

**Материалы Всероссийской научной конференции
с международным участием
20-24 августа 2012 г., Барнаул**



**Водные и
экологические
проблемы Сибири
и Центральной Азии**

Том II

**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
СИБИРСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
ИНСТИТУТ ВОДНЫХ И ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО ВОДНЫХ РЕСУРСОВ
НАУЧНЫЙ СОВЕТ РАН «ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ СУШИ»
АССОЦИАЦИЯ АКАДЕМИЙ НАУК СТРАН АЗИИ (ААSА)**

**ВОДНЫЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
СИБИРИ И ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ**

(в трех томах)

Т. II

Теоретические и прикладные аспекты экологической оценки
и мониторинга природных и природно-техногенных комплексов

Труды Всероссийской научной конференции с международным участием,
посвященной 25-летию Института водных и экологических
проблем СО РАН
(20-24 августа 2012 г., Барнаул)

Барнаул 2012

УДК 556.01 + 556.02

ББК 26.22

В

Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии: труды Всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной 25-летию юбилею Института водных и экологических проблем СО РАН: в 3 т. – Барнаул, 2012. – Т.2. - 255 с.

ISBN 978-5-904014-35-3

В сборнике представлены результаты исследований, касающиеся теоретических и прикладных аспектов изучения, экологической оценки и мониторинга природных и природно-техногенных комплексов, включающих разнотипные водные объекты и их водосборные бассейны, находящиеся на значительной территории Евразии от северо-востока России до Кавказа. Рассмотрены современные методы изучения и мониторинга биологических сообществ (фитопланктона, зоопланктона, зообентоса, макрофитов и рыб), химического загрязнения и экологического состояния поверхностных и подземных вод, атмосферы. Приведены оценки экологических последствий различных видов антропогенного воздействия (нефтегазового комплекса, угледобывающей и горнорудной промышленности, гидростроительства) и природных процессов (аридизации).

Издание может быть полезно для широкого круга исследователей и практиков в области экологии

Редакционная коллегия:

Васильев О.Ф., академик; Винокуров Ю.И., д.г.н.; Борисенко В.И.; Безматерных Д.М., к.б.н.; Болгов М.В., д.т.н.; Зиновьев А.Т., к.ф.-м.н.; Кириллов В.В., к.б.н.; Красноярова Б.А., д.г.н.; Папина Т.С., д.х.н.; Пестова Л.В., к.с.-х.н.; Пузанов А.В., д.б.н.; Рыбкина И.Д., к.г.н.

При подготовке материалов к публикации сохранен авторский стиль изложения с минимальными редакционными правками, в основном пунктуации и орфографии. Ответственность за содержание материалов несут авторы.

Печатается по решению оргкомитета конференции и при финансовой поддержке Федерального агентства водных ресурсов и гранта РФФИ № 12-05-06059-г

ISBN 978-5-904014-35-3

© Институт водных и экологических проблем СО РАН, 2012

© Коллектив авторов, 2012

МАКРОЗООБЕНТОС НИЖНЕЙ ЧАСТИ РЕКИ АРАКС

С.И. Алиев

Институт зоологии НАН Азербайджана

MACROZOOBENTHOS OF THE LOWER PART OF THE RIVER ARAKS

S.I. Aliev

*The Institute of Zoology of ANAS,
alisaleh@rambler.ru*

Приводятся результаты первого гидробиологического обследования р. Нижнего Аракса. Выявлен 91 вид беспозвоночных, относящихся к 14 систематическим группам, а также проанализирована численность и биомасса макрозообентоса.

In the presented article the results of the first hydrobiological investigations of the lower part of Araks river is given. From the river there were discovered 91 invertebrates including 14 systematic groups. The quantity and biological mass of macrozoobenthos have been analysed.

Возникновение основных рек Азербайджана относится к концу третичного периода и носит черты орографической и тектонической обусловленности: крупные реки (Кура, Аракс, Самур и др.) текут по дну межгорных котловин и долин, а горные реки (Большого и Малого Кавказа) – по продольным и поперечным долинам, соответствующим линиям тектонических разломов. Таким образом, реки Малого Кавказа делятся на две основные группы: правобережные притоки р. Куры и левобережные притоки р. Аракс. Левобережные притоки Аракса стекают со склонов Даралагезского, Зангезурского и Карабахского хребтов. Многочисленные ручьи и речки объединяются одним общим бассейном р. Аракс.

Река Аракс является самым большим притоком реки Кура и берет свое начало от северного склона горной цепи Бингел в Турции. Длина 1072 км, площадь водоема 101,9 км². Эта река на протяжении 600 км составляет государственную границу между Турцией, Азербайджаном и Ираном. Начиная от гидроузла Бахрамтапа до устья реки, она течет по территории Азербайджана. Слева в реку Аракс присоединяется Ахурчай, Зангичай, Арпачай, Нахчиванчай, Алинджачай, Охчучай, Акаричай, (Баргушадчай), Кендаланчай и др., справа – больше 100 маленьких рек, а в долине Кура-Аракса на протяжении 100 км в реку Аракс не впадает ни одна река [1].

Река Аракс имеет большое экономическое значение. Река используется для обеспечения водой населения, в оросительных целях, для получения энергии, в расширении рыбного промысла. С целью эффективного её использования на реке построен гидроузел Аракс (Нахичеванское водохранилище), Миль-Муганский и Бахрамтапинский гидроузлы. Вода,

регулируемая водохранилищем, течет в Миль-Муганский гидроузел. Главный Мильский канал, который берет свое начало с того гидроузла, дает возможность улучшить водоснабжение имеющихся орошаемых земель на территории Азербайджана (Физулинский район). А Муганский канал, находящийся на территории южного Азербайджана, обеспечивает водой 10 тыс. га целины Иранской ИР.

Материалы собраны в 2007-2008 годах с территории от Бахрамтапинского гидроузла до реки Кура (Нижний Аракс) в весеннем и летнем сезонах. Качественные пробы макрозообентоса отбирали сачком, скрипком, а количественную пробу – ковшевым дночерпателем с площадью захвата дна 1/40 м² в 8 станциях [1]. Для выявления видов сообществ проводилось ранжирование видов по индексу плотности р. Отметим, что из-за того, что на территориях Зангеланского, Джебраильского и Физулинского районов реки Аракс с 1993 года невозможно проводить исследования в силу политических обстоятельств. И поэтому с целью получения полной информации о макробентосе Аракса с 2007 года мы решили проводить свои исследования на территории от плотины Бахрамтапа реки Аракса до реки Кура (Сабирабадский район) до региона Нижнего Аракса.

Вода Аракса гидрокарбонатная. Средняя минерализация 300-500мг/л. Русло реки покрывает песок, галька и гравий. В его некоторых местах, а особенно в прудах, у русла реки встречается глинистый, песчано-илистый грунт и растительный биотоп. В застойных местах русла реки обильно развита водная растительность. Прозрачность воды по стандартному шрифту в холодное полугодие составляет <1-10см. а в теплое 3-20см. Температура воды в зоне транзита стока в течение года меняется в больших пределах, от 5,4 до 29,5°С. Сезонное изменение основных качественных показателей даны в таблице 1.

Таблица 1 – Сезонная динамика основных качественных показателей р.Аракс

| Сезоны года | Сумма ионов | рН | Жесткость, мг-экв/л | Растворенный кислород, мг/л |
|-------------|-------------|-----------|---------------------|-----------------------------|
| Зима | 486-1097 | 7,79-8,40 | 3,35-7,69 | 8,81-11,48 |
| Весна | 549-673 | 8,02-8,32 | 3,70-6,35 | 10,33-11,04 |
| Лето | 774-1464 | 7,49-8,45 | 3,70-15,59 | 6,12-8,25 |
| Осень | 566-948 | 7,68-8,15 | 3,6-10,56 | 9,05-9,25 |

В результате исследований донных сообществ в р. Аракс выявлено 91 вид безпозвоночных относящихся к 14 систематическим группам (табл. 2). Гелеиды представлены 2-мя видами, олигохеты – 4, пиявки – 3, моллюски – 19 (11 видов брюхоногих, 8 видов двустворчатых), ракообразные – 10, клещи – 2, насекомые – 51. Насекомые относились к 6 отрядам (стрекозы, поденки, клопы, жуки, ручейники, двукрылые). Среди последних наиболее разнообразны личинки хирономид (17 видов). Выявленные виды впервые указываются для реки Нижнего Аракса. Интенсивно встречаемы виды в

Нижнем Араксе: *P. geometra*, *L. stagnalis*, *L. auricularia*, *C. acuta*, *Colleopterum cyrea cyrea*, *G. lacustris*, *Gammarus lacustris*, *Pontogammarus sarsi*, *Astacus leptodactylus*, *Potamon ibericum*, *Palaemon elegans*, *Hydropsyche ornatula*, *H. instabilis*, *Ecnomus tenellus*, *Leptocerus tineiformis*, *Oecetis furva*, *Limnophilus flavicornis*, *Limnophilia sp.*, *Helius sp.*, *Helobia sp.*, *Atherix sp.*, *Tabanus sp.*, *Ephydra sp.* и др. Эти виды в массовом количестве встречаются во всех образцах.

Таблица 2 – Видовой состав макрозообентоса Нижнего Аракса, 2007-2008 гг.

| Название организмов | 2007 | 2008 |
|--|------|------|
| <i>Oligochaeta</i> | | |
| <i>Stylaria lacustris L.</i> | + | + |
| <i>Aulodrilus pigueti Kowal.</i> | + | – |
| <i>Pelosclex ferox Eisen.</i> | – | + |
| <i>Branchiura sowerbyi Bedd.</i> | – | + |
| <i>Hirudinea</i> | | |
| <i>Helobdella stagnalis L.</i> | – | + |
| <i>Piscicola geometra L.</i> | ++ | ++ |
| <i>P. fasciatus Kollar.</i> | + | + |
| <i>Mollusca</i> | | |
| <i>Lymnaea stagnalis L.</i> | ++ | ++ |
| <i>L. auricularia L.</i> | ++ | ++ |
| <i>Costatella acuta Drap.</i> | ++ | ++ |
| <i>Planorbis planorbis L.</i> | + | – |
| <i>Anisus spirorbis L.</i> | – | – |
| <i>Gyraulus albus Muller.</i> | – | + |
| <i>Valvata pulchella Studer</i> | – | + |
| <i>Hydrobia longiscata Bour.</i> | – | + |
| <i>Pyrgula sp.</i> | – | + |
| <i>Theodoxus danubialis C.pfeif.</i> | – | + |
| <i>T. pallasi Ldh.</i> | + | – |
| <i>Corbicula fluminalis Muller.</i> | + | + |
| <i>Colleopterum cyrea cyrea Dr.</i> | + | ++ |
| <i>Sphaerium corneus L.</i> | + | + |
| <i>Sph. lacustris Müller.</i> | – | ++ |
| <i>Pisidium casertanum Poli.</i> | – | + |
| <i>P. komarovi Btg.</i> | + | + |
| <i>Shadinia sp.</i> | + | + |
| <i>Sh. acromowskii Shadin.</i> | + | + |
| <i>Amphipoda</i> | | |
| <i>Dikerogammarus haemobaphes Eichw.</i> | + | – |
| <i>Gammarus lacustris Sars.</i> | – | ++ |
| <i>G. komareki araxenus Derj.</i> | – | – |
| <i>G. balcanicus alarodius Derj.</i> | – | ++ |
| <i>G. matienus Derj.</i> | + | + |

| Название организмов | 2007 | 2008 |
|---------------------------------------|------|------|
| <i>Pontogammarus sarsi</i> Sov. | ++ | ++ |
| <i>Niphargus abricossovi</i> Birst. | + | + |
| Decapoda | | |
| <i>Astacus leptodactylus</i> Esch. | ++ | ++ |
| <i>Potamon ibericum</i> Bieb. (Olev.) | + | + |
| <i>Palaemon elegans</i> Rathke. | + | + |
| Hydrocarva | | |
| <i>Eylais hamata</i> Koen. | + | – |
| <i>E. degenerata</i> Koen. | + | + |
| Odonata | | |
| <i>Aeschna juncea</i> L. | – | + |
| <i>Anax imperator</i> Leach | + | – |
| <i>Coenagrion hastulatum</i> Charp. | + | + |
| <i>C. scitulum</i> Ramb. | + | – |
| <i>Orthetrum sabina</i> Dr. | – | + |
| <i>O. albistylum</i> Fonse. | + | – |
| Ephemeroptera | | |
| <i>Siphonurus linnaeanus</i> Etn. | + | + |
| <i>Baetis rhodani</i> Pict. | + | – |
| <i>Ephemerella ignita</i> Poda. | + | + |
| <i>Centropilum luteolum</i> Müller. | – | – |
| <i>Prosopistoma foliaceum</i> Fourc | + | – |
| <i>Ordella macrura</i> Steph. | + | – |
| Hemiptera | | |
| <i>Corixa punctata</i> Illig. | + | + |
| <i>Nepa cinerea</i> L. | ++ | ++ |
| <i>Ranatra linearis</i> L. | + | ++ |
| <i>Gerris lacustris</i> L. | + | + |
| Trichoptera | | |
| <i>Hydropsyche ornatula</i> Mcl. | + | + |
| <i>H. instabilis</i> Curt. | + | + |
| <i>Ecnomus tenellus</i> Ramb. | ++ | ++ |
| <i>Leptocerus tineiformis</i> Curt. | + | + |
| <i>Oecetis furva</i> Ramb. | + | + |
| <i>Limnophilus flavicornis</i> Fabr. | + | + |
| Coleoptera | | |
| <i>Laccophilus hyalinus</i> Deg. | ++ | ++ |
| <i>Haliplus fulvus</i> Fabr. | + | – |
| <i>Noterus clavicornis</i> Deg. | – | + |
| <i>Cybister tripunctatus</i> Hochh. | + | – |
| <i>Berosus signaticollis</i> Charp. | + | – |
| Diptera | | |
| <i>Limnophilia</i> sp. | – | ++ |
| <i>Helius</i> sp. | ++ | ++ |
| <i>Helobia</i> sp. | ++ | ++ |

| Название организмов | 2007 | 2008 |
|--|------|------|
| <i>Atherix sp.</i> | + | + |
| <i>Tabanus sp.</i> | + | + |
| <i>Ephydra sp.</i> | + | + |
| <i>Chaoborus crystallinus</i> De G. | – | + |
| Chironomidae | | |
| <i>Stempelina bausei</i> Kieffer | – | – |
| <i>Micropsectra praecox</i> Mg. | – | + |
| <i>Tanytarsus exiguus</i> Jon. | ++ | – |
| <i>T. gregarius</i> Kieffer. | – | + |
| <i>T. lauterborni</i> Kieffer . | + | – |
| <i>T. lobatifrons</i> Kieffer. | – | + |
| <i>Cryptochironomus camptolabis</i> K. | – | – |
| <i>C. defectus</i> Kieffer. | ++ | ++ |
| <i>C. fuscimanus</i> Kieffer. | – | – |
| <i>C. viridulus</i> Fabr. | – | – |
| <i>Limnochironomus nervosus</i> Staeg. | – | + |
| <i>Microtendipes chloris</i> Mg. | + | + |
| <i>Chironomus plumosus</i> L. | – | – |
| <i>Cricotopus biformis</i> Edw. | – | + |
| <i>Anatopynia plumipes</i> F. | + | + |
| <i>Procladius choreus</i> Mg. | ++ | ++ |
| <i>Pelopia punctipennis</i> Kieffer. | + | + |
| Ceratopogonidae | | |
| <i>Cilucooides sp</i> | | |
| <i>Bezzia sp</i> | | |
| Всего | 86 | 90 |

Примечание: ++ – массовые виды.

Таблица 3 – Количество видов, средняя годовая численность и биомасса макрозообентоса в реке Аракс, 2007-2008 гг.

| Группы | 2007 | | | 2008 | | |
|----------------------|------|----|------|------|----|------|
| | N | C | B | N | C | B |
| <i>Oligochaeta</i> | 6 | 48 | 0,16 | 7 | 56 | 0,20 |
| <i>Hirudinea</i> | 5 | 14 | 0,06 | 5 | 20 | 0,08 |
| <i>Mollusca</i> | 9 | 72 | 0,28 | 10 | 84 | 0,30 |
| <i>Amphipoda</i> | 7 | 34 | 0,12 | 5 | 44 | 0,18 |
| <i>Decapoda</i> | 3 | 1 | 0,02 | 2 | – | – |
| <i>Hydrocarina</i> | 2 | 26 | 0,07 | 2 | 34 | 0,09 |
| <i>Odonata</i> | 6 | 44 | 0,15 | 8 | 59 | 0,22 |
| <i>Ephemeroptera</i> | 5 | 30 | 0,10 | 6 | 38 | 0,12 |
| <i>Hemiptera</i> | 8 | 28 | 0,09 | 8 | 30 | 0,11 |
| <i>Coleoptera</i> | 6 | 64 | 0,22 | 9 | 46 | 0,14 |
| <i>Trichoptera</i> | 10 | 84 | 0,30 | 10 | 72 | 0,20 |

| Группы | 2007 | | | 2008 | | |
|------------------------|------|-----|------|------|-----|------|
| | N | C | B | N | C | B |
| <i>Diptera</i> | 4 | 18 | 0,04 | 4 | 30 | 0,10 |
| <i>Chironomidae</i> | 8 | 66 | 0,25 | 10 | 90 | 0,32 |
| <i>Ceratopogonidae</i> | 2 | – | – | – | – | – |
| Всего | 82 | 503 | 1,59 | 88 | 569 | 1,98 |

Примечание: N – количество видов, C – численность, B – биомасса (г/м³).

Общая биомасса макрозообентоса изменялась в пределах 1,66-2,06 г/м² при численности 529-603 экз./м². Доминирующими группами были насекомые.

Литература

1. Рустамов С.Г., Кашкай Р.М. Водный баланс Азербайджанской ССР. – Баку: Элм, 1978. – 110 с.
2. Мамедов М.А. Гидрография Азербайджана. – Баку: «Nafta-Press», 2002. – 265 с.
3. Жадин В.И. Методика изучения донной фауны водоемов и экологии донных беспозвоночных // Жизнь пресных вод СССР. Т. 4. Ч. 1. – М.-Л., 1956.– С. 279-376.

ПОСЛЕДСТВИЯ СООРУЖЕНИЯ КРАСНОЯРСКОЙ ГЭС ДЛЯ ЗООБЕНТОСА РЕКИ ЕНИСЕЙ

А.В. Андрианова

*ФГБУН Институт вычислительного моделирования сибирского
отделения РАН*

THE CONSEQUENCES OF CONSTRUCTION OF KRASNOYARSK HYDROELECTRIC DAM FOR ZOOBENTHOS IN THE YENISEI RIVER

A.V. Andrianova

*Institute of Computational Modeling of Siberian Branch of Russian Academy of
Sciences,
andrav@icm.krasn.ru*

Проведены исследования сообщества зообентоса реки Енисей на участке от плотины Красноярской ГЭС до устья р. Подкаменной Тунгуски. Описан видовой состав, представлены количественные параметры и пространственная динамика развития донной фауны. Оценены последствия зарегулирования Енисея для зообентоса реки. Отмечено продолжительное увеличение биомассы донных

сообществ, особенно на участке от плотины Красноярской ГЭС до устья р. Ангары. Качество воды в р. Енисей по состоянию зообентоса от плотины Красноярской ГЭС до устья р. Ангары соответствовало IV классу (загрязненная), ниже устья р. Ангары – III классу (умеренно загрязненная).

The exploration of the zoobenthos community of the Yenisei River was carried out from the dam of Krasnoyarsk's hydroelectric power station to the mouth of the Podkamennaya Tunguska River. The species composition was described; the quantitative parameters and the spatial dynamics of the benthic fauna's evolution were shown. All consequences of the regulation of Yenisei River for the zoobenthos were estimated. The prolonged increase of the biomass of benthic community, especially from the dam of Krasnoyarsk's hydroelectric power station to the mouth of the Angara River, was marked. According to condition of zoobenthos the water between the the dam of Krasnoyarsk's hydroelectric power station and the mouth of Angara River conformed to IV (polluted) class of quality and downstream the mouth – III (moderate clean) class of quality.

С вводом в эксплуатацию Красноярской ГЭС в р. Енисей произошло коренное изменение гидрологического, гидрохимического и гидробиологического режимов. Экологические перестройки в сообществах гидробионтов требуют углубленного изучения и многолетнего мониторинга как для оценки нанесенного экологического ущерба, так и для выработки научных основ стратегии преодоления негативных последствий и восстановления биологического потенциала экосистемы Енисея. Однако в настоящее время система гидробиологического мониторинга на Енисее практически отсутствует.

Зообентос имеет особое значение в процессах самоочищения и оценке степени загрязнения водных экосистем, кроме того, донные беспозвоночные доминируют в рационе енисейских рыб (сиговые, лососевые, осетровые, хариусовые и др.).

Исследования проводились в 2000-е гг. Они охватили участок реки в горном Верхнем Енисее (от плотины Красноярской ГЭС до устья р. Ангары) и в полугорном Среднем Енисее – 456 км ниже устья р. Ангары. Для отбора проб было намечено 10 разрезов. Осуществлено 5 масштабных экспедиций. Забор грунта производился у обоих берегов на глубине до 2 м.

В составе донной фауны основного русла р. Енисей на исследованном участке выявлено 164 таксона беспозвоночных. Наиболее богато в качественном отношении представлены личинки двукрылых (91 вид).

Для Верхнего Енисея наиболее типичен литореофильный биоценоз, занимающий каменисто-галечные грунты, омываемые значительным течением. Кроме того, широко распространены промежуточные биоценозы, в формировании которых первостепенную роль играют степень заиленности грунта, наличие микробентических обрастаний, высшей водной растительности и др. факторы. В зообентосе Верхнего Енисея обнаружено 125 таксонов беспозвоночных. Донные сообщества представлены в основном

амфиподами, хириномидами и олигохетами; поденки и ручейники не играли существенной роли. Основу общей численности донной фауны вносили хириномиды (более 40 %); биомассы – гаммарусы (более 50 %).

В Среднем Енисее (ниже устья р. Ангары) наиболее распространен псаммореофильный биоценоз на перемываемых речных песках. По сравнению с верхним участком зообентос претерпевает существенные изменения. Видовое разнообразие снизилось до 107 таксонов, особенно в группе хириномид. В первую очередь из зообентоса исчезли виды хириномид и олигохет литореофильного комплекса. Среди бокоплавов выше устья р. Ангары доминируют 2 вида, которые являются байкальскими эндемиками; ниже Ангары в массе развивается только один из них. В то же время видовое разнообразие ручейников и особенно поденок увеличилось. Главенствующее положение по-прежнему занимают хириномиды (35 %), но доля амфипод и олигохет существенно снизилась. Им на смену приходят двустворчатые моллюски, поденки и ручейники. Наибольший вклад в биомассу (30 %) приносят амфиподы.

Наиболее продуктивными оказались пелофильные и фитофильные биоценозы (табл. 1). Плотность пелофильных сообществ достоверно выше, чем литореофильных ($t_{st}=2,3$). Количественные показатели зообентоса Верхнего Енисея достоверно выше, чем в Среднем Енисее ($t_{st}=4,7; 6,5; 4,7$ для N, B и P, соответственно, табл. 1).

Таблица 1 – Количественные характеристики зообентоса различных биоценозов и участков р. Енисей

| Тип биоценоза | N, экз./м ² | B, г/м ² | P, кал/м ² сут | P/R |
|----------------|------------------------|---------------------|---------------------------|------|
| Галька | 2450 ± 330 | 12,0 ± 2,1 | 127,0 ± 20,0 | 0,56 |
| Ил | 4790 ± 980 | 10,5 ± 1,4 | 117,0 ± 16,9 | 0,50 |
| Смешанные | 2500 ± 610 | 8,3 ± 1,4 | 98,0 ± 16,0 | 0,57 |
| С макрофитами | 4410 ± 1030 | 10,0 ± 1,2 | 116,5 ± 16,4 | 0,53 |
| Без макрофитов | 2800 ± 360 | 11,1 ± 1,5 | 118,3 ± 14,8 | 0,55 |
| Верхний Енисей | 3340 ± 420 | 10,7 ± 1,1 | 117,7 ± 11,2 | 0,54 |
| Средний Енисей | 1220 ± 160 | 2,9 ± 0,6 | 51,9 ± 8,5 | 0,52 |

Индекс видового разнообразия Шеннона (*H*) используется в качестве показателя степени загрязнения вод. Значения *H* для сообществ зообентоса Верхнего Енисея были не высоки (в среднем 2,2±0,1) и согласно [1] соответствовали «загрязненным водам». Лишь ниже устья Ангары индекс увеличивался до значений более 3 – «чистые воды».

Для оценки антропогенного влияния в качестве обобщающей функциональной характеристики донных сообществ принято использовать отношение продукции сообщества к суммарным тратам на обменные процессы организмов (*P/R*). Величины *P/R*, рассчитанные на основе физиологического метода, для енисейского зообентоса стабильно высоки (табл. 1) и характерны для донных сообществ «грязных» водоемов [2].

Интегральная оценка качества воды по нескольким показателям зообентоса (индексы сапробности, Гуднайта и Уитлея, Балушкиной, а так же модифицированный индекс Вудивисса [3]) характеризует Верхний Енисей как «загрязненный» (IV класс); Средний Енисей – «умеренно загрязненный» (III класса) согласно [4].

Зарегулирование стока Енисея плотинами коренным образом изменило донную фауну. По данным В.Н.Грезе [5] на участке между Красноярском и Ангарой ядро литореофильного биоценоза составляли личинки ручейников, поденок, мошек, типичны были крупные личинки веснянок и некоторые реофильные хирономиды. В настоящее время практически исчезли веснянки и мошки, значительно уменьшилось число видов ручейников и поденок. В связи с происходящим эвтрофированием и снижением самоочистительной способности экосистемы Енисея, в прибрежье увеличилась доля заиленных грунтов, где в массе развиваются олигохеты, особенно в районе г. Красноярска и перед устьем р. Ангары.

Количественные характеристики зообентоса после зарегулирования Енисея существенно выросли (табл. 2), особенно на участке от плотины до устья Ангары: численность – более чем в 2 раза, биомасса – в 5 раз. На участке ниже Ангары плотность зообентоса не изменилась, но биомасса выросла вдвое.

Таблица 2 – Численность и биомасса зообентоса Енисея до и после зарегулирования

| Участок реки | 1950-е гг. [5] | 1974 [7] | 1977 [7] | 1980 [7] | 1989 [8] | 1994 [6] | 2002 [1] | 2000-е гг. |
|----------------|----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------------|------------------|
| Верхний Енисей | <u>1,55</u> | <u>2,79</u> | <u>3,28</u> | <u>2,29</u> | — | <u>1,54</u> | <u>2,51±0,40</u> | <u>3,54±0,61</u> |
| | 2,2 | 5,9 | 5,3 | 2,7 | | 5,8 | 9,4±3,5 | 10,8±1,1 |
| Средний Енисей | <u>1,54</u> | — | — | — | <u>2,44</u> | <u>1,44</u> | — | <u>1,22±0,17</u> |
| | 1,2 | | | | 8,4 | 4,9 | | 2,8±0,9 |

Примечание: числитель – численность, тыс. экз./м²; знаменатель – биомасса, г/м²; «–» – нет данных.

Рост количественных показателей обусловлен распространением байкальских амфипод вверх по течению Енисея, а так же массовым развитием хирономид и олигохет. Доля амфипод в биомассе зообентоса увеличилась в 10 раз, хирономид – в 9 раз, олигохет – в 40 раз.

Литература

1. Финогенова Н.П., Алимов А.Ф. Оценка степени загрязнения вод по составу донных животных // Методы биологического анализа пресных вод.– Л., 1976. – С. 95-106.
2. Биоиндикация экологического состояния равнинных рек / Под ред. О.В. Бухарина, Г.С. Розенберга. – М.: Наука, 2007. – 403 с.
3. Гольд З.Г. Оценка качества воды Красноярского водохранилища по биологическим критериям // Биологические процессы и самоочищение Красноярского водохранилища. – Красноярск: КрасГУ, 1980. – С. 175-189.

4. ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – М.: Изд-во стандартов, 1982. – 14 с.
5. Грезе В.Н. Кормовые ресурсы рыб реки Енисей и их использование. – М.: Пищепромиздат, 1957. – Т. 41. 236 с.
6. Ануфриева Т.Н., Коваленко Н.Е., Шулепина С.П. Ежегодник качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям на территории деятельности Среднесибирского УГМС за 2002 г. – Красноярск: Среднесибирское УГМС, 2003. – 138 с.
7. Заделенов В.А. Современное состояние популяций осетровых рыб (Acipenseridae) и их кормовой базы в бассейне Енисея // Сиб. экол. Журн. – 2000. – Т. 7. – Вып. 3. – С. 287-291.
8. Комлев В.Г. Количественные изменения зообентоса р. Енисей на участке г. Красноярск – устье р. Ангары // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Вып. 2: Элементы биотического круговорота: Тез. докл. к V Всесоюзному лимнологическому совещанию (2-4 сент. 1981 г., Листвничное на Байкале). – Иркутск, 1981. – С. 138-139.
9. Куклин, А.А., Бурнев С.Л., Заделенов В.А., Клеуш В.О., Литвинов А.П. К характеристике донной фауны Енисея и его притоков // Тезисы докладов VI съезда ВГБО (8-11 октября 1991 г., г. Мурманск). – Мурманск, 1991. – С. 141-143.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ ОТХОДОВ РУДНИКА «ВЕСЕЛЫЙ» НА СОСТОЯНИЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

*И.А. Архипов, Н.В. Ларикова, Ю.В. Робертус
ИВЭП СО РАН, Барнаул,
arhipov@iwep.ru*

ENVIRONMENTAL ASPECTS OF THE «VES'ELY» MINE WASTES IMPACT ON SURFACE WATER

*I.A. Arkhipov, N.V. Larikova, U.V. Robertus
IWEP SB RAS, Barnaul,
arhipov@iwep.ru*

Анализируется влияние шахтного водоотлива, сбросов и фильтрационных потерь технологических вод золотоизвлекательной фабрики (ЗИФ) на качество поверхностных вод в районе рудника «Веселый» (Республика Алтай).

In the paper the effect of mine pumping, discharge and filtration loss of process water at the gold-mining plant (GMP) on the surface water quality nearby the «Ves'ely» mine (Republic of Altai) is analyzed.

Горнодобывающие предприятия являются заметным фактором негативного воздействия на экологическое состояние окружающей среды. Основная роль принадлежит сбросам и выбросам загрязняющих веществ, а также отходам добычи и переработки руд – вскрышным и вмещающим породам, хвостам обогащения и передела руд.

Все эти вещества в конечном итоге оказываются в водных экосистемах. Природные воды, особенно поверхностные, наиболее подвержены негативному антропогенному воздействию. В последние годы особенно актуальным становится исследование генотоксичности суммарных загрязнений водной среды [1]. Наличие таких нарушений является индикатором стресса, ведущего к появлению аномальных клеток и снижению иммунной потенции организма элиминировать подобные нарушения [2].

В связи с этим цель нашей работы заключалась в исследовании химическими и генотоксикологическими методами качества воды поверхностных водотоков, находящихся в зоне влияния основных объектов инфраструктуры ОАО «Рудник «Веселый».

Материалы и методы. Исходя из гидрологических и гидрогеологических особенностей района рудника, изучение проведено на 3-х узловых участках с разной степенью техногенной нагрузки: импакт (промзона рудника), буфер (с. Сейка), условно фоновый участок (окрестности с. Ынырга). Объекты исследования – пробы воды (8) и донных отложений (5) рек Синюха, Сейка, Ынырга (транзитеров жидких и твердых отходов рудника), ручья Амур (фоновый водоток), а также шахтный водоотлив и вода из хвостохранилища золото-извлекательной фабрики (ЗИФ) (рис. 1).

В гидрологическом плане район относится к бассейну р. Ынырга (левый приток р. Саракочша, впадающей в р. Бия). Поверхностные водотоки в пределах промзоны (импактный участок 1) представлены р. Синюха (расход около 12 тыс. м³/год) и ее притоками, вода которых относится к сульфатно-гидрокарбонатному натриево-магниевому-кальциевому гидрохимическому типу. Их питание смешанное – за счет подземных вод и атмосферных осадков. В зимний период большинство из водотоков перемерзает.

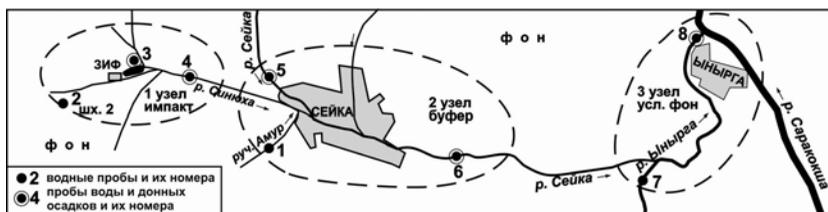


Рис. 1. Схема отбора проб воды и донных осадков в зоне влияния рудника «Веселый»

Изучение проб выполнено в аккредитованных лабораториях: атомно-абсорбционный анализ на тяжелые металлы в ИГМ СО РАН (г. Новосибирск); общий химический состав воды, анализы на фторореагенты и другие специфические загрязнители, используемые в технологии обогащения руд в РНИХЭЛ (г. Горно-Алтайск) [3]. Методической основой экологической интерпретации полученных данных являлось сравнение их с местными геохимическими фонами и с действующими ПДК [3].

Для оценки генотоксических эффектов воды и донных осадков в качестве тест-объекта выбран культурный ячмень (*Hordeum vulgare* L.), удовлетворяющий критериям, предъявляемым к тест-объектам и рекомендованный ВОЗ для исследований генетической и токсической активности ксенобиотиков окружающей среды [4-6]. Для цитогенетического анализа использовали семена ячменя сорта Золотник селекции Алтайского научно-исследовательского института сельского хозяйства СО РАСХН (урожай 2010 года).

Для приготовления водной вытяжки к навеске материала измельченных воздушно-сухих донных осадков добавляли дистиллированную воду в соотношении 1:4. Смесь перемешивали и встряхивали в течение одного часа, а затем отстаивали. Для анализа использовали надосадочную жидкость (РД 52.24.635-2002). Для контроля семена проращивали в дистиллированной воде. Перед окрашиванием корешки проростков ячменя мацерировали в 5N HCl в течение 20 минут при комнатной температуре и 3 раза по 20 минут промывали в дистиллированной воде [7].

Клетки на временных давленных препаратах, окрашенных 2 % ацетоорсеином, анализировали на наличие нарушений митоза в анафазе (фрагменты, мосты, отставшие хромосомы и др.), далее рассчитывали частоту хромосомных aberrаций (ХА, % доля клеток с нарушениями). Для оценки митотической активности меристематической ткани подсчитывали клетки в митозе и в интерфазе, а затем вычисляли митотический индекс (МИ, % доля делящихся клеток) [8]. Препараты анализировали под световым микроскопом ЛЮМАМ И2 при 448-кратном увеличении.

Для проверки статистических гипотез о различиях абсолютных и относительных контрольных и опытных частот использовали критерий критерия Фишера (преобразование арксинуса) и кси-квадрат (χ^2) с поправкой Йетса на непрерывность для двух независимых выборок. Во всех процедурах рассчитывали достигнутый уровень значимости (p), критический уровень которого принимали равным 0,05.

Результаты и обсуждение. Золото-медные руды обрабатываемого рудником «Веселый» Синюхинского месторождения относятся к практически неопасным для окружающей среды (V класс). Конечным этапом применяемой на ЗИФ рудника технологии обогащения руд является

флотация с использованием малоопасных (III-V класс) флотореагентов – полиакриламид, ксантогенат натрия бутиловый, сосновое масло.

Анализ вклада специфических загрязнителей в токсичность технологических вод указывает на преобладающую роль тяжелых металлов (ТМ) в ее формировании. В частности, это подтверждается статистически значимой прямой связью величины Кр с содержанием в них профилирующих ТМ обогащаемых руд – медь, железо, цинк [9-10].

Уровни присутствия тяжелых металлов в изученных отходах рудника в целом невысокие. Так в хвостах ЗИФ только концентрации меди, мышьяка и сурьмы в 2,5-12 раз превышают ПДК для почв. В технологических водах превышение ПДК отмечено для железа, меди и ртути, а в шахтной воде – для меди и ртути. Эту же специфику загрязнения наследуют реципиенты – вода и донные осадки руч. Синюха (табл. 1).

Таблица 1 – Средние уровни присутствия ТМ в отходах рудника, в воде и донных осадках руч. Синюха

| Отходы, природные среды | Fe | Ni | Co | Cu | Zn | Pb | As | Sb | Bi | Cd | Hg |
|--|------|----|----|------|-----|------|-----|-----|----|-------|-------|
| Хвосты ЗИФ, мг/кг | 7500 | 19 | 15 | 530* | 65 | 7 | 24* | 12* | 5 | 0,14 | 0,98 |
| Технологические воды, кг/дм ³ | 752* | – | – | 66* | 7,2 | 1,2 | – | – | – | <0,01 | 0,20* |
| Шахтные воды, мкг/дм ³ | 68 | – | – | 35* | 4,6 | 0,3 | – | – | – | 0,01 | 0,07* |
| Вода р.Синюха, мкг/дм ³ | 160* | – | – | 18* | 4,3 | <0,1 | – | – | – | <0,01 | 0,04 |
| Донные осадки реки, мг/кг | 4500 | 45 | 25 | 140* | 105 | 50 | 45* | 20* | 12 | 0,35 | 0,20 |

Примечание: * – содержание > 1 ПДК для почв и вод рыбохозяйственных водоемов.

Примечательно, что в ряду «технологические воды ЗИФ – шахтный водоотлив – загрязненная вода руч. Синюхи» содержание большинства тяжелых металлов закономерно уменьшается, что указывает на технологические и, в меньшей степени, на шахтные воды как основных поставщиков ТМ с импактного участка в поверхностный сток района.

Анализ химического состава воды транспортирующих водотоков показал, что на путях транзита специфических загрязняющих веществ их максимальные концентрации проявлены в интервале 0-3 км ниже источников их поступления (до устья р. Синюха), а их повышенный уровень сохраняется на расстоянии до 13 км, т.е. до устья р. Ынырга. Такая же ситуация проявлена и для большинства катионов и анионов вод, содержание которых превышает местный фон в 3-5 и более раз (табл. 2).

Таблица 2 – Состав воды (мг/дм³) транзитных водотоков района рудника «Веселый»

| Объекты опробования | Ca ²⁺ | Na ⁺ | NO ²⁻ | NO ³⁻ | SO ₄ ²⁻ | Cl ⁻ |
|------------------------|------------------|-----------------|------------------|------------------|-------------------------------|-----------------|
| Синюха, выше шахты | 8,5 | 8,4 | 0,022 | 1,49 | 11,1 | 2,1 |
| Синюха, ниже ЗИФ | 41,1* | 21,5* | 0,073* | 12,84* | 52,9* | 5,5* |
| Синюха, устье | 47,1* | 14,0 | 0,116* | 10,87* | 35,6* | 5,3* |
| Сейка, среднее течение | 27,0* | 7,0 | 0,038 | 3,50 | 12,0 | 2,5 |
| Ынырга, устье | 8,5 | 3,9 | 0,024 | 2,36 | 6,9 | 1,5 |

Примечание: * – содержание веществ более 3-х фонов.

Генотоксикологический анализ технологических вод, а также водотоков транспортирующих загрязняющие вещества ЗИФ показал повышенный уровень хромосомных aberrаций в меристеме ячменя по сравнению с дистиллированной водой и местным фоном (руч. Амур, рис. 2, табл. 3).

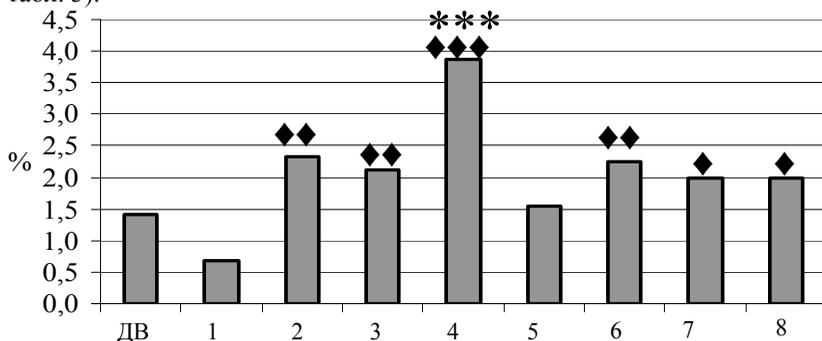


Рис. 2 Частота хромосомных aberrаций, индуцируемых водой, в корневой меристеме ячменя: *** – различие с дистиллированной водой (ДВ) статистически значимо при $p < 0,001$; различие с фоном значимо при: ♦ – $p < 0,05$; ♦♦ – $p < 0,01$; ♦♦♦ – $p < 0,001$

Необходимо отметить, что значение частоты хромосомных aberrаций для технологических вод из прудка-отстойника ЗИФ существенно превышало фоновый уровень, но в то же время было заметно ниже, чем в максимально загрязненной ими воде р. Синюха в среднем течении, находящейся в пределах так называемой импактной зоны влияния. Уровень хромосомных aberrаций для р. Синюхи в 5,7 превышал фоновый. Возможно, потенциально генотоксичные вещества ЗИФ в речной воде представлены в наиболее доступной и активной для живых организмов форме.

