязняющих веществ (ЗВ) с водосбора в водоем;

- *административно-территориальным* (наличие крупных городов, соотношение сельского и городского населения, его плотность), косвенно отражающие потенциальные объемы коммунально-бытовых сточных вод с водосбора;

- *производственно-хозяйственным* (характер промышленного и сельскохозяйственного производства, типы использования земельных ресурсов), потенциальные источники ЗВ.

Формирование информационного обеспечения исследований проводилось на базе интеграции картографии, данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) и геоинформатики. Работа выполнялась с помощью информационной системы Quantum GIS, позволившей осуществить создание и редактирование цифровых карт, обработку данных ДЗЗ, получение синтезированных изображений для обновления и детализации содержания цифровых топографических карт, выделения зон непо-

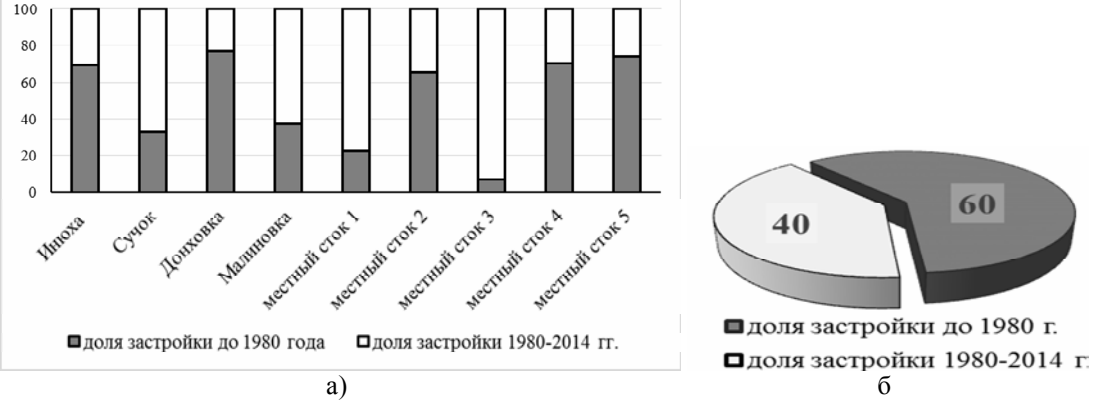
средственного и косвенного влияния природных и социальных объектов на водохранилище.

В качестве района исследования выбраны правые притоки Иваньковского водохранилища в пределах Конаковского района. С помощью топографических карт были выделены водосборы четырех малых рек – Инюхи, Сучка, Донховки, Малиновки и пяти областей местного стока с постоянными или временными водотоками длиной менее двух километров (рис. 2а). Синтез топографических карт (издания начала 1980-х годов) и космических изображений (2014 г.) позволил оценить увеличение площади селитебных территорий за почти тридцатилетний период (рис. 2 б, в).

а б в

Рисунок 2. Район исследования: а) водосборы малых рек и гидрографическая сеть; б) населенные пункты в прибрежной зоне водохранилища 1980 г. (топографическая карта масштаба 1:100 000); в) увеличение площади застройки прибрежной зоны к 2014 г. (космическое изображение ИСЗ GeoEye, 2014 г.)

На рис. 3 представлены результаты проведенных расчетов по каждому водосбору и району исследования в целом. Набольшее увеличение площади населенных пунктов и объектов рекреации отмечается на водосборах водотока Плоски (зона местного стока № 3) до 93%, зона местного стока № 1 и р. Малиновка – соответственно 23 и 33%. Всего за период 1980-2014 гг. селитебная нагрузка на изучаемую территорию увеличилась на 40%.



а) б

Рисунок 3. Динамика нарастания площадей селитебных территорий к 2014 г. а) по каждому водосбору; б) в целом по району

Как ранее было показано, населенные пункты, коттеджно-дачные застройки и объекты рекреации тяготеют к береговой зоне водоема, что определяет неравномер-

ность их пространственного распределения по территории водосбора. Для дальнейшего анализа вдоль береговой линии Иваньковского водохранилища рассматриваемого участка была выделена полоса шириной 2 км – наиболее освоенная. Площадь выделенной зоны равна 60 км^2, суммарная площадь всех рассматриваемых водосборов – 348 км^2, из которых 41,2 км^2 приходится на земли поселений. Сопоставление топографических данных и космических изображений показало, что в 1980 г. суммарная площадь населенных пунктов в прибрежной зоне составляла около 10 км^2, а в 2014 г. – 17,5 км^2, т.е. площадь застройки увеличилась на 67%. Таким образом, на прибрежную территорию площадью 60 км^2 приходится 17,5 км^2 поселений, а на оставшиеся 288 км^2 площади водосборов – всего 23,7 км^2 поселений.

С целью районирования земель по степени антропогенной нарушенности водосборов проведено ранжирование с выделением ненарушенных (ООПТ, леса, болота), слабо нарушенных (луга, сенокосы, пастбища), интенсивно нарушенных (пашни) земель и определены их площади. Эти данные использовались для получения приближенных значений поступления загрязняющих веществ с каждого водосбора. Известно, что в последние годы возможность достоверной оценки количества поллютантов, исходящих от различных источников загрязнения, как правило, отсутствует, поскольку систематический контроль над их поступлением не существует. Косвенное решение этой задачи возможно при использовании осредненных экспертных данных, полученных экспериментальным путем на различных локальных опытных полигонах [9].

Количество органических и минеральных веществ, выносимых талыми снеговыми и дождевыми водами, зависит от вида подстилающей поверхности, типов земельных угодий и характера землепользования. На основании приведенных экспертных оценок в первом приближении может быть ориентировочно определено суммарное количество фосфора и азота, выносимых в акваторию водохранилища с земель разной степени нарушенности. Проведенный анализ показал, что наибольший вклад биогенного загрязнения Иваньковского водохранилища вносит сток с водосборов рек Донховка, Сучок, Инюха и Малиновка.

Выводы. Современная деградация водоохранных зон приводит к формированию нового неконтролируемого источника загрязнения. Многолетние экспериментальные исследования Иваньковского водохранилища малых боковых притоков показали опасность нарастающей антропогенной нагрузки в береговых зонах. Проведено ранжирование исследованных водосборов боковых притоков Иваньковского водохранилища по величине модулей биогенного стока. Представленный геоэкологический мониторинг на основе спутниковой информации показал эффективность согласования последнего с наземными обследованиями территории, целесообразность его проведения в условиях дефицита наземных данных. Дальнейшее повышение точности экспертных оценок позволит получить более корректные значения различных количественных и качественных характеристик загрязняющих веществ, поступающих в Иваньковское водохранилище.

Литература

1. *Гордин И.В., Кирпичникова Н.В.* Сточные воды земледелия и животноводства в условиях сельскохозяйственного спада // Сб. Тр. ТГУ Вопросы региональной геоэкологии. 2002. С. 132-141.

2. *Гордин И.В., Кирпичникова Н.В*. Сравнительная оценка экологической опасности поверхностных стоков с промышленных площадок и городских территорий // Промышленная энергетика. № 1. 1993. С. 32-37.

3. *Кирпичникова Н.В.* Изменение гидрохимического режима водохранилища // В кн: Иваньковское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны. 2000. С. 62-98.

4. *Гордин И.В., Кирпичникова Н.В., Куприянова Е.И., Харитонов В.А.* Мониторинг застройки водоохранных зон // Сб. докладов «Водоохранные зоны: опыт практического применения и целесообразность развития». – Москва. 2006. С. 45-49.

5. *Кирпичникова Н.В*., *Куприянова Е.И.* Экологическое состояние водоохранной зоны Иваньковского водохранилища и современные подходы к его регулированию // Известия РАН. Серия географическая. 2003. №6. С. 77-84.

6. *Корнева Л.Г.* Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. – Кострома: Костромской печатный дом. 2015. 284 с.

7. *Кирпичникова Н.В*. Неконтролируемые источники загрязнения // В кн: Иваньковское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны. 2000. С. 36-62.

8. *Курбатова И.Е.* Космический мониторинг негативных ситуаций в прибрежных зонах крупных водоемов // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2012, Т. 9, №2.С. 52-59.

9. *Нежиховский Р.А*. Гидролого-экологические основы водного хозяйства. – Л.: Гидрометеоиздат, 1990. 230 с.

О НЕГАТИВНЫХ ПОСЛЕДСТВИЯХ ОШИБОЧНЫХ РЕШЕНИЙ В УПРАВЛЕНИИ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ БАЙКАЛЬСКОГО РЕГИОНА

Корытный Л. М.
Институт географии им. В. Б. Сочавы СО РАН, г. Иркутск, Россия
kor@irigs.irk.ru

В Байкальский регион входят три субъекта Российской Федерации: Иркутская область, Республика Бурятия, Забайкальский край. Общая площадь региона — 1558,1 тыс. кв. км, население — 4482,6 тыс. чел. Регион обладает всеми признаками ландшафтно-экологической и хозяйственно-культурной целостности, где значительная роль принадлежит водно-ресурсным отношениям.

Объединяет регион, прежде всего принадлежность его значительной территории к бассейну оз. Байкал — феномену мирового значения. Байкал — одно из величайших озер Земли, объект Всемирного наследия ЮНЕСКО. Запас пресной воды в озере — 23,6 тыс. куб. км, что составляет 26 % мировых запасов озерной пресной воды и 90% такой воды страны, 5.5.% всех пресных вод планеты. Озеро уникально своей флорой и фауной, многообразием и степенью эндемизма обитающих в нем видов, беспрецедентными механизмами самоочищения. Это самое древнее озеро мира, возраст которого 20-25 млн лет – на порядки превышает возраст всех остальных водоёмов планеты. Одновременно воды Байкала — основа огромного гидроэнергетического потенциала региона, что в значительной мере определяет экономический профиль территории.

Но не только Байкалом славятся водные ресурсы региона. Здесь верхние течения трёх из четырёх крупнейших речных систем страны – Ангары, Енисея, Лены и Амура, которые лежат в основе природопользования. В регионе находится один из главных мировых водоразделов между водосборами Северного Ледовитого океана (бассейны Енисея и Лены), Тихого океана (бассейн Амура) и бессточной областью Центральной Азии.

Из вышесказанного ясна необходимость и важность оптимального управления водно-ресурсными системами региона. Тем не менее, в последние десятилетия здесь допущено немало серьезных ошибок.

Первая из них – преобразование в 2004 г. Ангаро-Байкальского бассейнового водного управления в территориальный отдел с присоединением его к Енисейскому БВУ в Красноярске (при его главенстве). Поскольку бассейн собственно р. Енисей включает самостоятельный экономический регион (Красноярский край, Хакасия, Тува), существуют объективные различия интересов Красноярского края и Иркутской области, например, в подходе к регулированию водных ресурсов Ангаро-Енисейского каскада; его объединение с Ангаро-Байкальским бассейном с этих позиций вряд ли можно считать целесообразным. Решение любых серьёзных вопросов в Байкальском регионе усложнилось и замедлилось необходимостью их согласования в Красноярске.

Вторым шагом примерно в то же время стала ликвидация Водных фондов, включение водных налогов в консолидированный бюджет федерального уровня. Это болезненно для всего водного хозяйства страны, но для Байкальского региона – особенно, поскольку в Иркутской области величина этих средств, благодаря плате «Иркутскэнерго» за эксплуатации ГЭС Ангарского каскада, составляла свыше 700 млн рублей. В итоге в регионе в разы упало финансирование водохозяйственных мероприятий: из центра деньги возвращаются с трудом.

Беспрецедентная ситуация с водохранилищами ангарского каскада. «Основные правила использования водных ресурсов водохранилищ Ангаро-Енисейского каскада ГЭС» были приняты в 1987 году (!), и до сих пор – 30 лет! – управление основано на этих ПИВР. Хотя всем понятно, что за период эксплуатации Иркутское, Братское и Усть-Илимское водохранилища, а также озеро Байкал претерпели существенные изменения, которые выразились в интенсивном размыве берегов, подтоплении земель, активизации оползневых и карстовых явлений, заилении и захламлении падающей и гниющей древесиной ложа водохранилищ, загрязнении водных ресурсов, образовании естественных пляжей, просадке уровней в нижних бьефах ГЭС и т.д. Все эти факторы повлияли на уровенный режим и изменение проектных параметров водохранилищ, нанесли значительный экологический и социально-экономический ущерб.

Введена в эксплуатацию четвертая ступень каскада – Богучанская ГЭС, да и вообще у нас уже другая страна, рыночные принципы хозяйствования сменили плановые и т.п. Ясна необходимость кардинальной переработки ПИВР, ориентированных на комплексный характер использования водных ресурсов, новые взаимоотношения между всеми водопотребителями и водопользователями, с обеспечением полной безопасности населения, на основе новейших методов управления режимами ГЭС в нижнем бьефе, с демаркацией технологических зон гидроузлов и утверждением документов по правовой регламентации их хозяйственного использования. Подготовка новых ПИВР началась более полутора десятилетий назад, но продолжается до сих пор, причем они разделены на две части – Байкал и Иркутское водохранилище,

остальные ангарские водохранилища, что разрывает природную и экономическую целостность Ангарского каскада.

К этой проблеме тесно примыкает история с байкальским уровнем. Уже всем ясна ошибочность принятия Постановления Правительства РФ от 26.03.2001 г. № 234 «О предельных значениях уровня воды в озере Байкал при осуществлении хозяйственной и иной деятельности», которым установлены максимальное и минимальное значения уровня воды в озере Байкал на отметках соответственно 457,0 и 456,0 м ТС, без учета экстремальных ситуаций. В условиях длительного маловодья в бассейне Байкала и невозможности снижение сбросов с Иркутской ГЭС ниже 1250-1300 $м^3$/с (что привело бы к аварийной остановке водозаборов в нижнем бьефе, обеспечивающих водоснабжение крупных населенных пунктов и промышленных предприятий), пришлось «милостливо разрешить» Байкалу спуститься ниже отметки 456 м.

Также понятно, что значительная приточность в бассейн оз. Байкал вызовет, напротив, проблемы с затоплением восточного побережья озера или необходимость повышенных холостых сбросов Иркутской ГЭС, что может привести к затоплению значительных территорий в её нижнем бьефе. Однако абсурдное Постановление с попыткой диктовать природе свои правила так и не отменено, пока дополнено временным «разрешением», что в итоге существенно затрудняет любые мероприятия по оптимальному управлению водными ресурсами региона.

Аналогичная ситуация сложилась с границей водоохранной зоны (ВЗ) озера Байкал. Необходимость выделения ВЗ заложена во все основополагающие документы, но граница долго так и не была проведена. Наконец, распоряжением Правительства РФ «Об утверждении границ водоохранной и рыбоохранной зон озера Байкал» от 05.03.2015 № 368-р закреплено географическое положение границ ВЗ по границе центральной экологической зоны Байкальской природной территории, которая утверждена распоряжением Правительства от 26.11.2006 г. № 1641-р, с учетом прохождения этой границы в значительной части по линии главного водораздела.

При этом ширина ВЗ достигла десятков километров, что вызвало закономерные протесты научных экспертов, муниципалитетов и, главное, населения, вынужденного соблюдать жёсткие требования Водного кодекса, в данном случае явно избыточные. Поэтому был подготовлен проект закона «О внесении изменений в Федеральный закон «Об охране озера Байкал» и отдельные законодательные акты Российской Федерации», содержащий положение, согласно которому ширина водоохранной зоны озера Байкал будет устанавливаться в размере 500 м. Однако и это предложение не является оптимальным, поскольку эта ширина ВЗ не учитывает природно-экологические условия, необходимость водоохранного зонирования её территории, важность дифференцированного географического подхода к установлению ВЗ в границах населенных пунктов на основе природных условий и особенностей хозяйственного развития. Между тем именно такой подход был обоснован Институтом географии СО РАН ещё в середине 2000-х гг. Потребовалось ещё более года, чтобы в МПР РФ и Распоряжение Правительства РФ, и законопроект о границе в 500 м были признаны ошибочными и принято решение о проведении границы по принципам Института географии СО РАН. Однако необходимые для этого дополнительные исследования и работы так и не начаты, и Распоряжение продолжает действовать.

Большие надежды возлагались на создание Схем комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО). Они включают систематизированные мате-

риалы о состоянии водных объектов и об их использовании; предполагалось, что они станут основой осуществления водохозяйственных мероприятий и мероприятий по охране водных объектов, расположенных в границах речных бассейнов. Материалы для бассейнов Байкальского региона достаточно высокого качества были подготовлены и утверждены; на их создание затрачены существенные средства. Однако СКИОВО подготовлены в границах укрупненных водохозяйственных участков и не сведены, например, для всего бассейна Байкала, что затрудняет их использования. А главное – не определен механизм финансирования мероприятий их в комплексе, что и было главной задачей СКИОВО, поэтому эти материалы почти не востребованы и так не стали инструментом управления водными ресурсами.

Для Байкальского региона это усугубляется значительными противоречиями между субъектами РФ в приоритетах использования и охраны водных ресурсов. Для Иркутской области главный приоритет – гидроэнергетический; на самых низких в стране энерготарифах строится вся её экономика. При этом делиться выгодой с Республикой Бурятия область не желает. Для Республики, значительная часть которой лежит в бассейне оз. Байкал, природоохранные ограничения существенно затрудняют хозяйственную деятельность, поэтому её жители так остро реагируют на любые ситуации вокруг озера, например, связанные с его уровнем или границами водоохранной зоны. Показательно, что власти области и республики так и не договорились о создании единых ни особо охраняемых природных территорий, ни туристско-рекреационых зон. Существуют различные подходы даже для ученых, живущих по разным берегам Байкала. В частности, это коснулось вопроса о численности омуля: в ЛИН СО РАН считают, что она уменьшилась незначительно, и экстренных мер для его сохранности не требуется, а в Бурятии предлагают срочно запретить промышленный лов рыбы.

Разобщённость и территориальную, и ведомственную не удается преодолеть и в системе водного мониторинга. Необходимо и совершенствование мониторинга (увеличение плотности сети, внедрение автоматизированных систем, расширение программы гидробиологического мониторинга и т.д.), согласование ведомственных сетей по составу и методике наблюдений, объединение информационных потоков на электронной основе, расширение дистанционных и картографических методов. Особо следует подчеркнуть важность общей доступности водно-ресурсной информации, которая затрудняется или её платностью (в том числе основополагающей информации Госкомгидромета), или ссылками на коммерческую ведомственную тайну.

Ещё один аспект связан с недостатками официальной статистической отчетности по сбросу загрязняющих веществ в водные объекты. Часто совсем или почти совсем не учитывается влияние загрязненных хозяйственной деятельностью малых водотоков, ливневых выпусков в населенных пунктах, загрязненных сбросов из колодцев и сетей КНС, с сельскохозяйственных полей, с туристских баз и стоянок, сбросов при аварийных ситуаций. Величина неучтенных сбросов может составлять величины одного порядка с данными официальной статистики.

В итоге складывается парадоксальная ситуация. И Байкальскому региону, и особенно самому Байкалу уделяется немало внимания – и в документах (единственный закон федерального уровня о региональном объекте, масса постановлений и распоряжений разных уровней), и в программах (федерально-целевых, СКИОВО и др.), и миллиардными средствами. Однако экологическое состояние продолжает

ухудшаться; об этом сказано во многих публикаций, в том числе автора [1, 2]. В кратком виде в отношении водных ресурсов это выглядит следующим образом.

В связи со сбросом в больших количествах неочищенных и недостаточно очищенных промышленных и коммунально-бытовых сточных вод большинство водотоков и водоемов региона загрязнено нефтепродуктами, тяжелыми металлами, фенолами и другими органическими соединениями. Бассейн Ангары занимает второе место в стране (после волжского) по величине сброса загрязненных стоков. Экстремально загрязнены водотоки Вихорева, Тоннельный, Модонкуль, участок Усть-Илимского водохранилища в устье Вихоревой, оз. Гусиное. Продолжается загрязнению ртутью верхнего участка Братского водохранилища. Наблюдается истощение месторождений и загрязнение подземных вод, абразия берегов водохранилищ ангарского каскада.

В перечень приоритетных водно-экологических проблем озера входят:

- загрязнение акватории, в первую очередь прибрежной зоны, органическими соединениями, микроорганизмами и тяжелыми металлами с поступлениями загрязнителей: с речным стоком в озеро (в первую очередь через р. Селенгу); с недостаточно очищенными (или вовсе не очищенными) сточными водами поселений и туристских баз, расположенных на байкальских берегах; с неочищенными фекальными и подсланевыми стоками кораблей и маломерного флота;
- изменение трофических цепочек гидробиоценозов прибрежных вод за счет «вселенцев» (элодея канадская и др.) или скачков численности некоторых организмов (зеленая водоросль синигира и др.), а также вследствие связанных с глобальным потеплением новых геофизических трендов, в первую очередь температуры воздуха и воды, ледового режима.