На путях транзита загрязненной воды р. Синюха отмечено снижение генотоксической активности, однако частота хромосомных aberrаций для воды р. Сейки продолжала оставаться существенно выше местного фона (руч. Амур), на что указывают статистически значимые различия. Генотоксическая активность воды сохранялась и в устье р. Ынырги, то есть полного очищения загрязненной воды при ее механическом разбавлении не происходило.

Митотическая активность клеток тест-объекта при действии воды большинства исследуемых образцов отличалась незначительно (табл. 3). Отмечена лишь тенденция к ее повышению для воды р. Сейки, отобранной выше впадения в нее р. Синюха. Статистически значимая стимуляция митотической активности клеток меристемы ячменя наблюдается при проращивании семян в воде из устья р. Ынырги.

Таблица 3 – Митотический индекс и частота хромосомных aberrаций в корневой меристеме ячменя при воздействии воды и водных вытяжек донных отложений

| Номер пробы и место отбора | Общее число клеток | МИ ± ошибка, % | Общее число анафаз | ХА ± ошибка, % |
|---------------------------------|--------------------|----------------|--------------------|---------------------|
| Водные пробы | | | | |
| Дистиллированная вода | 6020 | 6,40±0,32 | 1000 | 1,40±0,37 |
| 1. Амур, фоновый водоток | 5007 | 6,91±0,36 | 1030 | 0,68±0,26 |
| 2. Водоотлив шахты № 2 | 6241 | 6,55±0,31 | 1118 | 2,33±0,45aa |
| 3. Прудок-отстойник № 5 | 6242 | 6,65±0,32 | 1087 | 2,12±0,44aa |
| 4. Синюха, среднее течение | 5793 | 6,72±0,33 | 979 | 3,88±0,62aaa** * |
| 5. Сёйка, выше устья р. Синюха | 4993 | 7,33±0,37 | 1043 | 1,53±0,38 |
| 6. Сейка, среднее течение | 6234 | 6,79±0,32 | 1023 | 2,25±0,46aa |
| 7. Ынырга, выше устья р. Сейка | 6099 | 6,25±0,31 | 904 | 1,99±0,46a |
| 8. Ынырга, устье | 5323 | 7,46±0,36* | 1062 | 1,98±0,43a |
| Водные вытяжки донных отложений | | | | |
| Дистиллированная вода | 6313 | 6,43±0,31 | 1017 | 1,08±0,32 |
| 3. Прудок-отстойник № 5 | 6095 | 6,53±0,32 | 1080 | 1,76±0,40 |
| 4. Синюха, среднее течение | 4965 | 6,53±0,35 | 1034 | 0,87±0,29 |
| 5. Сёйка, выше устья р. Синюха | 5062 | 6,44±0,35 | 985 | 0,91±0,30 |
| 6. Сейка, среднее течение | 5139 | 6,01±0,33 | 1062 | 0,56±0,23 |
| 8. Ынырга, устье | 5002 | 7,50±0,37* | 1092 | 2,38±0,46* |

*Примечание: *** – различие с дистиллированной водой статистически значимо при $p < 0,001$; различие с фоном значимо: a – при $p < 0,05$; aa – при $p < 0,01$; aaa – при $p < 0,001$.*

Стимулирующие эффекты на митотическую активность клеток наблюдаются при действии низких доз, а также при сочетанном действии различных генотоксически активных факторов [11]. Согласно данным [12] компоненты окружающей среды, стимулирующие метаболизм клеток, способны вызывать морфофизиологические аномалии как в растительных, так и в животных организмах.

Следует отметить, что вода р. Ынырги из ее устья одновременно стимулирует митотическую активность меристемы и повышают уровень aberrантных клеток. Таким образом, на протяжении всего изученного участка не происходит самоочистения водной среды, и сохраняется потенциальная опасность генотоксичности.

В рамках изучения влияния основных отходов рудника на экологическое состояние донных отложений водных объектов был проведен анализ распределения концентраций ТМ на путях их транзита. Установлено [13], что в донных осадках р. Синюха, находящейся в зоне влияния ЗИФ,

происходит заметное накопление ассоциации содержащихся в рудах ТМ (Cu, Zn, Hg, Pb, Ag, Bi), что объясняется повышенным уровнем присутствия илистого материала хвостов обогащения руд. Максимум их накопления в осадках проявлен в устье р. Синюха (табл. 4). При дальнейшем транзите хвостов концентрации ТМ постепенно снижаются из-за увеличения доли терригенной составляющей донных осадков.

Таблица 4 – Среднее содержание ТМ в донных осадках транзитных водотоков, мг/кг [9]

| Объекты опробования | Расстояние от прудка, км | Cr | V | Ni | Co | Cu | Zn | Pb | Hg |
|-------------------------|--------------------------|-----|-----|----|----|-----|-----|----|------|
| Прудок-отстойник № 5 | 0 | 110 | 250 | 50 | 35 | 450 | 110 | 80 | 0,98 |
| Синюха, среднее течение | 0,5 | 95 | 200 | 40 | 25 | 150 | 90 | 50 | 0,20 |
| Синюха, устье | 3 | 100 | 220 | 50 | 30 | 200 | 100 | 74 | 0,24 |
| Сейка, среднее течение | 6 | 70 | 150 | 35 | 20 | 150 | 70 | 15 | 0,32 |
| Ынырга, устье | 13 | 25 | 60 | 22 | 17 | 21 | 45 | 13 | 0,05 |

Генотоксический потенциал донных отложений оценивали по результатам исследования водных вытяжек, в которых проращивали семена ячменя. Повышенные значения частоты хромосомных aberrаций индуцировали вытяжки илистых донных осадков из прудка-отстойника ЗИФ и, особенно из устья р. Ынырга (более чем двукратное превышение). Отметим, что осадки из других мест были в основном гравийно-песчаными. Известно [14], что чем меньше размер частиц, тем более токсичен грунт. Статистически значимая стимуляция митотической активности клеток меристемы наблюдается при проращивании семян как в воде, так и в вытяжке донных осадков из устья р. Ынырга.

Таким образом, проведенные исследования в районе рудника «Веселый» показали наличие специфического загрязнения и генотоксической активности водных систем транзитных водотоков 2-3 порядка. С учетом этого обстоятельства можно считать, что зона потенциального влияния производственной инфраструктуры рудника имеет линейный характер и длину порядка 15 км – от истоков р. Синюха до устья р. Ынырга.

Полученные результаты позволяют сделать следующие выводы.

- производственные отходы рудника «Веселый» являются, как правило, малоопасными для окружающей среды, в том числе для биоты;
- основными загрязнителями поверхностных вод района являются тяжелые металлы перерабатываемых руд и специфические вещества технологии их обогащения на ЗИФ. Максимальные уровни экотоксикантов в транзитных водотоках отмечены ниже хвостохранилища ЗИФ, но их повышенное присутствие проявлено до устья р. Ынырга;

- вода и донные отложения водных объектов в зоне влияния ЗИФ проявляют генотоксическое действие на корневую меристему ячменя;
- максимальная частота хромосомных аберраций индуцирована водой р. Синюха ниже промзоны рудника. По мере транзита отмечено снижение, но слабые генотоксические эффекты сохранялись вплоть до устья р. Ынырга;
- экологическое состояние воды р. Амур (местный фон) находится на условно благоприятном уровне, а р. Синюха – основного реципиента воздействия отходов ЗИФ – на неблагоприятном уровне.

Литература

1. Прохорова И.М., Фомичева А.Н., Ковалева М.И., Бабаназарова О.В. Пространственная и временная динамика мутагенной активности воды оз. Неро // Биология внутренних вод. Приложение. – 2008. – № 2. – С. 17-24.
2. Захаров В.М., Чубинишвили А.Т. Мониторинг здоровья среды на охраняемых природных территориях. – М., 2001. – 148с.
3. Робертус Ю.В. Заключительный отчет по мониторингу режима и качества природных вод для оценки влияния на них шахтного водоотлива и фильтрационных потерь ЗИФ ОАО «Рудник Веселый» в 2011 г. (отчет по договору № 2 от 14.03.2011г.). – Горно-Алтайск, 2011.
4. Гарина К.П. Ячмень как возможный объект для цитологического исследования при изучении мутагенности факторов окружающей среды // Генетические последствия загрязнения окружающей среды. Общие вопросы и методика исследования. – М.: 1977. – С. 110-116.
5. Гигиенические критерии состояния окружающей среды (ГКСОС). – 51. – Руководство по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ. – Женева: ВОЗ, 1989. – 212 с.
6. Constantin MJ, Nilan RA Chromosome aberration assays in barley (*Hordeum vulgare*) // *Mutation Research*. – 1982. – V. 99. – P. 13-36.
7. Eroglu Y., Eroglu HE., Ibas AI. Gamma Ray Reduces Mitotic Index in Embryonic Roots of *Hordeum vulgare* L. // *Advances in Biological Research*. – 2007. – V. 1. – P. 26-28.
8. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. – М.: Агропромиздат, 1988. – 217 с.
9. Робертус Ю.В., Любимов Р.В., Сакладов А.С. Химический состав и токсичность отходов горнодобывающих предприятий Республики Алтай // Изв. Бийского отдел. Русс. географ. об-ва. Вып. 26. – 2006. – С. 108-112.
10. Робертус Ю.В., Любимов Р.В., Сакладов А.С. О влиянии производственных отходов ОАО «Рудник Веселый» на состояние окружающей среды // Бюлл. "Природные ресурсы Горного Алтая". – 2007. – № 1. – С. 79-82.
11. Буторина А.К., Калаев В.Н. Анализ чувствительности различных критериев цитогенетического мониторинга // Экология. – 2000. – № 3. – С. 206-210.
12. Гарипова Р.Ф. Биотестирование и экоанализ в мониторинге территорий, подверженных микроэлементному загрязнению: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Оренбург: 2011. – 44 с.

13. Складов А.С. Характер и масштабы влияния на окружающую среду отходов горнодобывающих предприятий Республики Алтай. Автореф. дис. ... канд. геол.-минер. наук. –Томск: 2009. – 22 с.
14. Моисеенко, Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. – М.: Наука, 2009. – 400 с.

РАЗРАБОТКА ПРИНЦИПОВ И МЕТОДОВ ПОДХОДА К ФОРМИРОВАНИЮ КОМПЬЮТЕРНЫХ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ СИСТЕМЫ «ОЗЕРО БАЙКАЛ – ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА (ПОТОКИ)»

О.Ю. Астраханцева,

Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, г. Иркутск

PRINCIPLES AND METHODS TO DEVELOP COMPUTER PHYSICAL-CHEMICAL MODELS OF THE SYSTEM «LAKE BAIKAL-ENVIRONMENT (FLOWS) »

O.Yu. Astrakhanitseva

A.P. Vinogradov Institute of Geochemistry, SB RAS, Irkutsk

astra@igc.irk.ru

Созданы принципы и методы подхода к формированию компьютерных физико-химических моделей сложной системы «оз. Байкал – окружающая среда (потоки)».

We developed the principles and methods to create physical-chemical models of a complex system «Lake Baikal – environment».

Важнейшей теоретической проблемой гидрогеохимии является изучение механизма процессов формирования химического состава природных вод континентальных водоемов, а так же прогнозирование качества вод при различных режимах их эксплуатации. Целью наших исследований было создание имитационных моделей процессов формирования химического состава природных вод оз. Байкал методами компьютерного физико-химического моделирования.

Для такого исследования существует алгоритм физико-химического моделирования эволюции системы локально-равновесных резервуаров, связанных потоками подвижных групп фаз [1-2] с положенной в его основу теорией стабильных стационарных мегасистем [3] и универсальный инструмент для решения широкого круга задач физико-химического

моделирования – программный комплекс «Селектор». Учитывая, что исследования физико-химических свойств системы «оз. Байкал – окружающая среда (потоки)» методом компьютерного физико-химического моделирования еще никем ранее не проводились, перед исследователями была поставлена задача создания принципов и методов подхода к формированию компьютерных физико-химических моделей этой сложной системы.

Формирование моделей начинается с начального этапа – геолого-геохимической модели сложной системы «Байкал–потоки», создание которой обуславливает необходимость определения баланса масс: количества вещества в водах озера и потоках, поступающих и вытекающих из озера и установления особенностей миграции и аккумуляции компонентов, поступающих в озеро с потоками. В связи с этим были поставлены следующие задачи: провести рациональное районирование, т.е. выделить равновесные системы в озере Байкал, или участки со стабильными физико-химическими параметрами (температурой, давлением, химическим составом, которые обмениваются потоками вещества и энергии); создать водную балансовую модель всех потоков и систем мегасистемы «оз. Байкал»; составить информационную модель для объектов исследования (установить состояние природного фона систем и потоков мегасистемы озера в отрезок времени, предшествующий активным антропогенным нагрузкам; рассчитать химические балансы всех резервуаров и потоков мегасистемы); создать базы данных количества вещества в системах и потоках (г/год и моль/год).

Была разработана блок-схема этапов формирования компьютерной физико-химической модели оз. Байкал [4-5]. Согласно постулатам химической термодинамики, стабильные свойства внутренней среды системы (температуру, давление, химический состав вод, массу) можно определить только в состоянии ее химического и термического равновесия [6]. В такой открытой системе, как оз. Байкал, равновесному состоянию отвечает термическое равновесие в его водах. Известна модель термодинамической мегасистемы В.И. Верболова с соавторами, которые впервые применили подход к оз. Байкал как к мегасистеме, состоящей из районов, или систем с индивидуальными стабильными термическими характеристиками [7]. Эту методологию мы и взяли за основу.

Было определено состояние внутренней среды систем (поверхностных, прибрежных, глубинных, придонных вод пяти резервуаров озера) мегасистемы «оз. Байкал» [5], а также их равновесный фазовый и компонентный состав. Во взятой за основу многорезервуарной термодинамической модели озера по методу термодинамического анализа водных минеральных систем Р. Гаррелза [6] через физико-химические параметры проведена оценка геохимического состояния систем Байкала. Рассчитанные химические равновесные модели поверхностных, прибрежных, глубинных и придонных вод пяти резервуаров оз. Байкал показали, что характеристики геохимических сред (общая минерализация, характеристики

кислотно-основных и окислительно-восстановительных состояний, а так же концентрации форм нахождения компонентов) в этих водах являются индивидуальными для каждого резервуара. По физико-химическим условиям формирования новообразованного вторичного вещества и характеру геохимической среды озера Байкал является многорезервуарной системой.

Морфология озера (сложный рельеф дна и, соответственно, перепады глубин) определяет своеобразие и особенности гидродинамических процессов, градиентов температуры, давления, интенсивности водообмена, количества вещества и характер геохимической среды вод в пяти его резервуарах: Южном, Селенгинском, Среднем, Ушканьеостровском, Северном. Сложный рельеф дна является тем фактором, который определяет различие физических и химических процессов в водах и донных отложениях озера Байкал по его акватории в резервуарах.

Озеро Байкал – динамическая мегасистема, работающая в стационарном режиме (постоянство своего неравновесного состояния), состоящая из равновесных термодинамических систем со стабильными физико-химическими характеристиками. Модель степени протекания процесса в глобальной мегасистеме «оз. Байкал – потоки» представляется как совокупность последовательно связанных потоками водного раствора реакторов-резервуаров [5]. Стабильность мегасистемы обусловлена локальным равновесием в системах (поверхностные, прибрежные, глубинные, придонные воды) пяти резервуаров Байкала. Объект нашего исследования – мегасистема «оз. Байкал – окружающая среда (потоки)», а также совокупность геохимических процессов, происходящих в результате обмена энергией при взаимодействии вещества вод резервуаров озера и вещества входящих и выходящих потоков (аэрозоль, дождь + снег, реки, речная взвесь, подземные воды, минеральные воды, приток озерных вод из соседних резервуаров озера, потоки из донных отложений, сток озерных вод в соседние резервуары озера или в реку Ангару, потоки в донные отложения).

Стационарных систем (параметры которых не менялись бы со временем) в природе не бывает, но можно выбрать интервал времени, в течение которого система может считаться стационарной, т.е. обладающей временной стационарностью. Годичный цикл климатических характеристик окружающей среды, в которой находится объект нашего исследования, обуславливает выбор единицы времени периодически повторяющихся процессов (1 год). Следовательно, системы «резервуары оз. Байкал – потоки» сохраняют во времени свои среднегодовые физико-химические характеристики стабильными. Среднегодовое содержание компонентов мегасистемы «Байкал-потоки» являются нужными термодинамическими параметрами. Разработана методика расчета среднегодового химического состава независимых компонентов в потоках и системах для физико-химической модели «озеро Байкал» [4-5].

Существующий разрозненный эмпирический материал по водам, донным отложениям и потокам озера Байкал приведен в систему: на

большом фактическом материале установлено состояние природного фона систем и потоков мегасистемы Байкала в отрезок времени, предшествующий активным антропогенным нагрузкам, т.е. созданы среднеголетние базы данных по содержанию в мг/л и моль/кг макро-, микро-, биогенных элементов и органического вещества (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al , Si , Mn^{2+} , $\text{Fe}_{\text{общ}}$, SO_4^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , H^+ , O_2 , As , B , Cr , Cu , Cd , Hg , Pb , Sr , Zn , Co , U , V , Br , Rb , Mo , $\text{C}_{\text{орг}}$, $\text{N}_{\text{орг}}$, $\text{P}_{\text{орг}}$, $\text{S}_{\text{орг}}$, CO_2 , Ti) в системах и потоках многорезервуарной системы [8-9];

Рассчитаны морфометрические характеристики резервуаров оз. Байкал [10], проведена количественная оценка масштабов движения подземных вод в земной коре водосборных бассейнов резервуаров озера, которая позволила оценить масштабы подземного химического выноса [11]; оценена интенсивность водообмена в резервуарах и водные балансы потоков, выпадающих и вытекающих из резервуаров [12], оценена внутренняя нагрузка – потоки из донных отложений и потоки в донные отложения в резервуарах [13].

Выявлено среднее значение постоянной времени обмена вод для каждого резервуара: в Северном резервуаре – около 386 лет; в Ушкуньеостровском – около 129; в Среднем – около 287; в Селенгинском – около 25; в Южном – около 96 лет [12]. Водообмен – неотъемлемый фактор формирования химического состава воды, который определяет время взаимодействия воды с горными породами и органическим веществом и контролирует направленность взаимодействия в системах «воды резервуаров оз. Байкал – потоки». Особенность морфологии озера Байкал – сложный рельеф дна, что определяет интенсивность водообмена, обуславливает ее различие в резервуарах и, следовательно, является определяющим фактором в формировании химического состава вод и донных отложений. Чем больше значение времени обмена вод, тем большее количество компонентов, поступающих и вступающих во взаимодействие с веществом вод резервуара связывается, т.е. вступает в реакции комплексообразования, переходит из растворенной в твердую фазу и остается в нем. Самое большое количество рассеивающихся (мигрирующих в растворенных формах) компонентов и легко выносящихся из резервуара отмечено для Селенгинского резервуара, в Северном резервуаре количество связанных компонентов, перемещающихся в растворенной и твердой фазе – наибольшее. На данном этапе исследования рассчитаны химические балансы резервуаров и потоков мегасистемы «оз. Байкал», созданы базы данных количества вещества в системах и потоках в г/год [13-16].

Литература

1. Кулик Д.А., Чудненко К.В., Карпов И.К. Алгоритм физико-химического моделирования эволюции системы локально-равновесных резервуаров, связанных потоками подвижных групп фаз // Геохимия. – 1992. – № 6. – С. 858-879.

2. Чудненко К.В. Теория и программное обеспечение метода минимизации термодинамических потенциалов для решения геохимических задач. Дисс... доктора г.-м. наук. – Иркутск, 2007. – 385с.
3. Карпов И.К. Физико-химическое моделирование на ЭВМ в геохимии. – Новосибирск: Наука, 1981. – 247с.
4. Астраханцева О.Ю. Создание физико-химической модели «Мегасистема оз. Байкал». Выделение полуавтономных подсистем в озере Байкал // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН. – 2003. – №7. – С. 124-129.
5. Астраханцева О.Ю., Чудненко К.В., Глазунов О.М. Выделение полуавтономных систем в озере Байкал // Вестник ИрГТУ. – 2010. – № 4 (44). – С. 6-16.
6. Garrels R.M. Mineral equilibria at low temperature and pressure. – New York: Harper, 1960. – 306 p.
7. Верболов В.И., Сокольников В.М., Шимараев М.Н. Гидрометеорологический режим и тепловой баланс оз. Байкал. – М.-Л.: Наука, 1965. – 373 с.
8. Астраханцева О.Ю. Принципы создания модели «Мегасистема оз. Байкал», база данных // Проблемы земной цивилизации. Вып.6, ч.1. – Иркутск, 2002. – С. 72-121.
9. Астраханцева О.Ю. База данных химического состава вод и потоков оз. Байкал // Экосистемы и природные ресурсы горных стран. Материалы первого Междунар. симпоз. «Байкал. Современное состояние поверхностной и подземной гидросферы горных стран». – Новосибирск: Наука, 2004. – С. 233-260.
10. Астраханцева О.Ю. Расчет морфометрических характеристик сложной системы «Озеро Байкал» // Вестник ИрГТУ. – 2007. – № 4 (32). – С. 42-49.
11. Астраханцева О.Ю. Количественная оценка потока «Подземные воды», впадающего в озеро Байкал, для пяти резервуаров озера Байкал: Южного, Селенгинского, Среднего, Ушканьеостровского, Северного // Вестник ИрГТУ. – 2007. – № 3 (31). – С. 15-21.
12. Астраханцева О.Ю., Глазунов О.М. Водный баланс мегасистемы «Озеро Байкал» // Вестник ИрГТУ. – 2008. – № 3 (35). – С. 148-154.
13. Астраханцева О.Ю., Тимофеева С.С., Глазунов О.М. Химические балансы пяти резервуаров озера Байкал // Вестник ИрГТУ. – 2009. – № 1 (37). – С. 11-23.
14. Астраханцева О.Ю., Чудненко К.В., Глазунов О.М. Химический баланс Южного резервуара озера Байкал // Вестник ИрГТУ. – 2011. – № 8 (55). – С. 16-28.
15. Астраханцева О.Ю., Чудненко К.В., Глазунов О.М. Химический баланс Селенгинского резервуара озера Байкал // Вестник ИрГТУ. – 2012. – № 1 (60). – С. 20-32.
16. Астраханцева О.Ю., Чудненко К.В., Глазунов О.М. Химический баланс Среднего резервуара озера Байкал // Вестник ИрГТУ. – 2012. – № 3 (62). – С. 18-30.

РАВНОВЕСНЫЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД РЕЗЕРВУАРОВ ОЗЕРА БАЙКАЛ

*О.Ю. Астраханцева, К.В. Чудненко
Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, г. Иркутск*

EQUILIBRIUM PHYSICAL-CHEMICAL MODELS OF SURFACE WATER OF LAKE BAIKAL RESERVOIRS

*O.Yu. Astrakhantseva, K.V. Chudnenko
A.P. Vinogradov Institute of Geochemistry, SB RAS, Irkutsk,
astra@igc.irk.ru*

Исследованы формы существования элементов в поверхностных водах оз. Байкал и проведено их сравнение в системах пяти его резервуаров. Рассчитанные химические равновесные модели поверхностных вод резервуаров Байкала показали, что характеристики геохимических сред (общая минерализация, характеристики кислотно-основных и окислительно-восстановительных состояний, а так же концентрации форм нахождения компонентов) в этих водах являются индивидуальными.

We investigated the modes of element occurrences in surface water of Lake Baikal by the methods of equilibrium thermodynamics and compared them in the systems of five reservoirs of Lake Baikal. The calculated chemical equilibrium models of surface water from five reservoirs indicated that characteristics of geochemical environments such as total mineralization, characteristics of acid-base and redox states as well as concentrations of modes of component occurrences are individual of each reservoir.

Методами равновесной термодинамики исследованы формы существования элементов в поверхностных водах оз. Байкал и проведено их сравнение в его пяти резервуарах. Для этого использованы составы изученных независимых компонентов систем «Поверхностные воды» резервуаров озера – исходные векторы мольных количеств [1-2] (табл.1). Все термодинамические свойства газов, зависимых компонентов водного раствора и минералов, параметры состояния НКФ [3-4] взяты из базы данных SPRONS [3]. Расчеты проводились с помощью программного комплекса (ПК) «Селектор-С» [5]. Физико-химическое моделирование поверхностных вод резервуаров оз. Байкал представляло расчет химического равновесного состояния систем. Использовано 32 независимых компонента (Na, K, Ca, Mg, Al, Si, Mn, Fe, S, C, Cl, N, P, H, O, As, B, Cr, Cu, Cd, Hg, Pb, Sr, Zn, Co, U, V, Br, Rb, Mo, Ti и e^- , где e^- – электрон, т.е. электрорядность компонента). C, N, P, S представлены суммарным количеством минеральной и органической форм.

Для всех систем использовался одинаковый набор зависимых компонентов из термодинамических баз данных: a_sprons98.DB (водные компоненты), g_sprons98.DB (газы), s_sprons98.DB (твердые фазы). Общее

число зависимых (вероятных) компонентов 246, включая воду как растворитель. Газовая фаза включает 6 компонентов. Твердые фазы представлены списком тех минералов, которые потенциально могут присутствовать в равновесии: карбонаты, сульфаты, оксиды и гидрооксиды.

Моделирование проводилось при среднегодовых температурах каждой системы. Озеро Байкал – открытая система, обменивающаяся с атмосферой веществом и энергией. Учет в модели газов, растворенных в байкальской воде, производится исходя из следующих предположений. Кислород и углекислый газ участвуют в геологическом и биологическом круговоротах вещества. Следовательно, необходимо знать их количественные характеристики в водах оз. Байкал (аналитические данные) и использовать для построения имитационных моделей термодинамических систем. Газообразный азот важен, прежде всего, тем, что он фиксируется цианобактериями в водах озера и вступает в биологический круговорот. В наших базах данных он представлен как $N_{\text{орг}}$ и NO_3^- . Благородные газы Ne и Ar – химически инертны, в геологическом и биологическом круговоротах вещества они не участвуют. Рассчитан полный компонентный состав, включая ионы, сложные нейтральные и заряженные ассоциаты поверхностных вод пяти резервуаров оз. Байкал при среднемноголетних, присущих каждой системе температурах.

Модели систем оз. Байкал показали, что характеристики кислотно-основных и окислительно-восстановительных состояний геохимических систем (определяемых, соответственно, величинами pH и Eh) для систем оз. Байкал различаются так же, как и их общая минерализация (табл. 3). Установлены виды химических соединений независимых компонент, которые присутствуют в водных системах. Все зависимые компоненты образуют ионные пары, причем в нескольких формах. Только макрокомпоненты на 99% представлены в виде свободных незакомплексованных ионов. Доминирующая форма серы – SO_4^{2-} , углерода – HCO_3^- . Хлор присутствует в виде иона Cl⁻. У всех биогенных компонентов и микроэлементов, кроме Br, основные формы нахождения в водах Байкала – ионные комплексы. Причем у таких компонентов, как Al, Cu, Cr, Fe, As, P, Hg, U, V, доминирующие формы нахождения в разных системах различаются.

Сложный рельеф дна является тем фактором, который определяет различие физических и химических процессов в водах и донных отложениях озера Байкал по его акватории в участках (резервуарах). Морфология озера имеет сложный рельеф дна и, соответственно, перепады глубин, что определяет своеобразие и особенности гидродинамических процессов, градиентов температуры, давления, интенсивности водообмена, количества вещества и характера геохимической среды (pH, Eh, среднемноголетняя концентрация компонентов) в пяти его резервуарах: Южном, Селенгинском, Среднем, Ушканьеостровском, Северном. Несмотря на то, что Байкал – ультрапресное озеро, оно имеет большой диапазон химических компонентов,

что индивидуально для каждого резервуара и их систем (поверхностные, прибрежные, глубинные, придонные воды, донные отложения). Рассчитанные химические равновесные модели глубинных вод всех резервуаров оз. Байкал показали, что характеристики геохимических сред (общая минерализация, характеристики кислотно-основных и окислительно-восстановительных состояний, а так же концентрации форм нахождения компонентов) в этих водах являются индивидуальными для каждого резервуара.

Таблица 1 – Исходный химический состав (вектор «b») систем «Поверхностные воды» резервуаров озера Байкал, среднееголетние содержания

| Независимый компонент | Поверхностные воды резервуаров, (моль/кг) | | | | |
|-----------------------|---|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | Южный | Селенгинский | Средний | Ушканьеостр. | Северный |
| K | 5,25x10 ⁻⁵ | 4,92x10 ⁻⁵ | 5,40x10 ⁻⁵ | 4,77x10 ⁻⁵ | 4,22x10 ⁻⁵ |
| Na | 1,73x10 ⁻⁴ | 1,67x10 ⁻⁴ | 1,84x10 ⁻⁴ | 1,62x10 ⁻⁴ | 1,43x10 ⁻⁴ |
| Ca | 3,92x10 ⁻⁴ | 4,02x10 ⁻⁴ | 4,11x10 ⁻⁴ | 3,90x10 ⁻⁴ | 4,09x10 ⁻⁴ |
| Mg | 1,33x10 ⁻⁴ | 1,43x10 ⁻⁴ | 1,27x10 ⁻⁴ | 1,39x10 ⁻⁴ | 1,34x10 ⁻⁴ |
| Al | 2,18x10 ⁻⁶ | 3,49x10 ⁻⁶ | 3,48x10 ⁻⁶ | 3,38x10 ⁻⁶ | 1,84x10 ⁻⁶ |
| Si | 4,14x10 ⁻⁵ | 4,57x10 ⁻⁵ | 3,78x10 ⁻⁵ | 4,43x10 ⁻⁵ | 4,52x10 ⁻⁵ |
| Mn | 2,47x10 ⁻⁸ | 2,20x10 ⁻⁸ | 4,92x10 ⁻⁸ | 2,13x10 ⁻⁸ | 2,84x10 ⁻⁸ |
| Fe | 4,50x10 ⁻⁷ | 6,22x10 ⁻⁷ | 6,21x10 ⁻⁷ | 6,03x10 ⁻⁷ | 5,15x10 ⁻⁷ |
| S | 4,11x10 ⁻⁵ | 5,77x10 ⁻⁵ | 5,86x10 ⁻⁵ | 5,59x10 ⁻⁵ | 5,79x10 ⁻⁵ |
| C | 1,16x10 ⁻³ | 1,18x10 ⁻³ | 1,16x10 ⁻³ | 1,12x10 ⁻³ | 1,04x10 ⁻³ |
| Cl | 1,59x10 ⁻⁵ | 2,84x10 ⁻⁵ | 2,83x10 ⁻⁵ | 2,75x10 ⁻⁵ | 2,20x10 ⁻⁵ |
| N | 9,42x10 ⁻⁷ | 1,03x10 ⁻⁶ | 9,46x10 ⁻⁷ | 9,98x10 ⁻⁷ | 9,02x10 ⁻⁷ |
| P | 1,04x10 ⁻⁷ | 1,13x10 ⁻⁷ | 1,01x10 ⁻⁷ | 1,10x10 ⁻⁷ | 9,48x10 ⁻⁸ |
| H | 1,16x10 ⁻³ | 1,18x10 ⁻³ | 1,16x10 ⁻³ | 1,05x10 ⁻³ | 1,01x10 ⁻³ |
| O | 4,35x10 ⁻³ | 4,42x10 ⁻³ | 4,41x10 ⁻³ | 3,99x10 ⁻³ | 3,95x10 ⁻³ |
| As | 4,02x10 ⁻⁹ | 4,03x10 ⁻⁹ | 4,02x10 ⁻⁹ | 3,91x10 ⁻⁹ | 3,91x10 ⁻⁹ |
| B | 8,66x10 ⁻⁷ | 8,67x10 ⁻⁷ | 8,66x10 ⁻⁷ | 8,40x10 ⁻⁷ | 8,40x10 ⁻⁷ |
| Cr | 8,02x10 ⁻⁹ | 1,07x10 ⁻⁸ | 1,15x10 ⁻⁸ | 1,03x10 ⁻⁸ | 1,03x10 ⁻⁸ |
| Cu | 1,54x10 ⁻⁸ | 5,55x10 ⁻⁸ | 1,57x10 ⁻⁸ | 5,37x10 ⁻⁸ | 1,77x10 ⁻⁸ |
| Cd | 1,03x10 ⁻¹⁰ | 2,42x10 ⁻¹⁰ | 2,06x10 ⁻¹⁰ | 2,34x10 ⁻¹⁰ | 3,30x10 ⁻¹⁰ |
| Hg | 1,25x10 ⁻⁹ | 1,61x10 ⁻⁹ | 1,25x10 ⁻⁹ | 1,56x10 ⁻⁹ | 3,89x10 ⁻¹⁰ |
| Pb | 1,94x10 ⁻⁹ | 2,24x10 ⁻⁹ | 2,26x10 ⁻⁹ | 2,17x10 ⁻⁹ | 1,88x10 ⁻⁹ |
| Sr | 2,98x10 ⁻⁶ | 3,15x10 ⁻⁶ | 2,98x10 ⁻⁶ | 3,05x10 ⁻⁶ | 3,05x10 ⁻⁶ |
| Zn | 1,14x10 ⁻⁷ | 9,55x10 ⁻⁸ | 9,38x10 ⁻⁸ | 9,25x10 ⁻⁸ | 9,25x10 ⁻⁸ |
| Co | 8,10x10 ⁻¹⁰ | 7,18x10 ⁻¹⁰ | 6,48x10 ⁻¹⁰ | 6,95x10 ⁻¹⁰ | 8,27x10 ⁻¹⁰ |
| U | 1,69x10 ⁻⁹ | 1,95x10 ⁻⁹ | 1,69x10 ⁻⁹ | 1,89x10 ⁻⁹ | 1,88x10 ⁻⁹ |
| V | 7,96x10 ⁻⁹ | 9,09x10 ⁻⁹ | 8,88x10 ⁻⁹ | 8,81x10 ⁻⁹ | 9,48x10 ⁻⁹ |
| Br | 2,77x10 ⁻⁹ | 2,77x10 ⁻⁷ | 5,03x10 ⁻⁹ | 2,69x10 ⁻⁷ | 2,32x10 ⁻⁹ |
| Rb | 8,23x10 ⁻⁹ | 4,52x10 ⁻⁹ | 3,76x10 ⁻⁹ | 4,38x10 ⁻⁹ | 4,45x10 ⁻⁹ |
| Mo | 9,43x10 ⁻⁹ | 7,45x10 ⁻⁹ | 6,65x10 ⁻⁹ | 7,22x10 ⁻⁹ | 9,05x10 ⁻⁹ |
| C _{орг} | 1,10x10 ⁻⁴ | 9,98x10 ⁻⁵ | 1,81x10 ⁻⁴ | 9,67x10 ⁻⁵ | 2,06x10 ⁻⁴ |
| N _{орг} | 8,77x10 ⁻⁶ | 1,01x10 ⁻⁵ | 1,49x10 ⁻⁵ | 9,75x10 ⁻⁶ | 1,70x10 ⁻⁵ |
| P _{орг} | 2,13x10 ⁻⁷ | 2,54x10 ⁻⁷ | 4,31x10 ⁻⁷ | 2,46x10 ⁻⁷ | 4,90x10 ⁻⁷ |
| S _{орг} | 5,67x10 ⁻⁷ | 5,10x10 ⁻⁷ | 9,31x10 ⁻⁷ | 4,94x10 ⁻⁷ | 1,06x10 ⁻⁶ |
| H | 111,02 | 111,02 | 111,02 | 111,02 | 111,02 |
| O | 55,51 | 55,51 | 55,51 | 55,51 | 55,51 |

Таблица 2 – Концентрации компонентов в системах пяти резервуаров озера Байкал, рассчитанные методом минимизации свободной энергии Гиббса

| Компонент | Резервуары | Поверхностные воды | | Компонент | Резервуары | Поверхностные воды | | Компонент | Резервуары | Поверхностные воды | |
|-----------|------------|------------------------|-----------------------|-----------|------------|------------------------|------------------------|-----------|------------|------------------------|------------------------|
| | | моль/кг | мг/кг | | | моль/кг | мг/кг | | | моль/кг | мг/кг |
| K | Южный | 4.767x10 ⁻⁵ | 1,864 | Cl | Южный | 2.752x10 ⁻⁵ | 0,9758 | Sr | Южный | 3.051x10 ⁻⁶ | 0,2674 |
| | Селенг | 4.92x10 ⁻⁵ | 1,923 | | Селенг | 2,841x10 ⁻⁵ | 1,007 | | Селенг | 3,149x10 ⁻⁶ | 0,2759 |
| | Средний | 5.398x10 ⁻⁵ | 2,111 | | Средний | 2,835x10 ⁻⁵ | 1,005 | | Средний | 2,982x10 ⁻⁶ | 0,2613 |
| | Ушкан | 4.767x10 ⁻⁵ | 1,864 | | Ушкан | 2.752x10 ⁻⁵ | 0,9758 | | Ушкан | 3.051x10 ⁻⁶ | 0,2674 |
| | Север | 4.216x10 ⁻⁵ | 1,648 | | Север | 2.201x10 ⁻⁵ | 0,7803 | | Север | 3.05x10 ⁻⁶ | 0,2672 |
| Na | Южный | 1.621x10 ⁻⁴ | 3,728 | N | Южный | 1.075x10 ⁻⁵ | 0,1506 | Zn | Южный | 9.254x10 ⁻⁸ | 6,051x10 ⁻³ |
| | Селенг | 1.673x10 ⁻⁴ | 3,847 | | Селенг | 1,11x10 ⁻⁵ | 0,1554 | | Селенг | 9,55x10 ⁻⁸ | 6,245x10 ⁻³ |
| | Средний | 1.836x10 ⁻⁴ | 4,221 | | Средний | 1,587x10 ⁻⁵ | 0,2223 | | Средний | 9,377x10 ⁻⁸ | 6,132x10 ⁻³ |
| | Ушкан | 1.621x10 ⁻⁴ | 3,728 | | Ушкан | 1.075x10 ⁻⁵ | 0,1506 | | Ушкан | 9,254x10 ⁻⁸ | 6,051x10 ⁻³ |
| | Север | 1.434x10 ⁻⁴ | 3,297 | | Север | 1,789x10 ⁻⁵ | 0,2506 | | Север | 9,249x10 ⁻⁸ | 6,048x10 ⁻³ |
| Ca | Южный | 3.895x10 ⁻⁴ | 15,61 | P | Южный | 3.554x10 ⁻⁷ | 0,01101 | Co | Южный | 6.95x10 ⁻¹⁰ | 4,098x10 ⁻⁵ |
| | Селенг | 4.02x10 ⁻⁴ | 16,11 | | Селенг | 3,668x10 ⁻⁷ | 0,01136 | | Селенг | 7,18x10 ⁻¹⁰ | 4,23x10 ⁻⁵ |
| | Средний | 4.112x10 ⁻⁴ | 16,48 | | Средний | 5,32x10 ⁻⁷ | 0,01648 | | Средний | 6,48x10 ⁻¹⁰ | 3,819x10 ⁻⁵ |
| | Ушкан | 3.895x10 ⁻⁴ | 15,61 | | Ушкан | 3,554x10 ⁻⁷ | 0,01101 | | Ушкан | 6,95x10 ⁻¹⁰ | 4,098x10 ⁻⁵ |
| | Север | 4.088x10 ⁻⁴ | 16,38 | | Север | 5,85x10 ⁻⁷ | 0,01812 | | Север | 8,28x10 ⁻¹⁰ | 4,877x10 ⁻⁵ |
| Mg | Южный | 1.385x10 ⁻⁴ | 3,367 | As | Южный | 3.907x10 ⁻⁹ | 2,93x10 ⁻⁴ | U | Южный | 1.886x10 ⁻⁹ | 4,489x10 ⁻⁴ |
| | Селенг | 1.429x10 ⁻⁴ | 3,474 | | Селенг | 4.032x10 ⁻⁹ | 3,02x10 ⁻⁴ | | Селенг | 1.946x10 ⁻⁹ | 4,633x10 ⁻⁴ |
| | Средний | 1.268x10 ⁻⁴ | 3,082 | | Средний | 4.024x10 ⁻⁹ | 3,015x10 ⁻⁴ | | Средний | 1.689x10 ⁻⁹ | 4,02x10 ⁻⁴ |
| | Ушкан | 1.385x10 ⁻⁴ | 3,367 | | Ушкан | 3.907x10 ⁻⁹ | 2,927x10 ⁻⁴ | | Ушкан | 1.886x10 ⁻⁹ | 4,489x10 ⁻⁴ |
| | Север | 1.344x10 ⁻⁴ | 3,267 | | Север | 3.905x10 ⁻⁹ | 2,926x10 ⁻⁴ | | Север | 1.885x10 ⁻⁹ | 4,487x10 ⁻⁴ |
| Al | Южный | 3.381x10 ⁻⁶ | 0,09124 | B | Южный | 8.404x10 ⁻⁷ | 9,086x10 ⁻³ | V | Южный | 8.811x10 ⁻⁹ | 4,489x10 ⁻⁴ |
| | Селенг | 3.49x10 ⁻⁶ | 0,09416 | | Селенг | 8.673x10 ⁻⁷ | 9,377x10 ⁻³ | | Селенг | 9,094x10 ⁻⁹ | 4,633x10 ⁻⁴ |
| | Средний | 3.483x10 ⁻⁶ | 0,09397 | | Средний | 8,656x10 ⁻⁷ | 9,358x10 ⁻³ | | Средний | 8,878x10 ⁻⁹ | 4,523x10 ⁻⁴ |
| | Ушкан | 3.381x10 ⁻⁶ | 0,09124 | | Ушкан | 8,404x10 ⁻⁷ | 9,086x10 ⁻³ | | Ушкан | 8,811x10 ⁻⁹ | 4,489x10 ⁻⁴ |
| | Север | 1.844x10 ⁻⁶ | 0,04974 | | Север | 8,4x10 ⁻⁷ | 9,081x10 ⁻³ | | Север | 9,477x10 ⁻⁹ | 4,828x10 ⁻⁴ |
| Si | Южный | 4.433x10 ⁻⁵ | 1,245 | Cr | Южный | 1.032x10 ⁻⁸ | 5,367x10 ⁻⁴ | Br | Южный | 2.687x10 ⁻⁷ | 0,02147 |
| | Селенг | 4.575x10 ⁻⁵ | 1,285 | | Селенг | 1,065x10 ⁻⁸ | 5,539x10 ⁻⁴ | | Селенг | 2,773x10 ⁻⁷ | 0,02216 |
| | Средний | 3.782x10 ⁻⁵ | 1,062 | | Средний | 1,15x10 ⁻⁸ | 5,98x10 ⁻⁴ | | Средний | 5,031x10 ⁻⁷ | 4,02x10 ⁻⁴ |
| | Ушкан | 4.433x10 ⁻⁵ | 1,245 | | Ушкан | 1,032x10 ⁻⁸ | 5,367x10 ⁻⁴ | | Ушкан | 2,687x10 ⁻⁷ | 0,02147 |
| | Север | 4.522x10 ⁻⁵ | 1,27 | | Север | 1,032x10 ⁻⁸ | 5,364x10 ⁻⁴ | | Север | 2,319x10 ⁻⁷ | 1,853x10 ⁻⁴ |
| Mn | Южный | 2.131x10 ⁻⁸ | 1,17x10 ⁻³ | Cu | Южный | 5.375x10 ⁻⁸ | 3,415x10 ⁻³ | Rb | Южный | 4.379x10 ⁻⁹ | 3,742x10 ⁻⁴ |
| | Селенг | 2,2x10 ⁻⁸ | 1,21x10 ⁻³ | | Селенг | 5,547x10 ⁻⁸ | 3,525x10 ⁻³ | | Селенг | 4,519x10 ⁻⁹ | 3,862x10 ⁻⁴ |
| | Средний | 4.921x10 ⁻⁸ | 2,70x10 ⁻³ | | Средний | 1,566x10 ⁻⁸ | 9,95x10 ⁻⁴ | | Средний | 3,763x10 ⁻⁹ | 3,216x10 ⁻⁴ |
| | Ушкан | 2.131x10 ⁻⁸ | 1,17x10 ⁻³ | | Ушкан | 5,375x10 ⁻⁸ | 3,415x10 ⁻³ | | Ушкан | 4,379x10 ⁻⁹ | 3,742x10 ⁻⁴ |
| | Север | 2,841x10 ⁻⁸ | 1,56x10 ⁻³ | | Север | 1,765x10 ⁻⁸ | 1,122x10 ⁻³ | | Север | 4,451x10 ⁻⁹ | 3,804x10 ⁻⁴ |
| Fe | Южный | 6.028x10 ⁻⁷ | 0,03367 | Cd | Южный | 2.34x10 ⁻¹⁰ | 2,635x10 ⁻⁵ | Mo | Южный | 7.221x10 ⁻⁹ | 6,928x10 ⁻⁴ |
| | Селенг | 6.221x10 ⁻⁷ | 0,03474 | | Селенг | 2,42x10 ⁻¹⁰ | 2,719x10 ⁻⁵ | | Селенг | 7,453x10 ⁻⁹ | 7,15x10 ⁻⁴ |
| | Средний | 6.209x10 ⁻⁷ | 0,03467 | | Средний | 2,06x10 ⁻¹⁰ | 2,312x10 ⁻⁵ | | Средний | 6,652x10 ⁻⁹ | 6,382x10 ⁻⁴ |
| | Ушкан | 6.028x10 ⁻⁷ | 0,03367 | | Ушкан | 2,34x10 ⁻¹⁰ | 2,635x10 ⁻⁵ | | Ушкан | 7,221x10 ⁻⁹ | 6,928x10 ⁻⁴ |
| | Север | 5.152x10 ⁻⁷ | 0,02877 | | Север | 3,3x10 ⁻¹⁰ | 3,706x10 ⁻⁵ | | Север | 9,048x10 ⁻⁹ | 8,68x10 ⁻⁴ |
| S | Южный | 5.637x10 ⁻⁵ | 1,807 | Hg | Южный | 1.557x10 ⁻⁹ | 3,123x10 ⁻⁴ | H | Южный | 0,00113 | 1,139 |
| | Селенг | 5.817x10 ⁻⁵ | 1,865 | | Селенг | 1,607x10 ⁻⁹ | 3,223x10 ⁻⁴ | | Селенг | 1,167x10 ⁻³ | 1,176 |
| | Средний | 5.952x10 ⁻⁵ | 1,909 | | Средний | 1,253x10 ⁻⁹ | 2,513x10 ⁻⁴ | | Средний | 1,126x10 ⁻³ | 1,177 |
| | Ушкан | 5.637x10 ⁻⁵ | 1,807 | | Ушкан | 1,557x10 ⁻⁹ | 3,123x10 ⁻⁴ | | Ушкан | 0,00113 | 1,139 |
| | Север | 5.893x10 ⁻⁵ | 1,89 | | Север | 3,89x10 ⁻¹⁰ | 7,803x10 ⁻⁵ | | Север | 1,275x10 ⁻³ | 1,135 |
| C | Южный | 1.214x10 ⁻³ | 14,58 | Pb | Южный | 2.166x10 ⁻⁹ | 4,489x10 ⁻⁴ | O | Южный | 4.384x10 ⁻³ | 70,13 |
| | Селенг | 1,277x10 ⁻³ | 15,34 | | Селенг | 2,236x10 ⁻⁹ | 4,633x10 ⁻⁴ | | Селенг | 0,00441 | 70,56 |
| | Средний | 1.337x10 ⁻³ | 16,06 | | Средний | 2,255x10 ⁻⁹ | 4,673x10 ⁻⁴ | | Средний | 4,418x10 ⁻³ | 70,68 |
| | Ушкан | 1.214x10 ⁻³ | 14,58 | | Ушкан | 2,166x10 ⁻⁹ | 4,489x10 ⁻⁴ | | Ушкан | 0,00403 | 64,47 |
| | Север | 1,248x10 ⁻³ | 14,99 | | Север | 1,883x10 ⁻⁹ | 3,901x10 ⁻⁴ | | Север | 4,011x10 ⁻³ | 64,18 |

Таблица 3 – Содержания форм компонентов в поверхностных водах пяти резервуаров оз. Байкал, рассчитанные методом минимизации свободной энергии Гиббса

| Компонент | Поверхностные воды | | | | | | | | | |
|----------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | Южный | | Селенгинский | | Средний | | Ушканьеостровский | | Северный | |
| | моль/кг | мг/кг |
| Al(OH) ₃ | 7,77x10 ⁻⁹ | 4,74x10 ⁻⁴ | 1,85x10 ⁻⁸ | 1,13x10 ⁻³ | 3,39x10 ⁻⁸ | 2,07x10 ⁻³ | 1,32x10 ⁻⁸ | 8,03x10 ⁻⁴ | 1,14x10 ⁻⁸ | 6,98x10 ⁻⁴ |
| Al(OH) ₃ ⁺ | 7,09x10 ⁻⁷ | 5,53x10 ⁻² | 1,33x10 ⁻⁹ | 0,104 | 1,62x10 ⁻⁹ | 0,126 | 1,14x10 ⁻⁶ | 8,87x10 ⁻² | 7,33x10 ⁻⁷ | 5,71x10 ⁻² |

| Компонент | Поверхностные воды | | | | | | | | | |
|--|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | Южный | | Селенгинский | | Средний | | Ушканьестровский | | Северный | |
| | моль/кг | мг/кг |
| Al(OH) ₃ | 1.38x10 ⁻⁶ | 0.131 | 1.98x10 ⁻⁶ | 0.188 | 1.65x10 ⁻⁶ | 0.157 | 2.1x10 ⁻⁶ | 0.2 | 1.02x10 ⁻⁶ | 9.68x10 ⁻² |
| V(OH) ₃ | 8.16x10 ⁻⁸ | 6.43x10 ⁻³ | 6.34x10 ⁻⁸ | 0.005 | 4.5x10 ⁻⁸ | 3.55x10 ⁻³ | 7.55x10 ⁻⁸ | 5.95x10 ⁻³ | 5.83x10 ⁻⁸ | 4.59x10 ⁻³ |
| BO ₂ | 9.8x10 ⁻⁹ | 4.2x10 ⁻⁴ | 7.76x10 ⁻⁹ | 3.32x10 ⁻⁴ | 5.41x10 ⁻⁹ | 2.31x10 ⁻⁴ | 9.07x10 ⁻⁹ | 3.88x10 ⁻⁴ | 6.96x10 ⁻⁹ | 2.98x10 ⁻⁴ |
| Al(OH) ₂ | 6.61x10 ⁻¹¹ | 2.91x10 ⁻⁶ | 2x10 ⁻¹⁰ | 8.79x10 ⁻⁶ | 5.53x10 ⁻¹⁰ | 2.43x10 ⁻⁵ | 1.18x10 ⁻¹⁰ | 5.21x10 ⁻⁶ | 1.39x10 ⁻¹⁰ | 6.11x10 ⁻⁶ |
| Al ³⁺ | 9.49x10 ⁻¹³ | 2.56x10 ⁻⁸ | 3.63x10 ⁻¹² | 9.8x10 ⁻⁸ | 1.53x10 ⁻¹¹ | 4.12x10 ⁻⁷ | 1.8x10 ⁻¹² | 4.86x10 ⁻⁸ | 2.85x10 ⁻¹² | 7.7x10 ⁻⁸ |
| AlOH ₂ | 6.61x10 ⁻¹¹ | 2.91x10 ⁻⁶ | 2x10 ⁻¹⁰ | 8.79x10 ⁻⁶ | 5.53x10 ⁻¹⁰ | 2.43x10 ⁻⁵ | 1.18x10 ⁻¹⁰ | 5.21x10 ⁻⁶ | 1.39x10 ⁻¹⁰ | 6.11x10 ⁻⁶ |
| V(OH) ₃ | 7.74x10 ⁻⁷ | 4.79x10 ⁻² | 7.96x10 ⁻⁷ | 4.92x10 ⁻² | 8.15x10 ⁻⁷ | 5.04x10 ⁻² | 7.56x10 ⁻⁷ | 4.67x10 ⁻² | 7.75x10 ⁻⁷ | 4.79x10 ⁻² |
| Br | 2.77x10 ⁻⁹ | 2.21x10 ⁻⁴ | 2.77x10 ⁻⁹ | 2.22x10 ⁻⁴ | 5.03x10 ⁻⁹ | 4.02x10 ⁻⁴ | 2.69x10 ⁻⁹ | 2.15x10 ⁻² | 2.32x10 ⁻⁹ | 1.85x10 ⁻⁴ |
| CO ₂ | 9.74x10 ⁻⁵ | 4.29 | 1.25x10 ⁻⁴ | 5.51 | 1.84x10 ⁻⁴ | 8.08 | 9.82x10 ⁻⁵ | 4.32 | 1.31x10 ⁻⁴ | 5.77 |
| CO ₃ ²⁻ | 1.37x10 ⁻⁶ | 0.082 | 1.04x10 ⁻⁶ | 6.26x10 ⁻² | 7.09x10 ⁻⁷ | 4.25x10 ⁻² | 1.24x10 ⁻⁶ | 7.43x10 ⁻² | 9.28x10 ⁻⁷ | 5.57x10 ⁻² |
| CaCO ₃ | 5.16x10 ⁻⁷ | 5.16x10 ⁻² | 4.04x10 ⁻⁷ | 4.04x10 ⁻² | 2.78x10 ⁻⁷ | 2.78x10 ⁻² | 4.62x10 ⁻⁷ | 4.62x10 ⁻² | 3.61x10 ⁻⁷ | 3.62x10 ⁻² |
| Ca(HCO ₃) ₂ | 4.46x10 ⁻⁶ | 0.451 | 4.43x10 ⁻⁶ | 0.448 | 4.59x10 ⁻⁶ | 0.464 | 4.22x10 ⁻⁶ | 0.426 | 4.44x10 ⁻⁶ | 0.449 |
| Ca ²⁺ | 3.86x10 ⁻⁴ | 15.5 | 3.95x10 ⁻⁴ | 15.8 | 4.04x10 ⁻⁴ | 16.2 | 3.83x10 ⁻⁴ | 15.4 | 4.02x10 ⁻⁴ | 16.1 |
| CaCl | 2.28x10 ⁻⁹ | 1.72x10 ⁻¹ | 4.14x10 ⁻⁹ | 3.13x10 ⁻¹ | 4.23x10 ⁻⁹ | 3.19x10 ⁻¹ | 3.9x10 ⁻⁹ | 2.94x10 ⁻¹ | 3.27x10 ⁻⁹ | 2.47x10 ⁻¹ |
| CaCl ₂ | 2.37x10 ⁻¹⁴ | 2.63x10 ⁻⁹ | 7.45x10 ⁻¹⁴ | 8.27x10 ⁻⁹ | 7.79x10 ⁻¹⁴ | 8.64x10 ⁻⁹ | 6.98x10 ⁻¹⁴ | 7.75x10 ⁻⁹ | 4.72x10 ⁻¹⁴ | 5.24x10 ⁻⁹ |
| CaHSiO ₃ | 9.2x10 ⁻¹⁰ | 1.08x10 ⁻⁴ | 7.84x10 ⁻¹⁰ | 9.18x10 ⁻⁴ | 4.61x10 ⁻¹⁰ | 5.4x10 ⁻⁴ | 9.26x10 ⁻¹⁰ | 1.08x10 ⁻⁴ | 7.48x10 ⁻¹⁰ | 7.76x10 ⁻⁴ |
| CaOH | 1.72x10 ⁻¹⁰ | 9.81x10 ⁻⁶ | 1.46x10 ⁻¹⁰ | 8.33x10 ⁻⁶ | 9.38x10 ⁻¹¹ | 5.36x10 ⁻⁶ | 1.61x10 ⁻¹⁰ | 9.2x10 ⁻⁶ | 1.73x10 ⁻¹⁰ | 1.04x10 ⁻⁶ |
| CaSO ₄ | 1.28x10 ⁻⁶ | 0.174 | 1.8x10 ⁻⁶ | 0.246 | 1.89x10 ⁻⁶ | 0.258 | 1.71x10 ⁻⁶ | 0.233 | 1.87x10 ⁻⁶ | 0.255 |
| Cd ²⁺ | 1.03x10 ⁻¹⁰ | 1.15x10 ⁻⁵ | 2.41x10 ⁻¹⁰ | 2.71x10 ⁻⁵ | 2.05x10 ⁻¹⁰ | 2.3x10 ⁻⁵ | 2.34x10 ⁻¹⁰ | 2.63x10 ⁻⁵ | 3.29x10 ⁻¹⁰ | 3.7x10 ⁻⁵ |
| CdCl | 1.67x10 ⁻¹³ | 2.48x10 ⁻⁸ | 6.79x10 ⁻¹³ | 1x10 ⁻⁷ | 5.87x10 ⁻¹³ | 8.67x10 ⁻⁸ | 6.51x10 ⁻¹³ | 9.63x10 ⁻⁸ | 7.36x10 ⁻¹³ | 1.09x10 ⁻⁷ |
| CdCl ₂ | 1.42x10 ⁻¹⁷ | 2.61x10 ⁻¹² | 1.03x10 ⁻¹⁶ | 1.9x10 ⁻¹¹ | 8.87x10 ⁻¹⁷ | 1.63x10 ⁻¹¹ | 9.6x10 ⁻¹⁷ | 1.76x10 ⁻¹¹ | 8.58x10 ⁻¹⁷ | 1.57x10 ⁻¹¹ |
| CdO ⁰ | 1.77x10 ⁻¹⁷ | 2.27x10 ⁻¹² | 2.75x10 ⁻¹⁷ | 3.53x10 ⁻¹² | 9.57x10 ⁻¹⁸ | 1.23x10 ⁻¹² | 3.59x10 ⁻¹⁷ | 4.61x10 ⁻¹² | 2.7x10 ⁻¹⁷ | 3.47x10 ⁻¹² |
| CdOH | 5.38x10 ⁻¹⁴ | 6.96x10 ⁻⁹ | 1.02x10 ⁻¹³ | 1.32x10 ⁻⁸ | 5.55x10 ⁻¹⁴ | 7.18x10 ⁻⁹ | 1.15x10 ⁻¹³ | 1.49x10 ⁻⁸ | 1.18x10 ⁻¹³ | 1.53x10 ⁻⁸ |
| Cl ⁻ | 1.59x10 ⁻⁵ | 0.565 | 2.84x10 ⁻⁵ | 1.01 | 2.83x10 ⁻⁵ | 1 | 2.75x10 ⁻⁵ | 0.976 | 2.27x10 ⁻⁵ | 0.78 |
| Co ²⁺ | 8.1x10 ⁻¹⁰ | 4.77x10 ⁻⁵ | 7.18x10 ⁻¹⁰ | 4.23x10 ⁻⁵ | 6.48x10 ⁻¹⁰ | 3.82x10 ⁻⁵ | 6.95x10 ⁻¹⁰ | 4.1x10 ⁻⁵ | 8.2x10 ⁻¹⁰ | 4.88x10 ⁻⁵ |
| CoCl | 1.33x10 ⁻¹⁴ | 1.25x10 ⁻⁹ | 2.96x10 ⁻¹⁴ | 2.79x10 ⁻⁹ | 2.3x10 ⁻¹⁴ | 2.17x10 ⁻⁹ | 2.39x10 ⁻¹⁴ | 2.26x10 ⁻⁹ | 2.14x10 ⁻¹⁴ | 2.02x10 ⁻⁹ |
| CoO ⁰ | 1.51x10 ⁻¹⁵ | 1.13x10 ⁻¹⁰ | 1.04x10 ⁻¹⁵ | 7.81x10 ⁻¹¹ | 3.49x10 ⁻¹⁶ | 2.62x10 ⁻¹¹ | 1.21x10 ⁻¹⁵ | 9.07x10 ⁻¹¹ | 7.1x10 ⁻¹⁶ | 5.32x10 ⁻¹¹ |
| CoOH | 1.41x10 ⁻¹³ | 1.07x10 ⁻⁸ | 1.38x10 ⁻¹³ | 1.05x10 ⁻⁸ | 6.93x10 ⁻¹³ | 5.26x10 ⁻⁸ | 1.3x10 ⁻¹³ | 9.87x10 ⁻⁸ | 1.08x10 ⁻¹³ | 8.21x10 ⁻⁸ |
| Cr ₂ O ₇ ²⁻ | 2.33x10 ⁻¹⁷ | 5.04x10 ⁻¹² | 7.13x10 ⁻¹⁷ | 1.54x10 ⁻¹¹ | 1.56x10 ⁻¹⁶ | 3.36x10 ⁻¹¹ | 3.51x10 ⁻¹⁷ | 7.59x10 ⁻¹² | 5.05x10 ⁻¹⁷ | 1.09x10 ⁻¹¹ |
| Cr ₂ O ₇ ²⁻ | 7.45x10 ⁻¹⁷ | 8.64x10 ⁻¹¹ | 9.68x10 ⁻¹⁷ | 1.12x10 ⁻⁵ | 1.01x10 ⁻¹⁶ | 1.17x10 ⁻¹¹ | 9.56x10 ⁻¹⁷ | 1.11x10 ⁻¹¹ | 9.33x10 ⁻¹⁷ | 1.08x10 ⁻¹¹ |
| Cu ⁰ | 1.22x10 ⁻⁸ | 7.72x10 ⁻⁴ | 4.88x10 ⁻⁸ | 3.88x10 ⁻⁴ | 6.55x10 ⁻⁸ | 5.21x10 ⁻⁴ | 6.52x10 ⁻⁸ | 5.18x10 ⁻⁴ | 1.53x10 ⁻⁸ | 9.74x10 ⁻⁴ |
| Cu ²⁺ | 2.07x10 ⁻⁹ | 1.64x10 ⁻⁴ | 4.7x10 ⁻⁹ | 2.98x10 ⁻⁴ | 1.43x10 ⁻⁹ | 9.07x10 ⁻⁴ | 4.32x10 ⁻⁹ | 2.75x10 ⁻⁴ | 1.27x10 ⁻⁹ | 1.01x10 ⁻⁴ |
| CuOH | 1.2x10 ⁻⁹ | 9.68x10 ⁻⁵ | 3.63x10 ⁻⁹ | 2.92x10 ⁻⁵ | 7.28x10 ⁻⁹ | 5.87x10 ⁻⁵ | 4x10 ⁻⁹ | 3.22x10 ⁻⁵ | 1.05x10 ⁻⁹ | 8.48x10 ⁻⁵ |
| Fe ²⁺ | 1.4x10 ⁻¹⁴ | 7.83x10 ⁻¹⁰ | 4.09x10 ⁻¹⁴ | 2.28x10 ⁻⁹ | 1.27x10 ⁻¹³ | 7.11x10 ⁻⁹ | 2.99x10 ⁻¹⁴ | 1.67x10 ⁻⁹ | 7.11x10 ⁻¹⁴ | 3.97x10 ⁻⁹ |
| Fe ³⁺ | 3.25x10 ⁻¹⁵ | 1.81x10 ⁻⁸ | 1.09x10 ⁻¹⁵ | 6.08x10 ⁻⁸ | 4.94x10 ⁻¹⁵ | 2.76x10 ⁻⁹ | 5.39x10 ⁻¹⁵ | 3.01x10 ⁻⁸ | 1.45x10 ⁻¹⁵ | 8.08x10 ⁻⁸ |
| FeO ₂ | 4.33x10 ⁻⁷ | 3.81x10 ⁻² | 5.79x10 ⁻⁷ | 5.08x10 ⁻² | 4.9x10 ⁻⁷ | 4.31x10 ⁻² | 5.77x10 ⁻⁷ | 5.07x10 ⁻² | 4.64x10 ⁻⁷ | 4.07x10 ⁻² |
| FeOH | 4.73x10 ⁻¹⁷ | 3.45x10 ⁻¹² | 1.1x10 ⁻¹⁶ | 8.02x10 ⁻¹² | 2.24x10 ⁻¹⁶ | 1.63x10 ⁻¹¹ | 9.52x10 ⁻¹⁷ | 6.94x10 ⁻¹² | 1.67x10 ⁻¹⁶ | 1.22x10 ⁻¹¹ |
| FeOH ₂ | 1.65x10 ⁻⁸ | 1.2x10 ⁻³ | 4.35x10 ⁻⁸ | 3.17x10 ⁻³ | 1.31x10 ⁻⁷ | 5.93x10 ⁻³ | 2.59x10 ⁻⁸ | 1.89x10 ⁻³ | 5.15x10 ⁻⁸ | 3.75x10 ⁻³ |
| H ₂ PO ₄ ⁻ | 3.18x10 ⁻⁷ | 3.08x10 ⁻² | 3.67x10 ⁻⁷ | 3.56x10 ⁻² | 5.32x10 ⁻⁷ | 5.16x10 ⁻² | 3.55x10 ⁻⁷ | 3.45x10 ⁻² | 5.85x10 ⁻⁷ | 5.67x10 ⁻² |
| H ₂ AsO ₄ ⁻ | 6.27x10 ⁻⁹ | 7.34x10 ⁻⁴ | 7.59x10 ⁻⁹ | 8.87x10 ⁻⁴ | 7.8x10 ⁻⁹ | 9.12x10 ⁻⁴ | 7.05x10 ⁻⁹ | 8.25x10 ⁻⁴ | 7.98x10 ⁻⁹ | 9.33x10 ⁻⁴ |
| H ₃ AsO ₄ ⁰ | 2.47x10 ⁻¹⁵ | 3.5x10 ⁻¹⁰ | 4.38x10 ⁻¹⁵ | 6.23x10 ⁻¹⁰ | 8.88x10 ⁻¹⁵ | 1.26x10 ⁻⁹ | 2.63x10 ⁻¹⁵ | 3.73x10 ⁻¹⁰ | 4.56x10 ⁻¹⁵ | 6.47x10 ⁻¹⁰ |
| H ₃ PO ₄ | 9.67x10 ⁻¹³ | 9.48x10 ⁻⁸ | 1.5x10 ⁻¹² | 1.47x10 ⁻⁷ | 3.09x10 ⁻¹² | 3.03x10 ⁻⁷ | 1.14x10 ⁻¹² | 1.12x10 ⁻⁷ | 2.48x10 ⁻¹² | 2.43x10 ⁻⁷ |
| H ₃ PO ₄ ⁰ | 1.48x10 ⁻¹² | 1.75x10 ⁻⁷ | 2.34x10 ⁻¹² | 2.76x10 ⁻⁷ | 3.45x10 ⁻¹² | 4.07x10 ⁻⁷ | 1.72x10 ⁻¹² | 2.03x10 ⁻⁷ | 2.56x10 ⁻¹² | 3.02x10 ⁻⁷ |
| HAIO ₃ ⁰ | 7.92x10 ⁻⁸ | 4.75x10 ⁻³ | 1.55x10 ⁻⁷ | 9.28x10 ⁻³ | 1.81x10 ⁻⁷ | 1.08x10 ⁻² | 1.27x10 ⁻⁷ | 7.62x10 ⁻³ | 8.09x10 ⁻⁸ | 4.85x10 ⁻³ |
| HAO ₄ ⁻ | 4.02x10 ⁻⁹ | 5.63x10 ⁻⁴ | 4.03x10 ⁻⁹ | 5.64x10 ⁻⁴ | 4.02x10 ⁻⁹ | 5.63x10 ⁻⁴ | 3.91x10 ⁻⁹ | 5.47x10 ⁻⁴ | 3.91x10 ⁻⁹ | 5.46x10 ⁻⁴ |
| HCO ₃ ⁻ | 1.16x10 ⁻³ | 70.8 | 1.14x10 ⁻³ | 69.8 | 1.15x10 ⁻³ | 69.9 | 1.11x10 ⁻³ | 67.6 | 1.11x10 ⁻³ | 67.7 |
| HCrO ₄ ⁻ | 5.71x10 ⁻¹⁰ | 6.69x10 ⁻⁵ | 9.73x10 ⁻¹⁰ | 1.14x10 ⁻⁴ | 1.45x10 ⁻¹⁰ | 1.7x10 ⁻⁴ | 7.63x10 ⁻¹⁰ | 8.93x10 ⁻⁵ | 9.84x10 ⁻¹⁰ | 1.15x10 ⁻⁴ |
| HCrO ₂ ⁻ | 1.74x10 ⁻¹⁵ | 1.68x10 ⁻¹⁰ | 3.41x10 ⁻¹⁵ | 3.29x10 ⁻¹⁰ | 2.89x10 ⁻¹⁵ | 2.79x10 ⁻¹¹ | 5.21x10 ⁻¹⁵ | 5.03x10 ⁻¹⁰ | 7.44x10 ⁻¹⁵ | 7.19x10 ⁻¹¹ |
| HMoO ₄ ⁻ | 5.38x10 ⁻¹² | 8.66x10 ⁻⁷ | 5.58x10 ⁻¹² | 8.99x10 ⁻⁷ | 7.19x10 ⁻¹² | 1.16x10 ⁻⁶ | 4.33x10 ⁻¹² | 6.96x10 ⁻⁷ | 7.19x10 ⁻¹² | 1.16x10 ⁻⁶ |
| HPbO ₂ ⁻ | 6.49x10 ⁻¹⁸ | 1.56x10 ⁻¹² | 5.2x10 ⁻¹⁸ | 1.25x10 ⁻¹² | 1.97x10 ⁻¹⁸ | 4.73x10 ⁻¹³ | 6.03x10 ⁻¹⁸ | 1.45x10 ⁻¹² | 2.32x10 ⁻¹⁸ | 5.58x10 ⁻¹³ |
| HSrO ₄ ⁻ | 5.24x10 ⁻¹¹ | 5.08x10 ⁻⁶ | 9.91x10 ⁻¹¹ | 9.62x10 ⁻⁶ | 1.42x10 ⁻¹¹ | 1.38x10 ⁻⁵ | 7.47x10 ⁻¹¹ | 7.25x10 ⁻⁶ | 1.03x10 ⁻¹¹ | 9.95x10 ⁻⁶ |
| HSiO ₃ ⁻ | 2.72x10 ⁻⁷ | 0.021 | 2.29x10 ⁻⁷ | 1.77x10 ⁻² | 1.31x10 ⁻⁷ | 1.01x10 ⁻² | 2.77x10 ⁻⁷ | 2.13x10 ⁻² | 2.13x10 ⁻⁷ | 1.64x10 ⁻² |
| HVO ₄ ⁻ | 1.68x10 ⁻⁹ | 1.95x10 ⁻⁴ | 1.51x10 ⁻⁹ | 1.75x10 ⁻⁴ | 1.08x10 ⁻⁹ | 1.25x10 ⁻⁴ | 1.76x10 ⁻⁹ | 2.04x10 ⁻⁴ | 1.5x10 ⁻⁹ | 1.74x10 ⁻⁴ |
| HWO ₂ ⁻ | 1.75x10 ⁻¹⁴ | 1.72x10 ⁻⁹ | 7.34x10 ⁻¹⁴ | 7.22x10 ⁻⁹ | 2.1x10 ⁻¹⁴ | 2.06x10 ⁻⁹ | 1.21x10 ⁻¹⁴ | 1.19x10 ⁻⁹ | 4.96x10 ⁻¹⁴ | 4.88x10 ⁻⁹ |
| Hg ²⁺ | 2.2x10 ⁻¹³ | 4.41x10 ⁻⁸ | 3.78x10 ⁻¹³ | 7.58x10 ⁻⁸ | 4.1x10 ⁻¹³ | 8.23x10 ⁻⁸ | 2.74x10 ⁻¹³ | 5.5x10 ⁻⁸ | 7.12x10 ⁻¹³ | 1.43x10 ⁻⁸ |
| HgOH | 1.25x10 ⁻⁹ | 2.73x10 ⁻⁴ | 1.61x10 ⁻⁹ | 3.5x10 ⁻⁴ | 1.25x10 ⁻⁹ | 2.72x10 ⁻⁴ | 1.56x10 ⁻⁹ | 3.39x10 ⁻⁴ | 3.89x10 ⁻⁹ | 8.46x10 ⁻⁴ |
| K | 5.25x10 ⁻⁵ | 2.05 | 4.92x10 ⁻⁵ | 1.92 | 5.4x10 ⁻⁵ | 2.11 | 4.77x10 ⁻⁵ | 1.86 | 4.21x10 ⁻⁵ | 1.65 |
| KCl ⁰ | 1.23x10 ⁻¹² | 9.18x10 ⁻⁸ | 2.1x10 ⁻¹² | 1.57x10 ⁻⁷ | 2.25x10 ⁻¹² | 1.68x10 ⁻⁷ | 1.93x10 ⁻¹² | 1.44x10 ⁻⁷ | 1.35x10 ⁻¹² | 1.01x10 ⁻⁷ |
| KHSO ₄ ⁰ | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.33x10 ⁻¹⁸ | 1.82x10 ⁻¹³ | 0 | 0 | 0 | 0 |
| KOH ⁰ | 9.26x10 ⁻¹³ | 5.2x10 ⁻⁸ | 7.13x10 ⁻¹³ | 4x10 ⁻⁸ | 4.98x10 ⁻¹³ | 2.8x10 ⁻⁸ | 7.97x10 ⁻¹³ | 4.47x10 ⁻⁸ | 5.16x10 ⁻¹³ | 2.89x10 ⁻⁸ |
| KSO ₄ | 1.33x10 ⁻⁸ | 1.8x10 ⁻³ | 1.72x10 ⁻⁸ | 2.33x10 ⁻³ | 1.94x10 ⁻⁸ | 2.63x10 ⁻³ | 1.63x10 ⁻⁸ | 2.21x10 ⁻³ | 1.51x10 ⁻⁸ | 2.04x10 ⁻³ |
| MgCO ₃ ⁰ | 9.71x10 ⁻⁸ | 8.18x10 ⁻³ | 7.92x10 ⁻⁸ | 6.68x10 ⁻³ | 4.77x10 ⁻⁸ | 4.02x10 ⁻³ | 9.15x10 ⁻⁸ | 7.72x10 ⁻³ | 6.64x10 ⁻⁸ | 5.6x10 ⁻³ |
| Mg(HCO ₃) ₂ | 1.46x10 ⁻⁶ | 0.124 | 1.52x10 ⁻⁶ | 0.13 | 1.37x10 | | | | | |