Складывается впечатление, что несмотря на постоянную демонстрацию внимания к байкальским проблемам, реального понимания особого статуса Байкала как уникального объекта планетарного значения нет. Отсюда и затягивание документов об уровне озера, его водохранной зоне, ПИВР, невыполнение мероприятий СКИОВО, ведомственная разобщённость, распыление средств и др.

Создавшаяся ситуация тем более представляется странной в связи с тем, что большинство вопросов пытаются решить в Москве. Между тем в регионе накоплен богатый опыт в решении водных многих водных проблем, в частности, в регулировании работы Ангарского каскада ГЭС, в области лицензирования, зонирования затопления, информационного обеспечения, картографирования и т.п.; этот опыт востребован во многих регионах России. Здесь сложился уникальный для востока страны высококвалифицированный коллектив научной общественности, объединенной в Совет бассейна р. Ангара и Восточно-Сибирское отделение Академии проблем водохозяйственных наук. Здесь был успешно проведен ещё в 1998-2000 гг. российско-канадский проект «Управление водными ресурсами бассейна р. Ангара»; 20 лет издается эколого-географическая газета «Исток». Большое внимание уделяется экологическому воспитанию подрастающего поколения; президентского гранта удостоен школьный проект «Чистые воды Прибайкалья».

С использованием этого потенциала возможно совершенствование управления водными ресурсами Байкальского региона. Однако для того необходимо создание новой модели управления водными ресурсами в бассейне реки, основанной на согласованных действиях территорий и организаций, с максимальным учетом интересов всех сторон, участвующих в использовании водных ресурсов, при их максимальной экономической выгоде, а также дополнительная научно-информационная

проработка многих вопросов. На порядок должно быть увеличено и финансирование, которое должно быть достойно великого озера страны и планеты.

Литература

1. *Корытный Л.М.* Байкальский плацдарм восточной политики России: возможности и проблемы // Восточный вектор России: шанс для "зеленой" экономики" в природно-ресурсных регионах / Материалы научного семинара (оз. Байкал, Малое море, 27 июля – 1 августа 2015 г.). – Иркутск: Ин-т географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2016 / Под ред. Л.М.Корытного. – С. 171-184.

2. *Корытный Л.М.* Байкальские приоритеты // Мир Байкала. – 2017. - №1 (53) март. – С. 42-45

ЭКОНОМИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ ПРИ ОРОШЕНИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ КУЛЬТУР

Михеев П.А., Гурина И.В.
НИМИ ФГБОУ ВО «Донской ГАУ», г. Новочеркасск, Россия
ngma.nauka@yandex.ru

В условиях Юга России возделывание сельскохозяйственных культур возможно только при орошении. Применение орошения в сочетании с комплексом эффективных агротехнических мероприятий позволяет получать устойчивые урожаи сельскохозяйственных культур. Однако следует отметить, что орошение завышенными поливными нормами может привести к подъёму уровня грунтовых вод на мелиорируемом участке, развитию процессов вторичного засоления, водной эрозии, а, следовательно, к снижению почвенного плодородия. В связи с этим основным условием эффективного применения орошения является рационализация использования водных ресурсов. В настоящее время наблюдается острый дефицит оросительной воды, что связано как со сложившимися климатическими условиями, так и с состоянием имеющихся мелиоративных систем, многие из которых нуждаются в проведении комплексной реконструкции [1].

Орошение является одним из самых дорогостоящих, но в то же время и одним из самых эффективных методов интенсификации сельскохозяйственного производства, развитие орошения в значительной степени зависит от спроса на сельскохозяйственную продукцию. Если спрос на неё не только будет возрастать, но и превышать темпы роста продуктивности на богарных землях, то будет развиваться орошаемое земледелие.

Анализ сложившейся в настоящее время ситуации на рынке продовольствия позволяет утверждать, что спрос на продукцию сельскохозяйственного производства в ближайшей перспективе останется достаточно высоким. Это следует из потребностей населения страны, которые, в первую очередь, выражаются в росте потребностей в продуктах питания [2].

Одной из главных задач сельскохозяйственного производства является эффективное использование ресурсов в целях получения продукции растениеводства. Это обусловлено тем, что потребности в растениеводческой продукции безграничны, а ресурсы объективно ограничены [2, 3].

Прибыльное ведение сельскохозяйственного производства на орошаемых землях требует тщательного планирования и принятия обоснованных решений. Эффективность возделывания сельскохозяйственных культур находится в прямой зависи-

мости от применяемых технологий. В настоящее время по предварительным подсчётам на орошение расходуется на 10-20% воды больше требуемых объёмов, что приводит к ухудшению гидро-геолого-мелиоративных условий, снижению продуктивности орошаемого гектара и рентабельности производства. В связи с усиливающимся дефицитом водных ресурсов в последнее время все большее значение приобретают вопросы их эффективного использования [3].

Сложившая ситуация требует разработки новых подходов к устранению противоречий между необходимостью уменьшения затрат на производство сельскохозяйственной продукции и обеспечением высокого технологического уровня возделывания сельскохозяйственных культур.

Решение проблемы повышения эффективности использования орошаемых земель возможно при внедрении новых подходов к возделыванию сельскохозяйственных культур с использованием инновационных ресурсосберегающих технологий. При этом увеличение количественных и улучшение качественных показателей производимой продукции сельхозпроизводства следует сопоставлять с затратами на возделывание сельскохозяйственных культур на орошаемых землях.

Накопленный опыт возделывания сельскохозяйственных культур на орошаемых землях показывает, что применяемые агротехнологии допускают невосполнимые потери материально-технических ресурсов: наблюдается односторонний вынос питательных элементов из почвы, неэффективное применение пестицидов и средств защиты растений, значительные энергозатраты, а также нерациональное использование водных и сырьевых ресурсов. В связи с чем, необходимо совершенствование применяемых технологий возделывания сельскохозяйственных культур в условиях дефицита водных ресурсов. Одно из направлений совершенствования – разработка водосберегающих режимов орошения. При этом применяемый режим орошения должен соответствовать потребностям растений в воде в каждую фазу их развития, обеспечивать регулирование питательного, воздушного и теплового режимов почвы, повышать плодородие орошаемых земель, а также обеспечивать получение стабильной урожайности сельскохозяйственных культур. Такой подход позволит удовлетворить потребности культур в оросительной воде, снизить её непроизводительные затраты, обеспечит рациональное использование ресурсов и положительное влияние на почвенные процессы.

Решение этой проблемы возможно с помощью закона «убывающей производительности» или «убывающей доходности» [4, 5].

Как известно, для производства растениеводческой продукции земледельцу необходимы рабочая сила, сельскохозяйственная техника, посадочный материал, средства для борьбы с болезнями растений и сорняками, удобрения, вода для полива и другие ресурсы или средства производства. Все перечисленное составляет категорию факторов производства. Земледелец может изменять количество одного или нескольких из этих факторов, приходящееся на 1 га или другую постоянную единицу земельной площади, занятой той или иной сельскохозяйственной культурой. Таким образом, он изменяет соотношение между землей и другими факторами производства. При этом выход продукции также будет изменяться, и иметь тенденцию к повышению с увеличением издержек, однако совсем необязательно прямо пропорционально такому увеличению.

Свойство отношения между выходом продукции и затратами изменяться с изменением соотношений между факторами производства называется законом «переменных отношений» или законом «убывающей доходности». Этот закон позволяет

обосновать применение максимально прибыльных комбинаций добавочных вложений ресурса при производстве сельскохозяйственной продукции на орошаемых землях. В основу закона «убывающей доходности» положена оценка соотношения «фактор-продукт». Основные принципы данного закона позволяют обосновать экономически целесообразные границы использования оросительной воды при возделывании сельскохозяйственных культур на орошаемых землях [4, 5].

Следует отметить, что в соотношении «фактор-продукт» для отдельных факторов или их групп в комбинациях, состоящих из целого ряда факторов, часто возникают серьезные проблемы, связанные с их измерением. Это следует из того, что начальная точка для измерения влияния добавочных вложений того или иного переменного фактора в данную отрасль, как правило, не является точкой соответствующей нулевому количеству продукции. Некоторое количество продукции, нередко значительное, производится без участия какого-либо из факторов. Это, однако, не снижает значение закона переменных отношений при анализе эффективности отдельного переменного фактора, но применять этот принцип следует с осторожностью. Методика анализа должна позволять специалисту сельскохозяйственного производства определять соотношение «фактор-продукт» для переменного фактора, участвующего в производстве, без учета той части продукции, которая получена без его участия. Нулевое количество переменного фактора не соответствует нулевому выходу продукции [5].

Определенный интерес представляет физическое соотношение «фактор-продукт», которое позволяет установить наиболее выгодное сочетании переменных и постоянных факторов. Для этого необходимо в дополнение к физическим данным и соотношению «фактор-продукт» принимать в расчёт уровень цен на продукцию и величину издержек производства.

Располагая информацией о ценах, можно проанализировать влияние последовательных добавочных вложений и получаемого в результате этих вложений продукта на размер дохода, остающегося за вычетом стоимости вложений переменных элементов, а также на общую валовую выручку, суммарную величину дохода сверх общей стоимости вложений всех переменных факторов и на чистую прибыль, т. е. размер дохода за вычетом всех издержек – как переменных, так и постоянных. Таким образом, анализ эффективности добавочных вложений становится весьма полезным инструментом, так как позволяет установить максимально прибыльные комбинации факторов.

Зная величину дополнительного выхода продукции, получаемого в результате последовательных вложений переменных элементов, а также соответствующие цены, можно, пользуясь приёмами анализа эффективности добавочных вложений, установить, какая комбинация факторов дает наивысшую прибыль. Первым шагом в этом направлении должно быть определение стоимости дополнительного продукта в каждой комбинации. Далее сравниваются величины стоимости дополнительного продукта со стоимостью тех вложений переменных элементов, благодаря которым они получены. Эта стоимость будет одной и той же для каждой последующей комбинации, так как производитель увеличивает вложение переменного фактора в одной и той же комбинации факторов на одну и ту же величину. Наиболее выгодной комбинацией окажется та, в которой при наивысшем значении данного фактора стоимость дополнительной продукции и дополнительные затраты будут равны [5].

Анализ эффективности добавочных вложений определяет пропорции, в которых сельхозпроизводитель должен комбинировать переменные и постоянные фак-

торы для тех или иных конкретных условий. Наиболее выгодной комбинацией переменных количеств одного фактора с постоянным количеством другого является такая пропорция, при которой добавочные вложения переменного фактора следует делать до тех пор, пока стоимость дополнительно получаемого продукта будет покрывать стоимость последней единицы вкладываемого переменного фактора [5].

Использование данного закона для установления эффективности использования оросительной воды при поливе сельскохозяйственных культур позволяет установить пределы дополнительного её применения [6]. Из вышеизложенного следует, что добавочные вложения оросительной воды при возделывании сельскохозяйственных культур следует делать до тех пор, пока стоимость величины предельной урожайности от оросительной воды будет покрывать стоимость последней единицы вкладываемой оросительной воды.

Рациональным пределом использования оросительной воды при возделывании сельскохозяйственных культур является та величина, при которой происходит рост урожайности. Дальнейшее увеличение оросительной нормы приводит к снижению урожайности, а, следовательно, свидетельствует о нерациональном использовании поливной воды [7]. Такой подход позволяет определить экономически обоснованные оросительные нормы для возделываемых на орошаемых землях сельскохозяйственных культур.

Установление показателей оценки эффективности использования оросительной воды при возделывании любых сельскохозяйственных культур на орошаемых землях позволяют сельхозпроизводителю принять решение: какой объём оросительной воды использовать для полива сельскохозяйственных культур; какие сельскохозяйственные культуры поливать в условиях дефицита оросительной воды; какая экономия оросительной воды будет получена; каким образом использовать сэкономленную воду для полива других сельскохозяйственных культур.

С 2016 года в трёх хозяйствах центральной орошаемой зоны Ростовской области ведутся исследования по разработке водосберегающих режимов орошения кукурузы на зерно, картофеля, лука и моркови. Целью исследований является разработка и научное обоснование водосберегающих режимов орошения основных сельскохозяйственных культур, обеспечивающих получение устойчивой урожайности независимо от сложившихся погодных условий при снижении расхода оросительной воды на создание 1 т продукции, сохранении и восстановлении плодородия мелиорированных земель. В результате исследований, проведённых в 2016 году, установлено, что применение водосберегающего режима орошения на опытном участке обеспечивало экономию оросительной воды при поливах кукурузы на зерно в среднем до 200 м^3/га, при поливах картофеля – до 283 м^3/га, при поливах моркови и лука – до 300 м^3/га и 500 м^3/га соответственно. Однако, полученные результаты не являются окончательными, исследования планируется продолжить.

Литература

1. Импортозамещение в АПК России: Проблемы и перспективы: монография / Отв. за вып. И. Г. Ушачев. М.: ВНИИЭСХ, 2015. 447 с.

2. *Кружилин И. П.* Мелиорация земель – необходимое условие высокого уровня развития сельскохозяйственного производства // Вестник Российской сельскохозяйственной науки. 2013. № 1. С. 16-19.

3. Повышение эффективности использования оросительной воды природно-техническими системами в сельскохозяйственном производстве / В.Л. Бондаренко,

Н.А. Иванова, А.В. Кувалкин, Г.Л. Лобанов [Электронный ресурс] // Науч. журнал Рос. НИИ проблем мелиорации. 2015. № 3(19). С. 171-186. URL: http://www.rosniipm-sm.ru/dl_files/udb_files/udb13-rec365-field6.pdf.

4. *Иванова Н. А., Викулова О. И.* Обоснование эффективности использования оросительной воды на основе закона убывающей доходности // Мелиорация и водное хозяйство. 2010. № 4. С. 23-25.

5. Методические рекомендации по обоснованию уровня использования ресурсов при возделывания сельскохозяйственных культур на мелиорированных землях / Н.А. Иванова, С.Ф. Шемет, И. В. Гурина, М.Ф. Олейникова, О.В. Хивренко. Новочеркасск, 2008. 20 с.

6. *Иванова Н. А., Викулова О. И.* Применение закона убывающей доходности для выбора наиболее эффективного уровня использования оросительной воды // Вестник аграрной науки Дона. 2012. № 1(17). С. 93.

7. *Иванова Н. А., Рогозина Ю. С.* Зависимость выхода продукции сельскохозяйственных культур от величин оросительных норм // Вестник Донского государственного аграрного ун-та. 2014. № 4-1(14). С. 79-85

ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ ВОДОУСТОЙЧИВОСТИ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Мурадов Ш.О.
Каршинский инженерно-экономический институт, г. Карши
Республика Узбекистан
m.oikos@mail.ru

Важнейшим лимитирующим и стратегическим ресурсом развития аридных территорий мира является вода. Решение вопросов водоустойчивости стало актуальной и сложной научно-технической проблемой современности. Ярким примером репрезентативной аридной территорией можно считать Среднюю Азию, в частности, Узбекистан. В концепции устойчивого развития Узбекистана одной из стратегических целей устойчивого развития страны определяется рационализация и эффективное земле- и водопользование. С точки зрения концептуального направления Национальной политики Узбекистан развивается в напряженной экономической и водохозяйственной обстановке [1]. Как отметил академик Н.Р. Хамраев, вопросы водообеспеченности приобретают всё большую значимость для устойчивого развития вододефицитных стран [2].

По данным В.Е. Чуба [3], аридизация климата стала активно проявляться в конце III его – начале II-ого тысячелетия до нашей эры. Аридность климата, как правило, сочетается с равнинностью территорий; интенсивной ветровой деятельностью; наличием почв легкого механического состава, их засоленностью; высокой минерализацией грунтовых вод [4]. Такие территории составляют 36-40% суши в мире. До 70% территории подвергается засухам с частотой от 5-10 до 60 раз в столетие [5]. Наиболее «аридными» континентами, исходя из занимаемой площади, являются Австралия (82%), Африка (50%), Азия (50%). В Евразии аридные области составляют около 35%, в Северной и Южной Америке – 28 и 21% от общей поверхности материков, соответственно [6].

Аридные зоны занимают примерно 1/3 земной поверхности (49 млн. км^2); в Центральной Азии они занимают более 300 млн. га (75% от общей площади) [7]. Почти 85% территории Узбекистана занимают пустыни и полупустыни [2, 8]; коэф-

фициент аридности здесь составляет в среднем 0,085, т.е. годовое испарение более чем в 10 раз превышает количество атмосферных осадков [9]. Ежегодные потери сельскохозяйственного производства оцениваются в 31 млн. долларов США, а экономические потери от вывода земель из сельскохозяйственного оборота вследствие их сильного засоления – в 12 млн. долларов США [10]. Недобор урожая хлопка-сырца только из-за засоления ежегодно составляет не менее 500 тыс. т. На слабо засоленных участках урожайность хлопчатника снижается на 15-20%, среднезасоленных − на 30-35%, сильнозасоленных −70-80 % [11].

В Центрально-азиатском регионе на орошение затрачивается до 90% водных ресурсов [12]. Основная часть речных вод в бассейне Аральского моря расходуется на ирригацию; антропогенное испарение ($Z_{а.и.}$) составляет основную часть потерь речных вод [13]. Из общего водозабора примерно 80% теряется на фильтрацию из оросительной сети и промывной режим на полях [14]. Особенностью Республики Узбекистан является использование более 90% всех доступных водных ресурсов на нужды ирригации [15], на другие нужды расходуется около 8%, в том числе в коммунальном хозяйстве − 4%, промышленности – 1,5%, энергетике (безвозвратных потерь) – 0,2%, прочие нужды – 2,3% [16].

В годы повышенной водности Узбекистан потребляет до 63 км^3 воды, в том числе на орошение – 59 км^3 (94%). В маловодные годы эти показатели снижаются, соответственно, до 54,2 км^3 и 49,0 км^3 (90%) на орошение, что значительно ниже лимита (61,1 км^3) [17].

Диверсификация посевных площадей в перспективе уменьшит хлопковые поля до 30%. Согласно прогнозу на период до 2025 г., даже с учётом сценария устойчивого развития (СУР), использование водных ресурсов на орошение будет составлять 67,5% (24,7 км^3) от общего водопотребления. Половина водных ресурсов расходуется непродуктивно из-за неэффективного использования воды в самом орошаемом земледелии вследствие несовершенства технического уровня гидромелиоративных систем республик Средней Азии, а также непродуктивных способов орошения и полива, используемых в староорошаемых зонах [2].

Прогнозируемое влияние изменений климата на водные ресурсы Центральной Азии может привести к сокращению водности рек на 20-40% [14]. Многолетний ход температуры воздуха в Узбекистане характеризуется ростом среднемесячных и годовых температур [18]. Низкая обеспеченность орошаемых земель водой обусловлена не только ограниченностью водных ресурсов, но и неэффективным их использованием. Как показал проведенный объединением «Водпроект» анализ, до растений доходит всего 40% забранной из источников воды, а её остальная часть теряется в оросительной сети (около 40%) и при поливе (около 20%). Более 60% общих потерь воды образуют возвратной сток [19]. Эксперты говорят о необходимости полного переустройства мелиоративных и ирригационных систем, адаптированных к угрозам опустынивания.

Президент Узбекистана Ш.М. Мирзиёев потребовал в ближайшее время представить комплекс предложений по улучшению положения дел в сфере экологии [8, 20]. В связи с этим разработаны Схемы комплексного использования и охраны водных ресурсов для всех отраслей хозяйства. Современные собственные водные ресурсы Узбекистана (местный сток) составляют 9,701 км^3/год, с сопредельных территорий поступает 95,642 км^3/год. За пределы республики уходит 47,562 км^3. Сегодня Узбекистан, как и другие государства Средней Азии, сталкивается с необходимостью поиска путей предотвращения возникших водных проблем и, прежде всего,

смягчения водного дефицита [21]. В республике всего лишь 15-18% потребляемой воды для сельскохозяйственного производства обеспечивается собственными водными источниками [22]. Как известно, около 90% располагаемых водных ресурсов республики (60,6 км^3 в среднем за 1991-1995 гг.) расходуется на орошение; их преобладающая часть (80-83%) затрачивается в вегетационный период [23]. Более 90% сельскохозяйственной продукции в Средней Азии производится на орошаемых землях, и лишь 10% − в условиях богарного земледелия [10].

В сложившихся геополитических условиях на рубеже XXI века система водопотребления Узбекистана имеет устоявшуюся структуру. Приоритетным направлением модернизации ирригации и дренажа в Узбекистане и других странах Средней Азии является реализация водосберегающих мероприятий и технологий, причем, прежде всего, на сельскохозяйственных предприятиях. На внутрихозяйственные ирригационно-дренажные системы и полив приходится более 60% потерь оросительной воды [24].

В рамках концепции устойчивого развития следует поддерживать укрепление вклада водных ресурсов в развитие «зеленой» экономики таким образом, чтобы это вело к сокращению бедности, стимулированию экономического роста, сохранению экосистем и противодействию последствиям климатических изменений [25]. В принятых 17-и новых целях для устойчивого развития до 2030 года [26] выделены задачи, непосредственно относящиеся к данной проблеме, в частности (в цели 6) отмечена необходимость обеспечить наличие водных ресурсов, их рациональное использование и требуемые санитарно-гигиенические условия для всех пользователей.

Президент АН Узбекистана академик Б. Юлдашев, привлекая внимание к данной проблеме, подчеркнул, что вода для всего региона – самая большая проблема. Для нас первоочередная задача – эффективное использование существующей воды, другой воды не будет, из этого надо исходить. Наиболее актуальны проблемы качества воды, засолённости почв и их рационального использования [27]. Более 52% орошаемых земель республики подвержено вторичному засолению. Деградация земель происходит в результате антропогенной деятельности. Высокая минерализация поверхностных и грунтовых вод, засоление почв – следствие нерационального использования орошаемых земель [10]. Основные причины, вызывающие деградацию почв, многочисленны. Они сводятся к действию гидрологического, эрозионного, химического, радиологического и механического факторов. Из указанных пяти причин отрицательного влияния антропогенного воздействия на почвы наименее изучена роль *гидрологического фактора*, определяющего возникновение различных деградационных явлений [28]. Ученые подчеркивают, что главнейшим в мелиорации является улучшение гидрологических свойств почв и их режима [29]. Сегодня практически все исследования в области мелиоративных систем сосредоточены на выявлении причин воздействия на гидрологические условия и качество воды.

Отмеченные выше требования особенно актуальны для аридных южных районов Республики Узбекистан (РУз), включающих Кашкадарьинский и Сурхан-Шерабадский речные бассейны. По данным В.Е. Чуба [21], собственные водные ресурсы речного стока исследуемой территории составляют 5,102 км^3/год (Кашкадарьинский –1,414 км^3/год; Сурхан-Шерабадский – 3,692 км^3/год). Если учитывать, что в Республике один км^3 воды орошает в среднем (за 1991-1995 гг.) 78,5 тыс. га [19], то местный сток региона может обеспечить около 343 тыс. га (40,74%) имеющейся (по состоянию на 2016 г.) орошаемой площади (по Кашкадарьинскому – 515,84; Сурхан-Шерабадскому − 326,0; по региону – 841,84 тыс.га, или 19,62% от

республиканской). В то же время по данным Министерства сельского и водного хозяйства РУз 1 м^3 оросительной воды в Кашкадарьинской области стоит около 100 сумов (0,03 $ США), в Сурхандарьинской – 33,6 сумов (0,02 $ США) при средней республиканской 25,6 сумов (0,013 $ США). Высокие цены на воду в основном происходят вследствие того, что более половины орошаемых земель обеспечивается за счет забора стока насосными станциями из р. Амударьи (по Кашкадарьинскому бассейну всего – 3,3 км^3 или 63% от общего водопотребления 5,14 км^3; соответственно по Сурхан-Шерабадскому – 1,6; 39,0; 4,1%): из р. Зарафшан (по Кашкадарьинскому – 0,314 км^3, 6%). Объём переброски стока из рек Амударьи и Зарафшан составляет 56% используемых на орошение водных ресурсов (9,24 км^3). При этом объем дренажных сбросов в 2016 г. составляет около 30% общего водозабора.

Востребованность исследований по водоустойчивости аридных территорий усиливается тем, что на территории РУз к 2015-2030 годам (по сравнению с 1961-1990 гг.) средняя температура воздуха может увеличиться на 1,0-2,5^{o}С [30].

В настоящее время назрела проблема детальной качественной и количественной оценки водно-земельных ресурсов с учетом техногенно-антропогенного фактора и глобального изменения климата. Для её решения впервые осуществлено районирование исследуемой территории по природно-водохозяйственным факторам с целью разработки стратегии водохозяйственной деятельности на местном уровне в соответствии с требованиями ООН в Декларации тысячелетия (2000, IV глава, 23 раздел, 4 п.).

Для выполнения Постановления Президента Республики Узбекистан «О мерах по упорядочению контроля и учета рационального использования запасов подземных вод на 2017-2021 годы» [31] проведен анализ динамики, минерализации и метаморфизации химического состава природных вод, выявлены основные закономерности; разработаны научные основы комплексных технических решений (деминерализация вод, субирригация, мелиорация осолонцевания, технология повышения продуктивного испарения, способ борьбы с ирригационной и ветровой эрозией, сохранение энергии почв и др.) рекомендуемых для применения в идентичных условиях аридных районов мира.

Однозначный вывод – не надо ждать «ренатуризации» водно-земельных ресурсов. На основе обобщения вышеизложенного автором предложен комплексный экспериментально-теоретический подход к решению проблем, который получил название *«водоустойчивые технологии»* (ВУТ). Очевидно, что развитие этого подхода и научно-практическое решение вопросов водоустойчивости всех отраслей хозяйства на аридных территориях, в том числе и в связи с изменением климата, на основе классических методов анализа и инновационных технологий, приобретают особую важность.

Литература

1. Концепция устойчивого развития Республики Узбекистан // Одобрено национальной Комиссией РУз по устойчивому развитию 14 декабря 1998 г. Ташкент: 1998. 13 с.

2. *Хамраев Н.Р.* Когда расцветает земля / Отв. ред. С.Р. Ризаев. Ташкент: Sharq, 2010. 144 с.

3. *Чуб. В.Е.* Многолетние характеристики компонентов водных ресурсов зоны формирования стока Средней Азии и их изменения // Водные ресурсы, проблема Арала и окружающая среда: Сб. науч. труд. ТашГУ. Ташкент: ТашГУ. 2000. С. 3-19.

4. *Селютин В.В., Бердников С.В*. Системный анализ и математическое моделирование в задачах управления водными ресурсами Юга России// Экологический вестник научных центров Черноморского Экономического сотрудничества (ЧЭС). 2005. № 3. С. 52-59.

5. *Голованов А.И., Кошкаров С.И., Сухарев Ю.И*. Влияние ирригации и дренажа на функционирование агроландшафтов // Мелиорация и водное хозяйство. 2004. № 4. С. 11-15.

6. *Мирзажанов К., Майлибаев С*. Эрозия почв и меры борьбы с ней// Тезисы докладов Среднеаз. научной конф. по вопросам мелиорации земель и борьбы с эрозией почв. Ташкент. 1971. С. 21-23.

7. *Шамсудинов З.Ш*. Биологическая мелиорация: концепция, перспективы // Мелиорация и водное хозяйство. 1993. № 3. С. 12-14.

8. Сохранение биологического разнообразия. Национальная стратегия и план действий. – Ташкент: 1998. 136 с.

9. Национальный доклад о состоянии окружающей природной среды и использование природных ресурсов в Республике Узбекистана. – Ташкент: Chinor ENK. 1998. 104 с.

10. *Чуб. В.Е., Торяникова Р.В*. Глобальные экологические конвенции: стратегические направления действий по развитию потенциала. – Ташкент: Узгидромет. 2006. 84 с.

11. *Ахмедов Ж., Мирзажанов К., Исаев С., Азимбаев С*. Повышать отдачу орошаемого гектара // O' zbekiston qishloq xo'jaligi. Ташкент: 2008. № 11. С. 17-18.

12. *Рысбеков Ю.Х.* Трансграничное сотрудничество на международных реках: проблемы, опыт, уроки, прогнозы экспертов. – Ташкент: НИЦ МКВК, 2009. – 202 с.

13. *Хикматов Ф.Х., Айтбаев Д.П., Юнусов Г.Х.* Структура и аналитическая модель расходования речных вод в бассейне Аральского моря и проблемы их количественной оценки // Проблемы питьевого водоснабжения и экологии. – Ташкент: ТашГУ. 2002. С. 220-226.

14. *Аламанов С.К., Лелевкин В.М., Подрезов А.О., Подрезов О.А*. Изменение климата и водные проблемы В Центральной Азии. Москва – Бишкек: WWF России. 2006. 188 с.

15. *Ососкова Т.А., Спекторман Т.Ю., Чуб В.Е*. Осуществление статьи 6 рамочной конвенции ООН об изменение климата. – Ташкент: Проект ЮНЕП. 2005. 54 с.

16. Мониторинг окружающей природной среды // Доклад о состоянии окружающей среды и использовании природных ресурсов в Республике Узбекистан за 2002-2004 годы// Сост.: Н.М. Умаров, К.Ф. Садыков, Т.А. Ососкова, Т.А. Фролова, О.П. Миршина, А.А. Мавлонов, О.Т. Разиков, В.П. Купченко, С.А. Абдуллаев, В.Е. Сектеменко, М.М. Мирходжиев / Под общей ред. Б.Б. Алиханова. – Ташкент. 2005. 108 с.

17. Абдуллаев У.В. Проблемы водообеспечения республики Узбекистан // Сб. научн. трудов научн. – практ. конф. – Ташкент. 2002. С. 19-25.

18. *Мягков С., Климов С*. Изменения климата и чувствительность к острым кишечным заболеваниям // Экологический вестник. Ташкент. 2011. № 2. С. 49.

19. *Антонов В.И*. Водные ресурсы Узбекистана как часть общих водных ресурсов бассейна Аральского моря и их использование в современных условиях и в перспективе // Водные ресурсы, проблема Арала и окружающая среда. Ташкент: ТашГУ. 2000. С. 19-39.

20. Газета «Народное слово», 16.01.2017, с. 2.

21. *Чуб В.Е.* Изменение климата и его влияние на гидрометеорологические процессы, агроклиматические и водные ресурсы Республика Узбекистан. – Ташкент: НИГМИ. 2007. 132 с.

22. *Умурзаков У.П., Абдуллаев З.С., Абдурахимов И.Л.* Эволюция менеджмента в сфере водопользования и водного хозяйства в Центральной Азии. Ташкент: Фан. 2006. 360 с.

23. *Айдаров И.П.* Пути решения региональных водохозяйственных проблем// Мелиорация и водное хозяйство. 2010. № 5. С. 43-48.

24. *Михайлов В.* Определение эффективности внутрихозяйственного ирригационного водосбережения //O' zbekiston qishloq xo'jaligl. Ташкент. 2004. № 2. С. 21-22.

25. Доклады 6-го Всемирного водного форума. Марсель. 13.03. 2012.

26. Саммит ООН, Нью-Йорк, 25-27 сентября 2015 г. www.un.org /sustainabledevelopment /ru/summit/

27. Из выступления президента АН Узбекистана академика Б. Юлдашева на встрече с ученых с Президентом Узбекистана, 30.12.2016.

28. *Зайдельман Ф.Р.* Деградация мелиорируемых почв и их защита// Мелиорация и водное хозяйство. 2009. № 3. С. 32-36.

29. *Попов В.А.* Продовольственная обеспеченность: проблема генной инженерии или инженерной мелиорации // Мелиорация и водное хозяйство. 2007. № 3. С. 14-16.

30. *Чуб В.Е.* Изменение климата и его влияние на природно-ресурсный потенциал Республики Узбекистан. – Ташкент: САНИГМИ. 2000. 252 с.

31. Постановление Президента Республики Узбекистан «О мерах по упорядочению контроля и учета рационального использования запасов подземных вод на 2017-2021 годы» от 04 мая 2017 г. за №ПП-2954.

НЕКОТОРЫЕ ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ ИНТЕГРИРОВАННОГО УПРАВЛЕНИЯ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Мурадов Ш.О., Турдиева Ф.А.
Каршинский инженерно-экономический институт, г. Карши
Республика Узбекистан
m.oikos@mail.ru

Одним из ключевых путей решения проблемы рационального использования воды на аридных территориях является интегрированное управление (комплексное использование и охрана) водными ресурсами. Известно, что в настоящее время разработан целый ряд таких схем, однако необходимость учета специфических природно-экономических условий регионов требует разработки более совершенных технических узлов данных схем. Важным условием их разработки является обоснованный гидрологической расчет, а также выбор оптимальных норм водопотребления и водоотведения всех участников водохозяйственного комплекса с учетом современных нормативов. Один из основных этапов работы – обоснование комплекса модернизированных способов по внедрению полной водооборотной технологии.

На примере бассейна р. Кашкадарьи предлагается усовершенствованная схема интегрированного управления водных ресурсов для аридных территорий.

Как известно, интегрированная система управления водными ресурсами (ИУВР) основана на учёте всех видов пресных вод (поверхностных, подземных и возвратных) в пределах гидрографических границ речного бассейна, учитывает (ин-

тегрирует) интересы различных отраслей экономики и уровни иерархии водопользования, привлекает все заинтересованные стороны к принятию решений, способствует эффективному использованию водных, земельных и других природных ресурсов в интересах обеспечения устойчивого экологически безопасного водопользования населения и природоохранных требований.

В современных условиях определяющим фактором развития общества в отдельных регионах и отраслях экономики являются пресные водные ресурсы. До настоящего времени в основном разработаны Схемы комплексного использования и охраны водных ресурсов (СКИВО) в целом для отдельных речных бассейнов. Однако они не предоставляют возможности разработки стратегии водохозяйственной деятельности на региональном уровне в соответствии требованиями декларации тысячелетия ООН (200, гл.4, 23 р., 4 п). В связи с вышеизложенным, необходима разработка методики составления схемы комплексного использования и охраны водных ресурсов для административных или природно-водохозяйственнах районов, а также крупных промышленнах предприятий.

Большой опыт по разработке «Схемы комплексного использования и охраны водных ресурсов» в речном бассейна, накопленный в Ташкентском институте инженеров ирригации и механизации сельского хозяйства (ТИИМ) и Каршинском инженерно-экономическом институте (Кар ИЭИ), подтвердил необходимость проведения научных исследований в разрезе административных, природно-водохозяйственных районов и даже отдельных крупных хозяйств. При этом требуется уточнение норм водопотребления и водоотведения в различных отраслях с учетом климатических условий.

Большой вклад в решение проблемы управления водными ресурсами внесли известные крупные учёные и специалисты: Крицкий С.Н., Минкель М.Ф. [6,7], Александровский Ю.В. [2], Захидов А.З. [4], Зарубаев Н.В. [4], Авакян А.Б., Широков В.М. [1], Бородавченко И.И., Лозановская И.Н., Орлов Д.С., Михура В.И. [3], Юшманов О.Л., Шабанов В.В., Галямина И.Г.[17], Шабанов В.В., Мурадов Ш.О. и др. [9], Мурадов Ш.О., Валиев Х.И. и др. [10], Мирзаев С.Ш., Валиев Х.И. [8], Хамраев Н.Р., Ахунди М.Н., Эргашев А.К. [14], Калинин Г.П., Шарапов В.А., Асорин А.Е., Вендров С.Л., Матарзин Ю.М. [11] и многие другие.

На основе анализа и обобщения опыта прошлых лет и многолетних исследований авторов (с 1986 г.), предлагается усовершенствованная Схема комплексного использования и охраны водных ресурсов для сельскохозяйственного сектора экономики и крупных промышленных предприятий (рис. 1, 2). В дальнейших исследованиях планируется количественная и качественная оценка водных ресурсов и прогнозирование их комплексного использования с учетом сценария устойчивого развития аридных территорий.

Рисунок 1 Усовершенствованная схема комплексного использования и охраны водных ресурсов в сельскохозяйственном секторе экономики

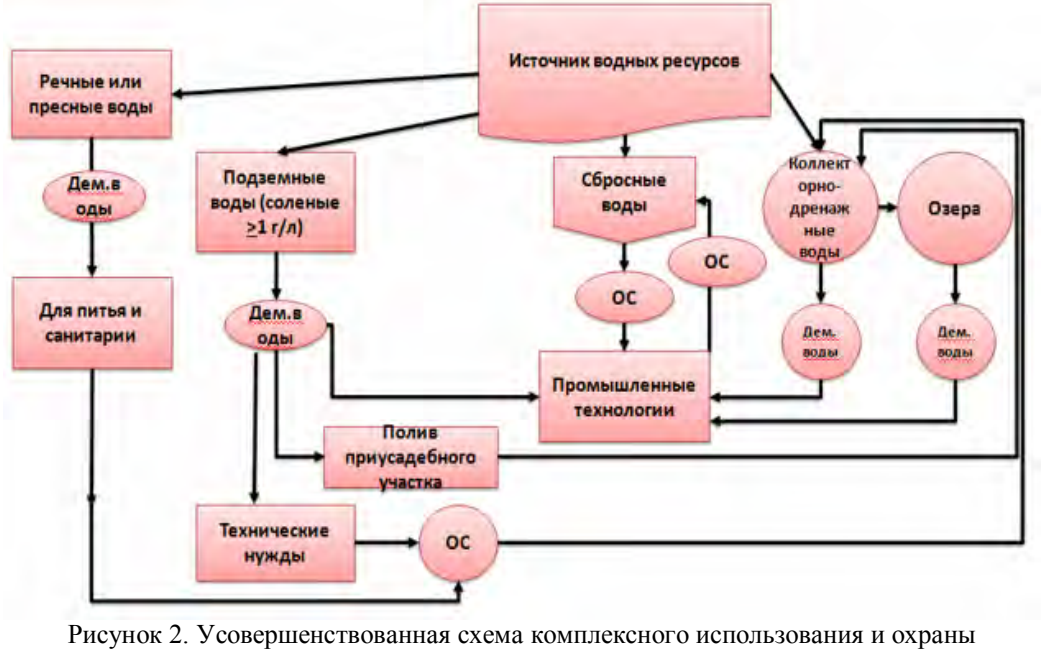


Рисунок 2. Усовершенствованная схема комплексного использования и охраны водных ресурсов в крупных промышленных предприятиях

Литература

1. *Авакян А.Б., Широков В.М.* Комплексное использование и охрана водных ресурсов. Минск, изд. «Университетское», 1990.-240 с.

2. *Александровский Ю.В.* О состоянии Генеральной схемы комплексного использования и охраны водных ресурсов на отдаленную перспективу // Гидротехническое строительство. 1971, № 8.

3. *Бородавченко И.И., Лозановская И.Н., Орлов Д.С., Михура В.И.* Комплексное использование и охрана водных ресурсов. – М.: Колос, 1983.– 175 с.

4. *Зарубаев Н.В.* Комплексное использование и охрана водных ресурсов. – Л.: Стройиздат, Ленингр. Отд-ние, 1976.– 224 с.

5. *Захидов А.З.* Водохозяйственные системы Средней Азии. – Таш.: Фан, 1971.

6. *Крицкий С.Н., Менкель М.Ф.* Водохозяйственные расчеты. – Ленинград.: Гидрометеоиздат, 1952. – 392 с.

7. *Крицкий С.Н., Менкель М.Ф.* О генеральной схеме комплексного использования и охраны водных ресурсов СССР. Тр. Гидропроекта, в. 205. – М.: Энергия, 1964.

8. *Мирзаев С.Ш., Валиев Х.И.* Методические рекомендации по разработке схемы комплексного использования и охраны пресных подземных вод Республики Узбекистан. – Ташкент: ТИИИМСХ, 1993.– 72 с.

9. *Мурадов Ш.О., Шабанов В.В., Холбаев Б.М.* Особенности изучения курса: «Комплексное использование водных ресурсов, их охрана и основы экологии» в ВУЗе // Мелиорация и водное хозяйство. 1993, .№1. – 41 с.

10. *Мурадов Ш.О., Валиев Х.И.* и др. Комплексное использование и охрана водных ресурсов. – Тошкент: Алокачи, 2007. –160 с.

11. Проблемы комплексного использования водных ресурсов бассейна Волги // Водные ресурсы. 1975, №4 (Авторы: *Авакян А.Б., Калинин Г.П., Шарапов В.А., Асарин А.Е., Вендров С.Л., Матарзин Ю.М.*)

12. Схема комплексного использования и охрана водных ресурсов бассейна р. Сырдарьи. – Ташкент: Средазгипроводхлопок, 1979. –34 с.

13. Схема комплексного использования и охрана водных ресурсов бассейна р.Амударьи. – Ташкент: Средазгипроводхлопок, 1983. – 44 с.

14. *Хамраев Н.Р., Ахунди М.Н., Эргашев А.К.* Проблемы и перспективы устойчивого развития водохозяйственного сектора государства бассейна Аральского моря. – Ташкент: 1998. –88 с.

15. *Шабанов В.В., Мурадов Ш.О., Холбаев Б.М.* О методике и содержание преподавания дисциплины: Комплексное использование, охрана водных ресурсов и основы экологии //Экономика и организация агропромышленного производства. 1992. №6. С. 2.

16. *Шабанов В.В., Мурадов Ш.О., Холбаев Б.М., Отакулов У.Х.* Проблемы комплексного использования и охраны водных ресурсов // Проблемы науки и образования в области сельского и водного хозяйства: Сб.тр.респ.науч.-прак. конф. 19-21 мая 1999 г. Ташкент, 1999. С. 51-52.