| Компонент | Поверхностные воды | | | | | | | | | |
|--|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | Южный | | Селенгинский | | Средний | | Ушканьестровский | | Северный | |
| | моль/кг | мг/кг |
| MgCl | 1,35x10 ⁻⁹ | 8,07x10 ⁻⁵ | 2,56x10 ⁻⁹ | 1,53x10 ⁻⁴ | 2,28x10 ⁻⁹ | 1,37x10 ⁻⁴ | 2,43x10 ⁻⁹ | 1,45x10 ⁻⁴ | 1,89x10 ⁻⁹ | 1,13x10 ⁻⁴ |
| MgOH | 1,35x10 ⁻⁹ | 5,57x10 ⁻⁵ | 1,18x10 ⁻⁹ | 4,86x10 ⁻⁵ | 6,72x10 ⁻¹⁰ | 2,78x10 ⁻⁵ | 1,33x10 ⁻⁹ | 5,5x10 ⁻⁵ | 9,5x10 ⁻¹⁰ | 3,92x10 ⁻⁵ |
| Mn ²⁺ | 2,46x10 ⁻⁸ | 1,35x10 ⁻³ | 2,19x10 ⁻⁸ | 1,21x10 ⁻³ | 4,91x10 ⁻⁸ | 2,7x10 ⁻³ | 2,13x10 ⁻⁸ | 1,17x10 ⁻³ | 2,83x10 ⁻⁸ | 1,56x10 ⁻³ |
| MnCl | 1,46x10 ⁻¹³ | 1,32x10 ⁻⁸ | 2,38x10 ⁻¹³ | 2,15x10 ⁻⁸ | 5,11x10 ⁻¹³ | 4,62x10 ⁻⁸ | 2,13x10 ⁻¹³ | 1,92x10 ⁻⁸ | 2,24x10 ⁻¹³ | 2,03x10 ⁻⁸ |
| MnO ⁰ | 4,13x10 ⁻¹⁷ | 2,93x10 ⁻¹² | 2,47x10 ⁻¹⁷ | 1,75x10 ⁻¹² | 2,23x10 ⁻¹⁷ | 1,58x10 ⁻¹² | 3,11x10 ⁻¹⁷ | 2,21x10 ⁻¹² | 2,22x10 ⁻¹⁷ | 1,58x10 ⁻¹² |
| MnO ₂ ⁺ | 3,15x10 ⁻¹² | 3,75x10 ⁻⁷ | 1,23x10 ⁻¹² | 1,47x10 ⁻⁷ | 4,47x10 ⁻¹³ | 5,32x10 ⁻⁸ | 4,87x10 ⁻¹³ | 5,79x10 ⁻⁸ | 9,46x10 ⁻¹⁴ | 1,12x10 ⁻⁸ |
| MnO ₄ ²⁻ | 3,45x10 ⁻¹⁶ | 4,11x10 ⁻¹¹ | 1,09x10 ⁻¹⁶ | 1,3x10 ⁻¹¹ | 2,95x10 ⁻¹⁷ | 3,51x10 ⁻¹² | 6,9x10 ⁻¹⁷ | 8,2x10 ⁻¹² | 1,22x10 ⁻¹⁷ | 1,45x10 ⁻¹² |
| MnOH | 3,1x10 ⁻¹² | 2,23x10 ⁻⁷ | 2,26x10 ⁻¹² | 1,63x10 ⁻⁷ | 3,2x10 ⁻¹² | 2,3x10 ⁻⁷ | 2,48x10 ⁻¹² | 1,78x10 ⁻⁷ | 2,41x10 ⁻¹² | 1,74x10 ⁻⁷ |
| MnSO ₄ ⁰ | 4,54x10 ⁻¹¹ | 6,86x10 ⁻⁶ | 5,72x10 ⁻¹¹ | 8,63x10 ⁻⁶ | 1,27x10 ⁻¹¹ | 1,92x10 ⁻⁶ | 5,14x10 ⁻¹¹ | 7,77x10 ⁻⁶ | 7,1x10 ⁻¹¹ | 1,07x10 ⁻⁶ |
| MoO ₄ ²⁻ | 9,42x10 ⁻⁹ | 1,51x10 ⁻³ | 7,45x10 ⁻⁹ | 1,19x10 ⁻³ | 6,64x10 ⁻⁹ | 1,06x10 ⁻³ | 7,22x10 ⁻⁹ | 1,15x10 ⁻³ | 9,04x10 ⁻⁹ | 1,45x10 ⁻³ |
| NO ₃ ⁻ | 9,72x10 ⁻⁶ | 0,602 | 1,11x10 ⁻³ | 0,688 | 1,59x10 ⁻³ | 0,984 | 1,08x10 ⁻³ | 0,667 | 1,79x10 ⁻³ | 1,11 |
| Na | 1,73x10 ⁻⁴ | 3,98 | 1,67x10 ⁻⁴ | 3,85 | 1,84x10 ⁻⁴ | 4,22 | 1,62x10 ⁻⁴ | 3,73 | 1,43x10 ⁻⁴ | 3,3 |
| NaCl ⁰ | 3,78x10 ⁻¹⁰ | 2,21x10 ⁻⁵ | 6,5x10 ⁻¹⁰ | 3,8x10 ⁻⁵ | 7,11x10 ⁻¹⁰ | 4,16x10 ⁻⁵ | 6,11x10 ⁻¹⁰ | 3,57x10 ⁻⁵ | 4,31x10 ⁻¹⁰ | 2,52x10 ⁻⁵ |
| NaHSiO ₃ ⁰ | 6,05x10 ⁻⁹ | 6,06x10 ⁻⁴ | 4,74x10 ⁻⁹ | 4,74x10 ⁻⁴ | 3,08x10 ⁻⁹ | 5,75x10 ⁻⁴ | 5,76x10 ⁻⁹ | 3,96x10 ⁻⁴ | 3,96x10 ⁻⁹ | 3,96x10 ⁻⁴ |
| NaOH ⁰ | 6,74x10 ⁻¹² | 2,7x10 ⁻⁷ | 5,28x10 ⁻¹² | 2,11x10 ⁻⁷ | 3,74x10 ⁻¹² | 1,49x10 ⁻⁷ | 5,98x10 ⁻¹² | 2,39x10 ⁻⁷ | 3,89x10 ⁻¹² | 1,55x10 ⁻⁷ |
| NaSO ₄ ⁻ | 2,74x10 ⁻⁸ | 3,27x10 ⁻³ | 3,67x10 ⁻⁸ | 4,37x10 ⁻³ | 4,13x10 ⁻⁸ | 4,92x10 ⁻³ | 3,47x10 ⁻⁸ | 4,13x10 ⁻³ | 3,2x10 ⁻⁸ | 3,82x10 ⁻³ |
| O ₂ ⁰ | 1,84x10 ⁻⁴ | 5,87 | 1,64x10 ⁻⁴ | 5,24 | 1,06x10 ⁻⁴ | 3,39 | 5,39x10 ⁻⁵ | 1,72x10 ⁻⁴ | 2,38x10 ⁻⁵ | 0,762 |
| P ₂ O ₅ ⁺ | 4,26x10 ⁻¹⁷ | 7,4x10 ⁻¹² | 3,46x10 ⁻¹⁷ | 6,02x10 ⁻¹² | 3,32x10 ⁻¹⁷ | 5,77x10 ⁻¹² | 4,81x10 ⁻¹⁷ | 3,37x10 ⁻¹² | 7,29x10 ⁻¹⁷ | 1,27x10 ⁻¹² |
| PO ₄ ³⁻ | 9,22x10 ⁻¹² | 8,76x10 ⁻⁷ | 6,28x10 ⁻¹² | 5,97x10 ⁻⁷ | 4,27x10 ⁻¹² | 4,05x10 ⁻⁷ | 9,29x10 ⁻¹² | 8,82x10 ⁻⁷ | 8,61x10 ⁻¹² | 8,18x10 ⁻⁷ |
| Pb ₂ | 8,11x10 ⁻¹¹ | 1,68x10 ⁻⁵ | 1,26x10 ⁻¹⁰ | 2,62x10 ⁻⁵ | 1,73x10 ⁻¹⁰ | 3,58x10 ⁻⁵ | 9,2x10 ⁻¹¹ | 1,91x10 ⁻⁵ | 9,72x10 ⁻¹¹ | 2,01x10 ⁻⁵ |
| PbO ⁰ | 5,7x10 ⁻¹⁴ | 1,27x10 ⁻⁸ | 5,76x10 ⁻¹⁴ | 1,28x10 ⁻⁸ | 3,3x10 ⁻¹⁴ | 7,37x10 ⁻⁸ | 5,58x10 ⁻¹⁴ | 1,25x10 ⁻⁸ | 2,9x10 ⁻¹⁴ | 6,47x10 ⁻⁸ |
| PbOH | 1,86x10 ⁻⁹ | 4,17x10 ⁻⁴ | 2,11x10 ⁻⁹ | 4,73x10 ⁻⁴ | 2,08x10 ⁻⁹ | 4,67x10 ⁻⁴ | 2,07x10 ⁻⁹ | 4,65x10 ⁻⁴ | 1,79x10 ⁻⁹ | 4x10 ⁻⁴ |
| Rb | 8,23x10 ⁻⁹ | 7,04x10 ⁻⁴ | 4,52x10 ⁻⁹ | 3,86x10 ⁻⁴ | 3,76x10 ⁻⁹ | 3,22x10 ⁻⁴ | 4,38x10 ⁻⁹ | 3,74x10 ⁻⁴ | 4,45x10 ⁻⁹ | 3,8x10 ⁻⁴ |
| RbOH ⁰ | 2,42x10 ⁻¹⁶ | 2,48x10 ⁻¹¹ | 1,08x10 ⁻¹⁶ | 1,11x10 ⁻¹¹ | 5,76x10 ⁻¹⁷ | 5,9x10 ⁻¹² | 1,21x10 ⁻¹⁶ | 1,24x10 ⁻¹¹ | 9,03x10 ⁻¹⁷ | 9,26x10 ⁻¹² |
| SO ₂ ⁺ | 4,04x10 ⁻³ | 3,88 | 5,63x10 ⁻³ | 5,41 | 5,76x10 ⁻³ | 5,53 | 5,46x10 ⁻³ | 5,25x10 ⁻³ | 5,7x10 ⁻³ | 5,48 |
| SiO ₂ ⁰ | 4,11x10 ⁻³ | 2,47 | 4,55x10 ⁻³ | 2,73 | 3,77x10 ⁻³ | 2,26 | 4,4x10 ⁻³ | 2,65 | 4,5x10 ⁻³ | 2,7 |
| SrHCO ₃ | 2,89x10 ⁻⁸ | 4,29x10 ⁻³ | 3,04x10 ⁻⁸ | 4,52x10 ⁻³ | 2,84x10 ⁻⁸ | 4,22x10 ⁻³ | 2,82x10 ⁻⁸ | 4,19x10 ⁻³ | 2,8x10 ⁻⁸ | 4,16x10 ⁻³ |
| Sr ₂ | 2,95x10 ⁻⁶ | 0,259 | 3,12x10 ⁻⁶ | 0,273 | 2,95x10 ⁻⁶ | 0,259 | 3,02x10 ⁻⁶ | 0,265 | 3,02x10 ⁻⁶ | 0,265 |
| SrCO ₃ ⁰ | 1,26x10 ⁻⁹ | 1,85x10 ⁻⁴ | 1,02x10 ⁻⁹ | 1,5x10 ⁻⁴ | 6,46x10 ⁻¹⁰ | 9,53x10 ⁻⁵ | 1,16x10 ⁻⁹ | 1,71x10 ⁻⁴ | 8,64x10 ⁻¹⁰ | 1,28x10 ⁻⁴ |
| SrCl | 1,9x10 ⁻¹¹ | 2,34x10 ⁻⁶ | 3,56x10 ⁻¹¹ | 4,38x10 ⁻⁶ | 3,36x10 ⁻¹¹ | 4,14x10 ⁻⁶ | 3,35x10 ⁻¹¹ | 4,12x10 ⁻⁶ | 2,67x10 ⁻¹¹ | 3,29x10 ⁻⁶ |
| SrOH | 3,78x10 ⁻¹³ | 3,95x10 ⁻⁸ | 3,34x10 ⁻¹³ | 3,49x10 ⁻⁸ | 1,97x10 ⁻¹³ | 2,06x10 ⁻⁸ | 3,66x10 ⁻¹³ | 3,83x10 ⁻⁸ | 2,66x10 ⁻¹³ | 2,78x10 ⁻⁸ |
| UO ₂ | 1,69x10 ⁻⁹ | 4,83x10 ⁻⁴ | 1,95x10 ⁻⁹ | 5,57x10 ⁻⁴ | 1,69x10 ⁻⁹ | 4,83x10 ⁻⁴ | 1,89x10 ⁻⁹ | 5,39x10 ⁻⁴ | 1,88x10 ⁻⁹ | 5,39x10 ⁻⁴ |
| UO ₂ ²⁺ | 1,18x10 ⁻¹³ | 5,18x10 ⁻⁸ | 2,41x10 ⁻¹³ | 6,52x10 ⁻⁸ | 3,99x10 ⁻¹³ | 1,08x10 ⁻⁸ | 1,06x10 ⁻¹³ | 2,86x10 ⁻⁸ | 1,88x10 ⁻¹³ | 5,08x10 ⁻⁸ |
| UO ₂ ²⁻ | 2,45x10 ⁻¹⁸ | 7,39x10 ⁻¹³ | 1,84x10 ⁻¹⁸ | 5,56x10 ⁻¹³ | 0 | 0 | 1,4x10 ⁻¹⁸ | 4,21x10 ⁻¹³ | 0 | 0 |
| VO ₂ | 2,28x10 ⁻¹⁶ | 1,89x10 ⁻¹¹ | 4,57x10 ⁻¹⁶ | 3,79x10 ⁻¹¹ | 1,02x10 ⁻¹⁵ | 8,43x10 ⁻¹¹ | 2,8x10 ⁻¹⁶ | 2,32x10 ⁻¹¹ | 5,62x10 ⁻¹⁶ | 4,67x10 ⁻¹¹ |
| VO ₃ ⁺ | 1,75x10 ⁻¹⁵ | 2,01x10 ⁻¹⁰ | 1,24x10 ⁻¹⁵ | 1,42x10 ⁻¹⁰ | 5,89x10 ⁻¹⁶ | 6,77x10 ⁻¹¹ | 1,74x10 ⁻¹⁵ | 2x10 ⁻¹⁰ | 1,1x10 ⁻¹⁵ | 1,26x10 ⁻¹⁰ |
| Zn ²⁺ | 1,09x10 ⁻⁷ | 7,1x10 ⁻³ | 9,19x10 ⁻⁸ | 6,01x10 ⁻³ | 9,15x10 ⁻⁸ | 5,98x10 ⁻³ | 8,86x10 ⁻⁸ | 5,79x10 ⁻³ | 8,95x10 ⁻⁸ | 5,86x10 ⁻³ |
| ZnCl | 6,55x10 ⁻¹³ | 6,61x10 ⁻⁸ | 1,03x10 ⁻¹³ | 1,04x10 ⁻⁸ | 9,75x10 ⁻¹³ | 9,84x10 ⁻⁸ | 9,19x10 ⁻¹³ | 9,27x10 ⁻⁸ | 7,31x10 ⁻¹³ | 7,37x10 ⁻⁸ |
| ZnCl ₂ ⁰ | 1,68x10 ⁻¹⁷ | 2,29x10 ⁻¹² | 4,58x10 ⁻¹⁷ | 6,25x10 ⁻¹² | 4,43x10 ⁻¹⁷ | 6,04x10 ⁻¹² | 4,06x10 ⁻¹⁷ | 5,54x10 ⁻¹² | 2,6x10 ⁻¹⁷ | 3,55x10 ⁻¹² |
| ZnO ⁰ | 4,76x10 ⁻¹² | 3,88x10 ⁻⁷ | 2,61x10 ⁻¹² | 2,13x10 ⁻⁷ | 1,09x10 ⁻¹² | 8,89x10 ⁻⁷ | 3,47x10 ⁻¹² | 2,83x10 ⁻⁷ | 1,9x10 ⁻¹² | 1,55x10 ⁻⁷ |
| ZnOH | 5,17x10 ⁻⁹ | 4,26x10 ⁻⁴ | 3,6x10 ⁻⁹ | 2,97x10 ⁻⁴ | 2,27x10 ⁻⁹ | 1,87x10 ⁻⁴ | 3,98x10 ⁻⁹ | 3,28x10 ⁻⁴ | 2,94x10 ⁻⁹ | 2,42x10 ⁻⁴ |
| OH ⁻ | 6,72x10 ⁻⁸ | 1,14x10 ⁻³ | 5,48x10 ⁻⁸ | 9,32x10 ⁻³ | 3,52x10 ⁻⁸ | 5,99x10 ⁻³ | 6,37x10 ⁻⁸ | 1,08x10 ⁻³ | 4,68x10 ⁻⁸ | 7,96x10 ⁻³ |
| H | 2,75x10 ⁻⁸ | 2,78x10 ⁻³ | 3,69x10 ⁻⁸ | 3,72x10 ⁻³ | 5,27x10 ⁻⁸ | 5,31x10 ⁻³ | 2,91x10 ⁻⁸ | 2,93x10 ⁻³ | 3,85x10 ⁻⁸ | 3,85x10 ⁻³ |
| H ₂ O | 55,51 | 1 кг |
| Минерализация, мг/кг | 104,539 | | 106,46 | | 106,96 | | 103,122 | | 103,619 | |
| pH | 7,58 | | 7,45 | | 7,3 | | 7,56 | | 7,43 | |
| Eh, вольт | 0,8 | | 0,81 | | 0,81 | | 0,79 | | 0,798 | |
| T ⁰ C | 3,8 | | 4,7 | | 3,8 | | 3,8 | | 3,5 | |
| P, бар | 1 | | 1 | | 1 | | 1 | | 1 | |

Литература

1. Астраханцева О.Ю. Принципы создания модели «Мегасистема оз. Байкал», база данных // Проблемы земной цивилизации. Вып.6, ч.1. – Иркутск, ASPrint, 2002. – С. 72-121.
2. Астраханцева О.Ю. База данных химического состава вод и потоков оз. Байкал // Экосистемы и природные ресурсы горных стран. Материалы Первого Междунар. симпози. «Байкал. Современное состояние поверхностной и подземной гидросферы горных стран». – Новосибирск: Наука, 2004. – С. 233-260.

3. Johnson J.W., Oelkers E.H., Helgeson H.C. SUPCRT 92: A software package for calculating the standard thermodynamic properties of minerals, gases, aqueous species, and reactions from 1 to 5000 bars and 0 ° to 1000° C // Computers and Geosciences. – 1992. – V. 18. – № 7. – P. 899-94.
4. Tanger J.C.IV, Helgeson H.C. Calculation of the thermodynamic and transport properties of aqueous species at high pressures and temperatures: Revised equations of state for standard partial molal properties of ions and electrolytes // Amer. J. Sci. – 1988. – V. 288. – № 1. – P. 19-98.
5. Karpov I.K., Chudnenko K.V., Kulik D.A. Modeling chemical mass transfer in geochemical processes: Thermodynamic relations, conditions of equilibria and numerical algorithms // Amer. Journ. Sci.. – 1997. – V. 297. – № 8. – P. 767-806.

КЛЕТОЧНО-АВТОМАТНАЯ МОДЕЛЬ ДИНАМИКИ ПОПУЛЯЦИЙ ОРГАНИЗМОВ ОЗЕРА БАЙКАЛ

И.В. Афанасьев

*Институт вычислительной математики и математической геофизики
Сибирского отделения Российской академии наук
ivafanas@gmail.com*

CELLULAR AUTOMATA MODEL OF ORGANISMS' POPULATION DYNAMIC OF LAKE BAIKAL

I.V. Afanasyev

*Institute of Computational Mathematics and Mathematical Geophysics of
Siberian Branch of the Russian Academy of Science*

Предложена КА-модель динамики численности организмов озера Байкал. Для исследования выбраны три вида (рачок макрогектопуса, малая и большая голомянки). Каждый из них разделён на возрастные группы, между которыми определены демографические отношения и отношения «хищник-жертва». Модель является параллельной композицией восьми объектов, каждый из которых моделирует динамику численности определённого вида. Определены правила перехода для моделирования численности и перемещения организмов. Проведён ряд вычислительных экспериментов, показывающий, что при отклонении начальных значений численностей особей от устойчивого состояния модель в результате затухающего колебательного процесса приходит к устойчивому состоянию.

The CA-model of Baikal organisms' population dynamic was investigated. Three species were chosen for modeling: macrohectopus branickii, comephorus dybovski and comephorus bakalensis. Each species is divided onto several age groups. Demographics

and prey-predator interactions are defined between the groups. The composite cellular automata (CA) model is proposed for modeling of populations dynamic. The model proposed is the composition of eight CA, each model population dynamic of particular species. Transition operators for modeling units' movement and quantity changing are defined in the CA model. Series of computational experiments showed that the system starting from perturbed initial state tends to steady state as the result of oscillating fading process.

Самоорганизация – процесс пространственно-временного упорядочения в системе за счёт согласованного взаимодействия множества элементов её составляющих [1]. С развитием исследований в области самоорганизующихся процессов возникает потребность в построении моделей. В основном они базируются на нелинейных дифференциальных уравнениях в частных производных, которые сложно, а иногда и невозможно решать и эффективно распараллелить. Альтернативным решением являются клеточно-автоматные (КА) модели, позволяющие при использовании сравнительно простых вычислений моделировать сложные нелинейные процессы, включая и самоорганизацию [2].

КА представляет собой структурированный набор конечных «автоматов» (клеток). Для каждого из них определено множество соседних клеток и функция перехода, зависящая от их состояний. Структура пространства, в котором расположены клетки, для двумерного случая зачастую представляется прямоугольной сеткой.

Существуют методы композиции КА, позволяющие объединять несколько объектов в более сложные системы – композиционные КА [3]. Параллельная композиция двух и более КА заключается в том, что все они функционируют одновременно, а функция перехода каждого дополнительно зависит от состояний остальных КА.

Известны работы по изучению динамики популяции с помощью систем дифференциальных уравнений [4-5]. В них принимается гипотеза о сильном перемешивании (параметры популяции усреднены по пространству), и более 3-х групп организмов не исследуется. В работе [6], посвященной исследованию динамики популяции 8-и групп организмов, с помощью численного моделирования было снято второе ограничение. Также представлена параллельно-композиционная КА-модель динамики численности организмов озера Байкал для 8-и групп, учитывающая пространственное распределение организмов и параметров модели.

Постановка задачи. Учёт всех видов организмов Байкала – трудоемкая задача. По биомассе озера лидерство занимает голомянка (60 % биомассы). Её основной корм – рачок макрогектопуса и собственная молодь. Аналогично [6] в КА-модели рассмотрены три вида организмов: макрогектопус, малая голомянка и большая голомянка. Каждый из видов разделен на возрастные группы:

– макрогектопус (неполовозрелые особи m_1 , половозрелые особи m_2);

- малая голомянка (однолетки d_1 , неполовозрелые d_2 , половозрелые d_3);
- большая голомянка (однолетки b_1 , неполовозрелые b_2 , половозрелые b_3).

Далее везде при обозначении параметров, верхний индекс обозначает название вида (m – макрогектопус, d – малая голомянка, b – большая голомянка), а нижний индекс – номер возрастной группы i из $\{1,2,3\}$. Соотношения пищевых цепей и переход особей между возрастными группами в результате старения и рождения изображены на рисунке 1.

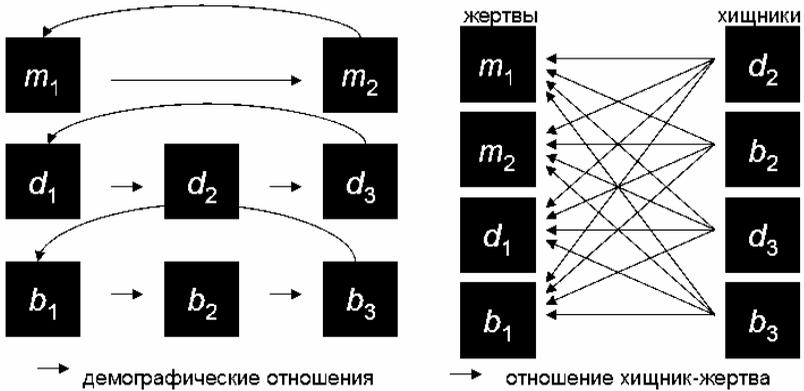


Рис. 1. Межгрупповые взаимоотношения

КА-модель. При построении КА-модели были приняты следующие допущения.

1. Влияние других видов организмов считается постоянным. Например, рачкам всегда хватает фитофага эпишуры для питания, а нерпа всегда ест одинаковое число голомянок.
2. Влияние окружающей среды считается постоянным. В модели не учтены сезонные особенности поведения организмов и окружающей среды.
3. Особи каждой группы организмов усреднены по всем параметрам (скорость, размеры, рацион питания, половое соотношение и т.д.).
4. Размножаются только особи последних возрастных групп.
5. Насыщение не учитывается.

КА-модель динамики численности организмов Байкала:

$$N = \langle \Sigma, M, f, \rho \rangle,$$

где Σ – алфавит состояний – целые числа, M – множество имен клеток, f – глобальный оператор перехода, ρ – режим функционирования.

Модель представляет собой параллельную композицию восьми КА. Множество имен клеток M разбито на 8 подмножеств, предназначенных для моделирования численности отдельной группы организмов. Каждое из

подмножеств биективно отображается на квадратную сетку Q , аппроксимирующую поверхность озера Байкал.

$$M = M_1^m \cup M_2^m \cup M_1^d \cup M_2^d \cup M_3^d \cup M_1^b \cup M_2^b \cup M_3^b$$

$$M_i^\alpha \cap M_j^\beta \neq \emptyset \Leftrightarrow \alpha = \beta \wedge i = j$$



Клеткой называется элемент множества $M \times \Sigma$.
Множество

$$\Omega \subset M \times \Sigma : |\Omega| = |M| \wedge (\forall \langle m_1, n_1 \rangle, \langle m_2, n_2 \rangle \in \Omega \quad m_1 \neq m_2)$$

называется *клеточным массивом*. Состояния клеток (целые числа) обозначают численность особой группы, находящихся в клетке. Клетки КА, имена которых соответствуют одной и той же клетке в Q , будем называть *близнецами*. Клетки, имена которых соответствуют соседним клеткам в Q , называют *ближайшими соседями*.

Пусть φ_i – отображения из M в M . Конечный набор $S(m) = \{ \langle \varphi_1(m), n_1 \rangle, \dots, \langle \varphi_k(m), n_k \rangle \}$, где n_i из Σ , называется *локальной конфигурацией*. В общем случае, локальный оператор перехода f_{loc} :

$$f_{loc} : \{S(m)\} \rightarrow \{S(m)\}$$

После применения оператора перехода f_{loc} локальная конфигурация клетки с именем m изменится на $f_{loc}(S(m))$. Применение локального оператора перехода ко всем клеткам КА принято называть *итерацией* или *применением соответствующего глобального оператора перехода*. Последовательный процесс применения глобального оператора называется *эволюцией*.

В данной работе используются два локальных оператора перехода:

f_{loc}^1 – оператор целочисленной диффузии, моделирует перемещение особой в озере; соответствующий глобальный оператор $-f_1$;

f_{loc}^2 – оператор изменения численности, моделирует процессы рождаемости, смертности, поедания и старения; соответствующий глобальный оператор $-f_2$.

Существуют два основных режима применения глобального оператора перехода: *синхронный* и *асинхронный*. Синхронный режим предполагает, что аргументы локального оператора перехода – состояния клеток на текущей итерации. На каждой итерации вычисляются значения новых состояний всех клеток, затем все они вместе одновременно заменяют старые состояния на новые. При асинхронном режиме новое состояние клетки вычисляется от тех значений состояний клеток-соседей, которые на данный момент имеют

место, и старое состояние клетки сразу изменяется на новое. Причем, клетка, обновляющая свое состояние, выбирается случайно [7].

В предложенной модели использован более сложный, составной режим функционирования, комбинирующий синхронный и асинхронный режимы. Режим функционирования ρ композиционной КА-модели: сначала глобальный оператор целочисленной диффузии f_1 несколько раз применяется асинхронно к каждому из подмножеств M_j^β независимо, затем синхронно применяется глобальный оператор изменения численности f_2

Оператор целочисленной диффузии. Оператор f_{loc}^1 целочисленной диффузии [8] применяется асинхронно к каждому из множеств M_j^β , представляющих различные группы организмов:

$$f_{loc}^1 : \{S_1(m)\} \rightarrow \{S_1(m)\},$$

где $S_1(m)$ – множество ближайших соседей клетки с именем m .

Применение f_{loc}^1 с коэффициентом $\sigma \in (0,1)$ к клетке с именем m :

- пусть m_1, \dots, m_k – имена клеток – ближайших соседей клетки с именем m ($0 < k < 5$);
- равновероятно выбирается клетка с именем m_i ;
- пусть n и n_i – состояния клеток с именами m и m_i , соответственно;
- тогда новые состояния n' и n'_i вычисляются по формуле:

$$\begin{aligned} n' &= n - [\sigma \cdot n] + [\sigma \cdot n_i] \\ n'_i &= n_i + [\sigma \cdot n] - [\sigma \cdot n_i] \end{aligned}$$

Оператор целочисленной диффузии за одно применение оператора изменения численности применяется к каждому из множеств M_j^β разное количество раз. Пусть особь вида β возраста j за физическое время, соответствующее одному применению оператора изменения численности, преодолевает физическое расстояние L_j^β . Пусть c – физическое расстояние между центрами ближайших клеток клеточного массива. Тогда количество применений оператора целочисленной диффузии к множеству M_j^β за одно применение оператора изменения численности вычисляется по формуле:

$$K_j^\beta = \frac{L_j^\beta}{c} \quad 1)$$

Оператор изменения численности. Оператор изменения численности f_{loc}^2 применяется одновременно для всех клеток-близнецов:

$$f_{loc}^2 : \{S_2(m)\} \rightarrow \{S_2(m)\},$$

где $S_2(m)$ – множество клеток-близнецов клетки с именем m .

Новое значение клетки после применения оператора f_{loc}^2 будет равно (индексы, обозначающие вид и возрастную группу, опущены):

$$n' = \begin{cases} n + \lfloor \Delta n \rfloor & \text{если } 0 < \text{random} < \{\Delta n\} \\ n + \lceil \Delta n \rceil & \text{иначе} \end{cases},$$

где Δn – прирост численности особей, $\{\Delta n\}$ – дробная часть прироста численности особей. Прирост численностей особей i -ой возрастной группы вычисляется по формуле:

$$\Delta n_i = (\rho_i n_j - \lambda_i n_i - \theta_i n_i) \cdot \tau,$$

где j – номер возрастной группы особей организмов, «порождающих» особей i -ой возрастной группы; τ – физическое время, соответствующее одной итерации КА. $\rho_i n_j$ – прирост численности особей i -ой возрастной группы за счет рождаемости в случае $i=1$ или старения особей $i-1$ -ой возрастной группы в случае $i > 1$; $\lambda_i n_i$ – число погибших особей от хищников или естественной смерти; $\theta_i n_i$ – число особей, перешедших в $i+1$ -ю возрастную группу за счет старения. Коэффициенты рождаемости ρ , старения θ и смертности λ , являющиеся функциями от числа особей в клетке, приведены в статье [9].

Вычислительный эксперимент. В эксперименте размер области моделирования $|M_j^\beta| = 234296$ клеток. Площадь озера Байкал 31722 км^2 . Физический размер клетки – 368×368 м. Физическое время τ , соответствующее итерации КА-модели, равно 2-м дням. Поскольку известна средняя крейсерская скорость каждого из видов организмов и расстояние L_j^β , преодолеваемое за время τ , тогда по формуле (1) определяются значения: $K_1^m = 1$, $K_2^m = 1$, $K_1^b = 5$, $K_2^b = 8$, $K_3^b = 13$, $K_1^d = 2$, $K_2^d = 5$, $K_3^d = 10$.

Цель эксперимента – исследовать поведение модели в случае завышенной начальной концентрации хищников в локальной области. Количество голомянок в начальном состоянии в устье Селенги увеличено до трёх раз по сравнению с устойчивым состоянием. Численность макрогектопуса во всех клетках совпадает с устойчивым состоянием (рис. 2). На рисунках 2 и 3 более светлые области означают большую плотность организмов.



Рис. 2. Начальное состояние некоторых видов организмов

В результате эволюции модель приходит к устойчивому состоянию. Численность организмов изменяется только локально в устье Селенги. Вне устья численность организмов сохраняется (рис. 3).

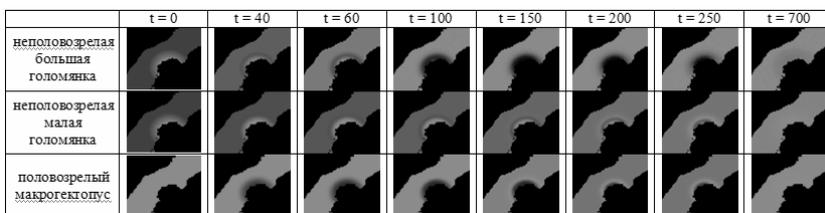


Рис. 3. Эволюция модели

На рисунке 3 (итерации 100 и 200) заметна волна численности организмов. В устойчивом состоянии значения численности организмов внутри и вне устья Селенги близки в рамках 5 % отклонения. Динамика численности половозрелых рачков, неполовозрелых особей малой и большой голомянки в ячейке в устье Селенги представлена на рисунке 4. На начальной итерации число неполовозрелых особей малой голомянки в 1,8 раз больше значения в устойчивом состоянии, а число особей макрогектопуса совпадает с устойчивым состоянием. Сначала число особей уменьшается из-за избытка хищников, затем численность жертв возрастает из-за вымирания последних. В результате колебательного процесса число особей становится близким к значению в устойчивом состоянии.

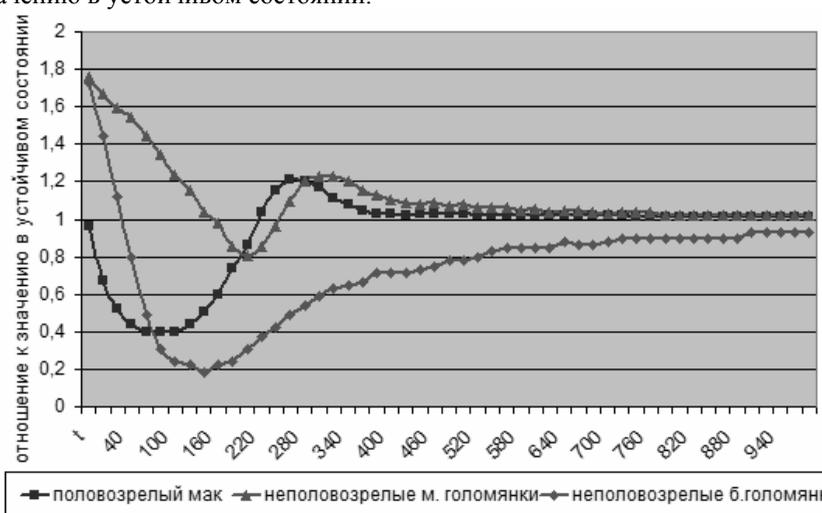


Рис. 4. Динамика отношения численности некоторых групп организмов к значению в устойчивом состоянии в клетке в устье Селенги

Таким образом, начиная с неравномерного состояния, модель в результате колебательных процессов приходит к устойчивому состоянию – равномерному распределению организмов по области моделирования.

Заключение. Предложена КА-модель динамики численности организмов озера Байкал, позволяющая учитывать особенности пространственного распределения организмов. Компьютерное моделирование показало, что при условии пространственной независимости коэффициентов взаимодействия между группами организмов устойчивым состоянием является равномерное распределение особей по области моделирования. В отличие от модели, в реальности наблюдаются сезонные колебания численности организмов в озере Байкал. В КА-модели не отражена зависимость коэффициента рождаемости и смертности по сезонам, поэтому она приходит к устойчивому состоянию. В дальнейшем для развития КА-модели планируется ввести зависимость коэффициентов рождаемости и смертности по сезонам.

Литература

1. Haken H. Synergetik. – Berlin: Springer-Verlag, 1982.
2. Wolfram S. A new kind of science. – USA: Wolfram Media Inc., 2002. – 1197 p.
3. Бандман О.Л. Метод построения клеточно-автоматных моделей процессов формирования устойчивых образов // ПДМ. – 2010. – № 4. – С. 91-99.,
4. Базыкин А.Д. Нелинейная динамика взаимодействующих популяций. – Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2003. – 368 с.
5. Свирижев Ю.М. Логофет Д.О. Устойчивость биологических сообществ. – М.: Мир, 1983. – 352 с.
6. Зоркальцев В.И., Казазаева А.В., Мокрый И.В. Модель взаимодействия трёх пелагических видов организмов озера Байкал // Современные технологии. Системный анализ. Моделирование. Иркутский государственный университет путей сообщения. – 2008. – № 1. – С. 182-193.
7. Бандман О.Л. Клеточно-автоматные модели пространственной динамики // Системная информатика. – 2006. – №10. – С. 58-113.
8. Medvedev Y.G. Multi-particle Cellular Automata Models For Diffusion Simulation // Methods and tools of parallel programming multicompulers. – 2011. – V. 6083. – P. 204-211.
9. Афанасьев И.В. Клеточно-автоматная модель динамики численности организмов озера Байкал // ПДМ. – 2012. – № 1. – С. 121-132.

ФИТОПЛАНКТОН И ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРНОЙ СИСТЕМЫ САЛТАИМ-ТЕНИС (ОМСКАЯ ОБЛАСТЬ)

О.П. Баженова, О.О. Кренц

*ФГБОУ ВПО «Омский государственный аграрный университет
им. П.А. Столыпина»*

PHYTOPLANKTON AND ECOLOGICAL STATE OF LAKE SYSTEM SALTAIM-TENIS (OMSK REGION)

O.P. Bazhenova, O.O. Krenc

Omsk State Agrarian University by P.A. Stolypin olga52@bk.ru, krenc-olesya@mail.ru

Проведена оценка экологического состояния озерной системы Салтаим-Тенис Омской области методами биоиндикации по показателям развития фитопланктона. Определен трофический уровень озер и качество воды.

The estimation of the ecological state of lake system Saltaim-Tenis in Omsk region by bioindication methods for the development of indicators phytoplankton was conducted. The definition of trophic level of lakes and water quality was done.

В Омской области насчитывается около 16 тысяч озер, однако рыбным промыслом в настоящее время осваиваются преимущественно крупные, к числу которых относятся Салтаим и Тенис, расположенные в Крутинском районе Омской области. Озера представляют собой два обширных водоёма, соединенных между собой проливом шириной 2 км, поэтому часто их объединяют в составе озерной системы Салтаим-Тенис. Средняя глубина озер от 1,9 (Тенис) до 2,3 м (Салтаим), площадь Салтаима – 146 км², Тениса – 118 км². При малой глубине и обширной площади в них часто наблюдается интенсивная ветровая циркуляция, в которую вовлекается вся толща воды, следствием чего является отсутствие температурной стратификации [1].

Берега низкие, местами заболоченные. Высшая водная растительность в озерах развита весьма интенсивно. Пойма шириной от 100 до 1000 м на северо-западе и юго-востоке переходит в болото. Рельеф территории представляет собой полого-волнистую равнину высотой 100-140 м над уровнем моря. Почвы – осолоделые с участками солонцов и солончаков [2].

Вода озер имеет серовато-зеленый [3] или соломенно-желтый цвет (по нашим наблюдениям). Прозрачность воды очень низкая, наибольшая отмечена зимой – до 95 см, наименьшая – летом. В оз. Салтаим она составляет, по данным Т.И. Зенюк, 25-35 см [3], по нашим данным – 15-25 см, в оз. Тенис – 20 см. Минерализация воды в Салтаиме колеблется по сезонам, превышая летом 0,5 г/л [3], летом 2003 г. – 0,7 г/л. По этому показателю озера относятся к пресным водоемам. Активная реакция воды –

слабощелочная, летом – 7,8-8,0, а к концу подледного периода уменьшается до 7,2-7,5 [3]. Окисляемость воды высокая (15-46 мг O₂/л), что связывают с заболоченным водосбором [3]. Кислородный режим летом благоприятный, но зимой озера подвержены заморам. В воде постоянно обнаруживается аммонийный азот, что можно объяснить не только тем, что в питании озер значительную роль играют воды низинных болот, но и поступлением сточных вод близко расположенных населенных пунктов.

Салтаим и Тенис входят в состав так называемых Больших Крутинских озер Омской области, включающих кроме них озеро Ик. Эта озерная система является самым крупным рыбопромысловым участком Омской области. Высокий потенциал рыбопромыслового использования озер требует исследования продуктивности и состояния их экосистемы. Особое значение в проведении таких работ занимает изучение фитопланктона – основного продуцента органического вещества в водоемах, являющегося первым звеном пищевой цепи и играющего важную роль в процессах самоочищения воды.

Фитопланктон озерной системы Салтаим-Тенис изучался и ранее [4], но его первые систематические исследования были проведены в 1965-1968 гг. Был выявлен видовой состав, распределение фитопланктона по акватории и вертикали озер, сезонная и межгодовая динамика его обилия, а также санитарное состояние водоемов, так как они являются источником водоснабжения многих населенных пунктов [1, 3, 5-7]. Материалы этих исследований служат в настоящее время фоновыми данными для изучения современного состояния и направления изменений, происходящих в озерной экосистеме Салтаим-Тенис.

Материалами исследования были пробы фитопланктона, отобранные в августе 2010 и июле 2011 гг. За этот период в планктоне озер найдены представители пяти отделов водорослей и цианобактерий, в том числе: цианобактерии (*Cyanoprokaryota*), динофитовые (*Dinophyta*), золотистые (*Chrysophyta*), криптофитовые (*Cryptophyta*), эвгленовые (*Euglenophyta*), диатомовые (*Bacillariophyta*) и зеленые (*Chlorophyta*) водоросли. Таксономические составы фитопланктона в водоемах, связанных в одну озерную систему, очень схожие (табл. 1).

Таблица 1 – Таксономический состав фитопланктона озер Салтаим и Тенис

| Отдел | оз. Салтаим | оз. Тенис |
|------------------------|-------------|-----------|
| <i>Cyanoprokaryota</i> | 27 | 29 |
| <i>Dinophyta</i> | 1 | 1 |
| <i>Cryptophyta</i> | 1 | – |
| <i>Chrysophyta</i> | 1 | 2 |
| <i>Bacillariophyta</i> | 11 | 11 |
| <i>Euglenophyta</i> | – | 1 |
| <i>Chlorophyta</i> | 38 | 41 |
| Всего | 79 | 85 |

Доминирующим видом в фитопланктоне озер в августе 2010 года являлась нитчатая цианобактерия *Leptolyngbya thermobia* Anagn., определенная ранее А.П. Скабичевским как *Lyngbya saltaimica* Skabitsch.[4]. Её вегетация достигала уровня «цветения», и только на некоторых станциях в число доминантов также входил *Phormidium sp.*

Кроме *Leptolyngbya thermobia* высокой численности достигали и другие мелкоклеточные цианобактерии – *Gloeocapsa minima* (Keissl.) Hollerb., *Microcystis pulverea* (Wood) Elenk. Из токсичных цианобактерий в фитопланктоне озер обнаружено три вида: *Microcystis aeruginosa* Kütz., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Coelosphaerium kuetzingianum* Näg. Уровень их развития невысокий и не представляет опасности для жизнедеятельности других гидробионтов.

Зеленые водоросли в фитопланктоне озер представлены в основном пор. *Chlorococcales*. Среди них высока доля видов с относительно крупными клетками таких, как виды родов *Pediastrum*, *Scenedesmus* и некоторых других. Поэтому несмотря на низкую численность зеленых водорослей их доля в формировании общей биомассы фитопланктона значительна.

Диатомовые водоросли представлены в фитопланктоне главным образом случайно-планктонными видами родов *Navicula*, *Synedra*, *Pinnularia*, *Gyrosigma*, *Amphora*, *Symbella*, *Cocconeis* и др. Из истинно планктонных видов в небольшом количестве найдена *Cyclotella sp.*

Доминирующим видом по численности в июне 2011 г. была *Aphanocapsa holsatica* Gronb. et Kom., в состав субдоминантов входили *Romeria gracilis* (Koczw.) Koczw. ex Geitl., *Leptolyngbya thermobia* Anagn. Доминирующий комплекс по биомассе возглавляет *Leptolyngbya thermobia* Anagn. и зеленая водоросль *Pediastrum kawraiskyi* Schmidle.

Биомасса фитопланктона в оз. Салтаим в период обследований составляла $24,15 \pm 4,59$ (август 2010 г.) и $20,43 \pm 4,4$ г/м³ (июнь 2011 г.). По этому показателю оз. Салтаим относится к категории политрофных вод. Уровень биомассы фитопланктона в оз. Тенис изменялся от $23,68 \pm 5,42$ до $53,54 \pm 14,58$ г/м³, что соответствует политрофным и гипертрофным водам. При такой оценке трофического статуса водоема характерна низкая прозрачность воды в период исследований.

Согласно комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши по эколого-санитарным показателям [8] вода оз. Салтаим относится к классу «загрязненная», разряду – «сильно загрязненная». Класс качества воды в оз. Тенис изменяется от «загрязненной» до «грязной», а разряд – от «сильно загрязненной» до «весьма грязной».

Таким образом, структура и обилие фитопланктона озерной системы говорит о напряженном экологическом состоянии их экосистем. Без принятия ряда мер по экологической реабилитации водоемов и прилегающей к ним территории процесс эвтрофирования приведет к зарастанию и

заболачиванию акватории, а в конечном счете – к утрате озер, выполняющих важную роль в обеспечении населения области водой, рыбой, рекреационными и эстетическими ресурсами.

Литература

1. Зенюк Т.И. Вертикальное распределение фитопланктона в озёрах Ик, Салтаим, Тенис Омской области // Вопросы биологии. Вып. 79. – Омск: ОмГПИ, 1974. – С. 49-57.
2. Тарасевич Д.Н. Санитарно-гигиеническая характеристика озер Ик, Тенис и Салтаим // Тр. Омского мед. ин-та. № 61. – Омск, 1965. – С. 3-8.
3. Зенюк Т.И. К характеристике фитопланктона озера Салтаим Омской области // Тр. Омского мед. ин-та. Омск. – 1968. – № 86. – С. 44-49.
4. Скабичевский А.П. Об осеннем планктоне озера Салтаима (Западная Сибирь) // Тр. Томского гос. ун-та. Т. 142. – Томск, 1956. – С. 73-76.
5. Зенюк Т.И. Фитопланктон Больших Крутинских озер Омской области: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Свердловск, 1972. – 23 с.
6. Зенюк Т.И. Сравнительная характеристика больших Крутинских озер Омской области // Природные ресурсы и их использование. Вып. 1. – Омск: ОмГПИ, 1975. – С. 43-48.
7. Зенюк Т.И. Качественный состав фитопланктона озера Салтаим и Тенис Омской области // Природные ресурсы Сибири и их использование. Вып. 3. – Омск: ОмГПИ, 1980. – С. 47-50.
8. Оксюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский П.Н., Линник П.Н., Кульменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29. – № 4. – С. 62-76.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ОЗЕРА КЕНОН (ВОСТОЧНОЕ ЗАБАЙКАЛЬЕ)

Б.Б. Базарова

*Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН, г. Чита
balgit@mail.ru*

MODERN CONDITION OF WATER VEGETATION OF LAKE KENON (EAST TRANSBAIKALIA)

B.B. Bazarova

*Institute of natural resources, ecology and cryology of Siberian department of
the Russian Academy of Science*

Рассмотрено современное пространственное распределение растительности оз. Кенон, эксплуатирующегося в качестве водоема-охладителя ТЭЦ-1 почти 50 лет.

The summary. In work discusses the modern spatial distribution of vegetation of lake Kenon, thermal power station-1 maintained as a reservoir-cooler almost 50 years.

Глобальные изменения качества вод под влиянием эвтрофирования и загрязнения вызывают необходимость прогнозирования возможных изменений в водных экосистемах. Для адекватной оценки степени антропогенного воздействия необходимо учитывать, что многолетняя динамика структурных показателей водной растительности часто имеет циклический характер, связанный с изменчивостью климатических и гидрологических факторов [1-3].

Одним из хозяйственно используемых водоемов Восточного Забайкалья, является озеро Кенон, с 1965 г (почти 50 лет), эксплуатирующегося в качестве водоема охладителя Читинской ТЭЦ-1. Оно находится в черте г. Чита, его окружают жилые застройки, автотрассы, нефтебаза, по берегу водоема проходит Транссибирская железнодорожная магистраль [4].