17. *Юшманов О.Л., Шабанов В.В., Галямина И.Г.* и др. Комплексное использование и охрана водных ресурсов. – М.: Агропромиздат, 1985. – 303 с

МЕТОДЫ УПРАВЛЕНИЯ КАЧЕСТВОМ ПРИРОДНЫХ ВОД В РЫНОЧНЫХ УСЛОВИЯХ

Пряжинская В.Г.

Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия

Загрязнение природных вод, как правило, экономически не касается водопользователей, которые его вызвали. Их деятельность практически навязывает затраты на водоподготовку другим пользователям, что является центральным противоречием при управлении качеством воды в речных бассейнах во всем мире. Вопрос о желаемом качестве воды и о том, кто должен за что платить, часто превращается в

предмет политических споров и отражается как на критериях управления качеством воды, так и на стандартах качества.

В экономически развитых странах разработаны и применяются законодательные, правовые и исполнительные стимулы для компенсации убытков некоторых водопользователей. *Законодательные* стимулы состоят в установлении нормативов предельно допустимых сбросов (ПДС) сточных вод и предельно допустимых воздействий (ПДВ) на водные объекты, а также в выдаче разрешений и выделении специальных зон для сбросов загрязняющих веществ (ЗВ). *Правовые* стимулы состоят в установлении размеров компенсации за наносимые ущербы и штрафов за нарушение закона. *Исполнительный* стимул включает надзор за сбросами, контроль за уплатой налогов, получением субсидий и пр.

Экономические механизмы водопользования включают платежи за воду, штрафы за загрязнение водных объектов, лицензионную деятельность по охране вод, плату за использование и аренду гидротехнических сооружений. Плата за водные ресурсы и за сбросы ЗВ эффективны при условии, что получаемые средства целенаправленно (через специальные фонды) вкладываются в развитие систем водопользования. Во-первых, платежи служат источником финансирования природоохранных программ (прежде всего программ развития крупных очистных сооружений коллективного пользования), а во-вторых, обеспечивают развитие рыночных механизмов децентрализованного управления источниками сбросов. Именно это направление обеспечивает эффективность экономических методов по сравнению с административными. Соответствующие экономико-математические модели позволяют обосновать разные виды платежей и нормативные документы, определить приоритеты деятельности по охране вод, которая включает такие формы, как [1]:

1. Повышение требований к водопользователям по сбросу ЗВ, включая совершенствование технологии производства и/или способов удаления части загрязнений с помощью разнообразных процессов очистки.
2. Накопление в прудах – накопителях части отработанных сточных вод.
3. Отвод загрязненных сточных вод через канализацию и размещение их в земле или водных объектах с большими поглощающими способностями.
4. Улучшение качества воды водного объекта путем искусственной аэрации или дополнительного разбавления за счет попусков из водохранилищ.
5. Обработка и утилизация осадочных илов, производимых при любом методе очистки.

Анализ эффективности водоохранных мероприятий неизбежно приводит к проблеме оптимизации принимаемых решений, и уже накоплен значительный опыт использования соответствующих математических моделей и основанных на них систем поддержки принятия решений. Однако попытки применения методов оптимизации в сложных эколого-экономических системах встречают серьезные трудности. Прежде всего, это трудности выбора критерия, так как мероприятия по оздоровлению водных ресурсов чрезвычайно дорогостоящие. Именно поэтому во многих работах уже в 1970-е гг. [2] предлагалось учитывать эффект от природоохранной деятельности на основе оценки предотвращенного ущерба, хотя до сих пор не существует общепризнанных методик его определению. Действительно, если дополнительные затраты на водоподготовку и потери в производстве относительно легко оценить в денежном выражении, то ухудшение жизненных условий населения, а тем более будущие потери из-за нарушения равновесия в природной среде гораздо труднее определить в стоимостном виде [3].

Неполнота оценок экологических последствий приводит к нежелательным с социальной точки зрения результатам, так как размер вычисленного ущерба оказывается, как правило, гораздо меньшим, чем затраты на его предотвращение. Полная компенсация предприятиями (через платежи и штрафы) нанесенного ими ущерба экосистемам водных объектов и здоровью людей привела бы к разорению многих водопользователей и остановке социально необходимых производств. Иной подход основан на классификации ЗВ по уровням опасности и приведении их к условному общему показателю, по которому определяется базовая ставка платы за загрязнение [4]. При этом экологические ограничения учитываются через экзогенно заданные показатели предельно допустимых сбросов (ПДС), т.е. фактически через качество сточных вод или предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в водных объектах.

При использовании оптимизационных моделей с критерием минимизации приведенных затрат на очистку сточных вод основные трудности связаны с определением зависимости затрат от рассматриваемых вариантов обработки сточных вод, что имеет такие сложности, как:

1) невозможность адекватной оценки хозрасчетной эффективности проводимых мероприятий, так как не учитывается значительная часть компонентов экономического эффекта (в том числе, улучшение качества окружающей среды), т.е. используемые показатели существенно меньше величин абсолютной эффективности;

2) зависимость предотвращенных потерь народного хозяйства от загрязнения природной среды не только от величины сокращения выбросов, но и от численности населения, проживающего в данной местности, от объема и структуры основных производственных фондов, количественных и качественных характеристик сельскохозяйственных, лесных и рыбных угодий, подвергающихся негативным воздействиям загрязнения, и т.п.;

3) неустойчивость получающихся решений в случае, когда фоновые концентрации ЗВ близки к уровню предельно допустимых концентраций.

Построение агрегированных показателей состояния эколого-экономических систем (индексы качества, функции полезности и т.д.) представляет собой неординарный процесс, так как сложно обоснованно соизмерять возможный ущерб сложившимся экосистемам с ожидаемыми экономическими благами. Включение в математическую модель, например, условия выполнения норм ПДК для различных загрязнителей означает сужение области допустимых состояний системы «природа – общество» до подмножества, где требования охраны природной среды выполняются с заданным запасом надежности и обеспечивают поддержание равновесия системы при ее функционировании. Учет природоохранных условий лишь в качестве ограничений означает сужение области определения этой функции на подмножество, где ее изменение по чисто природным аргументам есть величина пренебрежимо малая по сравнению с вариацией по экономическим параметрам.

Математические модели в области охраны вод имеют более или менее тесные связи, каждая из них описывает соответствующий процесс и в совокупности они могут быть объединены, например, в информационно-советующую систему (ИСС) [5] или, в более общем случае, в систему поддержки принятия водохозяйственных решений. В подобных системах модели оценки антропогенной нагрузки описывают процессы формирования ЗВ на водосборных территориях, их трансформацию и перенос в водные объекты уравнениями вида: $U = M \cdot S \cdot C\left[1 - \exp\left(-kH\right)\right]$, где: U- масса выноса ЗВ; S - почвенно-морфологический параметр; M – содержание химиката в

корневой зоне; H - гидрологический параметр; C - технологический параметр; k - константа переноса/ распада вещества.

Состояние водного объекта оценивается с помощью математических моделей качества воды. В частности, это могут быть модели кинетики первого порядка, в разрешенной форме описывающие процесс распада ЗВ через концентрации C как функции времени t вида

$$C = C_0 e^{-kt} = C_0 e^{-kL/V},$$

где C_0 – концентрация в головной части (на входе) участка водотока, k – коэффициент распада (уменьшения) ЗВ, L – длина участка, V – средняя скорость течения.

В расчетах по обоснованию водоохранных мероприятий для крупных речных бассейнов обычно принимается условие, что сбросы сточных вод осуществляются в главную реку в маловодные периоды. В качестве расчетного интервала выбирается меженный расход высокой обеспеченности, что способствует определенному «запасу надежности» при выборе параметров системы очистных сооружений. Результаты расчетов позволяют разработать сценарии действий и обосновать приоритетные направления инвестиций.

Эффективность оптимального планирования водопользования зависит от размера речного бассейна, концентрации в нем промышленного производства, интенсивности загрязнения, жесткости требований к качеству воды, а также от диспропорций капитальных вложений в мероприятия по использованию вод и их охране (как правило, в ущерб последним). И хотя водные объекты подвергаются комплексному воздействию всех видов источников загрязнения, реально управляемы лишь сосредоточенные (точечные) источники. Разделение источников ЗВ на точечные и неточечные в некоторой степени условно. Оно определяется масштабом объекта и уровнем принятия решений. Прежде всего, отдельные предприятия трактуются как точечные источники загрязнения. Они достаточно надежно оцениваются количественно (форма отчетности "2ТП-Водхоз") и управляемы путем контроля системы очистки сбросных вод. Вместе с тем, в качестве точечного источника ЗВ могут рассматриваться и отдельный город, и административная единица в масштабе крупного речного бассейна. Неточечные слабо управляемые источники ЗВ, напротив, генерируют вынос таких веществ, которые трудно персонифицировать отдельному предприятию или локальному объекту.

Обоснование экономических механизмов в задачах выбора способов очистки сточных вод. Один из важнейших экономических механизмов – штрафные платежи за нарушение предприятием заданного норматива качества воды. Он может быть оценен с использованием модификации математической модели обоснования способов очистки сточных вод путем включения штрафов в целевую функцию задачи, которая формулируется в виде [6]:

$$\hat{S} = \sum_{i \in I} \sum_{t \in T_i} \left(S_{it} \cdot x_{it} \right) + \sum_{r \in R} \sum_{j \in J} \left(\Delta c_{jr} \cdot p_{jr} \right) \to \min \qquad (1)$$

при ограничениях:

$$S_r = \sum_{i \in I_r} \sum_{t \in T_i} S_{it} \le \overline{S_r}, \; r \in R; \qquad S = \sum_{i \in I} \sum_{t \in T_i} S_{it} \le \overline{S} \qquad (2)$$

$$M_{jr} = \sum_{i \in I_r} \sum_{t \in T_i} \left(m_{ijt} x_{it} \right) \le \overline{M_{jr}}, \quad M_j = \sum_{i \in I} \sum_{t \in T_i} \left(m_{ijt} x_{it} \right) \le \overline{M_j}, \quad j \in J, r \in R. \qquad (3)$$

$$c_{jr} = c_{jr}^{0} + \sum_{i \in I_r} \sum_{t \in T_i} \left(m_{ijt} \cdot \Theta_{ir} \cdot x_{it} \right), \quad \Delta c_{jr} = \max\left(0; c_{jr} - \overline{C_j}\right); \qquad j \in J, \quad r \in R \qquad (4)$$

$$c_{jr} + \Delta c_{jr} \le \overline{C_{jr}}, \qquad \Theta_{jr} = \frac{\exp(-k_j \cdot \tau_r)}{\mathrm{Q_r} + \tilde{\mathrm{q}}_{\mathrm{r}}}, \quad \tau_r = \frac{L_r}{v_r},$$

Здесь k_j – скорость разложения *j*-го ЗВ; τ_r – время движения речного потока на *r*-м участке; L_r – протяженность *r*-го участка реки; v_r – средняя скорость течения на *r*-м участке, - Q_r – речной сток в створе *r*; $\tilde{q}_r$ – суммарный поток сточных вод в створе *r*, индекс *i* обозначает индекс водохозяйственного участка или административной единицы, показатель x_{it} – долю очистки типа *t*, Δc_{jr} – нарушение предприятием заданного норматива качества воды (величины $\overline{C_j}$) по *j*- му ЗВ в створе *r*. (Штраф за нарушение пропорционален величине Δc_{jr} со штрафным коэффициентом p_{jr}). Штрафы могут иметь региональный характер, назначаться для каждой выделенной зоны и увеличиваться по мере отклонения от заданного стандарта.

Учет производства и очистки осадочных илов. В моделях обоснования выбора способа очистки сточных вод не учитывается проблема образования в процессе очистки осадочных илов, хотя их последующее размещение либо очистка требуют дополнительных затрат. Проблема решается посредством введения соответствующей информации в формулировку исходной задачи (показателей приведенных затрат – в целевую функцию и формирования осадочных илов – в состав ограничений допустимой области), так как при каждом способе очистки образуется определенное количество осадочного ила. В табл. 1 как пример приведены характеристики эффективности каждого способа очистки сточных вод и сопутствующее количество осадочного ила, а в табл. 2 – показатели содержания компонентов тяжелых металлов в осадочных илах, образующихся при разных способах очистки сточных вод [7].

Таблица 1. Эффективность способов очистки сточных вод

Способ очистки	БПК		ВВ		Общ. Р		Общ. N		Величина произв. осадочного ила
	г/м³	%	г/м³	%	г/м³	%	г/м³	%	г/м³
Первоначальная сточная вода	150	0	150	0	7,5	0	30	0	–
Механическая очистка	105	30	60	60	6,5	6,7	25	5	75
Химическая очистка:									
СЕМТ	75	50	30	80	2,5	67	23	10	200
Первичное осаждение	45	70	15	90	0,8	90	21	10	300
Биологическая очистка									
Высокая нагрузка	45	70	30	80	5,3	30	23	15	125
Низкая нагрузка	20	87	15	90	5,3	30	21	15	125
Биохимическая очистка:									
Одновременное осаждение	20	87	20	87	1,0	80	20	15	160
Первичное осаждение	10	94	15	90	0,5	94	20	15	330
Биохимическое/N-удаление:									
Одновременное осаждение	10	94	10	94	1,0	80	10	15	180
Первичное осаждение	5	97	10	94	0,5	94	5	80	330

Таблица 2. Содержание металлов в осадочных илах (мг/кг DS – сухого вещества)

Компонент	Механическая очистка	Химическая очистка	Биологическая очистка	Биохимическая очистка
Кадмий	5-10	4-8	5-10	6-12
Медь	100-200	80-160	150-300	200-400
Хром	50-100	30-60	75-150	100-200
Свинец	200-300	150-300	175-350	200-400
Ртуть	4-10	2-6	3-8	4-10
Никель	30-80	20-60	20-60	30-100
Цинк	1500-3000	1000-2000	1500-3000	2000-4000
Азот (г/кг DS)	20-40	12-25	20-50	15-40
Фосфор (г/кг DS)	5-10	20-50	15-40	20-50
Калий (г/кг DS)	2-4	1,5-3	2-4	1,5-3
VDS/DS*)	60-80	40-60	50-60	40-60

*)Отношение неустойчивого сухого вещества к общему его количеству/

Показатели экономического стимулирования. Анализ оптимальных планов задачи выбора водоохранных мероприятий позволяет выделить ту часть платы, взимаемой за загрязнение природной среды, которую рационально вернуть предприятиям-загрязнителям для частичной компенсации затрат на реализацию ими водоохранных мероприятий. Плата за сверхнормативный сброс по штрафному тарифу может быть оценена и несколько иным путем [8]. Показатели экономического стимулирования могут определяться таким образом, чтобы каждому i-у источнику загрязнения было выгодно снизить суммарный сброс $\sum_{i=1}^{n} m_i$ до некоторого заданного уровня μ^0. Временно согласованные сбросы (ВСС) ЗВ $\overline{m_i}(i=\overline{1,n})$ должны оставлять предприятиям определенную степень свободы в достижении этой цели, гарантируя при этом выполнение условий $\mu^0 \geq \sum_{i=1}^{n} \overline{m_i} > \mu$, где μ^0 – общий сброс ЗВ. Обеспечение выполнения этих ВСС осуществляется с помощью административных или экономических санкций, таких как плата за сверхнормативный сброс по штрафному тарифу.

Точный расчет нормативов платежей базируется на показателях оптимального плана экстремальной задачи обоснования способов очистки сточных вод. Тем не менее, может быть выполнена приближенная оценка нормативов экономического стимулирования. Так, плата P за сброс ЗВ определяется в обобщенном виде соотношением $P = \lambda K^* / (\lambda M + K^*)$, где K^* – суммарные капитальные затраты на реализацию водоохранных мероприятий в регионе, λ – двойственные оценки ограничений на массу сбросов ЗВ задачи оптимизации, M – приведенная масса временно согласованного или предельно допустимого сброса ЗВ в регионе. В качестве K^* можно принять экспертную оценку суммарных затрат на охрану вод, а в качестве λ – удельные затраты наиболее дорогостоящей системы очистки сбросных вод. Определение последней величины можно проиллюстрировать следующим условным примером. Пусть k_i – стоимость мероприятий по снижению сбросов ЗВ i-м предприятием-водопользователем на величину приведенной массы m_i, а $\lambda = \max(\lambda_i)$, где $\lambda_i = k_i/m_i$ $i \in I$. При этом погрешность 15–20% для λ, K^* и M приводит лишь к 5–10%-

ной ошибке в определении P [8]. Для известных P и λ процентную компенсацию ω предприятиям и иным источникам сбросов ЗВ части их затрат на водоохранную деятельность можно определить из соотношения $\omega = (1 - P/\lambda) \cdot 100\%$.

Способы улучшения состояния водных объектов. Для источников сосредоточенных сбросов сточных вод улучшение состояния водных объектов достигается через сокращения масс сброса ЗВ, а также при внедрении наилучших доступных технологий (НДТ) в производственных процессах. Возможность внедрения НДТ и, как следствие этого – сокращение платежей за сбросы ЗВ для точечных источников загрязнения непосредственно связаны с возможностями совершенствования процессов технологического цикла. Для водопользователей–источников диффузных загрязнений природных вод аналогом НДТ служит наилучшая практика управления (НПУ). Диапазон приемлемых при этом мер весьма широк и разнообразен. Прежде всего, это законодательно установленные «скрытые» в ценах платежи за использование экологически опасных удобрений и пестицидов, некачественного горючего в автомобилях и пр. Кроме того, для сельскохозяйственных диффузных источников ЗВ разработан широкий спектр водоохранных мероприятий, эффективно снижающих величины поверхностного и твердого стоков (см., например, табл. 3 и 4).

Таблица 3. Показатели снижения поверхностного и твердого стоков

Мероприятия	Коэффициент снижения величины поверхностного стока	Коэффициент снижения твердого стока
Почвозащитные севообороты	0.50	0.10
Пахота поперек склона	0.40	0.50
Залужение сильноэродированных земель	0.60	0.05
Полезащитные и водорегулирующие полосы	0.70	0.25
Прирусловые лесные насаждения	0.60	0.10

Таблица 4. Водоохранная эффективность противоэрозионных мероприятий

Сезон	Коэффициент снижения величины поверхностного стока	Снижение величины выноса агрохимикатов поверхностным стоком	Коэффициент снижения модуля твердого стока	Снижение величины выноса агрохимикатов твердым стоком
Весна	0.66	0.65	0.65	0.64
Лето	0.88	0.84	0.84	0.82
Осень	0.91	0.88	0.88	0.87

Противоэрозионные мероприятия и показатели сгруппированы по сезонам года, что позволяет использовать их при построении оптимизационных алгоритмов планирования мер по охране вод. И для точечных и для диффузных источников выбор НДТ и НПУ базируется на результатах анализа следующих действий:

1) Выявление ключевой проблемы качества воды (например, преобладающее загрязнение водного объекта нефтепродуктами или ежегодное летнее цветение водохранилищ)

2) Идентификация поступающих ЗВ и их возможных источников (например, биогенные вещества от септических систем, граничащих с водным объектом, или стоки с ближайших выпасов скота, сбросы неочищенных или недостаточно очищенных сточных вод промышленных предприятий и т.д.).

Сокращение воздействия на водные объекты неточечных источников достигается методами как управления производственными циклами, так и предупреждением процессов формирования загрязнений. Прежде всего, это очистка ливневых стоков, организация инфильтрации сточных вод через колодцы и др. сооружения, очистка загрязненных вод растениями и микроорганизмами и пр., фильтрация через торфяно-песочные фильтры, которые хорошо поглощают компоненты фосфора и БПК, наконец, сооружение сборных коллекторов для уличных смывов нефтепродуктов, а также создание заводненных территорий, имитирующих естественные болота.

На землях сельскохозяйственного использования эффективны специальные виды вспашки, окультуривание посевных площадей, террасирование склонов. Через подбор севооборотов организуется растительный покров, препятствующий переносу ЗВ поверхностным стоком. Важны также меры по уменьшению поступления вредных веществ на сельскохозяйственные угодья в составе удобрений и пестицидов.

Актуальные проблемы планирования водоохраной деятельности в рыночных условиях. Несмотря на то, что проблеме планирования и управления водоохранным комплексом бассейна реки посвящено много работ, ряд весьма важных ее аспектов исследован недостаточно. В их числе – динамика развития эколого-экономической системы бассейна и рассмотрение различных технологий водопользования в качестве альтернатив мероприятиям по очистке стоков. Основные задачи совершенствования существующей системы планирования этой деятельности сводятся к организации вневедомственного контроля за сбросами ЗВ в источники воды, ликвидации ведомственной разобщенности в системе планирования охраны вод, организации экономического стимулирования водоохранной деятельности, сочетанию территориального и отраслевого планирования.