За время эксплуатации водоема изменился гидрохимический состав воды озера. Ранее он был гидрокарбонатно-натриево-магниевый или магниевно-натриевый с минерализацией 0,54-0,60 г/л. В настоящее время хлоридно-гидрокарбонатно-сульфатный или кальциево-натриево-магниевый с минерализацией 0,50-0,59 г/л. Наблюдается превышение ПДК по меди, марганцу, железу и по нефтепродуктам, основная доля которых вносится с жилых и промышленных территорий [5]. Изменился естественный термический режим. В месте сброса вод образуется «термальный участок» площадью 1,3 км², переменных очертаний, свободный в зимнее время ото льда и воздействующий на всю акваторию озера. Для поддержания необходимого уровня воды в озере Читинская ТЭЦ-1, осуществляет перекачку воды из р. Ингода [4].

На фоне данных изменений цель нашей работы – выявление современного пространственного распределения растительности озера Кенон и временной динамики доминирующих видов.

Исследование растительности оз. Кенон начаты в 2010 г. в связи с появлением чужеродного вида *Elodea canadensis* Mich. [6]. Ранее до пуска ТЭЦ-1 растительность озера изучалась в 1964 г. [7-8]. В 1969-1972 гг. проводились исследования теплового воздействия на озеро [4, 8] Затем в 1986 и 1991 гг. гидробиотанические работы проводились Л.Н. Золотаревой [9].

В ходе работ использованы общепринятые методы [10]. При проведении маршрутных съемок растительности географическая привязка описаний проведена с помощью GPS-навигатора. Картосхема зарастания выполнена в программах OziExplorer и Photoshop. Прибором

количественного учета гаммарид проводятся наблюдения за динамикой фитомасса водных растений на постоянных точках. Харовые водоросли, собранные в 2010-2011 гг., определены Р.Е. Романовым и Л.М. Куприяновой. Видовые названия харовых водорослей за предыдущие годы приводятся согласно авторам.

В результате изучения пространственного распределения растительности оз. Кенон выявлено, что в озере наибольшие площади занимают сообщества харовых водорослей (рис. 1). Сообщества *Eloдея canadensis* Michx. выявлены по западному побережью (на схеме станции – 19, 20, 22, 26). В 2011 г. пятна *E. canadensis* были в районе КСК – ст. 17, а в 2011 г. они не обнаружены. В 2011 г. были отмечены сплавины *Eloдея canadensis* (ст. 30).

Группировки *Myriophyllum sibiricum* Kom, *Potamogeton crispus* L. встречаются также по западному побережью озера (ст. 21, 43); в районе сбросного канала (ст. 27, 28, 52). Пятна *P. vaginatus* Turcz. отмечены на юго-западном участке озера (ст. 43). В зарослях *E. canadensis* единично встречается *Batrachium sp.*, в 90-х годах являющаяся субдоминантом. На северном побережье озера произрастают группировки *M. sibiricum* (ст. 17-18), *Potamogeton pectinatus* L. (ст. 34). На южном побережье образует небольшое пятно *P. perfoliatus* (ст. 31), также данный вид можно встретить единично на северо-восточных участках озера.

Сравнительный анализ, данных показывает, что в 1964 г. (до пуска ТЭЦ-1) в озере доминировали сообщества харовых водорослей и *P. crispus* [7-8]. В 1969-1972 гг. [4, 8] также доминируют сообщества харовых водорослей, *Potamogeton crispus* и существенно возросла доля *Myriophyllum sibiricum* Kom (табл.). В 1986 г. снизилась доля *P. crispus* при увеличении доли *Batrachium circinatum* (Sibth.) Spach., также доминантами остаются *M. sibiricum* и харовые [9]. В 1991 г. из зоны сброса исчез *B. circinatum*, доминантами остались *M. sibiricum* и харовые водоросли. В 2010-2012 гг. по площади произрастания и фитомассе лидируют харовые (табл.) Чужеродный вид *E. canadensis* встречается локально, но в то же время формирует довольно плотные сообщества. В районе сброса теплых вод ТЭЦ-1 встречаются группировки *M. sibiricum* и *P. crispus*. В целом несмотря на высокую антропогенную нагрузку на озеро катастрофических последствий для водной растительности озера нами не выявлено.

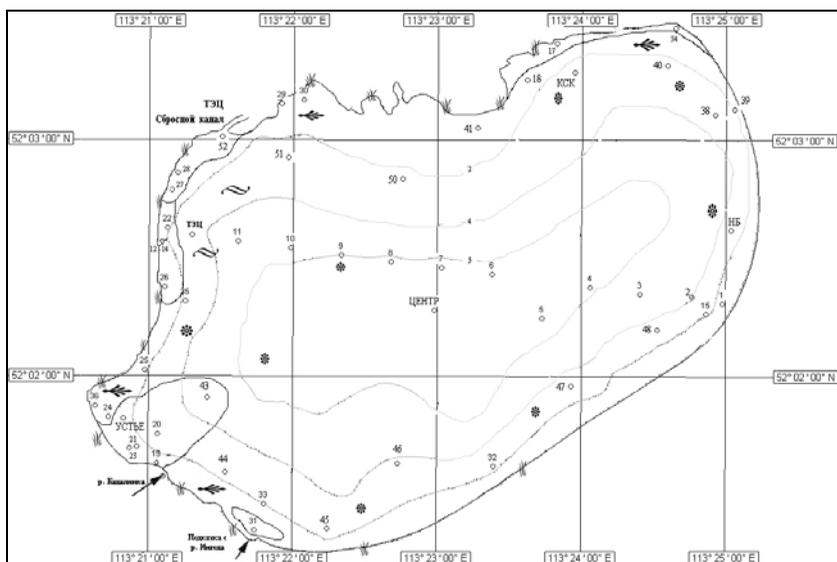


Рис. Схема зарастания оз. Кенон в 2010-2011 гг.:

Условные обозначения:



Chara tomentosa L.



Chara fragilis Desv.



Nitella flexilis var. *fryeri* Cg. et



Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud

Постоянные точки отбора проб: КСК – р-н камвольно-суконного комбината; НБ – нефтебаза; устье – р-н устья Кадалинка. Цифрами отмечены точки отбора проб при маршрутном исследовании.

Таблица – Динамика фитомассы (абс. сухой вес) водных растений оз. Кенон

| Виды | 1971 | | 1986 | | 2011 |
|--|------------------|-------|------------------|-------|------------------|
| | г/м ² | га | г/м ² | S, га | г/м ² |
| <i>Chara tomentosa</i> L. | 157 | 156,6 | 225 | 20 | + |
| <i>Ch. fischeri</i> Mig. | | | 67 | 170 | |
| <i>Ch. fragilis</i> Desv. | 126 | 0,02 | | | + |
| <i>Ch. abnormiformis</i> Vilh. | 83 | 160,7 | | | |
| <i>Ch. gymnophylla</i> A.Br. | | | 178 | 260 | |
| <i>Nitella mucronata</i> (A.Br.) | 83 | 363,3 | 128 | 70 | |
| <i>N. flexilis</i> var. <i>fryeri</i> Cg. et | | | | | + |
| Харовые водоросли | 393 | 680,6 | 598 | 520 | 1008 |
| <i>Elodea canadensis</i> Michx. | – | – | – | – | 275 |
| <i>Myriophyllum sibiricum</i> Kom. | 160 | 60,7 | 192 | 80 | 23 |
| <i>Batrachium circinatum</i> (Sibth.) Spach. | 126 | 0,003 | 154 | 80 | 5,6 |
| <i>Potamogeton perfoliatus</i> L. | 104 | 0,1 | + | | 32,8 |
| <i>P. crispus</i> L. | 120 | 351,5 | + | | 13 |
| <i>P. pectinatus</i> L. | 1,1 | | + | | 93 |
| <i>Persicaria amphibia</i> (L.) S.F. Gray | 75 | 0,005 | + | | – |

| Виды | 1971 | | 1986 | | 2011 |
|--|------------------|-------|------------------|-------|------------------|
| | г/м ² | га | г/м ² | S, га | г/м ² |
| <i>Nymphoides peltata</i> (S.G.Gmel.) O.Kuntze | 96 | 0,07 | 32 | 10 | – |
| <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. | | | 613 | 24 | + |
| <i>Scirpus tabernaemontani</i> C.C. Gmel. | 191 | 10,24 | – | | + |

Примечание: « » нет данных; «–» не отмечены; «+» отмечены.

Автор статьи приносит благодарность Р.Е. Романову и Л.М. Курпьяновой за помощь в определении харовых водорослей.

Работа выполнена в рамках проекта РФФИ № 11-04-98064-р_сибирь_a

Литература

1. Алексеева Е.В. Базарова Б.Б. Динамика зарастания озера Бальзино (Восточное Забайкалье) // Вестник БГУ. – 2008. – Вып.4. – С. 97-99.
2. Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. – Ярославль: Ид-во ЦМП МУБиНТ, 2001. – 200 с.
3. Трифонова И.С., Афанасьева А.Л., Бульон В.В., Беляков В.П. и др. Многолетние изменения биологических сообществ мезотрофного озера в условиях климатических флуктуаций и эфтрофирования. – СПб: Лемма, 2008 – 246 с.
4. Экология городского водоема / М.Ц. Итигилова, А.П. Чечель, Л.В. Замана и др. – Новосибирск: изд-во СО РАН, 1998. – 260 с.
5. Усманова Л.И. Современное химико-экологическое состояние оз. Кенон – водоема-охладителя Читинской ТЭЦ-1 // Всероссийская конференция с участием иностранных ученых «Геологическая эволюция взаимодействия воды с горными породами», 1-5 октября 2012 г., г. Томск. – В печати.
6. Базарова Б.Б., Пронин Н.М., Итигилова М.Ц. Начало экспансии чужеродного растения *Elodea canadensis* в бассейн р. Амур и прогноз возможных последствий от вселения ее в оз. Кенон – водоем охладитель Читинской ГРЭС // Социально-эколого-экономические проблемы развития приграничных регионов России – Китай – Монголия. / Мат. научно-практической конф. – Чита: Экспресс-издательство, 2010. – С. 8-11.
7. Владимирова З.Ф. Водная растительность и ее регулирование в водоеме – охладителе Читинской ГРЭС (оз. Кенон) // Охрана природы и воспроизводство природных ресурсов. 1979. – С. 113-114.
8. Владимирова З.Ф. Флора озера Кенон // Уч. зап. Читинский пед. ин-та. № 19. – Чита, 1968. – С. 118-122.
9. Золотарева Л.Н. Водная растительность озера Кенон и ее динамика (Восточное Забайкалье): Автореф. дис... канд. – Улан-Удэ, 1998. – 19 с.
10. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
11. Шишкин Б.А., Бондарева Е.И., Горлачев В.П. и др. Структура годового лимнического цикла некоторых озер Центрального Забайкалья // Водные ресурсы. – 1976. – №2. – С. 161-174.

ПРИЧИНЫ СНИЖЕНИЯ ЕСТЕСТВЕННОГО ВОСПРОИЗВОДСТВА ОСЕТРОВЫХ РЫБ В УРАЛО-КАСПИЙСКОМ БАССЕЙНЕ

Е.Б. Бокова, Г.Г. Джунусова

Атырауский филиал ТОО «Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства», Атырау, Казахстан, e-mail: bokova08@mail.ru

THE REASON OF REDUCING A NATURAL REPRODUCTION STURGEONS IN URAL-RIVER BASIN

Y.B. Bokova, G.G. Dzhunusova

Atyrau branch «Kazakh national-research fishery institute» Atyrau, Kazakhstan

Изучено естественное воспроизводство осетровых рыб в р. Урал. Показано, что эффективность их естественного воспроизводства определяется численностью производителей и условиями нереста. Приведен анализ, характеризующий изменение вылова осетровых рыб по годам. В целях сохранения их запасов в современных неблагоприятных условиях проводится широкий комплекс мероприятий по совершенствованию правил рыболовства, мелиорации реки Урал, развитию заводского выращивания молоди.

The job is pointed to decrease the rate of natural reproduction sturgeons in Ural river. It is shown that effectiveness of natural reproduction sturgeons in Ural river is defined of quantities producers and conditions of spawning. The analysis is made, characterized the changes of sturgeons catching from year to year. In order to save resources of sturgeons in present adverse conditions a broad complex campaigns is carry out to improve regulation of fishery, melioration of Ural river, development of growing the young of fish in factories.

Резкое сокращение численности популяции осетровых началось с 1990 г. когда произошла ликвидация единых рыбо- и водоохранных служб Каспийского моря. Если в 2001 г. вылов осетровых рыб составил 282,0 т, то к 2009 году вылов осетровых снизился до 45,0 т (рис.).

Естественное воспроизводство осетровых в последние десятилетия происходило в условиях сокращения, а затем увеличения объемов пресного стока р. Урал. Колебания уровней воды в бассейне повлияло на естественное воспроизводство осетровых в результате сокращения нерестового ареала. Общая нерестовая площадь 1700 га сократилась на 36 %, или потери составили 608 га. В настоящее время в нижнем течении реки Урал сохранилось 55 нерестилищ площадью 980 га, остальные потеряны.

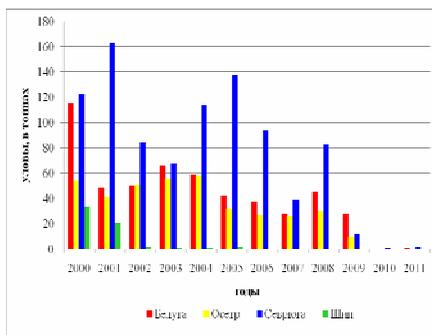


Рис. Динамика уловов осетровых рыб в Урало-Каспийском бассейне

В условиях непостоянного водного стока реки Урал эффективность размножения осетровых находится в прямой зависимости от гидрологического режима реки Урал. В реку Урал на нерест заходят пять видов осетровых рыб, и эффективность естественного воспроизводства лимитируется состоянием продуктивных площадей нерестовых зон, численностью производителей осетровых рыб на местах нереста и гидрологическим режимом реки Урал.

Снижение эффективности естественного воспроизводства осетровых, обусловлено снижением численности производителей, пропускаемых к местам размножения, общим ухудшением состояния нерестилищ и ухудшением экологической обстановки водоема. Если в 1971 г. масштабы естественного воспроизводства белуги, осетра, севрюги и шипа в среднем составляли 8,5 тыс.т, то к 2008 г урожайность молоди рыб сократилась до 0,783 тыс.т. Значительное снижение эффективности естественного воспроизводства осетровых рыб было заметно и в 2011 году. За весь период наблюдений за скатом молоди обнаружено только 4 малька. Создавшееся положение в реке Урал со всей очевидностью показывает, что будущее запасов осетровых зависит от эффективности естественного воспроизводства.

Результаты многолетних исследований показали, что увеличение численности осетровых не возможно без сохранения и поддержания естественного воспроизводства. В нижнем течении реки Урал должны быть сохранены условия для захода производителей рыб, нереста и ската молоди естественного происхождения. Необходимые мероприятия по улучшению условий на оставшихся нерестилищах, при которых производители осетровых рыб способны сохранить численность чистой линии генофонда. Естественное размножение позволит поддерживать много возрастную структуру стада и генофонд популяций. Мониторинговые исследования по численности пропускаемых производителей к местам нереста показали, что в настоящее время численность рыб уменьшилась. Если в 1974 году на нерест пропускалось 402,9 тыс.экз. осетровых рыб, то в 2008 г. численность производителей осетровых рыб снизилась до 29,8 тыс.экз.

В целях сохранения запасов осетровых рыб в современных неблагоприятных условиях проводится широкий комплекс мероприятий по совершенствованию правил рыболовства, мелиорации реки Урал, развитию заводского выращивания молоди осетровых рыб для пополнения запасов. В 2008 г. Атырауским филиалом ТОО «КазНИИРХ» разработано биологическое обоснование водоемов, на которых распространяется действие настоящих ограничений и запретов на использование объектами животного мира.

Разработан проект рыбохозяйственной мелиорации нерестилищ и мероприятия по сохранению генофонда осетровых рыб р. Урал. В целях сохранения единой системы воспроизводства осетровых и увеличения пропуска производителей к местам нереста внесены изменения в Правила рыболовства в Урало-Каспийском бассейне, предусматривающие полный запрет промысла осетровых рыб.

В связи с сокращением объемов естественного воспроизводства осетровых рыб и интенсификации добычи углеводородного сырья на северо-восточном побережье Каспийского моря в качестве компенсационных объектов в дельте реки Урал построены и введены в эксплуатацию в 1998 году два осетровых рыбоводных завода: Урало-Атырауский и Атырауский. Объектами искусственного воспроизводства являются: белуга, осетр, севрюга, шип и стерлядь. Ежегодный выпуск молоди осетровых рыб составляет 7 млн. экз. Таким образом, при создании условий на естественных нерестилищах реки Урал и увеличения объемов выпуска искусственной молоди возможно ожидать сохранение генофонда осетровых рыб в Урало-Каспийском бассейне.

Литература

1. Петрова А.Н., Ахмедзянов ФИ. Влияние гидрологического режима на эффективность естественного воспроизводства промысловых рыб реки Урал // Биологические ресурсы Каспийского моря. – Махачкала, 1989. – С. 58-66.
2. Бокова Е.Б. Естественное воспроизводство полупроходных рыб в реке Урал // Рыбохозяйственные исследования на Каспии. Результаты НИР. – Астрахань, 1999. – С. 225-228.
3. Отчеты НИР, 2008-2011 гг. Фонды Атф «КазНИИРХ».
4. Бокова Е.Б. Условия естественного воспроизводства осетровых рыб в реке Урал // Рыбохозяйственные исследования на Каспии. – Астрахань: КаспНИРХ, 1999. – 225 с.
5. Ким Ю.А., Бокова Е.Б. Воспроизводство осетровых в Урало-Каспийском районе // Осетровые на рубеже XXI века – Астрахань: Издательство КаспНИРХ, 2000. – 62 с.
6. Ким Ю.А., Исламгазиева Р.Б., Бокова Е.Б. Естественное воспроизводство промысловых видов рыб в низовьях р. Урал // Экология молоди и проблемы воспроизводства Каспийских рыб. – М.: Издательство ВНИРО, 2001. – С. 120-125.
7. Бокова Е.Б. Атлас нерестилищ осетровых рыб. – Атырау, 2004. – С. 2-154.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА МИГРАЦИОННОЙ СПОСОБНОСТИ УРАНА И ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ЭКОСИСТЕМЕ БАСЕЙНА РЕКИ ЕНИСЕЙ

*А.Я. Болсуновский, Д.В. Дементьев
Институт биофизики СО РАН, Красноярск*

COMPARATIVE EVALUATION OF THE MOBILITIES OF URANIUM AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN THE ECOSYSTEM OF THE YENISEI RIVER BASIN

*A.Ya. Bolsunovsky, D.V. Dementyev
Institute of Biophysics SB RAS, Krasnoyarsk, radecol@ibp.ru*

Приведены результаты многолетних исследований содержания радионуклидов в экосистеме бассейна реки Енисей. В результате сбросов Горно-химического комбината Росатома в реку в компонентах экосистемы зарегистрирован широкий перечень техногенных радионуклидов, в том числе трансурановые элементы, а также повышенное содержание урана. Водные растения накапливают наиболее высокий уровень радионуклидов, они являются важным компонентом водной экосистемы и могут быть использованы для биомониторинга и биоремедиации.

The paper describes results of the study of radionuclide concentrations in the ecosystem of the Yenisei River conducted for many years. As a result of discharges from the Mining-and-Chemical Combine of Rosatom, the Yenisei ecosystem contains a wide range of artificial radionuclides, including transuranium elements, and elevated levels of uranium. Aquatic plants are an important component of water ecosystems, which, owing to their ability to accumulate high levels of radionuclides, can be used in biomonitoring and bioremediation.

Река Енисей является одной из крупнейших рек мира, которая более 50 лет подвергается радиационному воздействию в результате деятельности Горно-химического комбината (ГХК) Росатома в г.Железногорске, производящего оружейный плутоний [1-5]. Донные отложения и пойма реки загрязнены техногенными радионуклидами, в том числе трансурановыми, не только вблизи комбината, но и на значительном расстоянии по течению. Наряду с техногенными радионуклидами с ГХК в Енисей поступают изотопы урана [6]. Таким образом, бассейн Енисея является уникальным объектом, где можно одновременно исследовать миграционную способность, как изотопов урана, так и техногенных радионуклидов во всех звеньях водной экосистемы.

Цель работы – сравнительный анализ миграционной способности урана и техногенных радионуклидов в экосистеме бассейна реки Енисей. В

качестве объектов исследования использовали пробы воды, донных отложений и погруженных водных растений, отобранные в р. Енисей в летне-осенний период 2006-2011 гг. Водные растения были представлены следующими видами: *Fontinalis antipyretica* (водный мох), *Potamogeton lucens* (рдест блестящий), *Myriophyllum spicatum* (уруть) и др. Пробы отбирали во время экспедиционных исследований как вблизи ГХК (около сёл Атаманово, Б. Балчуг и Усть-Кан), так и на расстоянии до 250 км по течению реки от ГХК (вблизи сёл Захаровка, Каргино и Стрелка). В качестве контроля взяты пробы растений выше по течению от ГХК в районе г. Красноярска и с. Есаулово (рис. 1). Для измерения радионуклидов использовали широкий спектр инструментальных методов: гамма-спектрометрия (спектрометр «Canberra», США), жидкостно-сцинтилляционная спектрометрия (спектрометр «Tri-Carb 2800», США), масс-спектрометрия (спектрометр «Agilent», США), нейтронно-активационный анализ и общая бета-альфа-радиометрия.

До остановки реактора в 2010 году в реку поступали сбросы реакторного и радиохимического заводов ГХК. Вследствие этого в воде регистрировали радионуклиды как активационного происхождения (^{24}Na , ^{32}P , ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{64}Cu , ^{65}Zn , ^{95}Zr и др.), так и осколочные радионуклиды цепной реакции (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ и др.) [5]. Среди бета-излучающих радионуклидов наибольшее значение для экосистемы реки Енисей имеет ^{32}P , который активно накапливается гидробионтами. Наряду с ним в районе сброса и далее по течению реки регистрируются повышенные содержания ^{238}U в воде, что свидетельствует о поступлении изотопов урана с ГХК [6]. Из всех исследованных видов макрофитов р.Енисей, водный мох (*Fontinalis antipyretica*) накапливал максимально радионуклиды, а также высокой накопительной способностью обладал рдест блестящий (*Potamogeton lucens*) – наиболее широко распространенный вид на Енисее [2-3].

В биомассах этих видов в период работы реактора активность радионуклидов реакторного происхождения (^{24}Na , ^{51}Cr , ^{239}Np) могла достигать нескольких тысяч Бк/кг, активность ^{32}P – до 60000 Бк/кг сухой массы. Содержание урана было максимальным в биомассе водного мха – до 11,5 мг ^{238}U /кг. Для других видов водных растений (*Potamogeton lucens*, *Myriophyllum spicatum*) также регистрировали повышенные его содержания (3,7-6,8 мг/кг), что было выше контрольного района (0,5 мг/кг). Используя полученные данные, были рассчитаны коэффициенты накопления (КН) радионуклидов макрофитами из воды. Максимальный КН ^{32}P был получен для водного мха – до 200000 (табл.). Для других радионуклидов КН оставался также высоким в диапазоне значений 38000-60000 для водного мха и несколько ниже для других видов макрофитов. КН урана был максимальным для водного мха (38000), для других видов КН урана изменялся в диапазоне значений от 10000 до 15000. Из данных следует, что уран, как и некоторые другие техногенные радионуклиды, активно накапливается в биомассе

растений, что не согласуется с существующими данными о низкой биоаккумулирующей способности урана [7].



Рис. 1. Карта-схема района отбора проб, Красноярский край

Таблица – Максимальные коэффициенты накопления отдельных радионуклидов водными растениями реки Енисей, 2006-2010 гг

| Вид растения | Радионуклиды, Бк/кг | | | | | | | |
|--------------------------------|---------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|
| | ³² P | ⁴⁶ Sc | ⁵¹ Cr | ⁵⁸ Co | ⁵⁹ Fe | ⁶⁵ Zn | ²³⁹ Np | ²³⁸ U |
| <i>Fontinalis antipyretica</i> | 200000 | 60000 | 8500 | 55000 | 5700 | 38500 | 1060 | 38000 |
| <i>Potamogeton lucens</i> | 135000 | 15300 | 4400 | 31500 | 2000 | 35000 | 1070 | 10000 |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> | 150000 | 19700 | 4000 | 31500 | 4300 | 86300 | 1650 | 15000 |

Во время экспедиционных исследований были отобраны многочисленные керны донных отложений реки Енисей. В слоях донных отложений реки после сбросов ГХК зарегистрирован широкий перечень техногенных радионуклидов: изотопы европия (¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu и ¹⁵⁵Eu), цезия (¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs), ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr и трансурановые элементы (изотопы плутония, америция, непутия и кюрия) [2-5]. Вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях реки имеет сложный характер и имеет ряд экстремумов, обусловленных разными скоростями поступления радионуклидов с ГХК (в том числе с аварийными сбросами), а также в результате глобальных выпадений. Исследования специалистов Института биофизики СО РАН и Института геологии и минералогии СО РАН в рамках интеграционных проектов СО РАН показали, что на протяжении до 250 км от ГХК по течению реки сохраняется высокий уровень радиоактивного загрязнения донных отложений. Проведенные радиохимические исследования этих проб выявили наличие участков русла, в которых содержание изотопов трансурановых элементов (²³⁸Pu, ^{239,240}Pu, ²⁴¹Am) в 100 и более раз превышает глобальный уровень [2-4]. Наряду с техногенными в донных отложениях реки регистрируются и естественные радионуклиды, в том числе и изотопы урана. Из полученных данных следует, что в районе г.Красноярска и далее по течению реки до района сбросов ГХК содержание техногенного радионуклида ¹³⁷Cs в донных отложениях регистрируется на низком уровне глобальных выпадений – около 16 Бк/кг, и концентрация ²³⁸U составляет в среднем около 3,0 мг/кг сухой массы. Начиная с района сбросов ГХК (села Атаманово и Б. Балчуг) содержание как ¹³⁷Cs, так и урана в донных отложениях возрастает: ¹³⁷Cs в донных отложениях – более чем в 100 раз, урана – всего в 1,5 раза и достигает 4-5 мг/кг.

Для оценки миграционной способности урана и других радионуклидов в пробах донных отложений рек Енисей использовали методику последовательного химического фракционирования Tessier в модификации немецких ученых [5]. В результате химического фракционирования мы получаем 5 жидких фракций и неразложившийся остаток. Принято, что чем меньше радионуклида в неразложившемся остатке, тем больше его в донных

отложениях. По результатам проведенных ранее исследований миграционной способности техногенных радионуклидов в пробах донных отложений р. Енисей была получена следующая последовательность: $^{90}\text{Sr} \approx ^{241}\text{Am} \approx ^{152}\text{Eu} > ^{60}\text{Co} > ^{239/240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$ [4]. При этом, радионуклид ^{137}Cs находился во всех пробах донных отложений (в основном в неразложившемся остатке) от 88 до 95 %, изотопы $^{239,240}\text{Pu}$ – 75-84, ^{60}Co – 68-85, изотопы ^{152}Eu и ^{241}Am – 20-40 %. Из полученных данных по фракционированию донных отложений реки Енисей следует, что доля изотопов урана в неразложившемся остатке может варьировать в диапазоне значений от 40 до 80%. Таким образом, в ряду миграционной способности радионуклидов в донных отложениях реки Енисей уран больше соответствует поведению изотопов ^{60}Co и займет место рядом с этим радионуклидом: $^{90}\text{Sr} \approx ^{241}\text{Am} \approx ^{152}\text{Eu} > ^{238}\text{U} \geq ^{60}\text{Co} \approx ^{239/240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$.

Полученные данные свидетельствуют, что в экосистеме реки Енисей в зоне влияния сбросов ГХК наряду с техногенными радионуклидами регистрируются и повышенные концентрации урана. Наиболее интенсивно он накапливался в биомассе водного мха (*Fontinalis antipyretica*), и при этом максимальный коэффициент его накопления был довольно большим – до 38000, что могло превышать коэффициенты накопления многих техногенных радионуклидов. Миграционная способность урана в донных отложениях р. Енисей по данным химического фракционирования превышала миграционную способность таких радионуклидов, как ^{137}Cs и ^{60}Co . Все это свидетельствует о высокой миграционной способности и биодоступности урана по сравнению с другими радионуклидами в экосистеме реки.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ №12-05-00078.

Литература

1. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Трапезников А.В., Дегерменджи А.Г. Использование новой методики концентрирования трансурановых элементов в пробах воды реки Енисей // ДАН. – 2008. – Т. 423. – № 4. – С. 479-482.
2. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Болсуновский А.Я. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. – Новосибирск, Изд-во СО РАН. Филиал «Гео», 2004. – 287 с.
3. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // Journal of Alloys and Compounds. – 2007. – V. 444-445. – P. 495-499.
4. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River // Chemistry and Ecology. – 2010. – 26 (6). – P. 401-409.

5. Klemt E., Spasova Y., Zibold G., Bolsunovsky A. In: Per Strand, Torun Jolle and Ase Sand (eds) Environmental Radioactivity in the Arctic & Antarctic // Norwegian Radiation Protection Authority. – 2002. – P. 67-70.
6. Болсуновский А.Я., Жижаяев А.М., Сапрыкин А.И. и др. Первые данные по содержанию урана в воде бассейна реки Енисей в зоне влияния предприятий Росатома // ДАН. – 2011. – Т. 439. – № 3. – С. 383-388.
7. Болсуновский А.Я., Бондарева Л.Г., Казбанов В.И. Изучение механизмов биосорбции изотопов урана на примере одного из видов водных растений (*Elodea canadensis*) реки Енисей // Вестник Красноярского университета. Неорганическая химия. – 2005. – № 2. – С. 70-72.

ВЛИЯНИЕ РАЗРАБОТКИ ПЕСЧАНЫХ ГРУНТОВ НА ВОДНЫЕ БИОРЕСУРСЫ ВЕРХНЕЙ ОБИ

А.М. Визер

*Западно-Сибирский НИИ водных биоресурсов и аквакультуры – филиал
ФГУП «Госрыбцентр», г. Новосибирск*

INFLUENCE OF THE SANDY SOILS EXPLOITATION TO THE AQUATIC RESOURCES OF THE UPPER OB

A.M. Vizer

*«Gosrybtsentr» West-Siberian Research Institute of Bioresources and
Aquaculture, sibribniiproekt@mail.ru*

Проведен мониторинг влияния добычи песка в период 2007-2011 гг. на пяти месторождениях Верхней Оби. Рассмотрены основные составляющие ущерба естественным экосистемам от грунтодобычи: зоопланктон, зообентос и ранняя молодь рыб. Установлена общая зависимость потерь биоресурсов от гидрологии месторождений и водности года.

The impact of sand mining in the period 2007-2011 years in the fields of the top five ob was monitored: zooplankton, zoobenthos and early juvenile fish are the main components of the damage to natural ecosystems from soil extraction. A general dependence of the loss of biological resources from the fields of hydrology and water content of the year was established.

Для русел рек Обского бассейна одним из основных видов техногенной нагрузки является добыча песка и песчано-гравийных смесей (ПГС) как строительных материалов. Добыча ПГС в рыбохозяйственных водоемах вызывает значительные изменения экологических условий и

приводит к гибели гидробионтов в результате разрушения донных биотопов при изъятии и перемещении грунтов, а также образования зон дополнительной мутности в карьерах и за их пределами. Размеры влияния этих работ на водную биоту зависят от многих факторов и его объективная оценка возможна лишь на основании многолетних мониторинговых исследований.

Материалом для подготовки настоящей публикации послужили пятилетние (2007-2011 гг.) наблюдения за разработкой донных грунтов согласно лощманской карте на пяти месторождениях верхней Оби в пределах Новосибирской области: Ново-Пичуговском (615-620 км), Калугинском (756,0-757,5), Почтовом (765,5-770,5), Серебряниковском (761,5-772,2) и Ташаринском (797,0-805 км). Сроки добычи грунтов на месторождениях колебались от 1 до 6 месяцев, а объемы добытого грунта различались даже на одних месторождениях по годам в 3-4 раза, поэтому для получения сравнимых показателей ущерб приводится на 1 тыс. м³ добытого грунта в кг рыбопродукции. В период наблюдений вошли многоводные и экстремально многоводные годы (2007 и 2010), маловодные и экстремально маловодные (2008 и 2011) и средний год по водности (2009).

Все месторождения различались скоростями течения, уровнем проточности, а также наличием потенциальных нерестилищ для фитофильных и литофильных рыб вблизи разрабатываемых площадей, что определяло различия видовых и количественных показателей кормовых организмов и ранней молоди рыб. Непосредственно на территории всех карьеров грунты представлены преимущественно песками, и они сами располагались за пределами мест размножения и зимовки рыб. Добыча ПГС за пределами нерестилищ определяла низкую величину такой составляющей общего ущерба, как гибель ранней молоди рыб (табл. 1).

Таблица 1 – Объем натурального ущерба ихтиофауне по результатам добычи песка на месторождениях Верхней Оби в 2007-2011 гг., кг

| Месторождения | Составляющие виды ущерба, % | | | Ущерб на 1 тыс. м ³ добытого грунта |
|------------------|-----------------------------|-----------|-------------|--|
| | зоопланктон | зообентос | личинки рыб | |
| Ново-Пичуговское | 18,1 | 81,9 | – | 3,40 |
| Калугинское | 83,0 | 14,8 | 2,2 | 0,66 |
| Почтовое | 76,0 | 22,0 | 2,0 | 0,96 |
| Серебряниковское | 52,0 | 47,9 | 0,1 | 1,30 |
| Ташаринское | 35,9 | 63,9 | 0,2 | 0,30 |

Общий максимальный ущерб 3,4 кг на 1 тыс. м³ наблюдался на Ново-Пичуговском месторождении, расположенном на Ирменском плесе Новосибирского водохранилища. Этот озеровидный левобережный участок открытых песчаных мелководий неблагоприятен для размножения рыб и нагула ранней молоди, которая лишь эпизодически заносится на акваторию

месторождения ветровыми волнениями. В тоже время отсутствие течения и заиливание поверхностного слоя грунтов благоприятны для развития кормовых организмов. В период разработки ПГС и в июне-июле биомасса зоопланктона и зообентоса составляет, соответственно, $0,216-2,485 \text{ г/м}^3$ и $2,247-4,505 \text{ г/м}^2$. Основной ущерб связан с гибелью зообентоса, количественные показатели которого более стабильны в первой половине летнего сезона.

Серебряковское месторождение располагается в одноименной пойменной протоке. Для этого протяженного и узкого водотока характерны низкий водообмен, небольшие скорости течения, мелководность и заиливание поверхностных грунтов, что определяет высокие среднесезонные показатели биомассы зоопланктона ($1,062 \text{ г/м}^3$) и зообентоса ($3,792 \text{ г/м}^2$). Значительная удаленность протоки от основного русла Оби препятствует проникновению на ее акваторию ранней молоди рыбы, скатывающейся с обских нерестилищ.

Несмотря на близкие значения биомассы кормовых организмов Серебряниковского и Ново-Пичуговского месторождений ущерб от разработки протоки значительно ниже и составляет $1,3 \text{ кг}$ за пятилетний период, что связано с недоступностью его акватории для добывающей техники в маловодные годы, особенно в период летней межени, когда уровень развития зоопланктона и зообентоса достигает своего максимума.

Почтовое месторождение расположено в глубоководной прирусловой Сергеевской протоке, которая по гидрологическим условиям довольно близка к основному руслу Оби и имеет с ним постоянную связь. Однако проточность на акватории месторождения искусственно ограничена постройкой плотины в устьевой части этой протоки, что значительно улучшило условия обитания планктонных организмов из группы ветвистоусых ракообразных. По сравнению с руслом Оби биомасса зоопланктона возросла более чем в три раза и составила в среднем за пятилетний период $0,558 \text{ г/м}^3$, что определило его основной вклад в общий ущерб, наносимый водным биоресурсам от добычи ПГС ($76,0 \%$). Создание дамбы и снижение скоростей течения способствовало небольшому заиливанию в меженный период основных песчаных биотопов протоки и росту биомассы зообентоса до $0,451 \text{ г/м}^2$. Увеличение биомассы кормовых организмов определяет довольно высокие показатели общего ущерба ВБР от разработки месторождения $0,96 \text{ кг}$ на 1 тыс. м^3 . В тоже время дамба ограничивает скат ранней молоди рыб через протоку, прежде всего видов нерестящихся на русловых участках Оби: нельмы, стерляди и налима. И лишь в экстремально многоводные годы (2011) на акватории месторождения залавливались единичные личинки стерляди.

Калугинская протока находится в 6 км ниже по течению и имеет близкие характеристики с Сергеевской протокой. Она сохранила естественную связь с руслом Оби, поэтому численность покатной личинки на ее акватории выше на 41% и составляет $0,338 \text{ экз./м}^3$. Увеличение количества молоди оказывает незначительное влияние на величину общего ущерба, так как в ее составе преобладают мелкочастиковые виды до $97,6 \%$.

В русле протоки сохранились естественные продуктивные галечниковые биотопы, которые определяют довольно высокую биомассу бентоса несмотря на высокие скорости течения – 0,462 г/м². Повышенная проточность негативно влияет лишь на развитие планктонных организмов биомасса, которых снижается до 0,421 г/м³. Общие потери рыбопродукции на 83,0 % определяются зоопланктоном и снижаются до 0,66 кг.

Минимальные потери рыбопродукции на 1 тыс. м³ добытого грунта (0,30 кг) наблюдаются на мелководной Ташаринской протоке. Обширные мелководья на входе в эту прирусловую протоку служат препятствием для заноса на ее акваторию ранней молоди из основного русла Оби, что сводит до минимума потери от ее гибели в результате добычных работ. Низкие глубины, составляющие в меженный период менее 1 м, при сохранении проточности ограничивают развитие зоопланктона, и его количественные показатели имеют минимальные значения для всех исследованных месторождений – 0,272 г/м³. Низкой была и биомасса бентоса – 0,171 г/м², т.к. на всю площадь месторождения занимает единый песчаный биотоп, заселенный реофильными личинками хирономид.

Таким образом, наблюдения 2007-2011 гг. показали, что основной составляющей ущерба в результате добычи ПГС являются кормовые организмы, количественные показатели которых зависят от проточности месторождений. Максимальный размер ущерба на 1 тыс. м³ наблюдается на месторождениях с минимальными скоростями течения: Ново-Пичуговском и Серебряниковском. На глубоководных месторождениях основную долю общего ущерба определяет зоопланктон, на мелководных – бентофауна.

При всем многообразии обских месторождений выявлена одна общая закономерность: потери рыбопродукции на 1 тыс. т добытого грунта имеют минимальные значения в маловодные годы и увеличиваются в многоводные, даже при равных объемах добытого грунта (табл. 2). Это связано с более высокими показателями биомассы кормовых организмов в многоводные годы.

Таблица 2 – Объем натурального ущерба ихтиофауне р. Оби по результатам добычи песка в 2007-2011 гг., кг

| Год | Объем извлеченного грунта, тыс. м ³ | Водность | Величина натурального ущерба | |
|------|--|----------|------------------------------|--------------------------|
| | | | всего | на 1 тыс. м ³ |
| 2007 | 782,9 | высокая | 685,2 | 0,9 |
| 2008 | 759,9 | низкая | 403,0 | 0,5 |
| 2009 | 168,4 | средняя | 77,9 | 0,5 |
| 2010 | 517,5 | высокая | 680,5 | 1,3 |
| 2011 | 528,5 | низкая | 372,9 | 0,7 |

Вторичное заселение обработанных площадей так же зависит от проточности месторождений. В прирусловых протоках оно происходит после

окончания процесса забора песка уже в текущем году за счет организмов бентостока и завершается после прохождения весеннего паводка. На восстановление исходных донных биоценозов Новосибирского водохранилища уходит не менее 2-3 лет. В тоже время на мелководных месторождениях Оби в маловодные годы и в водохранилище во время сработки уровня углубления выработок служат местом концентрации и сохранения донной фауны.

ZOOПЛАНКТОН ОЗЕРА ЧАНЫ В УСЛОВИЯХ АРИДИЗАЦИИ КЛИМАТА

Л.С. Визер

Новосибирский филиал «Госрыбцентр» – Западно-Сибирский НИИ водных биоресурсов и аквакультуры

ZOOPLANKTON OF LAKE CHANY IN CLIMATE ARIDIZATION

L.S. Vizer

*«Gosrybtzentr» West-Siberian Research Institute of Bioresources and Aquaculture,
sibribniiproekt@mail.ru*

Изучены изменения в зоопланктоне озера Чаны в условиях снижения уровня воды и увеличения солености. Установлено, что при увеличении солености с 1,0 до 9,0 г/л происходит снижение числа видов в 3,5 раза. Снизилась численность и биомасса на менее осолоненных участках озера, на более осолоненных – увеличилась.

Changes in the zooplankton of Lake Chany in reducing carts and increasing salinity were studied. Salinity increase from 1,0 to 9,0 g/l leads to a reduction in the number of species in 3,5 times. Abundance and biomass decreased in less saline areas of the lake and increased in more saline areas under the influence of salinity.

Озеро Чаны – четвертый по величине, после озер Байкал, Таймыр и Ханка, естественный бессточный равнинный минерализованный водоем Азиатской России, площадь водного зеркала – 1840 км². Резкие колебания уровня – характерная особенность водного режима оз. Чаны: водоем то обводняется, заливая большие окружающие пространства суши, то сильно мелеет и обсыхает на фоне общей депрессии и аридизации климата Западной Сибири.

Озеро имеет сложную конфигурацию. В настоящее время состоит из двух основных частей – Малые и Большие Чаны. В состав Больших Чанов входит Чиняихинский, Тагано-Казанцевский, Ярковский плесы и оз. Яркуль. Все плесы находятся в тесном взаимодействии друг с другом, но при этом сильно отличаются между собой (табл. 1).

Таблица 1 – Морфометрические особенности водоемов оз. Чаны в начале XXI века (106,2 м БС)

| Участки озера | Площадь, км ² | Средняя глубина, м | Прозрачность, см | Минерализация, г/л |
|--------------------------|--------------------------|--------------------|------------------|--------------------|
| Озеро Малые Чаны | 239 | 1,3 | 5-25 | 1,0 |
| Чиняихинский плес | 427 | 1,6 | 10-50 | 2,7 |
| Озеро Яркуль | 46 | 5,1 | 100-300 | 4,1 |
| Тагано-Казанцевский плес | 848 | 1,7 | 5-20 | 6,3 |
| Ярковский плес | 280 | 3,2 | 50-300 | 9,0 |

Колебания уровня в оз. Чаны в прошлом веке превышали 3 м: максимальный уровень достигал отметки 108,56 м, минимальный – 105,47 м БС. Этот природный фактор в значительной степени усугубляется мелководностью озера. От уровня воды в значительной степени зависит площадь озера.

В 70-х годах XX в. для предотвращения дальнейшего снижения уровня и сохранения рыбохозяйственного значения озера Чаны был отделен западный самый крупный (площадь 666 км²), наиболее удаленный от притоков рек, впадающих в озеро, и наиболее минерализованный (22 г/л) Юдинский плес, который из-за высокой солености потерял к этому времени рыбохозяйственное значение. В период с 1979 по 1993 гг. площадь оз. Чаны уменьшилась еще на 19,3% [1]. При этом на некоторое время стабилизировался и даже несколько повысился уровень на остальной части озера Чаны. Однако засоление озера продолжилось: в последние два десятилетия по сравнению с 1970-80 гг. прошлого века соленость на удаленных от притока воды плесах увеличилась почти на 2 г/л, или более чем на 13 % (рис. 1).

Зоопланктон как основное трофическое звено кормовой базы играет важную роль в создании рыбопродукции водоема. В оз. Чаны он относится к пресноводному комплексу [2]. По мере увеличения солености воды уменьшается число эвригалинных видов, появление в фауне озера стеногалинных видов не восполняет убыли эвригалинных, особенно колонок. Поэтому в менее осолоненной зоне (оз. Малые Чаны) наблюдается максимальное число видов, в наиболее осолоненной части число видов снижается до минимума (табл. 2). Установлено, что при увеличении солености воды в оз. Чаны от минимальной (1,0 г/л) до максимальной (9,0 г/л), количество видов уменьшилось в 3,5 раза.

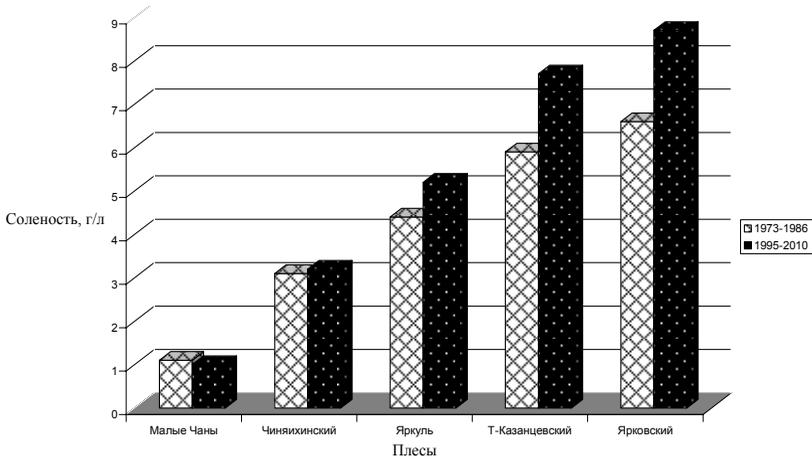


Рис. 1. Изменение солености в плесах озера Чаны в период с 1973 по 2010 гг.

Экологические условия, которые складываются на плесах и обусловлены не только уровнем солености, но зарастаемостью, глубиной и прозрачностью, формируют в каждом из них специфический доминирующий комплекс зоопланктона (табл. 2).

Таблица 2 – Характеристика зоопланктона в оз. Чаны, 1973-1986, 1995-2010 гг.

| Водоем | Число видов | Доминирующий комплекс | |
|----------------------------|-------------|---|--|
| | | 1973-1986 | 1995-2010 |
| Оз. Малые Чаны | 95 | <i>K. quadrata</i> , <i>D. longispina</i> , <i>D. cucullata</i> , <i>C. sphaericus</i> , <i>M. leuckarti</i> , <i>C. strenuus</i> | <i>K. quadrata</i> , <i>D. longispina</i> , <i>M. leuckarti</i> |
| Чиняихинский плес | 45 | <i>K. quadrata</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>D. brachyurum</i> , <i>C. sphaericus</i> , <i>C. reticulate</i> , <i>M. leuckarti</i> | <i>K. quadrata</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>D. brachyurum</i> , <i>C. reticulate</i> , <i>M. leuckarti</i> |
| Оз. Яркуль | 33 | <i>F. terminalis</i> , <i>D. brachyurum</i> , <i>C. reticulate</i> , <i>C. sphaericus</i> , <i>Moina microphthalmalpa</i> , <i>A. salinus</i> | <i>D. brachyurum</i> , <i>C. reticulate</i> , <i>Moina microphthalmalpa</i> , <i>A. salinus</i> |
| Тагано – Казанцевский плес | 29 | <i>F. terminalis</i> , <i>H. mira</i> , <i>C. sphaericus</i> , <i>Moina microphthalmalpa</i> , <i>A. salinus</i> | <i>Moina microphthalmalpa</i> , <i>A. salinus</i> |
| Ялковский плес | 27 | <i>H. mira</i> , <i>Moina microphthalmalpa</i> , <i>D. magna</i> , <i>A. salinus</i> | <i>Moina microphthalmalpa</i> , <i>D. magna</i> , <i>A. salinus</i> |

Постепенное повышение солености в озере Чаны в последние 40 лет привело к значительному снижению численности зоопланктона во всех участках озера, кроме наиболее удаленного и осолоненного Ярковского плеса. Наиболее значительным снижением было в мелководных участках – оз. Малые Чаны, Чиняихинском и Тагано-Казанцевском плесах. В этих плесах численность зоопланктона снизилась более чем в два раза (рис. 2).

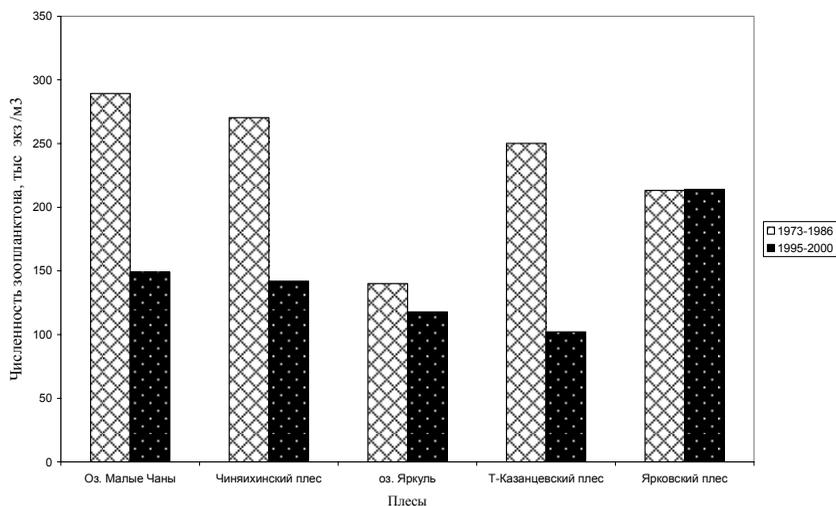


Рис.2. Численность зоопланктона в плесах озера Чаны, 1973-1986, 1995-2010 гг.

Средняя численность зоопланктона в период 1973-1986 гг. на мелководных плесах снижалась по мере увеличения солености, исключение составляло оз. Яркуль, наиболее глубокое и изолированное от других участков оз. Чаны. В период с 1995 по 2010 гг. численность зоопланктона также снижалась при повышении солености. В этом случае исключением составлял Ярковский, максимально осолоненный плес. Здесь численность, напротив, значительно увеличивалась.

Биомасса зоопланктона значительно снизилась на менее осолоненных участках: оз. Малые Чаны и Чиняихинском плесе – в 2 раза, озере Яркуль – почти в 4 раза (рис. 3). В более осолоненных, Тагано-Казанцевском и Ярковском плесах наоборот биомасса повысилась за счет усиления роли таких достаточно крупных ветвистоусых ракообразных, как *Daphnia magna* Straus и *Moina microphtalma* Sars.

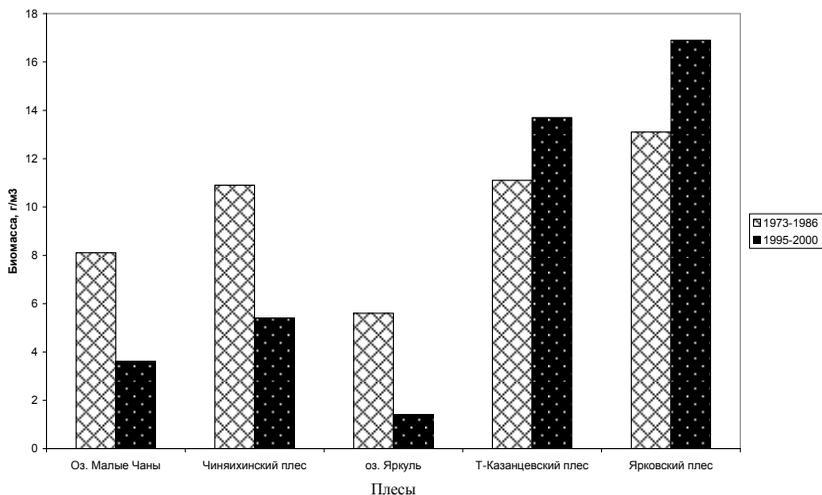


Рис.3. Биомасса зоопланктона в плесах озера Чаны, 1973-1986, 1995-2010 гг.

Регрессивная фаза водности территории Западной Сибири, которая может продлиться до 20-х годов нынешнего столетия [3], будет сопровождаться дальнейшим понижением уровня воды в озере Чаны и повышением солёности в плесах. Это неизбежно приведет к снижению биоразнообразия зоопланктона. При этом будет возрастать его численность и биомасса.

Литература

1. Состояние окружающей природной среды в Новосибирской области в 1994 г.: Доклад Новосибирского обл. комитета охраны окруж. среды и природ. ресурсов. – Новосибирск, 1995. – 166 с.
2. Limnofauna Europae. – Stuttgart, 1978. – 532 с.
3. Пульсирующее озеро Чаны. – Л., «Наука», 1982. – 304 с.

ИЗМЕНЕНИЕ И ТРАНСФОРМАЦИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА БОЛОТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

*Е.С. Воистина
ГНУ СибНИИСХиТ Россельхозакадемии*

CHANGE AND TRANSFORMATION OF BOG WATER CHEMICAL COMPOSITION IN ANTHROPOGENIC IMPACT CONDITIONS

*E.S. Voistina
Siberian Research Institute of Agriculture and Peat,
elenavoistina@yandex.ru*

Хозяйственное освоение болот сопровождается изменением и трансформацией химического состава вод. Представлены результаты гидрохимических исследований болот после пожара и строительства ЛЭП, выработанных и осушенных болот.

The economic development of waterlogged areas is accompanied by change and the transformation of the chemical composition of bog water. The article presents the result of hydrochemical investigation of mires after fire and high voltage power lines building, developed and drained mires.

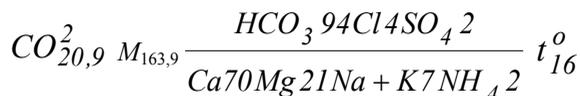
Химический состав природных вод является показателем соответствующих условий окружающей среды. Развитие хозяйственной деятельности в заболоченных регионах Западной Сибири сопровождается строительством дорог, линий высоковольтных электропередач, сборных и магистральных трубопроводов, городов и вахтовых посёлков, вырубкой лесов, загрязнением и деградацией болот. Химический состав болотных вод в условиях техногенного воздействия отражает экологическое состояние заболоченных территорий, характер и интенсивность антропогенной нагрузки. Проведен анализ химического состава вод антропогенно изменённых болот. В качестве фоновых концентраций химического состава болотных вод использованы данные многолетних наблюдений на научно-исследовательском стационаре «Васюганский» ГНУ СибНИИСХиТ (бассейны рек Бакчар и Икса) в районе удалённом от антропогенного воздействия и отличающимся слабым развитием транспортной инфраструктуры.

Экспедиционные исследования антропогенно нарушенных болот проводились в летний период 2011 года. В торфяной залежи при помощи бура создавали скважину глубиной 1 м. Пробы воды отбирали с глубины 30-50 см в специально подготовленную стеклянную и пластмассовую посуду. Сразу после отбора проб определяли рН, температуру воды и

быстроменяющиеся компоненты (концентрацию CO_2 и HCO_3^-). Анализ макрокомпонентного состава болотных вод выполнялся по общепринятым методикам. Суммарное содержание минеральных веществ определялось величиной плотного остатка, концентрация тяжёлых металлов – методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе типа ТА.

Низинное болото Аркадьёво расположено в подзоне мелколиственных лесов на второй левобережной террасе реки Обь. Оно осушено и частично выработано, представляет собой антропогенно преобразованное торфяное болото. В июле 2011 года из его осушительного канала были отобраны пробы воды. По химическому составу воды пресные гидрокарбонатные кальциевые нейтральные (рН 6,87). Высокая степень минерализации торфяной залежи определяет высокое содержание минеральных веществ в болотных водах (163,9 мг/л).

Формула химического состава воды болота Аркадьёво:



Концентрация органических веществ по величине химического потребления кислорода составляет 88,3 мг/л, что отличается от содержания органических веществ в водах не осушенного низинного болота Самара (124,2 мг/л), расположенного на первой надпойменной террасе р. Бакчар. Гуминовые и фульвокислоты присутствуют в небольших количествах 2,39 и 11,7 мг/л.

Содержание ионов железа в водах болота Аркадьёво равно 0,7 мг/л и сопоставимо с содержанием в подземных водах исследуемого региона. Концентрация ионов аммония (1,61 мг/л) выше, чем в р. Обь и в 2 раза меньше концентрации в водах болота Самара (фоновый участок, научно-исследовательский стационар «Васюганский»). Содержание свинца составляет 0,0008 мг/л (не превышает ПДК), кадмий – менее 0,0002 (это характерно для фоновых территорий), медь – 0,0033 мг/л, что превышает известный в мире порог ее действия на водные организмы – 0,0015 мг/л [1]. Воды болот антропогенно не нарушенных в бассейнах рек Икса и Бакчар по результатам экологического мониторинга также содержат медь в концентрациях превышающих ПДК рыбохозяйственных водоёмов. Это объясняет то, что в малых реках и водотоках с болотным питанием практически нет рыбы. Вместе с тем токсическое действие меди снижается при комплексовании с органическим веществом и в присутствии кальция [2]. Концентрация цинка в болотных водах равна 0,04 мг/л. Он является жизненно важным элементом, по уровню биологического поглощения сопоставим с такими элементами, как К, Са, Mg и др. Он входит в состав ряда металлоферментов и участвует во многих биохимических процессах [3]. Однако в концентрациях, превышающих 0,01 мг/л, Zn токсичен для гидробионтов. Содержание CO_2 в водах болота Аркадьёво составляет 20,9

мг/л, что немного меньше, чем в водах естественного евтрофного болота Самара.

Осушение вызвало изменение водного режима болота Аркадьево, понижение уровня болотных вод, изменение ландшафтной структуры и появление видов растений, нехарактерных для низинных болот (крапива, злаки и др.). Однако гидрохимические исследования показали, что гидромелиоративные мероприятия не вызвали увеличения содержания органических веществ в болотных водах, концентрации тяжёлых металлов, железа и ионов аммония. Это можно объяснить тем, что сработка торфяной залежи в настоящее время протекает не интенсивно. Трансформация растительных остатков и разложение торфа максимально в верхних слоях торфяной залежи до глубины 10-20 см. Высокая минерализация болотных вод и высокое среднее содержание золы в торфяной залежи обусловлены гидрогеологическими и геологическими условиями района расположения болота. Питание минерализованными грунтовыми водами с высоким содержанием карбонатов определяет устойчивость болота к внешним факторам и воздействиям.

Противоположная тенденция наблюдается в водах осушенного верхового болота в бассейне реки Икса. Исследования, проводимые в рамках экологического мониторинга на отрогах Васюганского болота, показали, что на осушенных участках верхового болота с более низкими уровнями болотных вод содержание органических веществ больше в 2-4 раза, железа общего, ионов аммония, общее содержание химических элементов – в 1,5-2 раза.

Примером трансформации и изменения химического состава болотных вод под воздействием пожара является осушенное верховое болото в бассейне реки Икса (южнотаёжная подзона). В 1998 г. в районе деревни Плотниково наблюдались массовые торфяные и лесные пожары. На площади 37 км² были полностью уничтожены растительный покров с приповерхностной толщей торфа на болотах, а также почвенный покров в заболоченных лесах [4]. Болотные воды для изучения химического состава были отобраны в пределах сосново-кустарничково-сфагнового биогеоценоза с горелой сосной (междуречье рек Бакчар и Икса). Согласно классификации О.А. Алёкина воды болота после пожара относятся к хлоридному классу кальциевой группы четвёртому типу Cl_{IV}^{Ca} . Соотношение форм карбонатного равновесия и отсутствие гидрокарбонат иона в недиссоциированной форме характеризуют низкие значения водородного показателя болотных вод (3,77). Содержание органических веществ (концентрация углерода водорастворимого 87,4 мг/л, ХПК 189,7 мгО/л) в водах болота после пожара превышает содержание минеральных соединений. Однако такое соотношение органической и минеральной компонент болотных вод характерно и для ненарушенных верховых болотных массивов.

Содержание ионов аммония (6,94 мг/л) и железа (3,61 мг/л) в водах верхового болота после пожара сопоставимо с водами естественного сосново-кустарничково-сфагнового биогеоценоза с высокой сосной (Бакчарское болото). Обращает на себя внимание высокое содержание свинца (0,015 мг/л), что выше, чем в водах ненарушенного верхового болота в 25 раз. Свинец ядовит для животных и человека. В организме он имеет тенденцию к накоплению с тяжёлыми последствиями. Установлено [1], что проникновение свинца в организм рыб происходит более активно в условиях низкого насыщения речных и озёрных вод кальцием и при низких pH среды. Подобные условия характерны для рек с болотным питанием. ПДК свинца в воде рыбохозяйственных водоёмов – 0,006 мг/л. Его накопление в торфяной залежи и поступление в болотные воды можно объяснить близостью автодороги и атмосферным переносом загрязняющих веществ. Возможно, пожар и возгорание торфяной залежи способствовали переходу свинца в более миграционно подвижные формы путём образования комплексов с гуминовыми веществами болотных вод. Концентрация кадмия в воде сосново-кустарничково-сфагнового биогеоценоза с горелой сосной не превышает фоновых значений на заболоченных территориях. Содержание цинка составляет 0,016 мг/л, а меди – 0,0018 мг/л.

Влияние линейных сооружений на изменение химического состава болотных вод рассмотрено на примере участка кустарничково-мохового переходного болота (первая надпойменная левобережная терраса реки Кеть), расположенного под ЛЭП в подзоне средней тайги. В подросте болота присутствуют одновозрастные насаждения сосны и березы. До строительства ЛЭП на данном участке располагался заболоченный лес с мощностью торфяной залежи 90 см.

В соответствии с классификацией О.А. Алёкина воды переходного болота пресные хлоридного класса кальциевой группы четвёртого типа кислые (pH 3,55) с повышенным содержанием органических веществ. Малая минерализация (31,9 мг/л), отсутствие гидрокарбонат иона, высокие концентрации углекислого газа (64,3 мг/л) вод болота под ЛЭП более характерны для верховых болотных массивов. Высокое содержание ионов аммония (9,3 мг/л) превышает их содержание в водах верховых и низинных болот на левобережье реки Обь, что свидетельствует о восстановительных условиях болотных вод. Железо присутствует в очень больших концентрациях – 5,58 мг/л (рис. 2).

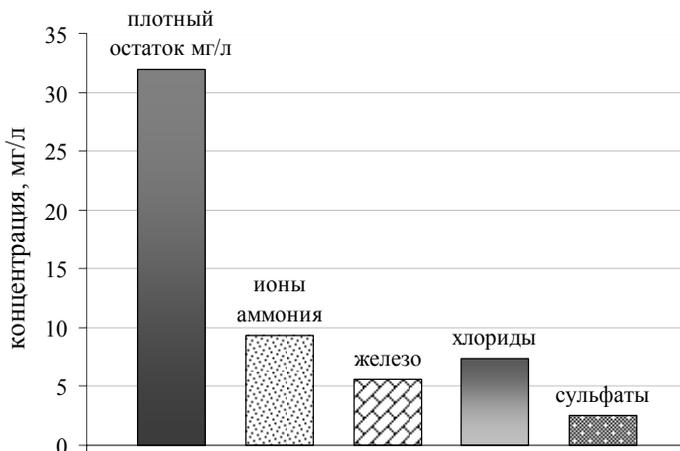


Рис. 2. Содержание минеральных веществ в водах переходного болота под ЛЭП

Гидрохимические исследования показывают, что восстановление лесной растительности на этом участке строительства ЛЭП маловероятно. Произрастание берёзы можно объяснить привнесением минеральных веществ во время строительных работ. Однако в будущем подрост берёзы погибнет, а ему на смену придут биогеоценозы верхового болота.

Влияние подтопления при строительстве дорог рассматривается нами на примере древесно-кустарниково-травяного низинного болота, расположенного на первой надпойменной террасе реки Кеть (подзона средней тайги). В древесном ярусе участка подтопления присутствуют сухие берёзы, погибшие из-за высокого уровня болотных вод. Согласно классификации О.А. Алёкина воды болота пресные гидрокарбонатного класса кальциевой группы первого типа C_I^{Ca} нейтральные. Содержание минеральных веществ (69,2 мг/л) схоже с водами низинного болота Самара. Тогда как концентрация органических веществ (ХПК 52,3 мгО/л) в 2 раза меньше, что можно объяснить повышенной обводнёностью участка, слабым разложением органических остатков и торфа. Ионы аммония присутствуют в болотных водах в небольшом количестве (0,7 мг/л). В водах болота Самара содержание ионов аммония составляет 3,65 мг/л. Объясняется это тем, что в летний период подвижные формы азота в торфяной залежи представлены в основном аммонийной формой. Такие различия в концентрациях NH_4^+ говорят о замедлении процессов трансформации органического вещества на участке подтопления древесно-кустарниково-травяного низинного болота. Однако содержание железа (3,1 мг/л) немного превышает в водах болота Самара (2,9 мг/л). Следовательно, на участке подтопления созданы оптимальные условия для накопления железа. Подтопление болота и смена режима увлажнения вызывает изменение химического состава болотных вод,

уменьшение концентрации органических веществ, NH_4^+ и растворённого углекислого газа.

По результатам проведённых исследований можно сделать вывод о том, что в естественных условиях воды болот содержатся органические вещества, железо, ионы аммония, некоторые тяжёлые металлы в количествах многократно превышающих ПДК хозяйственно-питьевого и рыбохозяйственного назначения. Поэтому применение концепции ПДК и основанных на ней оценок антропогенного воздействия, на наш взгляд, некорректно. Высокая цветность и большие концентрации органических соединений осложняют проведение аналитических исследований химического состава болотных вод. Определение происхождения органического вещества (биогенного или техногенного) требует расширения стандартной программы мониторинга природных вод и введения дополнительных гидрохимических показателей. В настоящее время можно отметить следующее: осушение низинного болота Аркадьёво не привело к увеличению содержания органических веществ, железа, тяжёлых металлов в болотных водах, ухудшения качества вод водоёмов и водотоков; гидроресомелиорация на верховом болоте вызывает значительные качественные изменения химического состава болотных вод; верховые болота, расположенные вблизи автодорог, после пожара характеризуются высокими концентрациями свинца и могут служить источником загрязнения малых водотоков. Подтопление болот в результате строительства дорог вызывает уменьшение концентрации органических веществ, NH_4^+ и растворённого углекислого газа. Вырубка, механическое воздействие на заболоченных территориях активизирует процессы заболачивания, которые сопровождаются изменением химического состава вод.

Литература

1. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. Институт водных проблем РАН. – М.: Наука, 2009. – 400 с.
2. Мур Дж. В., Рамамурти С. Тяжёлые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
3. McGeer J.C., Szebedinsky C., McDonald D.G., Wood C.M. Effects of chronic sublethal exposure to water-borne Cu, Cd or Zn in rainbow trout 2: Tissue specific metal accumulation // *Aquat. Toxicol.* – 2000. – V. 50. – P. 245-256.
4. Базанов В.А., Егоров Б.А., Лыготин В.А., Скугарев А.А. Современная пространственная динамика Большого Васюганского болота (на примере междуречья рек Икса-Шегарка) // *Большое Васюганское болото. Современное состояние и процессы развития.* – Томск, 2002. – С. 190-195.

ВЛИЯНИЕ ГРЕБНЕВИКА MNEMIOPSIS LEIDYI НА ЗООПЛАНКТОН СЕВЕРНОГО КАСПИЯ

Г.Т. Демесинова

*Атырауский филиал Казахского научно-исследовательского института
рыбного хозяйства (АтФ КазНИИРХ), Казахстан, azeka65@mail.ru*

INFLUENCE OF CTENOPHORES MNEMIOPSIS LEIDYI ON ZOOPLANCTON IN NORTH CASPIAN SEA

G.T. Demesinova

*Atyrau branch «Kazakh national-research fishery institute» Atyrau,
Kazakhstan*

Изучена взаимосвязь антропогенного загрязнения среды обитания и запасов биоресурсов. Объект исследования – гребневик Mnemiopsis leidy. Увеличение его численности приводит к снижению продуктивности зоопланктона, служащего пищей для мнемипсиса. Это, в свою очередь заметно изменит трофическую структуру зоопланктона Каспийского моря, и соответственно, снизит запасы кильки и некоторых сельдей, которые питаются зоопланктоном, что создаст угрозу и для ценных видов рыб.

The job is pointed to questions of relationship anthropogenic pollution environment bioresearches. Ctenophores Mnemiopsis leidy- is representative of zooplankton predator. Increasing of quantities of ctenophores is leading to decrease of zooplankton productivity that is food for mnemioptysis.

Одним из видов антропогенного воздействия Каспийского моря стало биологическое загрязнение, связанное с вселением нежелательных видов животных и растений вследствие сброса судами балластных вод. Гребневик *Mnemiopsis leidy* – представитель хищного зоопланктона, был занесен в Каспийское море из Черного в конце 1990-х годов (рис. 1). Каспийское море обеспечило ему благоприятную физико-химическую и биотическую среду, что подтверждается скоростью, с которой гребневик развивается здесь с момента, когда он впервые был замечен в конце 1999 г.

Гребневик является, неразборчивым морским охотником для мелких животных, что может привести к их уничтожению. Он обитает главным образом в поверхностном слое и в теплые сезоны имеет одногодичный жизненный цикл. Он не выживает там, где температура зимой опускается ниже 4°C. Весной размер особей после холодной зимы меньше, чем после теплой, и размер популяции также меньше после холодной зимы. С февраля по июнь наблюдается рост перезимовавших особей. К июню-июлю они достигают крупных размеров. Численность вида максимальна позже, когда появляется большое количество мелких особей во время пика размножения в сентябре-ноябре.



Рис. 1. Гребневик

В октябре-ноябре биомасса гребневика уменьшается из-за появления большого количества мелких особей и вымирания крупных взрослых экземпляров после размножения. В конце октября и ноябре размножение затухает сначала в прибрежных водах, где воды быстрее охлаждаются. Эпизодическое размножение возможно в некоторых прибрежных районах, когда температура достигает 21°C при достаточной концентрации пищи (зоопланктона) с мая по июнь. Оно становится интенсивным в середине июля или в начале августа в прибрежных водах и достигает своего пика в середине августа или сентябре, что зависит от температуры и наличия достаточной концентрации зоопланктона. Размножение продолжается до начала или конца ноября.

Гребневик является довольно прожорливым хищником. Его суточный рацион зависит от концентрации кормовых организмов в непосредственной близости от него, поскольку он является пассивным хищником. Известно, что в местах естественного обитания гребневика к концу лета образуют очень высокие концентрации в десятки и сотни экземпляров на 1м^2 . При этом они почти полностью выедают рачковых, в том числе и гребневиков других видов. Это делает их важным фактором, снижающим кормность водоема и численность популяций рыб. Каспийское море в отличие от истощенного Черного моря богато многочисленными видами ракообразных.

В основном, гребневик встречается в местах с высокой соленостью воды. При низкой солености воды он не найден. Вероятно, соленость в пределах 4‰ является пороговой для гребневика в каспийских водах,

отличающихся по солевому составу от настоящих морских водоемов. Преобладают особи размерами от 5,1 до 15,0 мм.

Увеличение численности гребневика приводит к снижению продуктивности зоопланктона, служащего ему пищей. Это в свою очередь заметно изменит трофическую структуру зоопланктона Каспийского моря и, соответственно, снизит запасы кильки и сельди, которые питаются зоопланктоном, а затем и белуги, для которой килька и сельдь являются основным кормом. Пострадает от недостатка корма и каспийский тюлень, в пище которого килька и сельдь играют важную роль.

В начале 90-х учеными были предложены мероприятия по биоконтролю за развитием гребневика в Азовско-Черноморском бассейне. При этом рекомендовалось ряд мер по сохранению ряда аборигенных видов, которые способны его потреблять в качестве кормового объекта. Положение может спасти внесение в море берое (рис. 2), который является его дальним родственником. Это другой вид гребневика, который питается гребневиком-мнемиопсисом.



Рис. 2. Берое

Благодаря берое численность мнемиопсиса, возможно, резко пойдет на спад уже к концу лета. Предполагается, что после появления берое биомасса планктона и стада рыб начнут восстанавливаться. В случае внесения в Каспий берое его постоянным местом обитания будет более глубоководная часть моря. Хотя этот вид и может создать устойчивую каспийскую популяцию, воспроизводиться она будет преимущественно в южной части моря при солёности более 12‰.

Литература

1. Виноградов М.Е., Шушкина Э.А., Мусаева Э.И., Сорокин П.Ю. Новый вселенец в Черное море – гребневик *Mnemiopsis leidyi* (A.Agassiz) (Stenophora: Lobata) // Океанология. – 1989. – 29 (2). – С. 293-298.
2. Заика В.Е., Сергеева Н.Г. Морфология и развитие гребневика-вселенца *Mnemiopsis mccradyi* (Stenophora, Lobata) в Черном море // Зоолог. журн. – 1990. – 69(2). – С. 5-11.
3. Серавин Л.Н. Ревизия видового состава рода *Mnemiopsis* (отряд Lobata) // Зоолог. журн. – 1994. – Т.73. № 1. – С. 9-33.
4. Студеникина Е.И., Воловик С.П., Мирзоян З.А., Луц Г.И. Гребневик *Mnemiopsis leidyi* в Азовском море // Океанология. – 1991. – 31(6). – С. 722-725.

ДИНАМИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОТОКОВ БАССЕЙНА РЕКИ УЛЬБА В СВЯЗИ С ИЗМЕНЕНИЕМ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

А.А. Евсеева

Восточно-Казахстанский центр гидрометеорологии,

DYNAMICS OF THE ECOLOGICAL CONDITION OF WATER CURRENTS OF THE RIVER BASIN ULBA DUE TO THE CHANGE OF ANTHROPOGENOUS LOADING

A.A. Evseeva

East-Kazakhstan centre of hydrometeorology, annaeco@mail.ru

Представлены результаты исследований за последние 10 лет. Проанализированы состав, структура и пространственное распределение макрозообентоса водотоков бассейна р. Ульба. Методами биоиндикации проведена оценка экологического состояния исследуемых водотоков. Проведена корреляция гидрохимических и гидробиологических показателей качества.

In work are presented results of researches over the last 10 years. The composition, structure and spatial distribution of a macrozoobenthos of water currents of the basin of the Ulba River are analyzed. An assessment of an ecological condition of studied water currents carried out with methods of bioindication. Correlation of hydrochemical and hydrobiological indicators of quality is carried out.

Река Ульба является одним из крупных правобережных притоков реки Иртыш. На формирование качества поверхностных вод в верхнем ее течении оказывают влияние промышленные предприятия г. Риддера, в нижнем – г. Усть-Каменогорска. Основными загрязнителями являются предприятия

цветной металлургии. Цель работы – оценка качества поверхностных вод водотоков бассейна р. Ульба по гидрохимическим и гидробиологическим показателям.

Материалом работы послужили результаты исследований 2002-2011 гг. Отбор и обработку проб зообентоса осуществляли стандартными методами [1]. Точки отбора выбраны с учетом расположения населенных пунктов и источников загрязнения (выше и ниже участков с различной антропогенной нагрузкой). Перечень створов исследования водотоков бассейна р. Ульба:

Б-1 – р. Брекса, 6,8 км выше г. Риддера (0,7 км ниже с. Ливино, 1,0 км выше впадения р. Большая Таловка);

Б-2 – р. Брекса, в черте г. Риддера (0,6 км ниже сброса дренажных вод свинцового завода, 0,3 км ниже впадения р. Быструха);

Т-1 – р. Тихая, 0,5 км ниже г. Риддера (0,8 км выше устья);

Т-2 – р. Тихая, 1,5 км от г. Риддера (0,1 км ниже слияния рек Брекса и Журавлиха);

УТ-1 – р. Ульба (1,75 км ниже слияния рек Громотуха и Тихая, 50 м выше сброса шахтных вод рудника Тишинский);

УТ-2 – р. Ульба (4,8 км ниже сброса шахтных вод рудника Тишинский, у автодорожного моста);

УУ-1 – р. Ульба, 21 км выше г. Усть-Каменогорск (0,3 км ниже впадения р. Малая Ульба, в черте с. Каменный Карьер, левый берег);

УУ-2 – р. Ульба, в черте г. Усть-Каменогорска (1,45 км выше устья р. Ульба непосредственно у автодорожного моста (0,1), левый берег);

УУ-3 – р. Ульба, в черте г. Усть-Каменогорска 91,45 км выше устья р. Ульба непосредственно у автодорожного моста (0,9), правый берег).

Характеристика гидрохимического режима поверхностных вод исследуемых водотоков бассейна р. Ульба приведена по результатам наблюдений, проводимых сотрудниками группы мониторинга состояния поверхностных вод Комплексной лаборатории ВК ЦГМ. По основным гидрохимическим показателям (газовый режим, ионный состав, содержание биогенов) исследуемые водотоки бассейна р. Ульба имеют удовлетворительные условия обитания для гидробионтов. Превышение ПДК_{рх} по некоторым ингредиентам (аммонийный азот, нитриты) не могло оказать сильного негативного воздействия на жизнедеятельность водных беспозвоночных. Но говорить о благополучном состоянии среды нельзя, поскольку концентрации тяжелых металлов как основных загрязнителей в воде исследуемых рек регулярно превышают допустимые нормы и лимитируют развитие гидробионтов. Из всего ряда регистрируемых токсикантов (медь, цинк, свинец, кобальт, марганец, хром, никель, кадмий, ртуть, нефтепродукты, СПАВ) наибольшую опасность представляют медь, цинк, кадмий поскольку их содержание очень часто превышает допустимые нормы.

Наибольшие концентрации меди отмечены на створах Б-2 (79,0 мкг/дм³) и УТ-2 (54,0 мкг/дм³) при ПДК_{рх} 1,0 мкг/дм³. В межгодовом отношении наиболее высокие концентрации меди были зарегистрированы в 2002 и 2004 гг. Содержание цинка довольно сильно меняется как по створам, так и по годам. Наибольшие концентрации цинка отмечены на створах Б-2 (992,0 мкг/дм³) и УТ-1 (926,0 мкг/дм³) при ПДК_{рх} 10,0 мкг/дм³ [2]. Сверхвысокие пики по цинку отмечаются в отдельные месяцы в течение всего периода исследований и связаны с залповыми сбросами промвод. Выявить какой либо закономерности не представляется возможным. Пик по цинку за годы исследований приходился на 2007 г.

Наиболее высокие концентрации кадмия отмечены на створах Б-2 (182,0 мкг/дм³), УТ-2 (93,0 мкг/дм³) и Т-2 (77,0 мкг/дм³) при ПДК_{рх} 5,0 мкг/дм³. Во временном аспекте пик по кадмию приходился на 2007 г., наименьшее содержание кадмия в воде исследуемых водотоков зарегистрировано в 2005 и 2008 гг.

Превышение ПДК для тяжелых металлов, наблюдаемое на створах, расположенных ниже сбросов, связано с деятельностью промышленных предприятий. По р. Ульба уменьшение всех загрязняющих веществ идет сверху вниз по течению (от загрязненного створа – ниже отвалов Тишинского рудника до впадения Ульбы в Иртыш в г. Усть-Каменогорске).

Оценка качества вод по показателям развития макрозообентоса. Анализ экологического состояния исследуемых водотоков проводили по следующим показателям: таксономический состав, численность, биомасса зообентоса, индексы видового разнообразия, частота встречаемости и доминирования видов, модифицированный биотический индекс Вудивисса, индексы BMWP и ASPT.

Бентофауна водотоков бассейна р. Ульба довольно разнообразна и представлена типичными реофильными видами. В составе макрозообентоса в 2002-2011 гг. обнаружено около 209 таксонов, из них личинок веснянок – 33, личинок поденок – 50, личинок ручейников – 70, личинок двукрылых – 21, жуков – 12, клопов – 6, стрекоз – 3, моллюсков – 7, пиявок – 5, амфипод, гидракарин и олигохет – по 1 таксону.

Таксономический состав макрозообентоса бассейна р. Ульба представлен в основном личинками амфибиотических насекомых. Наиболее часто встречались: веснянки (*Haploperla lepnevae* Zhil. et Zwick, *Diura bicaudata* (Linne), *Skwala pusilla* Klapalek, род *Isoperla*), поденки (сем. *Baetidae*, сем. *Ephemerellidae*, сем. *Ameletidae*), ручейники (сем. *Hydropsychidae*, сем. *Limnephilidae*), двукрылые (сем. *Chironomidae*, сем. *Simuliidae*), клопы (сем. *Corixidae*), а также олигохеты и гидракарины.

Личинки веснянок, поденок, ручейников преобладают в исследуемых водотоках бассейна р. Ульба в течение всего периода открытой воды, исключение составляют створы ниже сбросов сточных и шахтных вод, где отмечается локальное загрязнение.

По результатам гидробиологического анализа качество воды на фоновых створах (Б-1, УТ-1, УУ-1) соответствовало I-II классу (очень чистая – чистая), на створах Б-2, Т-1, Т-2, УУ-2 – III классу (умеренное загрязнение). Низкие значения биотических индексов на створах УТ-2, УУ-3 позволяют отнести данные участки реки к «загрязненным» (IV класс качества вод).

По мере удаления от источника загрязнения качество воды р. Ульба улучшается с IV (загрязненная вода) на створе ниже рудника Тишинского до II класса (вода чистая) в п. Каменный Карьер, что свидетельствует о высокой самоочищающей способности реки.

Особо отметим фоновый створ Б-1, который является эталонным для всего бассейна р. Ульба. На створе Б-1 макрозообентос р. Бркса характеризуется весьма высокими показателями: обнаружено около 120 таксонов беспозвоночных, индекс Шеннона-Уивера варьировал в пределах 2,98-3,97 бит/экз., значения численности – 203,7-761,3 экз./м², биомассы – 3,8-25,9 г/м². Среднее значение биотического индекса 10,0 – I класс качества, воды очень чистые. Доминантными таксонами являлись стенобионтные виды: оксиреофильные личинки веснянок, поденок, ручейников, мошек, комаров-звонцов подсем. *Ortocladiinae*, *Diamesinae*.

Результаты анализа качества вод по гидробиологическим показателям соответствовали результатам гидрохимического мониторинга. На участках, расположенных ниже сбросов, концентрации большинства определяемых веществ выше пределов ПДК для рыбохозяйственных водоемов [3]. На них отмечено упрощение структуры бентосных сообществ, исчезновение высокочувствительных видов, доминирование толерантных к умеренному загрязнению таксонов – личинок двукрылых, клопов, олигохеты.

Анализ парных корреляций между структурными характеристиками макрозообентоса и гидрохимическими показателями исследуемых рек показал наличие значимой отрицательной корреляции для количества таксонов бентоса и биотического индекса Вудивисса с концентрациями тяжелых металлов и сульфатами. Выявлена связь биотических индексов с БПК₅, бихроматной окисляемостью, концентрацией азота аммонийного. Положительная зависимость отмечена для количества таксонов и биотических индексов от концентрации железа, кальция, натрия, магния.