Одна из форм организации рационального водопользования в современных условиях – специальные бассейновые соглашения для крупных речных бассейнов. Кроме того, необходимо объединение законодательных, экономических и директивных механизмов. Так, законодательная база обусловливает характер предложений по внедрению тех или иных экономических механизмов. Директивные методы обеспечивают поэтапную реализацию внедрения и постепенность ужесточения требований к качеству сбросных вод и размерам платежей. Базой для таких мероприятий служат некоторые "промежуточные" решения по выбору относительно дешевых технологий очистки и производства продукции, полученные, в частности, при использовании математических моделей.

В России существуют возможности получения предприятиями индивидуальных льгот, но контроль за объемами облагаемых платежами выбросов затруднен. Кроме того, природоохранные органы располагают чрезмерной «свободой действий» в определении общего объема платежей (практикуются зачеты, местные коэффициенты, освобождение от уплаты и др.). Возможность заключения «сделки» с природоохранными органами способствует тому, что предприятия-загрязнители переключают внимание на попытки получить освобождение, зачет или другие льготы.

В условиях экономических реформ в стране произошло ослабление директивных рычагов прямого регулирования и еще не созданы условия для развития экономических методов формирования природоохранного рынка. В результате резко снизилась заинтересованность производственных звеньев в проведении природоохранных мероприятий, так что не достигается планируемый уровень освоения

средств на охрану среды. Свою роль сыграли и низкие ставки экологических платежей (от 0,08 до 0,02% в общей сумме затрат предприятия на производство выпускаемой продукции), так что соответствующие этим ставкам штрафные санкции не стимулируют предприятия к активизации природоохранной деятельности.

Требуется привлечение и других источников: внебюджетных фондов, отечественных и зарубежных инвестиционных кредитов, экологических налогов, дотаций, субсидий и субвенций.

Функцию финансового стимулирования для снижения ущерба от загрязнения при экономических методах управления водопользованием выполняют такие меры как плата за использование ресурсов; субсидии на минимизацию загрязнения; льготное налогообложение; торговля лимитами; разрешение на выбросы. Корректировка принимаемой в централизованном порядке стратегии и перераспределение директивно задаваемых показателей позволяет улучшить принимаемые решения.

Литература

1. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И., Пряжинская В.Г.* и др. Экономические и территориальные аспекты управления водохозяйственным комплексом / Гл.: Модели управления качеством вод речных бассейнов. //М.:РАСХН, 2013 . С. 163-169.

2. Охрана окружающей среды и ее социально-экономическая эффективность. М.: Наука, 1980, 238 с.

3. *Данилов-Данильян В.И.* Предисловие // Р. Акофф. Планирование будущего корпорации. М.: Прогресс, 1985. С. 5–21.

4. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И. Пряжинская В.Г.* и др. Экономические и территориальные аспекты управления водохозяйственным комплексом /Гл.: Экономические механизмы водопользования, рынки воды – М.:РАСХН, 2013 . С.58-78.

5. *Пряжинская В.Г., Васильченко О.В.* Информационно-советующая система как основа управления качеством вод крупных речных бассейнов // Водное хозяйство России. – 2002, т.4, № 2. с. 118-135.

6. *Пряжинская В.Г.* Модели управления качеством вод речных бассейнов //В кн.: Обоснование стратегии управления водными ресурсами. – М.: Научный мир, 2006 . С. 237–257.

7. *Henze M, Odegaard H.* Wastewater treatment process development in Central and Eastern Europe – strategies for a stepwise development involving chemical and biological treatment// In: Remediation and Management of Degraded River Basins, ed. V. Novotny & L. Somlyody, 1995, Springer-Berlin, NATO ASI Series, 2. Environment – vol. 3. pp. 357-384.

8. *Рикун АД, Черняев А.М., Ширяк И.М.* Методы математического моделирования в оптимизации водохозяйственных систем промышленных регионов. М.: Наука, 1991. 160 с.

ДИСТАНЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ[6]

Романов А.Н., Хвостов И.В., Калташов А.А.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, Россия
romanov_alt@mail.ru

Водные ресурсы Западной Сибири играют важную роль в водном балансе Евроазиатского континента, оказывают влияние на происходящие климатические изменения. Недостаток или переизбыток воды в атмосфере и на подстилающей поверхности может привести к возникновению опасных агрометеорологических и гидрологических явлений, таких как атмосферная и почвенная засухи, усыхание поверхностных источников (при недостатке влаги), переувлажнение, подтопление, заболачивание, образование ледяной корки на поверхности почвы, половодье, паводок, наводнение (при избытке влаги).

В 2010, 2013 и 2014 годах на юге Западной Сибири (Алтайский край, Республика Алтай, Тыва, Хакассия) произошли сильные паводки, вызванные ливнями, совпавшими с таянием снегов в горах Алтая. В 2015 г. в степной части Алтайского края наблюдались гололедные явления, вызванные зимней оттепелью. На полуострове Ямал в 2006 и 2013 гг. произошло оледенение тундры, вызванное дождями и частыми перепадами температур, в результате чего снег покрылся толстой коркой льда. Это привело к массовому падежу одомашненного северного оленя от истощения, так как животные не могли пробить лед, чтобы добраться до растительности.

Количество атмосферных осадков, выпадающих в разных частях Западной Сибири, в значительной мере зависит от Североатлантической и Арктической осцилляций, вызывающих изменение механизмов взаимовлияния атмосферы и океана [1-3]. К факторам, способным вызвать изменение погодных и климатических условий в Западной Сибири также относятся деградация вечной мерзлоты и тундровой растительности, увеличение количества парниковых газов, поступающих в атмосферу [4-6], изменение солености Карского моря, наличие линз опресненной воды, появление которых связывают с речным стоком Енисея и Оби [7, 8].

Круглогодичный мониторинг состояния водных ресурсов Западной Сибири возможен с использованием методов дистанционного зондирования, применяемых для прогнозирования и моделирования климатических изменений [9]. При этом возникает проблема интерпретации данных дистанционного зондирования территорий, характеризующихся разным типом подстилающей поверхности. Решение поставленной задачи видится в комплексном использовании данных спутникового зондирования в оптическом, инфракрасном, микроволновом диапазонах, результатов полевых измерений физических характеристик подстилающей поверхности на тестовых полигонах, лабораторных измерений диэлектрических характеристик почв и воды.

С 2009 г. выполняется международный проект SMOS (Soil Moisture and Ocean Salinity), основной целью которого является составление глобальных карт почвенной влажности и солености океана [10, 11]. К настоящему времени разработаны микроволновые методы дистанционной оценки температуры, солености внутренних

[6] Данные SMOS получены в рамках проекта ESA № 4747 «Remote mapping of Siberian saline soils». Экспедиционное обследование территории выполнено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты № 13-05-98041, 15-05-05018, № 15-45-04060, 17-45-220460).

водоемов суши и Мирового океана, температуры и объемной влажности почвенного покрова [12, 13], идет накопление информации, которая в будущем может быть использована для детальной инвентаризации земной поверхности [11, 14].

В данной работе приведены результаты дистанционного мониторинга водных ресурсов Западной Сибири на основе использования данных спутника SMOS, наземных измерений физических параметров и лабораторных измерений диэлектрических параметров почв и воды.

Методика исследований. Для определения значений радиояркостных температур (T_B) подстилающей поверхности использовались данные спутника *SMOS* (продукт L1c) [15], сделанные на частоте 1.41 ГГц под углом зондирования 42.5° и откалиброванные в единицах радиояркостных температур. Погрешность определения T_B изменяется от ±3 К в центре до ±6 К на краях полосы захвата шириной 890 км. Съемка территории Западной Сибири производится в диапазоне углов зондирования от 0° до 55°. Разрешающая способность радиометра при зондировании под углом 42.5° составляет 45 км. Данные продукта L1c привязаны к дискретной геодезической сетке DGG ISEA 4H9 [16], Линейный размер ячейки составляет ~16 км, площадь ~195 км^2. Снимки *SMOS* предоставлены Европейским космическим агентством в рамках проекта ESA № 4747 «Remote mapping of Siberian saline soils».

Для измеренной со спутника радиояркостной температуры T_B геодезической ячейки, включающей в себя отдельные участки с разными радиоизлучательными характеристиками, справедливо соотношение

$$T_B = \sum_{j=1}^{n} T_B^j S_j \Big/ \sum_{j=1}^{n} S_j , \qquad (1)$$

где T_B^j, S_j – радиояркостные температуры отдельных участков, а также процентные доли их площадей. Соответственно, T_B^i отдельного участка площадью S_i может быть рассчитана по формуле:

$$T_B^i = \left(T_B \cdot \sum_{j=1}^{n} S_j - \sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^{n} T_B^j S_j \right) / S_i . \qquad (2)$$

Формула (2) может быть использована для расчета радиояркостных температур объектов, размеры которых меньше разрешающей способности спутникового радиометра.

С другой стороны р T_B могут быть рассчитаны по формуле, имеющей для плоской слабошероховатой подстилающей поверхности следующий вид [17]

$$T_B = \chi \cdot T_{ef} \qquad (3)$$

где χ, T_{ef} – коэффициент излучения и эффективная температура скин-слоя подстилающей поверхности в слое толщиной $L_{ef} = \lambda \big/ (4\pi\sqrt{|\varepsilon|}tg\delta)$, λ – длина волны, $|\varepsilon| = \varepsilon'\sqrt{1+tg^2\delta}$, $tg\delta = \varepsilon''/\varepsilon'$ – тангенс угла потерь, ε′, ε″ – действительная и мнимая части комплексной диэлектрической проницаемости ε воды или почвы.

Величина T_{ef} рассчитывается по формуле

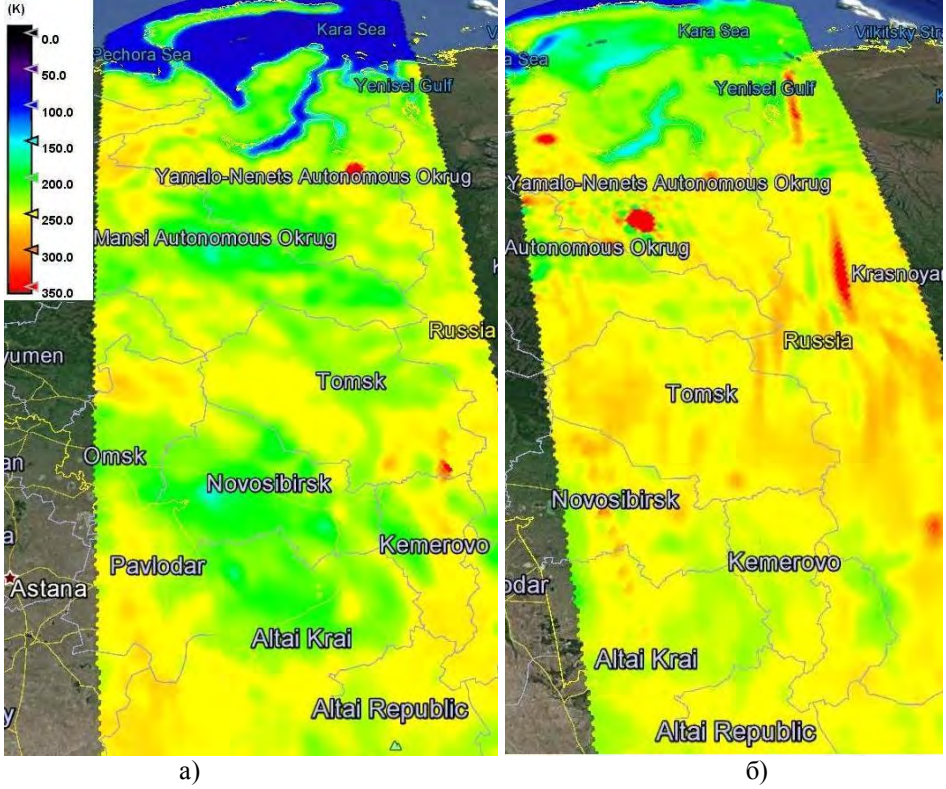
$$T_{ef} = T_0 + \int_0^{\infty} \frac{dT}{dz} \exp\left[-\int_0^{\infty} \gamma(z')dz' \right] dz \,, \tag{4}$$

где T_0 – температура поверхности, dT/dz – локальный градиент температуры, определенный по результатам наземных измерений на тестовых участков, погонный коэффициент поглощения по мощности при угле визирования θ определялся по формуле [17]

$$\gamma(z) = \frac{4\pi}{\lambda} \sqrt{\frac{\varepsilon' - \sin^2\theta}{2} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{\varepsilon''}{\varepsilon' - \sin^2\theta} \right)^2} - 1 \right]} \,. \tag{5}$$

Для интерпретации данных дистанционного зондирования на тестовых участках определялись физические свойства подстилающей поверхности, проводился отбор проб почвы, растительности и воды для калибровки и валидации спутниковых данных *SMOS*. Измерения диэлектрических характеристик отобранных образцов проводились в лабораторных условиях. Данные лабораторных измерений использовались для построения эмпирических зависимостей коэффициента излучения χ от объемной влажности W.

Результаты исследований. На рис. 1а-б приведены карты-схемы пространственного распределения радиояркостных температур подстилающей поверхности на территории Западной Сибири, определенных со спутника SMOS и совмещенных с картографической основой, построенной по данным спутника Landsat.



а) б)

Рисунки 1. Карты-схемы пространственного распределения радиояркостных температур на территории Западной Сибири, определенных по данным спутника SMOS: 30.09.2016 (а), 01.02.2017 (б).

На рис. 1а (осень) выделяются участки с пониженной радиояркостной температурой, соответствующие акватории Карского моря, Обской губе, переувлажненным участкам тундры в Ямало-Ненецком автономном округе, Обь-Иртышскому междуречью и бассейну реки Пим (Ханты-Мансийский автономный округ), а также озеру Чаны и бессточным территориям Кулундинской равнины, включающим в себя многочисленные пересыхающие минерализованные озера и солончаки. При этом радиояркостный контраст ΔT_B для разных участков достигает 50-100 К.

На рис. 1б (зима) те же участки имеют меньшую радиояркостную температуру, по сравнению с теплым периодом ($\Delta T_B \approx$ 50К), но при этом более высокую по сравнению с менее увлажненными участками. Наблюдаемые сезонные изменения радиояркостных характеристик подстилающей поверхности связаны с образованием льда на водной поверхности водоемов и сезонным промерзанием почвенного покрова.

Для круглогодичного мониторинга водных ресурсов проводились измерения радиояркостных температур подстилающей поверхности на тестовых участках. Для примера на рис. 2а-в приведен сезонный ход T_B для тестовых участков, расположенных в разных природно-климатических зонах Западной Сибири. На рис. 2а приведен сезонный ход $T_B(JD)$ для Обской губы. Радиояркостный контраст между водной поверхностью со льдом и безо льда составляет ΔT_B=160К, что может быть использовано для обнаружения участков льда и открытой воды, уточнения сроков схода ледового покрова. На рисунке выделены характерные понижения T_B в зимний период, которые могут быть связаны с ледокольной проводкой танкеров в Обской губе. В летний период значения T_B стабильны и зависят от температуры воды.

На рис. 2б. приведен сезонный и межгодовой ход $T_B(JD)$ для центральной части Гыданского полуострова (район озера Парисенто). В холодный период с отрицательными температурами подстилающей поверхности радиояркостные температуры на горизонтальной поляризации достигают 230÷250К. Подобные значения T_B характерны для сезонно-мерзлых почв и вечной мерзлоты. При этом в холодный период зафиксированы случаи заметного понижения радиояркостных температур до значений T_B = 225К (отмечены на рис. 2б сплошными линиями). Из данных Гидрометеоцентра следует, что подобные понижения $T_я$ связаны с сильным похолоданием до температур ниже минус 40-45°С. В летний период наблюдается понижение радиояркостных температур до численных значений T_B = 205 ÷ 235К. Такие значения радиояркостных температур характерны для многолетнемерзлых почв с оттаявшим верхним слоем. Также образают на себя внимание вариации T_B (отмечены на рис. 2б пунктирными линиями), достигающие 40-50К. Подобное поведение T_B может быть связано с длительными засухами, в результате которых происходило уменьшение влажности подстилающей поверхности, высыхание растительности, сокращение площадей водных источников.

Радиояркостный контраст между зимними и летними значениями T_B составляет 40-50К и связан с оттаиванием поверхностного слоя вечной мерзлоты в летний период. Из анализа сезонных вариаций радиояркостных температур возможно определение влажностных характеристик почвы, обнаружение таликов в вечной мерзлоте.

На рис. 2в приведены сезонные и годовые вариации T_B подстилающей поверхности Кулундинской степи. В зимний период вариации T_B не превышают 10К. В летний период значения T_B изменяются от 170 (переувлажненная почва) до 280К (сухая почва). При этом, в летний период наблюдаются радиояркостные контрасты, достигающие 60К, что может быть связано с обильными атмосферными осадками включая ливневые дожди.

Из сравнения рис. 2а-в следует, что различные территории Западной Сибири характеризуются разным сезонным ходом $T_B(JD)$, зависящим от погодных условий.

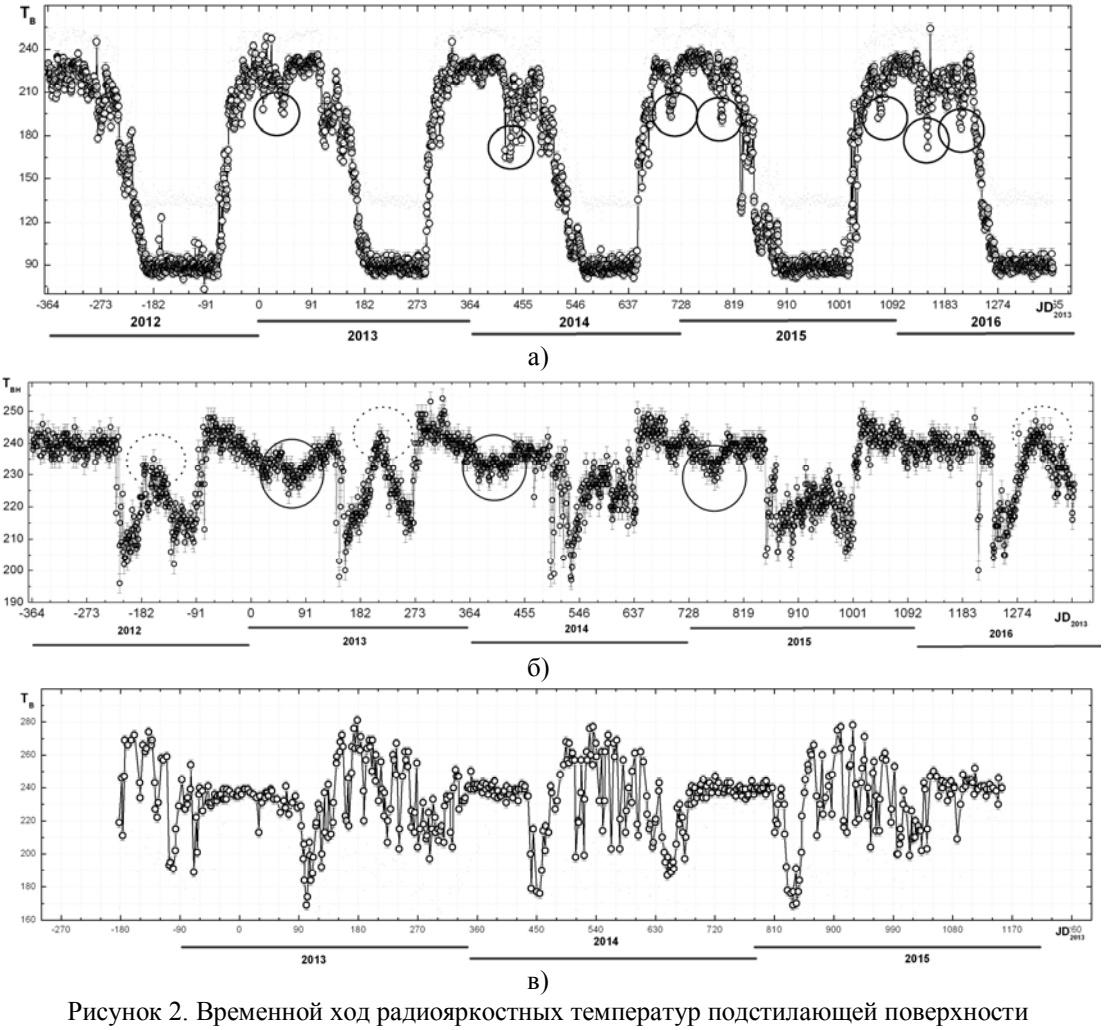


Рисунок 2. Временной ход радиояркостных температур подстилающей поверхности на горизонтальной поляризации в период с 2012 по 2016 гг. для геодезических ячеек с координатами: а) 72.499° с.ш., 73.927° в.д. (Обская губа), б) 70.016° с.ш., 76.190° в.д. (п-ов Гыданский); в), 52.950° с.ш., 79.49° в.д., (Кулундинская степь)

Измеренные значения радиояркостных температур использовались при определении объемной влажности территории. Рассмотрим алгоритм дистанционного определения объемной влажности на примере Гыданского полуострова. Перепишем формулу (3) в следующем виде: $\chi = T_B / T_{ef}$, где значение T_B определялось по дан-

ным SMOS, а температура T_{ef} подстилающей поверхности рассчитывалась по данным радиометров MODIS/Terra (продукт MOD11A1) и MODIS/Aqua (продукт MYD11A1), полученным из открытой базы LP DAAC (https://lpdaac.usgs.gov). В этих продуктах представлены дневные и ночные значения термодинамических температур поверхности с разрешением 1 км и заявленной погрешностью ±1 K, а также указано время их измерения. Используемые для восстановления температур алгоритмы MODIS основаны на результатах пассивного сканирования восходящего излучения с длиной волны 10-12 мкм, поэтому значения температур относятся к самым поверхностным слоям почв и водоемов.