Максимальное число значимых корреляций рассчитано для таких структурных характеристик как количество таксонов и биотический индекс Вудивисса (модифицированный). Изменения в гидробиоценозах были связаны с кислородным режимом, скоростью процессов окисления, БПК₅, азота аммонийного, концентрациями тяжелых металлов.

Литература

1. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А. Абакумова. – СПб: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
2. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных

веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. – М.: ВНИРО, 1999. – 304 с.

ОСОБЕННОСТИ ИЗМЕНЕНИЯ СОЛЕННОСТИ МАЛОГО АРАЛЬСКОГО МОРЯ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

З.К. Ермаханов, Н.С. Самбаев

Аральский филиал ТОО «Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства», aralnprch@mail.ru

FEATURES OF CHANGE OF SALINITY OF THE SMALL ARAL SEA UNDER THE INFLUENCE OF ANTHROPOGENOUS FACTORS

Z.K. Ermakhanov, N.S. Sambayev

«Kazakh scientific research institute of fisheries» LLP Aral department

Приводится анализ изменения солёности Малого Аральского моря за многолетний период их экологической деградаций. Рассматривается формирование режимы водной экосистемы, которые характеризуются годовыми стоками речных вод, влияющих на солеобмен и метаморфизацию состава морских вод под воздействием антропогенных факторов.

The analysis of change of salinity of the Small Aral Sea is provided in this work for their long-term period ecological degradations. Formation modes of a water ecosystem being characterized by annual drains of river waters being influenced salts an exchange, and a metomorfizatsiya of composition of sea waters under the influence of anthropogenous factors is considered.

В масштабе глобальной антропогенно обусловленной деградаций всех компонентов природной среды Приаралья самостоятельной проблемой является глубокие изменения в водной среде водоемов Аральского бассейна. К числу главных перемен, произошедших в эти годы можно отнести следующие: продолжающий процесс падения уровня Большого Аральского моря, осолонения вод (до 80-100‰) и расчленения моря на отдельные сравнительно глубоководные участки; существенные перемены в водной экосистеме Малого Арала (продолжающие процессы опреснения вод, обусловленные функционированием в отдельные годы современных земляных дамб и капитальной Кокаральской плотины (с 2005 г.), формирование специфического гидрохимического и токсикологического режима восстановление аборигенных видов гидрофауны); р. Сырдарья

превратилась в годы наибольшей экологической нагрузки в естественную канаву для стока коллекторно-дренажных вод, насыщенным ядохимикатами, удобрениями и солями.

Под воздействием антропогенных факторов безусловно является изучение выноса химических веществ рекой в Аральское море. В 1989 г. уровень Большого Арала после его отделения от Малого (Северного) непрерывно снижался, продолжался процесс интенсивного осолонения. Величина солености по сравнению с 1992 г. заметно снизилась на 33 % как по средним, так и по максимальным показателям. В абсолютном выражении средняя соленость за исследуемый период уменьшилась на 6,5 ‰, максимальная – на 11,1 ‰.

С функционированием Кокаральской земляной плотины 1996 г. и с поступлением в Малое море сырдарьинских вод (1989-1998) в объеме от 3 до 8 км³ впервые за последние 30 лет было остановлено падение уровня Малого моря. Более того, за 1996-1999 гг. он поднялся на 2,5 м. Во-вторых, был остановлен рост солености Малого моря, средняя соленость с 1991-1998 гг. снизилась с 33,8 до 14,5 ‰. В-третьих, подъем уровня Малого моря привел к частичному заполнению ранее высохших заливов. В-четвертых, была ликвидирована угроза самоуглубления и самоудлинения канала из Малого в Большое море, что могло бы привести к распаду единой акватории Малого Арала.

Проект (ПРССАМ) «Регулирование русла реки Сырдарья и северной части Аральского моря» предусматривает сооружение Кокаральской плотины в проливе Берга, укрепление и восстановление ряда гидротехнических сооружений на реке Сырдарье. Плотина позволила поднять уровень воды Северного Аральского моря до отметки 42м БС, при этом Малое море характеризуется следующими параметрами: объем – 27,07 км³, площадью – 3288,0 км², максимальная глубина – 12,5 м, средняя – 8,2 м. Сравнительная стабилизация гидролого-химического режима и, главное, распреснения Малого моря способствовали достижению промысловой численности ряда ценных рыб: сазана, судака, жереха и др. При наличии Кокаральской плотины в середине по водности 2006 и 2007 гг. соленость воды снизилась до минимального уровня, а в маловодные годы (2008 и 2009) море заметно осолонилось [1].

Объем годового стока р.Сырдарья составил: 1990 – 3,6 км³, 1991 – 4,5, 1992 – 4,4, 1993 – 8,4, 1994 – 8,2, 1995 – 5,6, 1996 – 4,4, 1997 – 4,7, 1998 – 7,7, 1999 – 6,0, 2000 – 3,9, 2001 – 3,6, 2002 – 6,6, 2003 – 9,2, 2004 – 9,6, 2005 – 9,9, 2006 – 6,8, 2007 – 6,6, 2008 – 3,7, 2009 – 4,1, 2010 – 9,2, 2011 – 5,4 км³. Средняя соленость морской воды: 1991 – 33,8 ‰, 1992 – 28,7, 1993 – 22,0, 1994 – 19,4, 1996 – 20,4, 1997 – 20,5, 1998 – 14,5, 2000 – 17,0, 2001 – 18,6, 2002 – 15,1, 2003 – 10,7, 2004 – 12,4, 2005 – 10,3, 2006 – 8,9, 2007 – 6,3, 2008 – 12,1, 2009 – 12,9, 2010 – 10,2, 2011 – 9,9 ‰.

Основные ионные стоки характерны для сульфатов, а среди катионов стоки щелочных металлов и кальция по сезонам в основном соответствует

распределению водного стока в течение года. Сток минеральных солей (45-59 %) приходится на весенне-летние месяцы. Объем солевого стока рек в первую очередь зависит от водного стока. Прямой пропорциональности между этими показателями не может быть из-за различия в минерализации. В условиях естественного режима и в начальные этапы антропогенной нагрузки (1937-1970) отношение между ними изменилось от 0,44 до 0,94. В последующие периоды усиления антропогенного воздействия оно возросло до 1,55-1,87. Для этого периода естественно характерно уменьшение солевого стока и его показателя.

Изменение солевого стока реки обусловлено главным образом непрерывным осолонением речных вод под влиянием коллекторно-дренажного стока, формирующегося в различных течениях реки и условиях общего нарушения естественного солевого режима почв и грунтовых вод в водосборном бассейне реки. В периоды снижения водного стока и усиления антропогенных воздействий для реки характерны снижение относительного показателя кальция и гидрокарбонатов, сравнительное постоянство ионов магния, что связано с ростом выноса из их бассейнов доли сульфатных соединений. Процесс диффузионного перемешивания солей, направленный в сторону выравнивания концентраций растворов, ускоряется под влиянием ветрового перемешивания водных масс, разности их плотности и температур. Скорость диффузий пропорциональна градиенту концентраций солей в растворах. Этим и объясняется наблюдаемое усиление интенсивности распреденения моря в годы более высокой солености вод.

Источниками антропогенного загрязнения Малого Арала в Казахской части бассейна в основном является трансграничный приток токсикантов (пестицидов, металлов и др.) по р. Сырдарье, также сельскохозяйственные, промышленные объекты, расположенные в республике. Интенсивное поступление в речную сеть коллекторно-дренажных вод из орошаемых массивов в летне-осенние периоды, смыв пестицидов в весенние месяцы с поверхности водосборной площади и орошаемых земель (во время зимних оттепелей и весеннего снеготаяния) являются основными факторами загрязнений, изменений состава и свойств воды, которые также влияют на соленость в целом. Межгодовые и сезонные колебания водного стока за многолетний периоды, обусловленные влиянием различных природных и антропогенных факторов, а также нарушение естественного водно-солевого режима почв обширных территории бассейна реки и неразумное ведение орошения могут существенно изменить характер денудационного процесса бассейна и химический сток реки, выносимый в Малое Аральское море [2].

Системное изучение влияния указанных и ряда других факторов на формирование биологического и гидрохимического режима водоемов бассейна представляет, несомненно, научный интерес и может наметить пути оптимального функционирования водных экосистем в условиях многообразия антропогенных воздействий.

Литература

1. Отчет о НИР «Комплексно эколого-эпидемиологическая оценка Арало-Сырдарьинского бассейна», Алматы, 2006-2011 гг.
2. Н.А. Амиргалиев Арало-Сырдарьинский бассейн: гидрохимия, проблемы водной токсикологии. – Алматы, 2007.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ОЗЕР ЮГА ОБЬ-ИРТЫШСКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ ПО СОСТАВУ И СТРУКТУРЕ ЗООБЕНТОСА

О.Н. Жукова, Д.М. Безматерных

Институт водных и экологических проблем СО РАН, jukova@iwep.ru, bezmater@iwep.ru

ECOLOGICAL ASSESSMENT OF LAKES IN THE SOUTH OB-IRTYSH INTERFLUVE BY ZOOBENTHOS COMPOSITION AND STRUCTURE

O.N. Zhukova, D.M. Bezmaternykh

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, jukova@iwep.ru, bezmater@iwep.ru

На основе анализа данных по составу, структуре и количеству зообентоса в 2008-2011 г. оценено экологическое состояние четырех озерно-речных систем юга Обь-Иртышского междуречья: Карасукской, Бурлинской, Кулундинской и Касмалинской. Минерализация воды изученных озер составляла от 0,3 до 122,1 г/л. Для анализа экологического состояния озер с минерализацией до 3 г/л рекомендовано использовать индексы: фламандский мультиметрический, видового разнообразия по Шеннону, олигохетный Гуднайта и Уитлеа. Для озер с соленостью воды более 3 г/л предложена формула расчета потенциально возможной биомассы зообентоса, которая могла бы быть при отсутствии угнетающего действия минерализации. По рассчитанной потенциальной биомассе зообентоса возможно определить реальный трофический статус водоема.

The ecological assessment (in 2008-2011) of four river-lake systems (i.e. Karasuk, Burla, Kulunda, Kasmala) situated in the south of the Ob-Irtysh interfluve was made based on the analysis of the data on zoobenthos composition, structure and abundance. Mineralization of the studied lakes was within 0.3-122.1 g/l. To analyze the lakes with salinity up to 3 g/l, it was recommended to use the Flemish and multimetric indices, the Shannon index of species diversity and the Goodnight and Whitley oligochaeta index.

For the lakes with salinity more than 3 g/l the formula for calculation of probable zoobenthos biomass that could be at the absence of inhibitory effect of salinity was proposed. Using the calculated potential biomass of zoobenthos, one can define a real trophic status of the reservoir.

Видовой состав гидробионтов в соленых озерах определяется, прежде всего, уровнем минерализации воды. При превышении критического уровня (хорогалинной зоны) происходит кардинальное изменение структуры водных сообществ: 5-8‰ для морских вод [1] и 7-11 – 8-13‰ [2] или 12-14‰ [3] для континентальных вод. После пересечения этих границ методики, основанные на индикаторных видах (сапробности, токсобности, кислотности), теряют свою индикаторную значимость. То же отмечено при индикации по более крупным таксонам [4]. Использование биомассы и продуктивности сообществ для индикации эвтрофирования соленых водоемов также затруднительно, т.к. возрастание минерализации приводит к увеличению энергетических затрат гидробионтов на осмотическую регуляцию [1] и снижению их биомассы и продукции. Для биоиндикации экологического состояния минерализованных водоемов юга Обь-Иртышского междуречья необходимо создание новой системы учитывающей действие фактора минерализации воды.

Материал и методы. В 2008-2011 гг. в рамках комплексных лимнологических экспедиций исследованы сообщества донных беспозвоночных четырех озерных систем юга Обь-Иртышского междуречья: Касмалинской, Кулундинской, Карасукской и Бурлинской. Всего исследовано 34 озера. Материал для изучения отбирали и обрабатывали по стандартным методикам [5]. Для оценки экологического состояния водных объектов использовали три индекса: фламандский мультиметрический (биотический) [6]; Гуднайта и Уитлеа (процентное отношение численности олигохет к численности всего зообентоса) [7]; видового разнообразия (по Шеннону). Уровень трофности озер определяли по шкале С.П. Китаева [8].

Результаты исследований и обсуждение. В соответствии с классификацией водных беспозвоночных внутренних вод по отношению к фактору солености [9] исследованные озера для анализа разделили на две группы: с минерализацией воды до 3 г/л, в которых обитают пресноводные виды (1) и более 3 г/л, в которых обитают пресноводные солевывносильные, галофильные и галобионтные виды (2).

В пресных и солоноватых озерах с минерализацией воды, не превышающей 3 г/л, биоиндикационные индексы по структуре зообентоса показали следующие результаты. Индекс видового разнообразия по Шеннону в изученных озерах изменялся от 0,6 до 3,0. В более чем половине озер (16) индекс – от 1,0 до 1,5, что свидетельствует об их умеренном загрязнении озер [10]. Максимальные его значения (2,1-3,0 – слабозагрязненные и чистые

воды) отмечены для шести озер, для четырех из этих озер – также высокие значения фламандского мультиметрического индекса (0,5-0,8), что свидетельствует о «посредственном» и «хорошем» качестве воды. Минимальные значения индекса видового разнообразия (0,5-0,9): Большое, Кротово, Ледорезное, Угловое, Чаган и Чернаково, что соответствует загрязненным водам. Согласно фламандскому индексу воды этих озер также отнесены к «низкому» и «плохому» качеству воды.

Значение олигохетного индекса Гуднайта и Уитлеа (Ко, %) в озерах юга Обь-Иртышского междуречья варьировали от 0 до 89%. В большинстве озер (18 озер) олигохеты не были зарегистрированы, в шести озерах индекс не превысил 10 %. Неблагоприятное экологическое состояние отмечено в озерах Малое Топольное и Хомутиное. В озере Малом Топольном значения индекса соответствовали V классу качества (грязные воды), в озере Хомутином – III классу качества (умеренно загрязненные воды). Таким образом, индекс Гуднайта и Уитлеа оказался малоинформативным для изученных систем озер, т.к. основным ограничением его применения является то, что при численности олигохет ниже 20% индекс не дает достоверных результатов [11]. Он может использоваться только совместно с другими биотическими индексами. Биомасса зообентоса большинства изученных озер не превышала IV класса по шкале [8], что соответствует мезотрофному уровню.

В озерах с минерализацией воды более 3 г/л, использованные индексы показали неблагоприятное экологическое состояние водоемов (табл.). Это объясняется тем, что под действием увеличения минерализации воды снижается видовое разнообразие, обилие бентосных организмов, и индексы, основанные на индикаторных видах, оказываются малоинформативными.

Таблица – Показатели состояния донных зооценозов озер юга Обь-Иртышского междуречья с минерализацией воды более 3 г/л

| Озеро | H | MMIF | Ко, % | V_{cp} | V_m | Уровень трофности (расчетный) |
|----------------------|-----|------|----------|----------|-------|----------------------------------|
| Без названия | 0,9 | 0,10 | 0 | 3,70 | 7,29 | β-мезотрофный |
| Большое Топольное | 0,9 | 0,25 | 0 | 1,05 | 3,89 | α-мезотрофный |
| Горькое | 1,2 | 0,40 | 0 | 1,92 | 4,60 | α-мезотрофный |
| Кривое | 0,5 | 0,35 | 0 | 0,67 | 2,90 | α-мезотрофный |
| Кулундинское | 0,0 | 0,05 | 0 | 0,25 | 3,91 | α-мезотрофный |
| Пресное | 0,6 | 0,15 | 0 | 1,50 | 4,57 | α-мезотрофный |

Примечание: H – коэффициент видового разнообразия по Шеннону; Ко – олигохетный индекс Goodnight, Whitley; MMIF – фламандский мультиметрический индекс; V_{cp} – средние значение биомассы зообентоса на илистых грунтах в зоне прибрежья; V_m – потенциально возможная биомасса при отсутствии угнетающего действия минерализации.

Для оценки влияния минерализации воды на биомассу зообентоса нами была рассчитана зависимость (рис.) для наиболее распространенных илистых грунтов и на одинаковых глубинах (в зоне побережья). К тому же именно эта зона, как правило, испытывает наибольшую антропогенную нагрузку от окружающих озера сельскохозяйственных угодий.

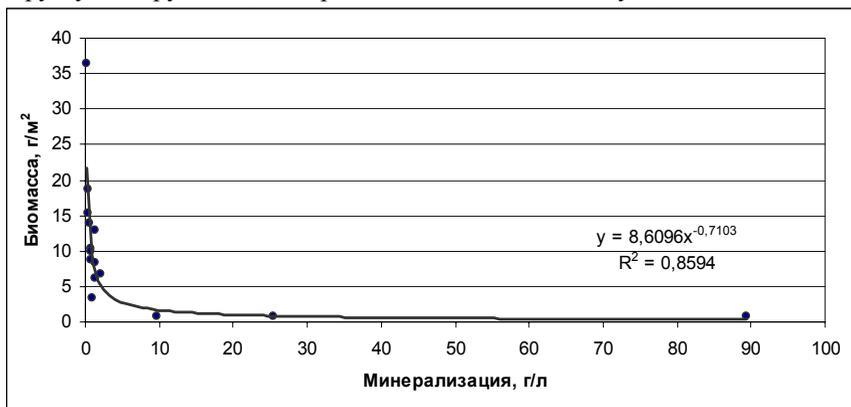


Рис. Зависимость биомассы зообентоса от минерализации воды на илистых грунтах в зоне побережья

Полученная зависимость была аппроксимирована в виде следующего уравнения:

$$B' = 8,6096 \cdot X^{-0,7103}, \quad (1)$$

где B' – расчетная биомасса, X – минерализация воды.

На основе этого уравнения предложена формула, по которой можно установить потенциально потерянную биомассу при возрастании минерализации:

$$B_p = B'' - B', \quad (2)$$

где B_p – потенциально потерянная биомасса при возрастании минерализации, B'' – расчетная биомасса по формуле (1), при минерализации 3 г/л (в нашем случае $B'' = 3,945$).

Из уравнений (1) и (2) можно определить потенциально возможную биомассу, которая была бы при отсутствии угнетающего действия минерализации:

$$B_m = B_{cp} - B_p, \quad (3)$$

где B_m – потенциально возможная биомасса при отсутствии угнетающего действия минерализации, B_{cp} – средняя биомасса зообентоса в побережье водоема.

Используя предложенную формулу, проведен пересчет биомассы донных беспозвоночных с учетом угнетающего действия минерализации. В соответствии с ним большинство озер оказались α -мезотрофного типа. Сходный уровень трофности некоторых изученных озер был также получен по содержанию хлорофилла «а», данные гидрохимического изучения этих озер показали значительное содержание биогенов (N, P) в воде [12-13].

Подобный подход также можно применять при индикации других сообществ гидробионтов. Следует отметить, что использование этой формулы способно выявить повышение трофности (биогенное загрязнение) солоноватых и соленых озер, но формула мало чувствительна к олиготрофикации. Однако в условиях водоемов с повышенной минерализацией это маловероятно.

Таким образом, для индикации экологического состояния озер с минерализацией воды до 3 г/л можно рекомендовать индекс видового разнообразия (по Шеннону) и специальный биотический индекс, разработанный для озер (MMIF), в качестве дополнительного можно использовать олигохетный индекс Гуднайта и Уитлеа. При оценке озер с минерализацией воды более 3 г/л следует учитывать угнетающее действие солей. На озерах одного региона с одинаковым типом солёности можно использовать функцию аппроксимации показателей зообентоса от солёности воды, при прочих одинаковых (желательно преобладающих) условиях по глубине и типу грунта. Затем, при применении этой функции можно восстановить показатели развития зообентоса, которые могли быть при отсутствии угнетающего действия повышенной минерализации воды.

Авторы выражают благодарность сотрудникам лаборатории водной экологии ИВЭП СО РАН за помощь в отборе и обработке проб донных беспозвоночных.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ (проект № 08-05-98019-р_сибир_а) и междисциплинарных интеграционных проектов СО РАН 69 и 125.

Литература

1. Хлебович В.В. Критическая солёность и хорогалиникум: современный анализ понятий // Биология солоноватых и гипергалинных вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1989. – С. 5-11.
2. Аладин Н.В. Критический характер биологического действия каспийской воды солёностью 7-11‰ и аральской воды солёностью 8-13‰ // Биология солоноватых и гипергалинных вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1989. – С. 12-21.
3. Андреева С.И., Андреев Н.И. Донные биоценозы Аральского моря при изменении его режима // Гидробиол. журн. – 1987. – № 5. – С. 81-86.
4. Безматерных Д.М. Применение структурных характеристик зообентоса для оценки экологического состояния озер юга Западной Сибири // Ползуновский вестник. – 2005. – № 4, Ч. 2. – С. 214-216.
5. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – С. 164-173.

6. Gabriels W., Lock K., DePauw N. et al. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders(Belgium) // *Limnologica*, doi:10.1016/j.limno.2009.10.001. – 2009.
7. ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – М.: Госкомитет по стандартам, 1982. – 12 с.
8. Китаев С.П. О соотношении некоторых трофических уровней и «шкалах трофности» озер разных природных зон // V съезд Всерос. гидроб. об-ва : тезисы, ч. 2. – Куйбышев, 1986. – С. 254-255.
9. Hammer, U.T. Saline Lake Ecosystems of the World / U.T. Hammer. – Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1986. – 614 p.
10. Константинов А.С. Общая гидробиология. – М.: Высшая школа, 1986. – 472 с.
11. Пшеницына В.Н. Об эффективности шкалы Вудивисса при биоиндикации качества воды // *Гидробиол. журн.* – 1986. – Т. 24. – № 4. – С. 42-45.
12. Кириллов В.В., Зарубина Е.Ю., Котовщиков А.В., Кириллова Т.В., Долматова Л.А., Ермолаева Н.И., Соколова М.И. Состав и структура водных экосистем бассейна реки Бурлы в 2010 году // *Наука – Алтайскому краю*, 2010: Сб. статей. Вып. 4. – Барнаул: Алтайский дом печати, 2010. – С. 239-252.
13. Кириллов В.В., Зарубина Е.Ю., Безматерных Д.М., Ермолаева Н.И., Кириллова Т.В., Яныгина Л.В., Долматова Л.А., Котовщиков А.В., Жукова О.Н., Соколова М.И. Сравнительный анализ экосистем разнотипных озер Касмалинской и Кулундинской долин древнего стока *Наука – Алтайскому краю*: Сб. статей. – Барнаул: Азбука, 2009. – Вып. 3. – С. 311-333.

ПРОДУКТИВНОСТЬ ДОМИНИРУЮЩИХ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 2011 ГОДУ

Е.Ю. Зарубина, М.И. Соколова, Л.М. Киприянова

Институт водных и экологических проблем СО РАН, zeur@iwep.asu.ru

THE PRODUCTIVITY OF DOMINATING VEGETATIVE COMMUNITIES OF NOVOSIBIRSKY OF THE RESERVOIR IN 2011 YEAR

E.Yu. Zarubina, M.I. Sokolova, L.M. Kipriyanova

The Institute for Water and Environmental Problems, zeur@iwep.asu.ru

Дана характеристика продуктивности доминирующих растительных сообществ Новосибирского водохранилища. Оценен вклад макрофитов в формирование первичной продукции водохранилища.

In article the characteristic of productivity of dominating macrophyte communities of the Novosibirsk reservoir is given. The contribution of macrophytes is estimated at formation of primary production of a reservoir.

Определение первичной продукции, в том числе и создаваемой высшей водной растительностью, является одной из центральных задач гидробиологии. Органическое вещество растений так же, как и в наземных сообществах является начальным звеном трофической цепи – «первопищей» для всех гетеротрофных организмов [1]. Доля высшей водной растительности в суммарной величине первичной продукции зависит от степени ее развития в водоеме. В зарастающей литорали и в небольших мелководных водоемах она соизмерима с продукцией фитопланктона.

Исследования продуктивности доминирующих растительных сообществ Новосибирского водохранилища в 2011 году проводили в период максимального развития растений (конец июля – начало августа) на разнотипных участках (в верховьях водохранилища и его заливах).

Первичным показателем продуктивности растительных сообществ принята надземная абсолютно-сухая фитомасса (г/м^2) [2], при переводе ее в годовую продукцию использован коэффициент 1,2 [3]. Для выражения продукции в органическом веществе применен коэффициент: 0,92 – для гелофитов, 0,90 – для плейстофитов и 0,85 – для гидрофитов [4]. Доля углерода в органическом веществе водных растений принята равной 46,4 % [5].

Из-за больших глубин, слабой изрезанности берегов и активной ветро-волновой деятельности Новосибирское водохранилище по интенсивности зарастания макрофитами относится к слабо зарастающим водоемам. Высшая водная растительность развивается только в заливах: Алеусский, Чингисский, Шарапский, Караканский, Бурмистровский, Бердский, на мелководьях в верховьях водохранилища (Крутихинский плес) и на затишных заостровных участках Ирменского плеса.

В составе основных продуцентов Новосибирского водохранилища доминируют воздушно-водные растения – гелофиты. Они создают максимальную биомассу практически на всех исследованных участках водохранилища. Величина органического вещества, создаваемого гелофитами в год колеблется от 763,88 г/м^2 (в Бердском заливе в устье р. Шадриха) до 4024 г/м^2 (в районе острова Кузнецов на Крутихинском плесе).

Значительно меньшую биомассу продуцируют погруженные растения – гидрофиты. Максимальная величина органического вещества, создаваемого им за год не превышает 1130,73 г/м^2 .

Растения с плавающими на поверхности воды листьями – плейстофиты занимают большие площади акватории заливов и затишных участков литорали, однако величина продуцируемой ими биомассы невелика,

максимальные значения не превышают $508,9 \text{ г/м}^2$ в год органического вещества.

Среди доминирующих растительных сообществ на Новосибирском водохранилище наиболее продуктивны сообщества тростника южного (*Phragmites australis*). Распространены тростниковые ценозы в верховьях водохранилища, в Бердском заливе и Ирменском плесе. Средняя высота растений – около 2,5 м, глубина произрастания – до 1,5 м, плотность зарослей – от 152 до 292 экз./м². Максимальная продукция тростника отмечена на острове Кузнецов. За год тростниковые сообщества продуцируют здесь на 1 м² площади 4024,74 г органического вещества, что эквивалентно 1867,48 г углерода. В целом, на водохранилище сообщества тростника образуют от 640,7 до 4024,7 г/м² органического вещества в год, и по классификации Р. Уиттекера [6] относятся к умеренно- и высокопродуктивным.

Значительно меньший вклад в валовый объем первичной продукции водохранилища вносят сообщества рогоза узколистного (*Typha angustifolia*), камыша озерного (*Scirpus lacustris*) и сусака зонтичного (*Butomus umbellatus*) как в силу ограниченного распространения по водохранилищу, так и в силу небольшой величины создаваемой ими продукции.

Так, например, сусак зонтичный широко распространен только в верховьях водохранилища, образуя на мелководье вдоль островов обширные заросли. Высота растений достигает в среднем $123 \pm 1,9$ см, плотность фитоценозов – от 332 до 576 экз./м². Сообщества сусака продуцируют в год в среднем $772,09 \pm 57,5$ г/м² органического вещества и относятся по классификации Р. Уиттекера [6] к умеренно продуктивным.

Среди сообществ погруженных растений наибольший вклад в образование первичной продукции в водоеме вносят рдестовые. Они встречаются на всех исследованных участках водохранилища. Их наибольшая годовая продукция отмечена в верхней части Бердского залива – $1321,34 \text{ г/м}^2$, органического вещества – $1123,14 \text{ г/м}^2$, углерода – $523,38 \text{ г/м}^2$ (сообщества рдеста блестящего). По величине образуемой первичной продукции рдестовые Новосибирского водохранилища можно отнести по классификации Р. Уиттекера [6] как к низкопродуктивным, так и к нормально продуктивным сообществам, что во многом определяется видовыми особенностями доминирующих растений и условиями произрастания.

Значительный вклад в общую первичную продукцию водоема вносят также сообщества телореза алоеидного (*Stratiotes aloides*), роголистника погруженного (*Ceratophyllum demersum*) и гидриллы мутовчатой (*Hydrilla verticillata*).

К числу доминирующих можно отнести и сообщества болотnocветника щитолистного (*Nymphoides peltata*). Они вносят немалый вклад в образование первичной продукции водоема, являясь умеренно продуктивными.

Величина органического вещества, продуцируемого макрофитами на 1 м² литорали Новосибирского водохранилища в 2011 г. была выше или

близка по значению с той, которое продуцируется в Куйбышевском водохранилище в сообществах рогоза, камыша и сусака. При этом тростниковые ценозы в Новосибирском водохранилище продуцировали органического вещества в четыре раза больше, чем в Куйбышевском. И если в целом рдесты в Новосибирском водохранилище создали в год на 1 м² литорали органического вещества практически столько же, сколько и в Куйбышевском, то продуктивность ценозов роголистника погруженного была в шесть раз выше [7].

Выводы

1. Основными продуцентами органического вещества на Новосибирском водохранилище являются полупогруженные растения (гелофиты) – тростник и рогоз узколистный. Максимальную продукцию создают тростниковые сообщества, которые по классификации Р. Уиттекера [6] относятся к умеренно- и высокопродуктивным.

2. Среди сообществ погруженных растений наибольший вклад в образование первичной продукции в водоеме вносят: рдестовые, телореза алоевидного, роголистника погруженного, гидриллы мутовчатой и болотноцветника щитолистного. По величине образуемой ими первичной продукции их можно отнести по классификации Р. Уиттекера (1980) как и низко, так и средне продуктивным сообществам.

3. В целом, величина органического вещества, продуцируемого макрофитами на 1 м² литорали на Новосибирском водохранилище сопоставима, а в некоторых случаях и выше аналогичных показателей для европейских водохранилищ.

Литература

1. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Экология прибрежно-водной растительности. – М.: Изд-во НИИ-Природа, РЭФИА, 2004. – 220 с.
2. Папченков В.Г. Продукция макрофитов вод и методы ее изучения // Гидробиотаника: методология, методы: Материалы Школы по гидробиотанике (п. Борок, 8-12 апр. 2003 г.). – Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. – С. 137-145.
3. Распопов И.М. Продукция макрофитов водоемов с замедленным водообменном: основные понятия, методы изучения // Гидробиотаника: методология, методы: Материалы Школы по гидробиотанике (п. Борок, 8-12 апр. 2003 г.). – Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. – С. 146-150.
4. Катанская В.М., Распопов И.М. Методы изучения высшей водной растительности // Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. – Л.: Наука, 1983. – С. 163-169.
5. Lieth H. Ökologische Fragestellungen bei der Untersuchung der biologischen Stoffproduktion. 1 Einführung, Definitionen und Wachstumsanalysen // Qualit. Planter. Et Mater. Vegetab. – 1965. – V. 2. – № 3. – P. 241-261.
6. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. – М.: Мир, 1980. – 328 с.
7. Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья: Монография. – Ярославль: ЦБП МУБиНТ, 2001. – 200 с.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ ПРОДУКТИВНОСТИ КАСПИЙСКИХ ОСЕТРОВЫХ

Л.А. Зыков, Ф.В. Климов

Астраханский филиал ТОО «Казэкопроект», г. Астрахань,

zykov_la@mail.ru

ТОО «Казэкопроект», Казахстан, Алматы, klimov@ecoproject.kz

COMPARATIVE ASSESSMENT OF BIOLOGICAL PRODUCTIVITY OF THE CASPIAN STURGEONS

L.A. Zykov, F.V. Klimov

Astrakhan subsidiary of «KazEcoProject» LLP», Astrakhan, zykov_la@mail.ru

«KazEcoProject» LLP, Kazakhstan, Almaty, klimov@ecoproject.kz

На основе модели, описывающей динамику численности поколения рыб в течение жизненного цикла, рассчитана абсолютная возрастная структура, численность, биомасса и продукция условных популяций каспийской белуги, русского осетра и северюги, образующихся от 1,0 млн. сеголетков. Определен улов, получаемый от поколений в течение периода промысловой эксплуатации. Дана сравнительная характеристика биологической и промысловой продуктивности исследуемых видов.

Based on the model describing the dynamics of quantity of fish generations within the life cycle, the absolute age structure, quantity, biomass and production of conditional populations of the Caspian beluga, Russian sturgeon and Starred sturgeon, which were generated from 1.0 mln of young-of-the year fish was calculated. The catch received from generations over a period of field operations was determined. A comparative characteristic of biological and commercial productivity of surveyed species was provided.

Оценка биологической продуктивности рыбных популяций необходима при решении ряда важных проблем, связанных с разработкой биологических основ культурного преобразования и направленного формирования состава ихтиофауны внутренних водоемов. В Каспийском море обитает 5 видов осетровых рыб, запасы которых в настоящее время находятся на критически низком уровне. Из-за практически полного нарушения естественного воспроизводства, связанного с низкой численностью заходящих на нерест производителей, восстановление запасов осетровых в настоящее время становится возможным только за счет искусственного воспроизводства.

В условиях искусственного воспроизводства вопрос о биологической продуктивности каспийских осетровых приобретает особую актуальность, поскольку этот показатель во многом определяет их оптимальное видовое соотношение и необходимые объемы выращивания заводской молоди.

Значения важнейших биолого-продукционных характеристик каспийских осетровых рассчитывали на основе модели, описывающей изменение численности и биомассы поколений рыб на протяжении жизненного цикла:

$$N_t = R_{0,5}(1 - v_{m_{11}} - v_{f_{12}})(1 - v_{m_{23}} - v_{f_{21}}) \dots (1 - v_{m_{tt}} - v_{f_{tt}}); \quad (1)$$

где N_t – численность поколения севрюги в возрасте t ; $R_{0,5}$ – численность поколения в возрасте сеголетка (количество выращенной на рыбозаводах молоди); $v_{m_{tt}}$, $v_{f_{tt}}$ – коэффициенты годичной естественной и промысловой смертности поколения в возрасте t .

Для получения сопоставимых значений исследуемых показателей все расчеты выполнялись для условных популяций осетровых, образующихся от 1,0 млн. экз. выращиваемой молоди.

Численность N , биомассу Q , продукцию Q_p условных популяций и промысловый возврат осетровых в численном N_f и весовом Q_f выражении, получаемый от молоди искусственного воспроизводства, рассчитывали по формулам:

$$N = \sum_{t_0}^{T_f} N_t \quad (2)$$

$$Q = \sum_{t_0}^{T_f} B_t = \sum_{t_0}^{T_f} N_t W_t; \quad (3)$$

$$Q_p = \sum_{t_0}^{T_f} B_{pt} = \sum_{t_0}^{T_f} N_t \Delta W_t = \sum_{t_0}^{T_f} N_t (W_{t+1} - W_t); \quad (4)$$

$$N_f = \sum_{t_f}^{T_f} n_{f_t}; \quad (5)$$

$$Q_f = \sum_{t_f}^T B_{f_t} = \sum_{t_f}^T n_{f_t} W_t = \sum_{t_f}^T N_t v_{f_t} W_t; \quad (6)$$

$$K_f = \frac{N_f}{R_{0,5}}; \quad (7)$$

где $R_{0,5}$ – численность поколения осетровых на первом году жизни на стадии выпущенного в реки сеголетка; N_t и B_t – численность и биомасса поколения в возрасте t ; n_{f_t} и B_{f_t} – улов, получаемый от возрастной группы в штучных и в весовых единицах; W_t – средняя масса тела особей в возрасте t ; N_f и Q_f – промысловый возврат или улов, получаемый от поколения в течении периода промысловой эксплуатации в штучных и весовых показателях; v_t – коэффициент промысловой смертности поколения в возрасте t ; T –

максимальный возраст рыб; t_f – возраст начала промысловой эксплуатации; K_f – коэффициент промыслового возврата, ед.

При расчете этих показателей использовали литературные данные [1-5] по линейно-весовому росту, характеристикам полового созревания, продолжительности жизни и возрастному составу уловов осетровых за ряд лет.

Понятия входящих в уравнение численности (1) коэффициентов годичной естественной v_{m_t} , промысловой v_{f_t} и общей смертности v_{z_t} определяли как:

$$v_{m_t} = \frac{n_{m_t}}{N_t}; \quad (8)$$

$$v_{f_t} = \frac{n_{f_t}}{N_t}; \quad (9)$$

$$v_{z_t} = \frac{n_{m_t} + n_{f_t}}{N_t} = \frac{n_{z_t}}{N_t}; \quad (10)$$

где n_{m_t} – число особей поколения в возрасте t , погибающих в течение года от действия естественных причин; n_{f_t} – количество особей поколения в возрасте t , попавших в годовой улов (включая официальный, неучтенный и браконьерский вылов); n_{z_t} – общее количество рыб поколения в возрасте t , погибающих в течение года в результате вылова и действия естественных причин.

Коэффициенты естественной смертности v_{m_t} , входящие в уравнение численности (1), рассчитывали с помощью модели, описывающей изменение их значений в зависимости от возраста в течение жизненного цикла поколений [6-7]:

$$v_{m_t} = 1 - At^k (T^k - t^k); \quad (11)$$

где A , k , T^k – константы, значения которых рассчитывают на основе констант уравнений линейно-весового роста и характеристик полового созревания.

Линейный и весовой рост осетровых описывали уравнением роста степенного типа [7]:

$$l_t = qt^k; \quad (12)$$

$$W_t = pt^C; \quad (13)$$

где: l_t – длина осетровых в возрасте t ; q , p – константы, численно характеризующие среднюю длину и массу тела рыб в годовалом возрасте; k , C , – константы относительной скорости линейного и весового роста [8-9].

Используемые в расчетах уравнения линейно-весового роста и полученные на их основе уравнения естественной смертности каспийской белуги, русского осетра и севрюги имеют вид:

$$\text{белуга} - l_t = 57,5t^{0,4523}; \quad (14) \quad l_t = 677,9t^{1,488}; \quad (15)$$

$$v_{m_t} = 1 - 0,0753t^{0,4523} (6,954 - t^{0,4523}); \quad (16)$$

$$\text{осетр} - l_t = 33,6t^{0,479}; \quad (17) \quad l_t = 281,8t^{1,438}; \quad (18)$$

$$v_{m_t} = 1 - 0,0898t^{0,479} (6,242 - t^{0,479}); \quad (19)$$

$$\text{севрюга} - l_t = 37,0t^{0,516}; \quad (20) \quad l_t = 157,6t^{1,563}; \quad (21)$$

$$v_{m_t} = 1 - 0,0886t^{0,516} (6,212 - t^{0,516}); \quad (22)$$

Результаты расчета важнейших количественных и биолого-продукционных характеристик условных популяций осетровых, образующихся от 1,0 млн. экз. выращиваемой на заводах молоди, показаны в таблице 1.