По данным лабораторных диэлектрических измерений была рассчитана обобщенная зависимость W(χ), учитывающая влияние почвы и растительного покрова, имеющая следующий вид:

$$W(\chi) = 1.41 - 2.45 \cdot \chi + 1.044 \cdot \chi^2, \sigma = 0.037 \quad (6)$$

С использованием формулы (6) значения радиояркостных температур были пересчитаны в значения объемной влажности подстилающей поверхности. Карта-схема влажности почвенного покрова Гыданского полуострова приведена на рис. 3. На участках, соответствующих Обской и Тазовской губам и выделенных синим цветом, влажность не определялась. Темные участки и полосы соответствуют пикселям, для которых данные MODIS отсутствуют, поэтому восстановление влажности невозможно. Повышенные значения влажности (W=0.34-0.40) соответствуют береговым зонам. Центральные территории Гыданского полуострова характеризуются пониженными значениями объемной влажности, находящимися в пределах W = 0.12-0.14.

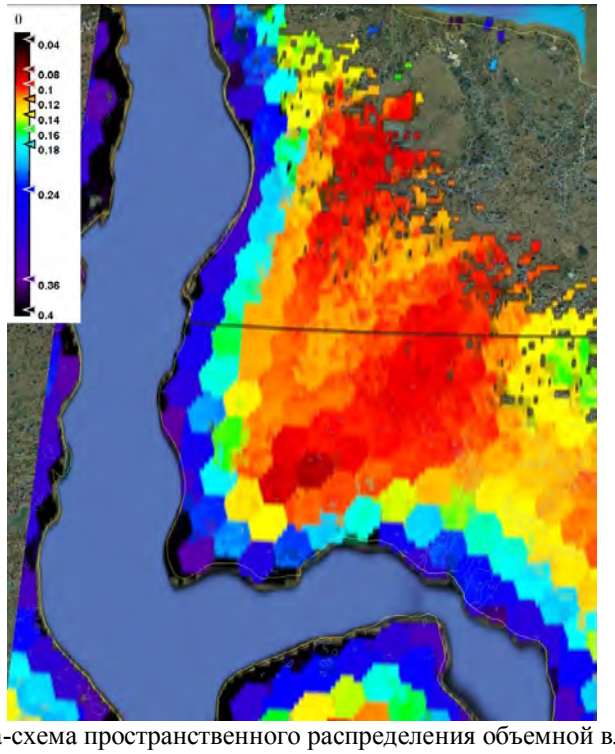


Рисунок 3. Карта-схема пространственного распределения объемной влажности подстилающей поверхности Гыданского полуострова, построенная по данным спутника SMOS (19:10, 08.08.2016).

Заключение. В результате анализа спутниковых данных построены карты-схемы пространственного распределения радиояркостных температур подстилающей поверхности Западной Сибири. Для тестовых участков, расположенных в Обской губе, на Гыданском полуострове и в Кулундинской степи установлен сезонный и годовой ход радиояркостных температур. Разработан алгоритм определения объемной влажности почвы, основанный на использовании данных дистанционного зондирования подстилающей поверхности в микроволновом и инфракрасном диапазонах, а также лабораторных измерений диэлектрических параметров почв и растительности. Полученные результаты могут быть использованы для выявления опасных природных явлений, связанных с недостатком или избытком влаги.

Литература

1 *Kageyama M., Paul A., Roche D.M., Meerbeeck C.J.* Modelling glacial climatic millennial-scale variability related to changes in the Atlantic meridional overturning circulation: a review //Quaternary Science Reviews. 2010. V. 29. N 21-22. P. 2931-2956.

2 *He Y.C., Drange H., Gao Y., Bentsen M.* Simulated Atlantic Meridional Overturning Circulation in the 20th century with an ocean model forced by reanalysis-based atmospheric data sets //Ocean Modelling, 2016. V. 100. P. 31-48.

3 *He S., Gao Y., Li F., Wang H., He Y.* Impact of Arctic Oscillation on the East Asian climate: A review//Earth-Science Reviews. 2017. V. 164. P. 48-62.

4 *Harris C.* Permafrost and climate in Europe: Monitoring and modelling thermal, geomorphological and geotechnical responses//Earth-Science Reviews. 2009. V. 92, N 3-4. P. 117-171.

5 *Bergamaschi, P., Houweling, S., Segers, A.*, et al., 2013. Atmospheric CH4 in the first decade of the 21st century: inverse modeling analysis using SCIAMACHY satellite retrievals and NOAA surface measurements. J. Geophys. Res. Atmos. V. 118. P. 7350–7369.

6 *Koven C.D., Riley W.J., Stern A.* Analysis of permafrost thermal dynamics and response to climate change in the CMIP5 Earth system models //Journal of Climate. 2013. V. 26. P. 1877-1900.

7 *Зацепин А.Г., Кременецкий В.В., Кубряков А.А., Станичный С.В., Соловьев Д.М.* Распространение и трансформация вод поверхностного опресненного слоя в Карском море //Океанология. 2015. Т. 55. № 4. С. 502-513.

8 *Маккавеев П.Н., Стунжас П.А., Хлебопашев П.В.* О выделении вод Оби и Енисея в распресненных линзах Карского моря в 1993 и 2007 г. //Океанология. 2010. Т. 50. № 5. С. 740-747.

9 Simmons A., Fellous J.-L., Ramaswamy V. et al. Observation and integrated Earth-system science: a roadmap for 2016–2025 //Advances in Space Research. 2016. V. 57 (10). P. 2037-2103.

10 Kerr Y.H., Waldteufel P., Wigneron J.-P. et al. The SMOS Mission: New Tool for Monitoring Key Elements of the Global Water Cycle //Proceedings of IEEE. 2010. V. 98. N. 5. P. 666-687.

11 Panciera R., Walker J.P., Kalma J., Kim E. A proposed extension to the soil moisture and ocean salinity level 2 algorithm for mixed forest and moderate vegetation pixels //Remote Sensing of Environment. 2011. V. 115, N 12. P. 3343-3354.

12 Wigneron J.-P., Schwank M., Baeza E.L. et al. First evaluation of the simultaneous SMOS and ELBARA-II observations in the Mediterranean region //Remote Sensing of Environment. 2012. V. 124. P. 26-37.

13 Hoareau N., Umbert M., Martínez J., Turiel A., Ballabrera-Poy J. On the potential of data assimilation to generate SMOS-Level 4 maps of sea surface salinity //Remote Sensing of Environment. 2014. V. 146. P. 188-200.

14 *Font J., Lagerloef G., Kerr Y., Skou N., Berger M.* Sea Surface Salinity mapping with SMOS space mission // Elsevier Oceanography Series. 2003. V. 69. P. 186-189.

15 *Gutierrez A., Castro R.* SMOS L1 Processor L1c Data Processing Model. SO-DS-DME-L1PP-0009, N. 2.7. 2010. URL: http://www.smos.com.pt/downloads/ release/documents/SO-DS-DME-L1PP-0009-DPM-L1c.pdf

16 *Sahr K., White D., Kimerling A.J.* (2003). Geodesic Discrete Global Grid Systems. Cartography and Geographic Information Science. N. 30, P. 121-134.

17 *Шарков Е.А.* Радиотепловое дистанционное зондирование Земли: Физические основы 1 том. М.: ИКИ РАН. 2014. 544 с.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ ВЕРХНЕЙ ОБИ – ИСТОЧНИК ГАРАНТИРОВАННОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ СЛОЖИВШЕГОСЯ ВОДОХОЗЯЙСТВЕННОГО КОМПЛЕКСА

Савкин В.М.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Новосибирск, Россия
savkin@iwep.nsc.ru

Бассейн Верхней Оби расположен в границах реки от слияния Бии и Катуни до впадения правого притока р. Томь. Это наиболее напряженный по использованию речного стока отрезок реки и наиболее освоенный в хозяйственном отношении, в тоже время наиболее маловодный в сравнении со Средней и Нижней Обью. Общая площадь бассейна Оби, включая бессточные области, составляет 4,8 млн. км^2 или 12 % территории страны. Основная его часть расположена в пределах Западно-Сибирской равнины, крайнюю юго-восточную часть бассейна занимают горы Алтая. Рельеф горной части бассейна Верхней Оби определяется сложной системой хребтов, глубоких речных долин и широких межгорных котловин. На территории равнины ярко выражено зональное распределение ландшафтов, в горах – вертикальная поясность, при этом вклад каждого природного комплекса в формирование речного стока различен. В лесной зоне формируется 57,9% годового объема стока бассейна, на горные районы Алтая и Саян приходится 16,7% стока, а на зону тундры — 13,3%. Наименьшие объемы водных ресурсов формируются в верховьях реки – лесостепной и степной зонах – 12,1% [1].

Новосибирское водохранилище (рис. 1) – единственный крупный искусственный водоем на реке Обь многоцелевого назначения, созданный в конце 50-х годов XX века. Полный его объем – 8,8 км^3, полезный – 4,4 км^3 при среднемноголетнем стоке Верхней Оби в створе ГЭС – 55 км^3, с обеспеченностью 10% – 71 км^3, обеспеченностью 95% – 38 км^3 [2].

Полный объем водохранилища аккумулирует в среднем 17% годового стока Верхней Оби, а полезный — 8,6%. Основной приток к водохранилищу 94-96% обеспечивается за счет стока основной реки, доля боковой приточности с собственного водосбора водохранилища составляет 4% или около 2 км^3 от общего притока. Протяженность водохранилища 180 км, охватывает территорию Новосибирской области и Алтайского края. Площадь водного зеркала 1090 км^2, максимальная глубина 19 м, максимальная ширина 22 км. Первоначально предусматривалось создание в бассейне р. Обь несколько ГЭС с водохранилищами: Каменское, Новосибирское и

Батуринское – на Верхней Оби; Киреевское, Чулымское, Тымское и Вахкское – на притоках Средней Оби; а также ряд Алтайских ГЭС в бассейне р. Катунь.

Рисунок 1. Схема Новосибирского водохранилища

Наиболее мощной ГЭС с подъемом уровня воды в р. Катунь на 170 м должна была быть Катунская (Еландинская) ГЭС и контр-регулятор – Чемальская ГЭС. При этом: доля весеннего стока Верхней Оби уменьшилась бы в различные по водности годы с 64-72% до 37-50%; летне-осенней межени возросла бы на 5-7%.; сток зимней межени увеличился бы от 8-12% до 25-32%. В целом Катунское и Каменское водохранилища позволили бы повысить годовой сток обеспеченностью 75% на 3 км^3 [3]. Создание этих водохранилищ на Верхней Оби в значительной степени повысило бы регулирование её стока, обеспечило бы бесперебойное гарантированное водоснабжение водохозяйственного комплекса по всей протяженности Верхней Оби, включая Новосибирское водохранилище.

Исторически Новосибирский гидроузел создавался с энергетической целью, однако усиление в 70-х гг. прошлого века общего антропогенного пресса на водные объекты Сибири, в частности на водные ресурсы Новосибирского водохранилища, привело к смене ведущего водопользователя — энергетики, имевшей право на первоочередное обеспечение водой. Развитие объединенной энергосистемы Сибири несколько снизило и энергетическое значение Новосибирской ГЭС с современной установленной мощностью 475 тыс. кВт. В сложившемся водохозяйственном комплексе использование водных ресурсов Верхней Оби в большей степени приобрело водоснабженческие функции. Избежание рисков в водопользовании связано с гарантированной устойчивой обеспеченностью водой всех участников водохозяйственного комплекса и, в первую очередь, питьевого водоснабжения. Приоритеты в использовании водных ресурсов Новосибирского водохранилища во времени его эксплуатации приведены в табл. 1. Из общего объема воды, забираемой промышленными и коммунальными предприятиями, на рассматриваемом участке бассейна Оби только 11% забирается непосредственно из водохранилища, из нижнего бьефа — 89%.

В последние годы в Новосибирской области ежегодно использовалось 791,57 млн.м^3 пресной воды; из общего количества забранной воды на производственные нужды затрачено – 425,58 млн.м^3, на хозяйственно-питьевые – 243,72 млн.м^3, на орошение и обводнение – 65,42 млн.м^3. В среднем для водоснаб-

жения хозяйственно-питьевого назначения ежегодно в г. Новосибирске и области расходуется 243,9 млн.м^3 поверхностных и подземных вод.

Таблица 1. Приоритеты в использовании водных ресурсов Новосибирского водохранилища в разные периоды его эксплуатации

Период эксплуатации водохранилища	
с 1959 по1975гг.	с 1975г. по настоящее время
-Энергетика -Водоснабжение -Водный транспорт -Рыбное хозяйство -Обеспечение водой отраслей хозяйства нижнего бьефа -Орошение, мелиорация -Рекреация	-Водоснабжение -Энергетика -Рекреация -Рыбное хозяйство -Водный транспорт -Орошение, мелиорация -Обводнение поймы нижнего бьефа -Трансформация экстремальных водностей Верхней Оби

По данным ГГИ к 2020 году ожидается увеличение суммарного водопотребления в бассейне Оби (в основном Верхней Оби) на 23% в связи с развитием орошаемого земледелия. Одновременно в большинстве регионов Сибири и Восточного склона Урала ожидается уменьшение промышленно-коммунального водопотребления. Только за счет прогнозируемого роста численности населения объемы хозяйственно-питьевого водоснабжения увеличатся почти до 6 млн.м^3. Рост промышленного производства по прогнозам составит 170%, что повлечет повышение водопотребления ещё на 600-800.м^3 в год. Объемы суммарного водопотребления в бассейне Верхней Оби могут составить 9% от прогнозируемых на перспективу.

Большое развитие получит рекреационное освоение акваторий и береговой зоны. В связи этим появились новые требования к эксплуатации водохранилищ как объектов комплексного назначения.[4]. Согласно этим требованиям в ближайшее время на Верхней Оби планируется применение нормативного документа «Правила использования водных ресурсов водохранилища Новосибирской ГЭС», разработанного МПР и предусматривающего в маловодны годы перед началом половодья сработку уровня воды в водохранилище на 1,0 м ниже уровень мертвого объема (УМО). Новыми правилами устанавливливаются попуски в нижний бьеф Новосибирской ГЭС не ниже 620 м^3/с [5].

В настоящее время водные ресурсы Верхней Оби и Новосибирского водохранилища (в годы 65% обеспеченности) еще позволяют удовлетворять интересы компонентов водохозяйственного комплекса верхнего бьефа: существенно улучшать санитарные условия реки в нижнем бьефе у расположенных водозаборов г. Новосибирска; обеспечивать бесперебойную работу городских водопроводов увеличенными попусками; поддерживать судоходные условия в межень на участке реки Оби от г. Новосибирска до устья реки Томи; трансформировать максимальные волны половодий и паводков у г. Новосибирска; аккумулировать водные ресурсы Верхней Оби в многоводные сезоны и обеспечивать их многоцелевое использование в маловодные периоды. [6].

Водохранилище обеспечивает круглогодичное снабжение водой город Новосибирск, населенные пункты и промышленные предприятия Новосибирской области и Алтайского края; улучшает условия водозаборов насосными станциями, снижает мутность, цветность, запах, окисляемость и загрязненность воды, что упрощает ее очистку и снижает расход коагулянтов и хлора для приведения воды к стандарту;

выравнивает сезонные колебания качества речной воды, благодаря чему водопроводные станции работают равномерно в течение года.

Из расположенного на территории Ордынского района группового водозабора из водохранилища осуществляется водоснабжение 56-и населенных пунктов, расположенных в 5-и административных районах Новосибирской области. Значительный забор воды из водохранилища осуществляется Алтайским краем.

Так как зимние сбросы в нижний бьеф в настоящее время превышают в 1,5-2,0 раза предусмотренные проектом, уровень воды в водохранилище за зимний период к началу весеннего наполнения может понижаться более чем на 1 м ниже горизонта "мертвого объема". При этом дефицит водных ресурсов (в годы 65% обеспеченности) может составить 1,0 км^3, увеличиваясь в экстремально маловодные периоды зимней межени до 1,5 км^3 [7]. Анализ показателей использования в Алтайском крае вод Верхней Оби из водохранилища позволяет сделать вывод: большее её количество забирается оросительными системами, значительно меньше – расходуется на водоснабжение населения и промышленности; в то же время по Новосибирской области значительная часть воды расходуется в промышленном производстве и водоснабжении и относительно небольшое потребление воды идет на орошение.

Ввиду высокой степени подверженности загрязнению поверхностных вод [8, 9], большое внимание при организации питьевого водоснабжения уделяется подземным водам – одним из основных источников водоснабжения сельских районов. К сожалению, лишь один район области имеет подземные источники питьевого водоснабжения, соответствующие гигиеническим нормативам [10]. На остальной территории качество подземных вод по одному или нескольким показателям находится в пределах только временно допустимых гигиенических нормативов.

Для подавляющего большинства населенных пунктов используемая для питьевых целей подземная вода имеет повышенную минерализацию (более 1000 мг/дм^3), жесткость (более 7 мг-экв./дм^3), содержание натрия, бора (более 0,1 мг/дм^3), железа (0,03-5,9 мг/дм^3), марганца (0,004-0,96 мг/дм^3) и дефицит фтора. В связи с этим в прибрежной зоне Новосибирского водохранилища создаются многие водозаборы, в том числе питьевого назначения, как за счет поверхностных, так и подземных вод. Гидрогеологические условия, сформировавшиеся в береговой полосе в результате подпора подземных вод водохранилищем — последствие, по существу негативное, оказалось возможным использовать в водохозяйственных целях, а именно: получения для питьевого и технического водоснабжения воды из подземных инфильтрационных источников без организации биологической и механической очистки, что обычно необходимо при организации водозаборов из поверхностных вод. Но для большинства водозаборов из подземных вод, используемых для питьевых целей, характерен дефицит фтора, повышенная минерализация (более 1000 мг/дм^3), жесткость (более 7 мг-экв/дм^3), значительное содержание натрия, бора, железа, марганца. Поэтому обеспечение населения питьевой водой из подземных источников остается проблемой, и пока населенные пункты, находящиеся на территориях, тяготеющих к водохранилищу, стремятся обеспечить питьевое водоснабжение за счет поверхностных вод реки и её притоков.

Основные проблемы в использовании водных ресурсов бассейна Верхней Оби [11] связаны с решением ряда вопросов, возникших ещё к концу XX века и обусловленных: недостаточным регулированием стока реки на этом участке; увеличением повторяемости маловодных лет и проявлением маловодных циклов на Верхней Оби, состоящих из 2-3 и 4 лет; уменьшением водности весеннего сезона и в це-

лом за год; сокращением продолжительности стабилизации уровней Новосибирского водохранилища на отметке НПУ в летне-осенний период; неоднократным снижением уровня воды в водохранилище ниже УМО в течение весенне-зимней сработки; - посадкой уровней воды в нижнем бьефе ГЭС; периодическим пропуском волн половодья и дождевых паводков, формирующихся в Горном Алтае через Новосибирское водохранилище, ограниченного малым объемом регулирующей призмы; необходимостью обеспечения гарантированных объемов стока на Верхней Оби для их комплексного использования в маловодные годы и сезоны.

Литература

1. *Винокуров Ю.И., Зиновьев А.Т., Ловцкая О.В., Савкин В.М.* Региональные проблемы устойчивого водопользования на юге Западной Сибири.// Сб. научных трудов Всероссийской конференции «Стратегические проблемы водопользования России», Азов, М.: Изд-во НОК. 2008. С. 323-333.

2. *Вострякова Н.В., Савкин В.М.* Водные ресурсы юга Западной Сибири и их использование // Сб. научных трудов «Пути преобразования речного стока на юге Сибири». Из-во СО АН СССР, ИГиГ, Новосибирск 1984, С. 4-22.

3. *Васильев О.Ф., Бураков Д.А., Вострякова Н.В., Савкин В.М.* и др. Перспективы регулирования стока в Обь-Иртышском бассейне в связи с мелиоративным освоением территории. Гидрологическое обоснование водохозяйственных мероприятий. //Труды V всесоюзного гидрологического съезда. Ленинград, Гидрометеоиздат,1990, с 159-164.

4. *Шикломанов И.А. Бабкин В.И.* и др. Водные ресурсы, их использование и водообеспеченность в России: современные и перспективные оценки // Водные ресурсы. 2011. Т. 38. №2. С.131-141.

5. *Васильев О.Ф., Пичугина С.В.* Гидрологические и водохозяйственные проблемы эксплуатации Новосибирского гидроузла. Водные проблемы крупных речных бассейнов и пути их решения// Сборник научных трудов. Барнаул: ООО «Агенство рекламных технологий», 2009. С. 444-453.

6. *Савкин В.М., Двуреченская С.Я.* Ресурсные и водно-экологические проблемы комплексного использования Новосибирского водохранилища // Водные ресурсы. 2014, Т. 41 №4. С. 456-465.

7. *Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Ермолаева Н.И., Киприянова Л.М., Кириллов В.В., Романов Р.Е.* и др. Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища. Институт водных и экологических проблем СО РАН. Новосибирск: СО РАН, 2014. 393 с

8. *Двуреченская С.Я.* О влиянии сезонного фактора на формирование качества воды Новосибирского водохранилища в условиях изменения природно-техногенной ситуации// Сибирский экологический журнал. 2006. Т 13. №6. С.803-808.

9. *Двуреченская С.Я., Булычева Т.М., Савкин В.М.* Водно-экологические особенности формирования гидрохимического режима Новосибирского водохранилища// Вода: химия и экология. 2012. №9. С.8-13.

10. *Двуреченская С.Я.* Исследование изменчивости гидрохимического режима по акватории Новосибирского водохранилища // География и природные ресурсы, 2007. №4. С.74-79.

11. *Васильев О.Ф., Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Попов П.А.* Водохозяйственные и экологические проблемы Новосибирского водохранилища // Водные ресурсы. 1997. Т.24. № 5. С.581-589.11.

К ОЦЕНКЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ ИНСТИТУЦИОНАЛЬНЫХ МЕХАНИЗМОВ УПРАВЛЕНИЯ ТРАНСГРАНИЧНЫМИ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ

Сивохип Ж.Т.
Институт степи УрО РАН, г. Оренбург, Россия
sivohip@mail.ru

Общеизвестно, что речные бассейны – природные комплексы, характеризующиеся общностью вещественно-энергетических потоков, которые определяют единство пространственно-функциональной организации данных комплексов. В связи с этим, речной бассейн считается неделимым гидрологическим единством, которое требует всестороннего рассмотрения для получения наилучших результатов при использовании любой части ее вод [1]. Обобщая вышесказанное, отметим, что современные концептуальные представления о речном бассейне соотносятся с понятием «система» – множество элементов, находящихся в отношениях и связях друг с другом, которое образует определённую целостность и единство. В связи с этим утверждением, основу научных и прикладных исследований речных бассейнов должен составлять системный подход, в основе которого лежит рассмотрение объекта как системы: целостного комплекса взаимосвязанных элементов [2]. Следует отметить, что эффективность институционального сотрудничества в сфере управления трансграничными водными ресурсами должна определяться поэтапной реализацией комплекса мероприятий, в результате которых будет обеспечиваться системный эффект. Однако, по сути, подавляющая часть межгосударственных институциональных форматов не учитывает многодисциплинарный характер управления трансграничными водными ресурсами (гидрологический, экологический, экономический, правовой). Кроме того, несмотря на сходную пространственно-функциональную организацию, каждый речной бассейн представляет собой уникальную природно-хозяйственную систему, что затрудняет разработку общей для всех водотоков эффективной схемы управления водными ресурсами.

Управление водными ресурсами в современных экономических и экологических условиях относится к числу важнейших государственных задач. Кроме того, в связи с обострением водных проблем в мире, вопросы устойчивого обеспечения водными ресурсами государств рассматриваются в контексте проблем национальной безопасности. В связи с этим, в России были утверждены: в 2009 г. – Водная стратегия Российской Федерации до 2020 г., в 2012 г. – ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 гг.». Основные цели данных стратегий: гарантированное обеспечение водными ресурсами устойчивого социально-экономического развития РФ; сохранение и восстановление водных объектов до состояния, обеспечивающего экологически оптимальные условия; обеспечение защищенности экономики и населения от негативного воздействия вод. Несомненно, что достижение целевых показателей в ходе реализации данных программ позволит решить целый комплекс проблем водопользования в пределах границ национальных речных бассейнов.

Необходимость поиска стратегий международного сотрудничества в трансграничных (международных) речных бассейнах связана с тем, что они занимают около 45% территории суши, в пределах которой проживает около 40% населения мира и сосредоточено более 60% мирового речного стока [3]. Также следует учесть, что река, пересекая государственные границы, будет определять взаимосвязь водополь-

зовательских интересов государств, что обуславливает их взаимные права и обязанности относительно водных ресурсов данного водотока [4]. В целом, институциональная среда межгосударственного управления трансграничными водными ресурсами представляет собой определённый формат, в рамках которого осуществляется взаимодействие всех участников водопользования, направленное на выработку общей стратегии, способов реализации ключевых мероприятий и контроль их исполнения.

В настоящее время, международный опыт использования трансграничных водных ресурсов основан на принципах устойчивого развития и соответственно предполагает согласованные действия государств бассейнов трансграничных водотоков, регламентируемые международными договорами и соглашениями. Сложившийся в международной практике во второй половине XX века подход к управлению трансграничными бассейнами обнаруживает ряд общих закономерностей, которые достаточно широко применяются многими государствами. В частности, взаимодействие и сотрудничество в вопросах управления трансграничными водными ресурсами регулируется в документах "Глобальная программа ООН по воде" (UN Global Water Program) и "Конвенция по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер" (Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes). Одним из базовых международных соглашений по вопросам использования трансграничных вод являются Хельсинские правила (1966 г.), которые содержат комплекс норм общего и специального характера. Принятые правила, несмотря на свой неправительственный характер, пользуются в мире большим авторитетом [4]. Примеры эффективного межгосударственного сотрудничества – Договор между Канадой и США по Великим Американским озерам (1909 г.), Конвенция о режиме судоходства по р. Дунай (1948), Конвенция Альбуфейра (1998 г.), Конвенция по охране Рейна (1999 г.) и др.

В Центральной Азии примером результативного институционального сотрудничества является реализация Соглашения по использованию водохозяйственных сооружений межгосударственного пользования на рр. Чу и Талас, подписанного в 2000 г., на основе которого в 2006 г. была создана межгосударственная водохозяйственная Комиссия по данным рекам. Успешное функционирование единого координационного органа позволило обеспечить максимальную прозрачность в сфере трансграничного водопользования, способствовать комплексному мониторингу гидрологического режима рек и создать условия для эффективной эксплуатации гидротехнических сооружений [6]. В итоге, положительный опыт трансграничного сотрудничества в трансграничных бассейнах рр. Чу и Талас может стать одной из стартовых площадок для разработки межгосударственных стратегий решения проблем трансграничного вододеления в других странах Центральной Азии.

В целом, общее количество международных соглашений превышает 700, особенно быстрый рост числа международных договоров отмечается во второй половине XX столетия [7], что свидетельствует об актуализации данной проблематики в мировом сообществе. Но, несмотря на достаточно пристальное внимание международных институтов к проблемам трансграничного водопользования, число межгосударственных конфликтов в пределах речных бассейнов фиксируется в мире с регулярной частотой. Становится очевидным тот факт, что для эффективного институционального сотрудничества базовых межгосударственных и межрегиональных соглашений не всегда достаточно. Один из важнейших этапов оценки перспектив межгосударственного сотрудничества в трансграничных речных бассейнах – анализ

факторов, определяющих эффективность реализации институциональных механизмов. В частности, к факторам, снижающим эффективность институционального сотрудничества, относятся – геополитические, социально-экономические, правовые и водохозяйственные противоречия; инертность федеральных и региональных институтов; отсутствие согласованной информационной политики и др.

Закономерно, что наиболее острые конфликты трансграничного водопользования возникают в регионах с недостаточной водообеспеченностью, обусловленной природно-климатическими, геополитическими или социально-экономическими факторами. Так, в частности, согласно результатам исследований американских ученых [3], ведущим фактором развития конфликтных ситуаций в международных речных бассейнах являются климатические условия, которые в свою очередь определяют значительные вариации гидрологического режима. Кроме того, авторами отмечается, что при разработке межгосударственных стратегий устойчивого водопользования необходимо учитывать значительную вариабельность флуктуаций климата в будущем и как следствие – развитие новых конфликтов водопользования. Климатическая обусловленность трансграничной водной напряженности подтверждается результатами территориального анализа межгосударственных конфликтов, связанных с водопользованием – с середины XX столетия подавляющее число случаев произошло в регионах с субаридным и сухим субгумидным климатом (Турция и Сирия; Египет, Судан и Эфиопия; Израиль, Палестина и Иордан; Киргизия и Казахстан и др.).

Пример влияния геополитических изменений на развитие конфликтов трансграничного водопользования – страны Центральной Азии, где распад общей системы водного хозяйства Советского Союза привел к обострению водохозяйственной ситуации. Так, в частности, Таджикистан и Киргизия, располагая значительными водными ресурсами, активно развивают гидроэнергетическую отрасль, что не отвечает интересам стран нижнего течения (Туркменистан, Узбекистан и Казахстан). В связи с этим, в советский период были выработаны компенсационные механизмы регулирования данных проблем, но в настоящее время верховые страны не выполняют необходимых обязательств [8].

Еще одним фактором развития конфликтов трансграничного водопользования является экономический рост отдельных стран и регионов, расположенных преимущественно в верховьях речного бассейна. В частности, Китай, который является «донором» значительных объемов речного стока в Центрально-Азиатский регион (ЦАР) и больше части Южной и Юго-Восточной Азии в последние десятилетия демонстрирует значительный рост национальной экономики и соответственно закономерное увеличение водохозяйственной нагрузки на речные ресурсы. В итоге, Китай как страна со значительными по площади водосборными участками, расположенными в пределах верхних гидрографических участков крупных рек, играет роль основного «источника» напряженности в сфере трансграничного водопользования в Центрально-Азиатском регионе.

Серьезные межгосударственные противоречия, обусловленные трансграничными аспектами вододеления, наблюдаются и в бассейне р. Урал, который располагается в сфере водохозяйственных интересов Российской Федерации и Республики Казахстан. Необходимо отметить, что российско-казахстанский трансграничный регион отличается длительным периодом исторической общности, в связи с чем, поиск эффективных форматов институционального сотрудничества ведется в благоприятных геополитических, экономических и социо-культурных условиях. Но,

несмотря на накопленный российско-казахстанский опыт международного сотрудничества по общим водотокам, механизм управления ими далек от совершенства, о чем свидетельствует неудовлетворительные состояния трансграничных рек, протекающих по территории двух государств [9]. Следует отметить, что большая часть законодательных и нормативно-правовых документов России и Казахстана ориентирована на решение проблем развития приграничных территорий и на обеспечение их межгосударственного взаимодействия. Вместе с тем, для решения проблем интегрированного управления водными ресурсами в трансграничных речных бассейнах базовых таких межрегиональных соглашений недостаточно [9]. В табл. 1 приведен SWOT-анализ российско-казахстанского сотрудничества в бассейне р. Урал.

Таблица 1. SWOT-анализ российско-казахстанского сотрудничества в трансграничном бассейне р. Урал

Сильные и слабые стороны	**Возможности**	**Угрозы**
	1. Сотрудничество России и Казахстана в рамках ЕЭС (с 1 января 2015 г); 2. Облегчение таможенных процедур; 3. Разработка региональных соглашений приграничных областей; 4. Сотрудничество высших учебных заведений и научно-исследовательских учреждений.	1. Обострение эколого-географической ситуации при отсутствии механизма принятия общебассейновых решений на двусторонней основе. 2. Конфронтация водохозяйственных интересов. 3. Нарушение соглашений по совместному использованию трансграничных вод.
Сильные стороны 1. Активизация институционального сотрудничества на различных уровнях; 2. Природно-функциональное единство трансграничного бассейна р. Урал; 3. Подписание Межправительственного Соглашения по сохранению экосистемы бассейна трансграничной р. Урал	*Использование сильных сторон для реализации возможностей* 1. Создание трансграничных ООПТ для активизации туристической деятельности;. 2. Формирование единой информационной базы; 3. Научно-образовательная деятельность.	*Использование сильных сторон для преодоления угроз* 1. Создание Межгосударственного Комитета по бассейну р. Урал; 2. Разработка концепции трансграничных кластеров: горнопромышленных, нефтегазовых, агропромышленных, туристических и др.; 3. Интенсификация процессов социокультурного взаимодействия для оптимизации межнациональн. отношений.
Слабые стороны 1. Структурные проблемы ВХК и нарушение бассейнового принципа природопользования; 2. Наличие зон «демографической депрессии»; 3. Несоответствие водного законодательства РФ и РК о трансграничных водах; 4. Противоречивая межгосударственная политика в информационной сфере.	*Возможности для преодоления слабых сторон* 1. Целенаправленная региональная политика в слабозаселенных районах; 2. Активизация торговых отношений приграничных районов трансграничного бассейна; Создание регионального кластера приграничного сотрудничества.	*Угрозы проявления слабых сторон* 1. Вероятность проявления гидрологических рисков в условиях сложной эколого-гидрологической ситуации и плохой координации соответствующих служб; 2. Ухудшение социально-экономической ситуации в депрессивных регионах трансграничного бассейна.

Согласно результатам SWOT-анализа, основными причинами, снижающими эффективность институционального сотрудничества в трансграничном бассейне р. Урал, являются: отсутствие в реализуемых программах бассейнового принципа;

фрагментированность управленческих технологий; несогласованность региональных интересов; декларированный характер межгосударственных и межрегиональных соглашений; различные аспекты правового урегулирования и др.

Следует отметить, что результатом регулярных межгосударственных обсуждений проблем трансграничного водопользования в бассейне р. Урал стало подписание 4 октября 2016 г. в г. Астана Соглашения между правительствами РФ и РК по сохранению экосистемы бассейна. Интенсификация российско-казахстанского сотрудничества в рамках данного соглашения может стать новым этапом институционального сотрудничества – началом разработки межгосударственной концепции устойчивого водопользования в трансграничном бассейне на долговременную перспективу.

В итоге, один из ключевых аспектов успешной реализации межгосударственной стратегии интегрированного управления трансграничными водными ресурсами – стабилизация негативных факторов и явлений, снижающих эффективность институционального сотрудничества. Подходом к решению таких проблем может стать оценка институциональной устойчивости трансграничных регионов, которая позволит выявить факторы, дестабилизирующие эффективность реализации межгосударственных стратегий. Кроме того, существенным этапом может стать разработка стратегий, направленных на управление институциональной устойчивостью трансграничных регионов, реализация которых позволит достичь систематической и конструктивной деятельности в сфере урегулирования конфликтных вопросов.

Литература

1. *Корытный Л.М.* Бассейновая концепция природопользования. – Иркутск: Институт географии СО РАН, 2001. – 163 с.

2. *Блауберг И. В., Садовский В. Н., Юдин Э. Г.* Системный подход в современной науке //В кн.: Проблемы методологии системного исследования. – М.: Мысль, 1970. С.7-48.

3. *Wolf A.T., Stahl K, Macomber M.F.* Conflict and cooperation within international river basins: the importance of institutional capacity // Water Resources Update, 125, 2003. P.31-40.

2. *Гончаренко А.* Использование ресурсов трансграничных вод: состояние и перспективы // Мировая экономика и международные отношения. – 2002. – № 5. – С. 83-91.

3. *Корбут Л.В., Баскин Ю.Я.* Международно-правовой режим рек: история и современность. – М.: Наука, 1987. 160 с.

4. Комиссия Республики Казахстан и Кыргызской Республики по использованию водохозяйственных сооружений межгосударственного пользования на рр. Чу и Талас. http://www. chutalas-commission.org/ (Дата обращения – 2.04.2017).

5. *Демин А.П., Шаталова К.Ю.* Принципы и практика распределения водных ресурсов трансграничных рек России // География и природные ресурсы, 2015. №1. С.22-29.

6. *Джамалов Р.Г., Хасиев Р.С.* Современная водная дипломатия / Природа. № 9, 2011. С. 44-51.

7. *Порох А.Н.* Россия и Казахстан в решении трансграничных водных проблем // Вестник Волгоградского гос. ун-та. Сер.4., Ист. 2009. № 2 (16). С. 25-33.

8. *Чибилев А.А., Сивохип Ж.Т.* Урало-Каспийский трансграничный бассейн: современное геоэкологическое состояние и перспективы российско-казахстанского

сотрудничества // Современные проблемы аридных и семиаридных экосистем юга России: Сб. научн. статей. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2006. С. 290-301

О СТРАХОВАНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ И ПРИРОДНЫХ РИСКОВ[7]

Чеснокова И.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
ichesn@rambler.ru

Указом Президента Российской Федерации 2017 год в России объявлен Годом экологии, что связано с усилением внимания к огромному числу проблем и вопросов в экологической сфере и, в частности, к проблеме страхования экологических рисков. Экологическое страхование – это страхование гражданской ответственности хозяйствующих субъектов, деятельность которых является источником экологического риска, получение прибыли в результате предотвращения риска загрязнения окружающей среды и компенсация убытков пострадавшим от её загрязнения.

Классическая теория страхования говорит о том, что в силу закона больших чисел неблагоприятные события не происходят в одном и том же месте и в одно и то же время. Рассредоточение в пространстве и во времени случайных событий позволяет сохранять страховым компаниям финансовую устойчивость страховых операций. Экологическое страхование открывает новую нишу и для бизнеса – страхового и экологического. Объем рынка экологического страхования, например, по химической отрасли РФ оценивается в 600 млрд. руб. возможной страховой суммы. Соответственно, и доля экологических услуг (оценка экологического риска) на этом рынке выглядит наиболее значительной [1]. Формирование института экологического страхования предусмотрено и Федеральным законом «Об охране окружающей среды» (Статья 18 « Экологическое страхование» ФЗ № 7).

В развитии экологического страхования в настоящее время существует проблема, которая сдерживает внедрение одного из немногих экономических механизмов привлечения инвестиций в охрану окружающей среды. Институциональные препятствия организационно- и экономико-правового характера связаны с определением источников уплаты страховых взносов по экологическому страхованию. При добровольной форме экологического страхования источником уплаты страховых взносов является прибыль страхователя; при обязательной форме – взносы по экологическому страхованию должны включаться в издержки производства. Ни то, ни другое сегодня не реализовано, и пока осуществить невозможно.

Все предложения ведущих ученых в области экономики природопользования о необходимости принятия Федерального закона «Об обязательном экологическом страховании» до сих пор не выполнены. Другие инициативы, которые предполагают формирование источника уплаты страховых взносов из дополнительных (рентных) доходов хозяйствующих субъектов, так же остаются без внимания. В разрешительных документах на любой вид хозяйственной деятельности предлагается ввести процедуру обязательного страхования ответственности за экологический риск. Количественные характеристики могут быть установлены, исходя из оценки дополнительных природоохранных инвестиций и экологического риска.

[7] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 16-05-00200).

Не решена проблема источника уплаты страховых взносов (она применима пока только в водопользовании). Страхование гражданской ответственности водопользователя надо рассматривать как механизм, позволяющий ему получить дополнительные финансовые средства на проведение противоаварийных работ, а, следовательно, и на обеспечение охраны водных объектов. Тогда часть платы за пользование водными объектами целесообразно направлять в виде страховых взносов на реализацию договоров экологического страхования. Предварительные расчеты показывают, что при зачете в виде страховых взносов 1% платы за пользование водными объектами средства, направляемые страховщиками на предупреждение аварий у водопользователя, составили бы около 20% собранной страховой премии [2,3].

Экологическое страхование следует рассматривать как особый элемент экономического механизма государственного регулирования доступа к эксплуатации природного капитала. Оно базируется на договоренности сторон, при которой проблема охраны окружающей среды решается путем достижения баланса между экономическими целями хозяйствующего субъекта и общества, заинтересованного в обеспечении благоприятной окружающей среды, как того требует Федеральный закон от 10.01.2002 г. № 7-ФЗ. С государственной точки зрения разумно и выгодно передать некоторые риски частному капиталу. Однако при этом государство должно обеспечить институциональную поддержку бизнеса, занятого сглаживанием пиковых нагрузок в экономике. Тогда государственное регулирование приобретёт ясные и разумные очертания, в рамках которых устанавливаются общенациональные ориентиры развития экономики и вырабатываются экологические императивы природоохранной политики [2].

Что касается опасных природных процессов и страхования их последствий, то существующая в настоящее время социально-экономическая оценка ущербов от их проявления позволяет подойти к решению этой проблемы. Однако экологическое страхование, также как и страхование от опасных природных процессов, не получили должного развития в России [4, 5]. Страхование природных рисков (в первую очередь, от наводнений, землетрясений, цунами) является современной и очень актуальной проблемой, затрагивающей интересы многих людей. Его социальное значение трудно переоценить, так как оно позволяет осуществлять быстрое восстановление условий жизни людей, подвергшихся воздействию опасных природных процессов и хозяйственной инфраструктуры пострадавших территорий.

В современных условиях, когда число катастроф, вызванных проявлением опасных процессов, с каждым годом увеличивается (это относится и к России), потребность в страховании будет только возрастать. В сферу страховых отношений будут вовлекаться все новые объекты и субъекты.

По мнению автора, приоритетами при решении указанных проблем можно считать следующие:

- создание межведомственных координационных центров по организации и проведению обязательного страхования федеральной, региональной, муниципальной и частной собственности от последствий опасных природных процессов (в первую очередь от наводнений, землетрясений и др.);
- разработку положения о страховании применительно к регионам, формирование перечня первоочередных объектов страхования, для которых нужно выполнить соответствующие расчёты с учётом вероятности и интенсивности событий.

Заслуживает внимания и вопрос об оценке рисков в береговых зонах. Следует отметить, что одной из проблем является обеспечение безопасности зданий и со-

оружений, расположенных на морских побережьях. Согласно статье 1 указанного выше Федерального закона № 7-ФЗ определение «экологическая безопасность – это «состояние защищенности природной среды и жизненно важных интересов человека от возможного негативного воздействия хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера, и их последствий». Это означает, что нормы, касающиеся обеспечения экологической безопасности, можно в полной мере применить и к безопасности зданий и сооружений, расположенных на морских побережьях. Экологическая безопасность трактуется, в частности, как состояние защищенности окружающей среды, населения, территорий, хозяйственных и иных объектов от различных угроз, возникающих вследствие негативных изменений компонентов окружающей среды в результате антропогенной деятельности, природных явлений (в т.ч. опасных природных явлений и процессов, становящихся причиной стихийных бедствий) и противоправных деяний.

Обеспечение экологической безопасности включает комплекс правовых, организационных, финансовых, материальных и информационных мер по прогнозированию, предотвращению, ликвидации реальных или потенциальных угроз безопасности, смягчению их последствий. Угроза экологической безопасности представляет собой повышенную вероятность гибели отдельных природных объектов, существенного загрязнения, отравления или заражения окружающей среды, масштабы которых определяются исходя из размеров поражения среды, его устойчивости, возможности устранения, воздействия на жизнь и здоровье населения.

Система экологической безопасности призвана создать благоприятные и безопасные условия для проживания населения, сохранения и восстановления природной среды. Это должна быть постоянно развивающаяся система, которая базируется на прогностических моделях эволюции среды, включая биосферу и человеческое общество.

При определении экологической безопасности особое внимание следует уделить факторам экологической опасности, которая, в свою очередь, представляет собой любое изменение параметров функционирования природных, технических или природно-технических систем, приводящее к ухудшению качества компонентов окружающей среды. Экологически опасными факторами являются вредные антропогенные (в том числе техногенные) воздействия, а также воздействия природного характера.

Исторически сложилось так, что морские береговые зоны всегда активно осваивались человеком, несмотря на то, что они, с точки зрения освоения, являются зоной повышенного риска из-за активно протекающих в них опасных процессов. В связи с этим оценка и прогноз развития экологических и антропогенных процессов в морских береговых зонах необходимы для того, чтобы в случае возникновения природных и техногенных катастроф свести к минимуму потери, связанные с ухудшением условий жизни и здоровья людей и разрушением техносоциосферы.

В российском и зарубежном опыте освоения морских береговых зон на сегодняшний день отсутствует развитая система оценок и прогноза возникновения опасных природных и экологических процессов. Нет теоретической основы и методологии оценки и прогноза развития экологических и природных процессов в указанных зонах в случае их хозяйственного освоения; не разработаны алгоритмы и способы оценки и прогноза состояния среды.

Теоретическая новизна исследований автора заключается в экологическом подходе при решении поставленной проблемы. Геологическая среда как абиотическая

часть экосистемы подчиняется законам, согласно которым развитие экосистемы на планете направлено на поддержание приемлемых для жизни параметров биосферы. Поэтому в случае нарушения такого равновесия, например, при хозяйственном освоении территорий, экосистема начинает сопротивляться и включает репарационные процессы, направленные на снижение отрицательных последствий воздействия. С этой точки зрения экзогенные геологические процессы являются необходимым условием поддержания равновесия в биосфере.

Морские береговые зоны должны рассматриваться как зоны неустойчивого экологического равновесия с высоким уровнем вероятности возникновения природных и экологических катастроф. Это означает, что проблема оценки и прогноза развития экологических и антропогенных процессов в морских береговых зонах особенно актуальна [6]. Практическая значимость её решения заключается в безопасном освоении, застройке и эксплуатации рассматриваемых территорий Основные этапы такой работы состоят в следующем:

1. Разработка методологии, алгоритмов и методов оценки и прогноза развития опасных экологических, сейсмогеологических и антропогенных процессов в морских береговых зонах.

2. Разработка положения о земельной ренте в морских береговых зонах (на примере Балтийского и Черноморского побережий российских территориальных вод).

3. Экологическая программа по оздоровлению бассейна Черного моря (геолого-экологические и гидрологические аспекты). Создание международной базы данных и международной ГИС Черного моря, включая побережье.

4. Создание экономико-экологической модели Черного моря (включая берега) с оценкой геодинамических и социально-экономических последствий при различных сценариях освоения.

Следует отметить, что первоочередными задачами являются:

- разработка алгоритмов и способов оценки и прогноза экологических и антропогенных процессов в морских береговых зонах;
- разработка положения о порядке застройки и эксплуатации морских береговых зон (на примере Черноморского побережья);
- разработка положения о земельной ренте в морских береговых зонах с учетом прямых и косвенных рисков ущерба от опасных гидрологических и сейсмогеологических процессов;
- организация и проведение мониторинга, осуществление прогноза;
- инженерно-геологическое и гидрологическое обследование берегов и защитных сооружений с выявлением слабых и разрушающихся зон.

Черноморское побережье Краснодарского края в последнее десятилетие стало ареалом интенсивного развития жилищно-гражданских, коммунальных, спортивных объектов, в том числе туристской и санаторно-курортной инфраструктуры. Вопросы влияния опасных природных и экологических процессов на устойчивое развитие Причерноморья и прилегающей прибрежной зоны имеет в настоящее время особое значение.

Рост ущерба и масштабов опасных процессов, наблюдающийся в последние годы, требует объяснения и обоснования комплекса срочных научно-организационных, научных, административно-правовых и других мер. К сожалению, региональные и центральные власти зачастую не прислушиваются к предупреждениям ученых, что лишь временно экономит средства. В итоге отсутствие реальной деятельности приводит к большим ущербам.

Литература

1. *Моткин Г.А*. Основы экологического страхования. Институт проблем рынка РАН. М.: Наука, 1996. 190 с.
2. *Моткин Г.А*. Страховой инструментарий регулирования доступа к эксплуатации природного капитала. //Мат. III Межд. научно-практ. конф.: Эколого-экономический механизм сохранения биоразнообразия особо охраняемых природных территорий. Барнаул: Изд-во Фонда "Алтай-21 век", 2008, С. 142-144.
3. *Моткин Г.А*. Экологическое страхование: итоги и перспективы //Труды X Юбил. Всеросс. и Y Межд. конф. «Теория и практика экологического страхования: итоги и перспективы». Отд. изд. – М. – Улан-Уде: «НИЦ «Экопроект», 2010. 70 с.
4. *Кофф Г.Л., Чеснокова И.В*. Информационное обеспечение страхования от опасных природных процессов // М.:ПОЛТЕКС, 1998 . 168 с.
5. *Чеснокова И.В., Кофф Г.Л*. О страховании последствий опасных геологических процессов. //Труды IX Всероссийской и IV Международной конференции «Теория и практика экологического страхования: региональный фактор» – М.: Экопроект, 2009, С. 190-194.
6. Природные и природно-техногенные риски береговой зоны морей // Материалы международной конференции, Одесса: ИПРЭЭИ НАН Украины, 2008, 140 с

НОВЫЕ МЕТОДЫ БИОИНФОРМАЦИОННОГО МОНИТОРИНГА[8]

Щеголькова Н.М.
Институт водных проблем РАН, г. Москва, Россия
nshegolkova@mail.ru

В развитии методов биоинформационного мониторинга можно выделить несколько этапов:

– *конец XIX века* – биоиндикация качества природных вод [1] (Никитинский, 1909);

– *середина – конец XX века* – развитие методов биотестирования как основы разработки ПДК [2, 3] и классификации качества вод [4, 5]; развитие биоехнологий очистки сточных вод [6, 7];

– *конец XX века* – начало *XXI* века – эколого-экономиические показатели систем управления водными ресурсами [8];

– *начало XXI века по настоящее время* – использование методов молекулярной биологии в биоинформатике.

Таким образом, развитие методов биоинформационного (экологического) мониторинга природных и сточных вод используется для развития технологий очистки вод и методов повышения их эффективности в зависимости от состава сточных вод и требований к уровню их очистки.

В настоящем докладе отражена роль каждого из вышеуказанных научных направлений биоинформационного мониторинга и то значение, которое эти направления имеют ныне в решении водохозяйственных задач Москворецкого региона.

Применение методик биоиндикации качества реки Москвы за период 1951-2012. Анализ многолетней базы (гидрохимические, гидробиологические характеристики) данных по р. Москве показал [9] что уровень биоиндикационных характери-

[8] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №17-17-01204).

стик зачастую не соответствовал уровню загрязненности воды реки. Содержание O_2 в воде было минимальным в 1951-1965 гг., а 1970-80 гг. характеризуются наименьшим видовым разнообразием, притом с наименьшей биомассой всех сообществ. Это объясняется запоздалым воздействием загрязненности реки на состав сообществ организмов в ней: по мере накопления массы загрязненных донных отложений увеличивался вынос загрязняющих веществ (ЗВ) из донных отложений. Авторами показано несоответствие общепринятых биоиндикационных характеристик составу природных вод. Например, на всех участках реки для всех периодов наблюдений уровень сапробности, оцененный по видовому составу планктонных водорослей (индекс сапробности по методу Пантле и Бука в модификации Сладечека) соответствовал β-мезосапробной зоне. Таким образом, широко применяемый индекс не отражал степень влияния загрязняющих веществ на структуру фитопланктонных сообществ.

На основе разработанных продукционно-деструкционных моделей [3, 10, 11] была рассчитана суточная трансформация энергетического потока по трофическим звеньям (в летний период на участке вблизи выпуска Курьяновских очистных сооружений, КОС). Расчеты показали [9], что из растворенного и взвешенного органического вещества, содержащегося в воде, бактериопланктоном минерализуется менее 15% этого вещества. Менее 20% прироста бактериопланктона и фитопланктона утилизируется последующими трофическими звеньями. Суммарное годовое потребление активного ила всеми видами рыб не превышает 1,3%. Таким образом, большая часть растворенного и взвешенного органического вещества, поступающего со стоками, в круговороте по трофическим цепям не участвует, а формирует донные отложения.

Биотестирование. Анализ многолетней базы данных, кроме того, показал, что очищенные воды менее токсичны (по инфузориям, цериодафниям), чем речные, в которые поступает диффузный сток [9]. Обнаружилась прямая зависимость токсичности воды в створе выше выпуска КОС от объема диффузного стока с городской территории. Коэффициент корреляции между индексом токсичности и долей городского стока равен 0,468.

Биотехнологическое управление природными водами. Анализ экологического состояния Учинского водохранилища [12] инициировал разработку критериев, позволяющих более точно выделить зоны загрязнения донных отложений, требующие проведения мелиоративных мероприятий. Такими критериями являются:

1) градиент содержания кислорода от поверхностного слоя воды до придонного;
2) градиент по электропроводности от поверхностного слоя воды до придонного;
3) содержание органического вещества в донных отложениях.

Указанные критерии позволили вычислить объемы планируемых мелиоративных работ, необходимых для улучшения качества воды в водохранилище, а также их стоимость.

Совершенствование систем биологической очистки сточных вод. Кроме традиционных схем очистки воды (с активным илом) разрабатываются фито-очистные системы, адаптированные для климатических условий различных регионов России [13, 14].

Экологические показатели для систем управления водными ресурсами. При разработке водохозяйственных и водооохранных мероприятий (например, в рамках разработки Схем комплексного использования и охраны водных объектов – СКИОВО) необходимы количественные критерии, определяющие выбор соответст-

вующих мероприятий. Предлагаемые в докладе показатели могут служить такими критериями.

Выделены основные регулирующие воздействия, оказавшие влияние на экологическое состояние реки Москвы за последние 15 лет [14]: промывки дна (1998 год), введение в строй системы снегосплавных пунктов (2005-2006 гг.). Экологическое состояние реки Москвы оценивалось по следующим параметрам:

1) по многолетним рядам наблюдения основного потока диффузного загрязнения с городской территории;

2) по скоростям самоочищения на участке реки в 34 км ниже города.

Показано, что функционирование системы снегосплавных пунктов за период около 10 лет значительно улучшило экологическое состояние реки на городском участке. Однако скорости самоочищения на участке ниже города значительно снизились в последнее время, а по отдельным компонентам наблюдается вторичное загрязнение воды от донных отложений. При этом нагрузка от Курьяновских очистных сооружений не только не изменилась, а даже уменьшилась. Причиной снижения скоростей самоочищения и ухудшения экологического состояния реки является недостаточная самоочищающая способность р. Москвы в пределах города. Предложены технологические решения для повышения самоочищающей способности реки: проведение промывок дна реки большими объемами воды из водохранилищ с интервалом в 5 лет (при существующем режиме обводнения реки и без строительства биоплато); формирование нитри-денитрифицирующих зонах в районах активного протекания нитри-денитри-фикации процессов; строительство фито-очистных сооружений в устьях выпусков самых загрязненных стоков; искусственное разведение гидробионтов, повышающих самоочищающую способность реки.

Для реки Москвы авторским коллективом рассчитан интегральный показатель – удельный расход реки-водоприемника (УРРВ):

$$УРРВ = РР / ЧЖ,$$

где РР – расход реки ниже городских выпусков, ЧЖ – число жителей города.

В табл. 1. приведена динамика УРРВ для реки Москвы с середины XVIII века, исходя из данного показателя видно, река сегодня находится в таком же состоянии, как в 1937-1964 годы, то есть в наихудшем экологическом состоянии.

Таблица 1. Динамика УРРВ для реки Москвы

Годы	УРРВ л/(чел сут)	Годовое изменение УРРВ	Доля неочищенных бытовых стоков (в общем речном), %	Характеристика кислородного режима реки в черте города
До 1740	>12000	0	< 5	Естественный, благоприятный
1740-1870	12000-3100	- 60	< 10	Удовлетворительный
1871-1936	3100-600	- 40	30-50	Неблагоприятный в летний период
1937-1964	600-1200	+ 20	20-30	Неблагоприятный
1965-1978	1200-1400	+ 15	Снижение до 0	Неблагоприятный в летний период
1979-1996	1400-1300	± 5	0	Удовлетворительный
1997-2004	1300-800	- 70	0	Удовлетворительный
2005-2015	660-1000	+ 30	0	Удовлетворительный*

* – мониторинг р. Москвы в последние годы не проводится с той же периодичностью, что 10 лет назад, поэтому, вероятно, ухудшение кислородного режима просто не зафиксировано.

Методы молекулярной биологии и биоинформатики, позволяющие исследовать структуру прокариотных сообществ. Традиционные микробиологические методы (посевы на селективных средах), применяемые с начала функционирования очистных сооружений до сегодняшнего дня, позволяют весьма приблизительно определять микробиологическую структуру активного ила и наличие болезнетворных бактерий в сточных водах. Такое положение сегодня не может удовлетворить технологов очистных сооружений по следующим причинам:

1) невозможно прогнозировать вероятность эпидемии традиционными методами;

2) невозможно прогнозировать разложение органического вещества активным илом [14].

Методы молекулярной биологии, однако, такие возможности дают. Например, метод молекулярно-биологического анализа 16S-РНК позволяет с большой степенью точности определить структуру прокариотного сообщества в активном иле (АИ). В России этот метод эффективно применяется при анализе почв, донных (морских и речных) илов, содержимого желудочно-кишечного тракта человека и животных. Наши исследования показали: данный метод позволяет точно описать структуру прокариотного сообщества АИ и, кроме того, выделить базовые функциональные группы бактерий, которые собственно и определяют структуру данного сообщества [14].

База данных, собранная авторским коллективом, позволяет адекватно оценить способность данного сообщества разлагать тот или иной органический токсикант.

Заключение. Последние годы характеризуются бурным развитие методов биоинформационного мониторинга благодаря привлечению методов молекулярной биологии, аналитической и физической химии. Методы биоинформационного мониторинга будут выполнять все более важную роль в управлении водно-ресурсными системами.

Литература

1. *Никитинский Я.* Результаты микробиологических исследований, произведенных на опытной биологической станции на полях орошения гор. Москвы 1905-1907 годах // К вопросу о механизме действия биологического способа очистки сточных вод. – М.: Гор. тип. 1909. 76 с.
2. *Строганов С.Н.* Питание Москвы в 1903-1922 гг. по наблюдениям над сточной жидкостью. М.: Тип. М.К.Х.,1923. 32 с.
3. *Винберг Г.Г.* Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб. Минск: Изд-во БГУ. 1955. 250 с.
4. *Балушкина Е.В., Винберг Г.Г.* Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных// Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л. 1979, с.58 – 79.
5. *Розенберг Г.С.* О системной экологии // Журнал общей биологии. 1988. Т.49. № 5. С. 580-591.
6. *Яковлев С.В., Карюхина Т.А.* Биохимические процессы в очистке сточных вод. – М.: Стройиздат. 1980. 200 с.
7. *Козлов Н.М.* Процессы самоочищения и определения необходимой степени очистки сточных вод (на примере р. Москвы). Автореф. дисс. на соискание уч. ст. к.т.н., – М.:1976. 17 с.

8. *Павлов Д.С., Букварёва Е.Н.* Биоразнообразие и жизнеобеспечение человечества // Вестник Российской академии наук. Том 77.№ 11. 2007. С. 974-986.

9. *Щеголькова Н.М., Веницианов Е.В.* Охрана загрязненной реки: интенстификация самоочищения и оптимизация водоотведения. – М.: РАСХН. 2011. – 388 с.

10. *Абакумов В.А.* Система гидробиологического контроля качества природных вод в СССР // Мат-лы науч. симп. Актуальные проблемы охраны окружающей среды в Советском Союзе и Федеративной Республике Германии. Мюнхен, 1984. С. 491-507.

11. *Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. – СПб: Наука, 2001. 147 с.

12. *Веницианов Е.В., Кирпичникова Н.В., Щеголькова Н.М.* Разработка интегральных критериев выделения потенциально опасных зон донных отложений водохранилищ. // Водное хозяйство России. 2016. №6. С. 27-40.

13. *Dias V., Kriksunov E.A., Shchegolkova N.M.* MULTI-FITOX–advanced wastewater treatment system using aquatic emergent macrophytes // 5th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control. October 13-17, 2013 Nantes (France). P. 321.

14. *Щеголькова Н.М., Веницианов Е.В., Рыбка К.Ю., Звезденкова Г.А., Скрипчинский А.К.* Многолетняя динамика процессов самоочищения как интегральный показатель для выбора управляющих воздействий (на примере реки Москвы) // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2016. № 4. С. 103-117.

Сборник научных трудов

Всероссийская научная конференция с международным участием
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ: НОВЫЕ ВЫЗОВЫ И ПУТИ РЕШЕНИЯ,
посвящённая Году экологии в России и
50-летию Института водных проблем РАН
02−07 октября 2017 г

ISBN 978-5-906993-02-1

Подписано в печать 01.09.2017. Формат 60x84 1/18.
Бумага офсетная. Печать цифровая.
Усл. печ. л. 73,5. Уч.-изд. л. 74,0.
Тираж 170 экз. Заказ № 47-6161.

Федеральное государственное бюджетное учреждение
«Российский информационно-аналитический и
научно-исследовательский водохозяйственный центр»
(ФГБУ РосИНИВХЦ)
346428, г. Новочеркасск, Ростовская обл., ул. Пушкинская, 111

Издательство Лик
346430, г. Новочеркасск, пр. Платовский 82 Е
тел: 8(8635) 226-442, 8-952-603-0-609

Отпечатано в Издательско-полиграфическом комплексе «Колорит»
346430, г. Новочеркасск, пр. Платовский 82 Е
Тел. 8(863)226-442, 8-918-518-04-29, e-mail: center-op@mail.ru