Таблица 1 – Численность, биомасса, продукция и улов, получаемый от популяций осетровых, образующихся от 1,0 млн. экз. выращиваемой на заводах молоди

| Возраст, t | Численность, тыс экз. | | | Биомасса, тыс.т | | | Продукция, тыс.т | | | Промысловый возврат, тыс.т | | |
|------------|-----------------------|--------|---------|-----------------|-------|-------|------------------|-------|-------|----------------------------|-------|-------|
| | белуга | осетр | севрюг. | белуга | осетр | севр. | белуга | осетр | севр. | белуга | осетр | севр. |
| 0,1 | 1000,0 | 1000,0 | 1000,0 | 0,002 | 0,017 | 0,008 | 0,469 | 0,226 | 0,130 | – | – | – |
| 1,0 | 347,9 | 394,1 | 386,9 | 0,243 | 0,134 | 0,076 | 0,326 | 0,155 | 0,098 | – | – | – |
| 2,0 | 181,9 | 223,1 | 216,4 | 0,351 | 0,188 | 0,113 | 0,233 | 0,115 | 0,076 | – | – | – |
| 3,0 | 113,1 | 148,4 | 142,5 | 0,397 | 0,217 | 0,135 | 0,178 | 0,092 | 0,063 | – | – | – |
| 4,0 | 78,07 | 108,5 | 103,2 | 0,420 | 0,236 | 0,150 | 0,143 | 0,077 | 0,053 | – | – | – |
| 5,0 | 57,87 | 84,51 | 79,57 | 0,433 | 0,251 | 0,162 | 0,120 | 0,066 | 0,047 | – | – | – |
| 6,0 | 45,19 | 68,70 | 63,97 | 0,443 | 0,263 | 0,172 | 0,103 | 0,059 | 0,042 | – | – | – |
| 7,0 | 36,71 | 57,55 | 52,89 | 0,452 | 0,274 | 0,180 | 0,091 | 0,052 | 0,037 | – | 0,005 | 0,003 |
| 8,0 | 30,73 | 48,23 | 43,65 | 0,462 | 0,277 | 0,183 | 0,082 | 0,045 | 0,033 | – | 0,012 | 0,006 |
| 9,0 | 26,34 | 39,77 | 35,68 | 0,471 | 0,270 | 0,179 | 0,075 | 0,039 | 0,028 | – | 0,016 | 0,010 |
| 10,0 | 22,99 | 32,38 | 28,40 | 0,481 | 0,255 | 0,167 | 0,068 | 0,032 | 0,023 | 0,006 | 0,019 | 0,014 |
| 11,0 | 20,07 | 25,89 | 21,88 | 0,484 | 0,234 | 0,149 | 0,062 | 0,026 | 0,011 | 0,012 | 0,022 | 0,017 |
| 12,0 | 17,45 | 20,20 | 16,02 | 0,479 | 0,206 | 0,125 | 0,056 | 0,020 | 0,017 | 0,018 | 0,024 | 0,019 |
| 13,0 | 15,08 | 15,20 | 11,07 | 0,466 | 0,174 | 0,098 | 0,050 | 0,015 | 0,009 | 0,023 | 0,023 | 0,016 |
| 14,0 | 12,92 | 11,07 | 7,340 | 0,445 | 0,141 | 0,073 | 0,044 | 0,011 | 0,006 | 0,028 | 0,021 | 0,012 |
| 15,0 | 10,94 | 7,779 | 4,770 | 0,418 | 0,109 | 0,053 | 0,039 | 0,007 | 0,004 | 0,031 | 0,018 | 0,009 |
| 16,0 | 9,14 | 5,244 | 3,024 | 0,384 | 0,081 | 0,037 | 0,033 | 0,005 | 0,002 | 0,034 | 0,015 | 0,007 |
| 17,0 | 7,52 | 3,464 | 1,863 | 0,346 | 0,058 | 0,025 | 0,028 | 0,003 | 0,001 | 0,035 | 0,010 | 0,005 |

| Возраст, т | Численность, тыс экз. | | | Биомасса, тыс.т | | | Продукция, тыс.т | | | Промысловый возврат, тыс.т | | |
|--------------|-----------------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|--------------|------------------|--------------|--------------|----------------------------|--------------|--------------|
| | белуга | осетр | севрюг. | белуга | осетр | севр. | белуга | осетр | севр. | белуга | осетр | севр. |
| 18,0 | 6,07 | 2,235 | 1,111 | 0,304 | 0,041 | 0,016 | 0,023 | 0,002 | 0,001 | 0,034 | 0,007 | 0,003 |
| 19,0 | 4,814 | 1,404 | 0,638 | 0,261 | 0,028 | 0,010 | 0,018 | 0,001 | 0,000 | 0,033 | 0,005 | 0,002 |
| 20,0 | 3,735 | 0,856 | 0,352 | 0,219 | 0,018 | 0,006 | 0,015 | 0,001 | 0,000 | 0,027 | 0,003 | 0,001 |
| 21,0 | 2,878 | 0,505 | 0,185 | 0,181 | 0,011 | 0,003 | 0,011 | 0,000 | 0,000 | 0,023 | 0,002 | 0,001 |
| 22,0 | 2,200 | 0,288 | 0,093 | 0,149 | 0,007 | 0,002 | 0,009 | 0,000 | 0,000 | 0,019 | 0,001 | 0,000 |
| 23,0 | 1,665 | 0,157 | 0,044 | 0,120 | 0,004 | 0,001 | 0,007 | 0,000 | 0,000 | 0,015 | 0,001 | 0,000 |
| 24,0 | 1,248 | 0,082 | 0,019 | 0,096 | 0,002 | 0,000 | 0,005 | 0,000 | 0,000 | 0,012 | 0,000 | 0,000 |
| 25,0 | 0,924 | 0,041 | 0,008 | 0,075 | 0,001 | 0,000 | 0,004 | 0,000 | 0,000 | 0,009 | 0,000 | 0,000 |
| 26,0 | 0,675 | 0,020 | 0,003 | 0,058 | 0,001 | 0,000 | 0,003 | 0,000 | 0,000 | 0,007 | 0,000 | 0,000 |
| 27,0 | 0,487 | 0,009 | 0,001 | 0,045 | 0,000 | 0,000 | 0,002 | 0,000 | 0,000 | 0,006 | 0,000 | 0,000 |
| 28,0 | 0,345 | 0,004 | 0,000 | 0,033 | 0,000 | 0,000 | 0,002 | 0,000 | 0,000 | 0,004 | 0,000 | 0,000 |
| 29,0 | 0,241 | 0,001 | – | 0,025 | 0,000 | – | 0,001 | 0,000 | – | 0,003 | 0,000 | – |
| 30,0 | 0,166 | 0,001 | – | 0,018 | 0,000 | – | 0,001 | 0,000 | – | 0,002 | 0,000 | – |
| 31,0 | 0,112 | – | – | 0,013 | – | – | 0,001 | – | – | 0,002 | – | – |
| 32,0 | 0,074 | – | – | 0,009 | – | – | 0,000 | – | – | 0,001 | – | – |
| 33,0 | 0,048 | – | – | 0,006 | – | – | – | – | – | 0,001 | – | – |
| 34,0 | 0,030 | – | – | 0,004 | – | – | – | – | – | 0,000 | – | – |
| 35,0 | 0,019 | – | – | 0,003 | – | – | – | – | – | 0,000 | – | – |
| 36,0 | 0,011 | – | – | 0,002 | – | – | – | – | – | 0,000 | – | – |
| 37,0 | 0,007 | – | – | 0,001 | – | – | – | – | – | 0,000 | – | – |
| 38,0 | 0,004 | – | – | 0,001 | – | – | – | – | – | 0,000 | – | – |
| 39,0 | 0,002 | – | – | 0,000 | – | – | – | – | – | 0,000 | – | – |
| 40,0 | 0,001 | – | – | 0,000 | – | – | – | – | – | 0,000 | – | – |
| <i>Всего</i> | <i>2059,9</i> | <i>2299,7</i> | <i>2221,6</i> | <i>8,798</i> | <i>3,496</i> | <i>2,124</i> | <i>2,304</i> | <i>1,047</i> | <i>0,680</i> | <i>0,386</i> | <i>0,205</i> | <i>0,125</i> |

Примечание: годовое пополнение – $R_{0,5} = 1,0$ млн. экз., коэффициент промысловой смертности $V_f = 0,5$, периодичность нереста – 3 года).

Расчеты показали, что при 50%-м облове нерестового стада и 3-летней периодичности нереста самая высокая по численности условная популяция образуется у севрюги – 2,23 млн экз. и русского осетра – 2,22 млн экз. Более низкой (2,06 млн экз.) она остается у белуги. Самый высокий выход биомассы от 1,0 млн экз. выращиваемой молоди наблюдается у белуги (8,798 тыс.т.), затем у русского осетра (3,496) и севрюги (2,124 тыс.т.). Максимальный валовой прирост биомассы – 2,304 тыс.т. наблюдается у популяции белуги. У осетра его величина значительно ниже, составляя 1,047 тыс.т., у севрюги – 0,680 тыс.т.

Высокие показатели Р/В-коэффициента популяции отмечены у севрюги – 0,321 (32,1%), его величина менее значительна у осетра – 0,300 и белуги – 0,262. Соответственно биомассе изменяется промысловый возврат, или улов, получаемый от 1,0 млн. экз. молоди в период промысловой эксплуатации поколения. Так промысловый возврат белуги при общей

биомассе популяции 8,798 тыс.т. составляет 0,386 тыс.т., вылов осетра при биомассе 3,496 тыс.т. – 0,205 тыс.т., вылов севрюги при общей биомассе популяции 2,124 тыс.т. – 0,125 тыс.т.

Анализ показал, что на величину биопродукционных показателей исследованных видов осетровых оказывают влияние сроки полового созревания, средний вес особей на первом году жизни p , и относительная скорость весового роста $\frac{W'}{W_t}$ рыб в возрасте t , определяемая из (13) как

$$\frac{W'}{W_t} = \frac{C}{t} \quad [7], \text{ (табл. 2).}$$

Таблица 2 – Влияние роста и полового созревания на биологическую продуктивность каспийских осетровых

| Вид рыб | Показатели | | | | | | | |
|---------------|--------------------|----------------------------|------------------------|------------------|-----------------|-----------------|------------|-------------|
| | масса годовиков, р | относит. скорость роста, С | возраст созреван., лет | числен. млн экз. | биомасса, тыс.т | прод-ция, тыс.т | Р/В-коэфф. | улов, тыс.т |
| Белуга | 677,9 | 1,488 | 15,8 | 2059,9 | 8,798 | 2,304 | 0,262 | 0,386 |
| Русский осетр | 281,8 | 1,438 | 11,0 | 2299,7 | 3,496 | 1,047 | 0,300 | 0,205 |
| Севрюга | 157,6 | 1,563 | 10,0 | 2221,6 | 2,124 | 0,680 | 0,321 | 0,125 |

По мере увеличения средней массы тела годовиков исследованных видов биомасса, продукция условной популяции и промысловый возврат увеличиваются, а численность и Р/В-коэффициенты популяции снижаются. Индивидуальная относительная скорость весового роста у осетровых изменяется обратно возрасту, поэтому относительная скорость продуцирования биомассы популяции, выраженная значением Р/В-коэффициента, остается выше у севрюги и осетра, возраст полового созревания которых составляет 10,0-11,0 лет. Виды рыб, отличающиеся более ранним половым созреванием и имеющие более высокие значений Р/В-коэффициентов, характеризуются повышенной годичной естественной убылью биомассы.

Исходя из полученных значений биолого-продукционных характеристик исследованных осетровых и величины получаемого от поколений улова, можно заключить, что среди осетровых рыб наибольший интерес для выращивания в естественных условиях представляет белуга. По образу питания она является хищником и потенциальные объемы ее искусственного воспроизводства, определяющие численность, биомассу сформированной популяции и величину получаемого от поколений улова, будут зависеть от ее пищевых потребностей и годовой продукции входящих в спектры питания белуги каспийских рыб.

Основой питания русского осетра и севрюги, в отличие от белуги, являются донные бентосные корма и частично рыба. В этом отношении более предпочтительным для выращивания в естественных условиях является русский осетр, у которого выход биомассы и получаемый от единицы пополнения улов выше, чем у севрюги (табл. 1). Однако окончательную оценку перспективности выращивания в Каспийском море того или иного вида осетровых-бентофагов можно получить, изучив их энергетический баланс и определив эффективность использования потребляемой пищи на рост [10].

Литература

1. Державин А.Н. Севрюга *Acipenser Stellatus*: Биологический очерк // Изв. Бакинской ихтиологической лаборатории. Т. 1. – Баку, 1922. – 393 с.
2. Борзенко М.П. Каспийская севрюга (систематика, биология и промысел) // Изв. Азерб. Научно-исслед. рыбохоз. станции. Вып.7. – Баку, 1942. – С. 3-114.
3. Чугунов Н.Л., Чугунова Н.И. Сравнительная промыслово-биологическая характеристика осетровых Азовского моря // Труды ВНИРО. – 1964. – Т.52. – С.87-182.
4. Каспийское море. Ихтиофауна и промысловые ресурсы. – М., 1989. – 189 с.
5. Зыков Л.А., Климов Ф.В. Баланс энергии и пищевые потребности популяции Каспийской Белуги (*huso huso l.*) в связи с проблемой искусственного восстановления ее запасов // Вестник КазНУ. – Алматы: изд-во Казак университети, 2012. – С. 70-73.
6. Зыков Л.А., Слепокуров В.А. Уравнение для оценки коэффициентов естественной смертности рыб (на примере пеляди оз. Ендырь) // Рыбное хозяйство. – 1983. – №3. – С. 36-37.
7. Зыков Л.А. Метод оценки естественной смертности, дифференцированной по возрасту рыб // Сб. научных трудов ГосНИОРХ. – 1986. – Вып. 243. – С. 14-21.
8. Мина М.Ф., Клевезаль Г.А. Рост животных. – М.: Наука, 1976.
9. Зыков Л.А. Динамика численности и рациональное использование запасов пеляди озера Ендырь-Согомский: Автореф... канд. биол. наук. – Ленинград, 1987. – 32 с.
10. Алимов А.Ф. Исследование взаимосвязи кормовой базы и рыбопродуктивности на примере озер Забайкалья // Изд. Акад. наук СССР. – Ленинград: Наука, 1986. – 230 с.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА В УРАЛО-КАСПИЙСКОМ РЫБОПРОМЫСЛОВОМ РАЙОНЕ

Ю.А. Ким

*Атырауский филиал Казахского научно-исследовательского института рыбного хозяйства (АтФ КазНИИРХ), Казахстан,
y.kim@kazceb.kz*

THE PRESENT SITUATION OF FISHERY IN URAL-CASPIAN FISHING REGION

Y.A. Kim

Atyrau branch «Kazakh national-research fishery institute», Atyrau, Kazakhstan

На основе многолетних исследований определено, что эффективность естественного воспроизводства полупроходных видов рыб имеет прямую зависимость от водного режима реки Урал. В настоящее время практически открыт морской промысел полупроходных видов рыб и назрела необходимость пересмотреть и оптимизировать структуру добывающего флота с учетом современной сырьевой базы. В связи с организацией промысла рыбы на Каспии необходимо формирование эффективной системы государственного управления рыбным хозяйством Республики Казахстан, что предполагает совершенствование нормативной и законодательной базы.

In Article is defined that effectiveness of natural reproduction of semi-anadromous fish is directly depends of Ural River water regime. In present time the fishery of semi-anadromous fish in the sea is take place and it is time to review and optimize of fleet structure.

Урало-Каспийский бассейн занимает ведущее место в Республике Казахстан по воспроизводству и добыче ценных видов рыб. В то время, когда все реки Каспийского бассейна в той или иной степени зарегулированы, р. Урал в своих среднем и нижнем течениях сохранила гидрологический режим практически без изменений, осталась большая площадь нерестовых угодий. При благоприятных гидрологических и термических режимах реки создаются оптимальные условия для захода и нереста рыб, имеются и специфические особенности, обусловленные как географическим расположением района, так и своеобразным ведением рыбного хозяйства.

Воздействие стока р. Урал на режим солености охватывает акваторию устьевого взморья. Его площадь составляет 1,5 тыс. км². Оптимальные условия размножения рыб в дельте реки обеспечивают высокую численность молоди. Урало-Каспийский бассейн занимает второе место по воспроизводству полупроходных рыб в бассейне. Нерестилища полупроходных рыб расположены в дельте и низовьях поймы р. Урал.

Нерестовый фонд в уральском районе составляет в среднем 31,2 тыс. га, а рыбопродуктивность полупроходных рыб варьирует от 0,5 до 2,0 ц/га.

Эффективность естественного размножения полупроходных и туводных рыб в р. Урал определяется наличием временно затопляемых полей, площади и степени их залития. Наиболее благоприятными для воспроизводства рыб являются многоводные годы с объемом годового стока (10-12 км³), тогда площадь затопляемых нерестилищ составляет 53,9 тыс. га [1]. Сток в основном формируется в верховье реки, где очень развита речная сеть. В р. Урал на участке Уральск-Кушум выпадают два притока: Чаган – по правому берегу (у г. Уральска), Барбастау – по левому (ниже Меловых гор). Водность реки Урала характеризуется значительными колебаниями в отдельные годы (табл. 1)

Таблица 1 – Водный сток р. Урал (в/пост г. Атырау), км³

| Годы | Месяцы | | | | | | | | | Годовой сток, км ³ . |
|------|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|---------------------------------|
| | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | |
| 2006 | 0,20 | 0,78 | 0,53 | 0,32 | 0,24 | 0,43 | 0,37 | 0,35 | 0,28 | 3,5 |
| 2007 | 0,12 | 0,69 | 2,80 | 2,19 | 0,50 | 0,35 | 0,3 | 0,42 | 0,30 | 8,5 |
| 2008 | 0,11 | 0,57 | 2,1 | 2,2 | 0,60 | 0,34 | 0,2 | – | – | 7,0 |
| 2009 | 0,45 | 1,14 | 0,96 | 0,65 | 0,52 | 0,48 | 0,45 | 0,42 | 0,9 | 6,0 |
| 2010 | 0,30 | 0,60 | 1,17 | 0,71 | 0,59 | 0,50 | 0,51 | 0,3 | 0,25 | 4,93 |
| 2011 | 0,37 | 0,91 | 1,92 | 1,07 | 0,68 | 0,56 | 0,44 | 0,24 | 0,21 | 6,4 |

В последние годы прослеживается тенденция устойчиво маловодных лет, что приводит к неблагоприятным условиям для размножения рыб, т.к. при объеме стока 6 км³ заливается всего лишь 8-10 % нерестилищ полупроходных рыб, а в годы со стоком 3-4 км³ нерестилища совсем не залиты.

В настоящее время промысел в Урало-Каспийском рыбопромысловом районе ведется в трех практически обособленных районах лова: реки Урал и Кигач с их предустьевыми пространствами, а также Каспийское море в пределах казахстанской части. В связи с тем, что в настоящее время практически открыт морской промысел полупроходных видов рыб, имеется необходимость пересмотреть и оптимизировать структуру добывающего флота с учетом современной сырьевой базы. Однако рыбодобывающие организации, видимо, не готовы своевременно перестроиться на вылов рыбы в более отдаленных участках моря в связи с тем, что организация морского лова требует принципиально нового подхода и нового технического оснащения. Имеющиеся орудия лова и флот не соответствуют условиям морского лова.

В связи с этим, в перспективе возможно развитие морского промысла лишь при условии создания рыбодобывающего флота, оснащенного новыми орудиями лова и техническими средствами. Для организации промысла рыбы

на Каспии необходимо формирование эффективной системы государственного управления рыбным хозяйством Республики Казахстан, что предполагает необходимость совершенствование нормативной и законодательной базы, в связи с этим необходимо разработать:

- нормативные правовые акты по регулированию отношений природопользователей и государственных органов управления рыбными ресурсами и другими водными животными;
- соглашения о сохранении биологических ресурсов Каспийского моря и управления ими;
- соглашение по сотрудничеству органов рыбоохраны Казахстана и России;
- объективной методики подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству при разведке и добыче углеводородного сырья, эксплуатации водозаборных сооружений и эксплуатации судов на рыбохозяйственных водоемах;
- программы экологического мониторинга водоемов и водотоков рыбохозяйственного значения;
- правил о мелиоративных работах на водоемах Республики Казахстан.

При этом необходимо отметить, что несмотря на интенсификацию промысла [2] из года в год (табл. 2) имеет место сравнительно стабильный объем вылова промысловых рыб в водоеме (рис. 1), за исключением 2011 г., когда лов рыбы в реке в весенний период был запрещен.

Таблица 2 – Интенсивность промысла в прибрежной части Северного Каспия

| Годы | Количество лодок | Количество сетей |
|------|------------------|------------------|
| 2003 | 140 | 1800 |
| 2004 | 181 | 2129 |
| 2005 | 178 | 3402 |
| 2006 | 168 | 2380 |
| 2007 | 203 | 3070 |
| 2008 | 152 | 2764 |
| 2009 | 149 | 2755 |
| 2011 | 390 | 4016 |

Хотя уловы на настоящее время довольно стабильны (кроме осетровых) по мере роста спроса на рыбу запасы их могут истощаться. Снижение численности промысловых видов рыб практически во всех водоемах мира заставляет думать об искусственном выращивании ценных видов рыб.

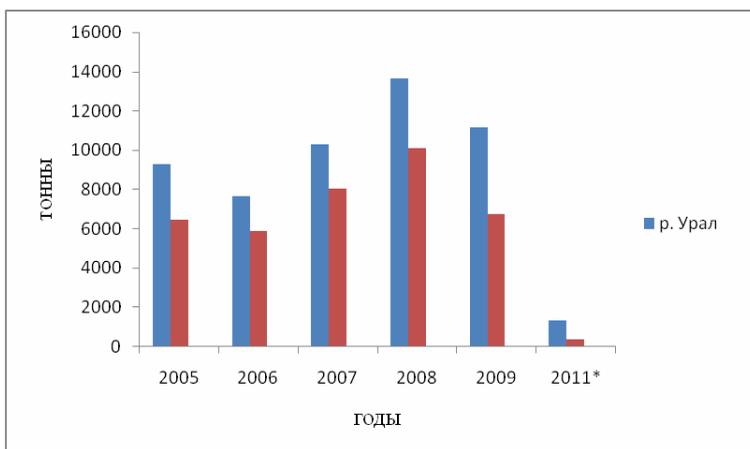


Рис. 1. Вылов рыбы в прибрежной части Северного Каспия

Как отмечается в Техническом руководстве ФАО [3], в настоящее время аквакультура является одной из самых быстрорастущих отраслей пищевого производства в мире. Необходимо отметить, что рыбоводство – хорошо развитая отрасль. В 2004 г. общая продукция аквакультуры в Европе составляла 2 241 108 тонн, или 3,77 % от мирового объема.

В Республике Казахстан товарное рыбоводство было включено в Государственную программу развития рыбного хозяйства на 2004-2006 гг., но до сего времени не получило широкого развития. Однако в настоящее время к выращиванию промысловых рыб отечественные предприниматели проявляют все больший интерес, разрабатываются проекты развития товарного осетроводства в Атырауской, Мангистауской, Западно-Казахстанской и др. областях. Имеется острая необходимость быстрее развития товарного осетроводства, что диктуется состоянием дикой популяции осетровых в Каспийском море. На настоящий момент разрабатывается мастер-план по развитию товарного рыбоводства.

Литература

1. Беляева В.Н., Иванов В.П., Зиланов В.К. Научные основы устойчивого рыболовства и регионального распределения промысловых объектов Каспийского моря. – М., ВНИРО. – 1998. – С. 47.
2. Альпеисов Ш., Сисенгалиева Г, Камелов А. Современное состояние рыбных ресурсов Урало-Каспийского бассейна и перспективы их освоения // Рыбохозяйственные исследования в Республике Казахстан. – Алматы: Бастау, 2005 – 480 с.
3. Техническое руководство ФАО по ответственному рыбному хозяйству «Развитие аквакультуры». – Рим, 2008. – 62 с.
4. Фондовые материалы АтФ ТОО «КазНИИРХ».

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Л.М. Киприянова, Е.Ю. Зарубина

Институт водных и экологических проблем СО РАН, kivr@iwep.nsc.ru

PECULIARITIES OF VEGETATION OF NOVOSIBIRSK RESERVOIR FORMATION

L.M. Kipriyanova, E.Yu. Zarubina

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS

Выявлены основные особенности становления растительного покрова Новосибирского водохранилища: относительно быстрое формирование состава доминантов водной и прибрежно-водной растительности (10-15 лет), высокие показатели видового и ценотического богатства при низкой общей площади зарастания.

The main peculiarities of the vegetation cover of Novosibirsk Reservoir formation were revealed: the relatively rapid formation of the dominant core of aquatic and near-shore vegetation (10-15 years) and high values of the species and cenotic richness, despite of the low total area of overgrowth.

До зарегулирования Оби специальные исследования сообществ макрофитов реки не проводились. Флора сырых осоковых лугов, болот и озер затопленной поймы явилась главным источником для формирования растительности водохранилища [1]. В 1959-1962 гг. на мелководьях верхней части водохранилища были широко распространены заросли горца земноводного *Persicaria amphibia* (L.) S.F. Gray, сальвинии плавающей *Salvinia natans* (L.) All., телореза обыкновенного *Stratiotes aloides* L., ряски тройчатой *Lemna trisulca* L., рдестов блестящего, стеблеобъемлющего и плавающего (*Potamogeton lucens* L., *P. perfoliatus* L., *P. natans* L.). Среди них и затопленных кустарников формировались большие плавучие скопления нитчатой водоросли *Cladophora fracta* (Müll. ex Vahl) Kütz [2-3]. Бурное развитие зарослей неукорененных макрофитов свидетельствовало об избытке в воде элементов минерального питания (поступающих из затопленных почв и разлагающейся растительности), а обилие горца земноводного указывало на нестабильность гидрологического режима. В 1970-1972 гг. произошла некоторая стабилизация переработки берегов водохранилища, что уменьшило заиление дна водоема на участках мелководий верхней зоны, усилилось проникновение из р.Оби песчаного грунта, вплоть до нижнего плеса. Площади зарослей макрофитов на мелководьях верхней зоны заметно сократились. Обычными стали заросли тростника обыкновенного, болотноцветника щитолистного, рдестов

блестящего и стеблеобъемлющего. Широко распространенные раньше ряска тройчатая, телорез не обнаруживались [2, 4].

С первых лет существования водохранилища отмечается значительное развитие тростника *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. и рогоза *Typha angustifolia* L. К 1962 г. по всему защищенному мелководью и в прибрежье водоема образовались сплошные его заросли. Была отмечена высокая скорость заселения тростником новой территории. Там, где в 1959 г. были отмечены лишь отдельные экземпляры этого вида, к 1962 году образовались разреженные заросли по всему защищенному мелководью и сплошные заросли в прибрежье [3]. Бурное развитие зарослей тростника и рогоза с первых лет существования водохранилища обусловлено постоянным в течение летнего периода уровнем воды. Они относятся к гомоморфным макрофитам, которые не выносят больших колебаний уровня воды во время вегетации в отличие от амфибийных растений таких, как горец земноводный, которые господствуют на водохранилищах с колеблющимся уровнем воды, например, Рыбинском. Для Куйбышевского водохранилища также была отмечена высокая скорость формирования зарослей тростника и рогоза.

Основная роль в формировании растительного покрова обследованных мелководий как в 70-е годы XX века [4], так и в современный период принадлежит сообществам тростника южного, рогоза узколистного и болотноцветника щитолистного, довольно хорошо представлены ценозы рдестов – стеблеобъемлющего и блестящего. Состав доминантов водной и прибрежно-водной растительности, таким образом, сформировался за временной промежутков в 10-15 лет. Характер ее распространения с 70-х гг. XX века [1] существенных изменений не претерпел. Высшая водная растительность по-прежнему наиболее развита в верхней части водохранилища, где обширны мелководья. В средней и нижней частях водохранилища, где берега малоизрезанные и большие глубины, макрофиты развиваются в заливах. Доминирование в составе водной и прибрежно-водной растительности тростника и рогоза, отмеченное для Новосибирского водохранилища, типично и для других водохранилищ лесостепной зоны, в отличие от водохранилищ лесной зоны, где преобладает хвощ приречный.

Во флоре Новосибирского водохранилища отмечено 60 видов водных и прибрежно-водных растений (включены гидрофиты, гелофиты и гигрогелофиты). Для сравнения: в 1971-1972 гг. Л.В.Березиной было обнаружено 22 вида водного ядра флоры, а всего с воздушно-водными растениями – 42 вида. Таким, образом, за 35 летний период произошло увеличение видового богатства водной флоры водохранилища почти в 2 раза, в т.ч. за счет редких для Сибири видов. Так в 2007 году на акватории водохранилища впервые в Новосибирской области были обнаружены *Caulinia minor* L. (All.) Coss. et Germ. и *Ceratophyllum oryzetosum* Kom. [5]. По-видимому, эти два вида распространились по Новосибирскому водохранилищу в течение последних двух-трех десятилетий, потому что ранее обнаружены не были.

Общее синтаксономическое разнообразие в Новосибирском водохранилище (44 синтаксона ранга ассоциации) значительно выше, чем в русле нижнего течения Берди (20 синтаксонов) и старицах Берди (28 синтаксонов). Ценотическое богатство двух классов Lemnetae и Potamogetonetea Новосибирского водохранилища лишь немного ниже, чем таковое для озер Обь-Иртышского междуречья. В случае озер высокое ценотическое богатство можно объяснить выклиниванием в озерном комплексе Обь-Иртышского междуречья градиента минерализации и появлением, т.о., набора специфических сообществ солоноватых и соленых вод. Столь высокое разнообразие сообществ Новосибирского водохранилища отражает сочетание лотических и лентических местообитаний, а также высокую совокупную благоприятность и стабильность условий среды.

К факторам, ограничивающим развитие водной и прибрежно-водной растительности на Новосибирском водохранилище, относятся: слабая изрезанность берегов; высокие значения ветро-волновой активности, вследствие чего велика протяженность абразионных берегов; низкая прозрачность вод (0,5-1,5 м). В целом, Новосибирское водохранилище, имеющее очень большую акваторию, по интенсивности зарастания (классификация В.Г. Папченкова [7]), относится к слабо зарастающим водоемам. Площадь зарослей составляет менее 5 %, хотя мелководья с глубинами менее 2 м занимают около 16 % площади акватории водохранилища. Зарастание водоема неравномерное, к особенно слабо зарастающим относятся глубокие прибрежные участки вдоль обрывистых берегов и приплотинный участок.

Таким образом, Новосибирское водохранилище по причине особенностей морфометрии является фитопланктонным, а не макрофитным водоемом. Для сравнения: на Ивановском водохранилище средняя глубина – 3,4 м, площадь мелководий с глубинами менее 2 м – 48 %, растительность занимает 17 % площади водохранилища и создает 29 % от общей с фитопланктоном продукции.

К факторам, способствующим развитию водной и прибрежно-водной растительности, относятся: богатая флора затопленной поймы Оби; благоприятные температурные условия лесостепной зоны; стабильный в течение периода вегетации уровень воды (поддерживается НПУ с июня по сентябрь), высокая трофность вод, обилие защищенных мелководий и вместе с тем значительная проточность, предотвращающая интенсивное заболачивание. Таким образом, там, где условия для макрофитов благоприятные, они имеют высокие показатели видового и ценотического богатства и высокую продуктивность зарослей [7].

Литература

1. Березина Л. В. Высшая водная растительность // Биологический режим и рыбохозяйственное использование Новосибирского водохранилища. – Новосибирск, 1976. – С. 36-50.

2. Благовидова Л.А., Левадная Г.Д., Померанцева Д.П., Сецко Р.И., Феоктистов М.И. Этапы становления гидробиологического режима Новосибирского водохранилища // Круговорот вещества и энергии в озерах и водохранилищах. Лиственничное на Байкале. –Иркутск, 1973. – С. 147-149.
3. Киприянова Л.М. Флористические находки в Новосибирской области, Алтайском крае и Хакасии // Ботанический журнал. – 2009. – Т. 94. – № 9. – С. 1389-1392.
4. Киприянова Л.М., Зарубина Е.Ю., Соколова М.И. О современном состоянии высшей водной растительности Новосибирского водохранилища // Мир науки, культуры и образования. – 2009. – №5(17). – С. 19-22.
5. Левадная Г.Д. К характеристике фитопланктона мелководной зоны Новосибирской ГЭС. // Водоросли и грибы Западной Сибири. – Новосибирск: РИО СО РАН, 1964. – С. 35-42.
6. Павлова Г.Г. Краткая характеристика растительности района Новосибирского водохранилища // Материалы по изучению природы Новосибирского водохранилища. Труды Биол. ин-та СО АН СССР. Вып.7. – Новосибирск: Изд-во СО АН СССР, 1961. – С.141-161.
7. Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. – Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. – 200 с.

ХАРАКТЕРИСТИКА СОСТОЯНИЯ БЕНТОФАУНЫ ВОДОЕМОВ МЕСТНОГО ЗНАЧЕНИЯ АЛМАТИНСКОЙ ОБЛАСТИ

Л. А. Ковалева

КазНИИ рыбного хозяйства, Алматы

CHARACTIRISTIC OF THE STATE OF ALMATY OBLAST LOCAL RESERVOURS' BENTHOFAUNA

L. A. Kovaleva

KazRIFLLP, Almaty

kazniirh@mail.ru, gribuk_larisa@mail.ru

Исследование бентофауны водоемов местного значения Алматинской области Республики Казахстан выявило низкий уровень биоразнообразия и количественного развития зообентоса. Основу показателей формировали представители отряда Diptera. Соответственно количественным показателям развития зообентоса трофический статус водоемов варьировал от ультраолиготрофного до β-олиготрофного. Как наиболее развитое и устойчивое выделялось донное сообщество оз. Теренколь.

The benthofauna research among the reservoirs of local importance in the Almaty oblast, Kazakhstan, showed that the level of biodiversity and quantitative development were quite low. The basis for the indicators was formed by Diptera's representatives. According to the zoobenthos development indicators, there reservoirs's trophic status varied from ul'traoligotrofnogo to β -oligotrofnogo. The floor association of Lake Terenkol was indicated as the most developed and sustainable.

Сведения о развитии бентофауны водоемов местного значения Алматинской области Республики Казахстан в литературе практически отсутствуют. В 2011 г. в рамках комплексного обследования водоемов с целью паспортизации и определения направления дальнейшего их использования проводилось исследование зообентоса ряда озер и водохранилищ. Цель данной статьи – оценка состояния донных сообществ исследованных водоемов.

Сбор и обработка проб проводилась согласно стандартным методикам [1]. Видовое разнообразие зообентоценозов оценивалось с помощью индексов Шеннона и Маргалефа [2], трофический статус водоемов – по шкале трофности С.П. Китаева [3].

Результаты и обсуждение. Все исследованные водоемы территориально относятся к Алакольскому району Алматинской области. По составу воды – это пресноводные водоемы гидрокарбонатного класса кальциевой группы [4]. Донные отложения представлены, в основном, черными илами и детритом.

Оз. Теренколь расположено среди барханов, оно средних размеров (38 га) с максимальной глубиной 8,5 м. Бентофауна озера составляли 15 видов и форм донных организмов. Это хирономиды на разных стадиях развития (7 представителей), личинки ручейников *Oxyethira costalis* (Curtis), *Agrypinia pagetana* Curtis, поденки *Caenis qr. macrura* (Stephens), жука сем. Halipus, мокрецов, настоящих комаров, пиявка *Glossiphonia heteroclite* (Linne), брюхоногие моллюски. Повсеместно встречались куколки хирономид и кулицид, немного реже – личинки *Paratanytarsus gr. Lauterborni* Kieffer (67 %). Максимальное разнообразие организмов приурочено к накоплениям детрита на глубине 3 м (14). На илистых грунтах более глубоководных участков регистрировались куколки хирономид, кулицид, личинки цератопогонид и хирономиды *P. lauterborni*.

Зообентоценоз озера характеризовался относительно высоким уровнем количественного развития – 987 экз./м², 2,4 г/м² (рис.). Наиболее многочисленны представители отряда *Diptera* (64 %) при преобладании *P. lauterborni* (45 %). Биомасса формировалась моллюсками (62 %) и кулицидами (22 %).

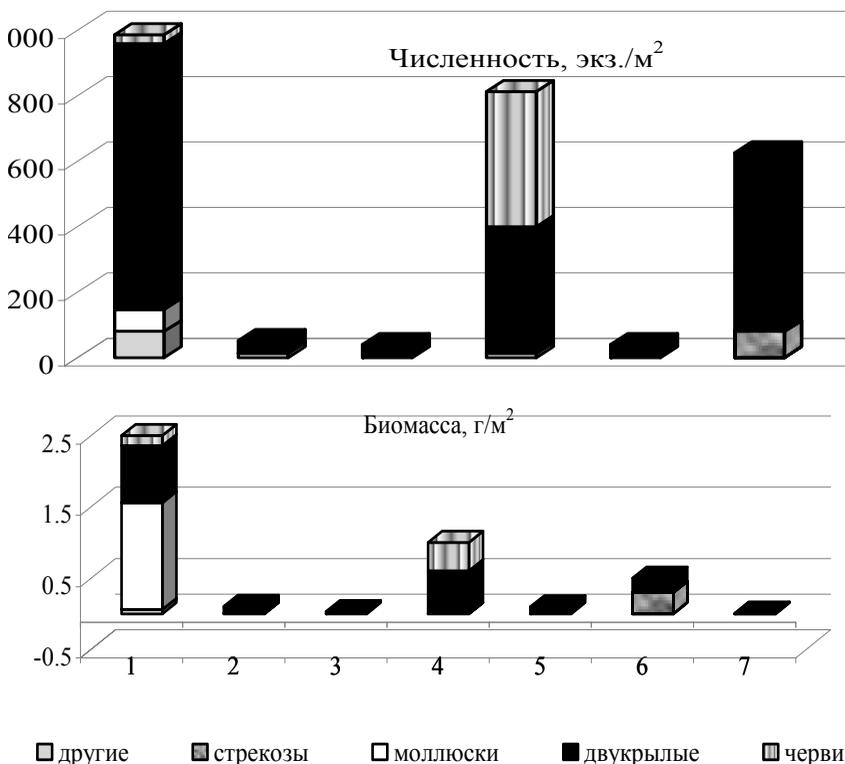


Рис. Количественные характеристики бентофауны резервных водоемов Алматинской области, август 2011 г.: 1 – оз. Теренколь, 2 – оз. Шошкалы, 3 – оз. Майконколь, 4 – оз. Жасыльколь, 5 – в/х Жазылбеков, 6 – в/х Абжанов, 7 – в/х Сатыбай

Количественные показатели развития зообентоса, как и биоразнообразие снижались с увеличением глубин. В мелководной зоне численность бентосных гидробионтов составляла 1720 экз./м², превышая аналогичные характеристики на глубинах 5 м в 1,5 раза, 8 м – в 14 раз. Биомасса изменялась от 5,2 до 1,7 и 0,2 г/м², соответственно. При этом основу показателя мелководья формировали моллюски (85%), на глубинах 5 и 8 м – куколки насекомых (87%). В целом размер биомассы зообентоса соответствовал водоему β-олиготрофного типа.

Оз. Шошкалы расположено среди песков, акватория – 56,1 га при максимальной глубине 7,0 м. Его бентофауна составляли единичные экземпляры губки *Demospongiae sp.*, личинок *Tanypus vilipennis (Kieffer)*, куколок хирономид (1) и кулицид (1). Плотность организмов не превышала 52 экз./м² при биомассе 0,1 г/м². По биомассе преобладали крупноразмерные

куколки хирономид (77%). Уровень биомассы зообентоса характеризовал озеро, как ультраолиготрофный водоем.

Оз. Майканколь – горное (9,3 га) с глубинами до 4,7 м. Его зообентос представлен единичными экземплярами куколок кулицид, зарегистрированных только на одной станции, что, вероятно, обусловлено присутствием сероводорода в водоеме. Численность организмов составила 40 экз./м², биомасса – 0,03 г/м², что по общепринятой шкале трофности соответствовало ультраолиготрофному озеру.

Оз. Жасылколь – высокогорное с акваторией 29,5 га, глубинами до 22,0 м. Донное население представлено личинками и куколками двукрылых (12 видов и форм), олигохетами (2) и губкой *Demospongiae sp.*, (1). Чаще всего регистрировались олигохеты, хирономида *Tanytarsus gr. gregarius* (Kieffer), кулициды (67 %). По численности преобладали олигохеты (51 %). Биомасса – 1,0 г/м². Она формировалась малощетинковыми червями (43 %) и *Chironomus plumosus* (Linne) (37 %).

Комплекс беспозвоночных детритно-песчаного биотопа на глубине 3,3 м составляли 14 представителей, численность которых достигала 1200 экз./м² (при лидерстве *T. gregarius* – 20 %), биомасса – 1,5 г/м² (из них *Ch. plumosus* – 75 %). В скоплениях ила и детрита на 11-метровой отметке показатели – 1200 экз./м² и 1,3 г/м² – создавались олигохетами (свыше 95%) и хирономидой *T. gregarius*. На глубине 15 м встречались только единичные *Culicidae sp.*, создававшие биомассу 0,02 г/м². В целом, по биомассе зообентоса озеро относилось к δ -олиготрофным водоемам.

Водохранилище Жазылбеков – водоем площадью 12,4 га, глубиной до 4,8 м. Он характеризовался присутствием сероводорода в донных отложениях. Бентос, состоявший из единичных куколок кулицид, регистрировался лишь в сборах на глубине 2,7 м. По биомассе зообентоса (0,1г/м²) водохранилище оценивалось как водоем ультраолиготрофного типа.

Водохранилище Абжанов – высокогорный неглубокий водоем (3 м) с акваторией 6,0 га. Бентофауну водохранилища составляли личинки хирономид (9 видов), стрекоз (2) и куколки кулицид (1). Повсеместно встречались хирономиды *Glyptotendipes gripekoveni* (Kieffer) и *P. lauterborni*, немного реже *Parachironomus pararostratus* (Harnisch), *Psectrocladius psilopterus* (Kieffer) и стрекоза *Erythromma najas* (Hansemann) (67 %). Разнообразие варьировало от 9 (глубина 2,2 м) до 4-6 представителей (2,6 м).

Донное сообщество водохранилища характеризовалось средней численностью на фоне низкой биомассы (627 экз./м², 0,4 г/м²), т.к. основу составляли мелкоразмерные особи хирономид *P. lauterborni*, *Parachironomus varius* Goetghebuier и *Cricotopus (I) silvestris* (Fabricius) (57 %). Численность бентосных организмов более мелководного участка (960 экз./м²) в 1,5-2,5 раза превышала аналогичные показатели остальной акватории при минимальном показателе биомассы, вследствие приуроченности крупных личинок стрекозы *E. najas* к более глубоководной зоне (69-88 % биомассы). В целом

по зообентосу водохранилище классифицировалось как ультраолиготрофный водоем.

Водохранилище Сатыбай – относительно большой (41 га), но неглубокий водоем (6,2 м). Донные отложения – черный ил и детрит с запахом сероводорода. Зообентос водохранилища создавали единичные мелкоразмерные личинки *G. gripekoveni* и *S. lateralis*. Сообщество характеризовалось очень низкой численностью (80 экз./м²) и минимальной биомассой организмов (0,01 мг/м²), что соответствовало ультраолиготрофному типу водоемов. Для характеристики таксономической структуры зообентосных сообществ нами были рассчитаны индекс видового обилия Маргалефа (d) и информационный индекс Шеннона (H по численности и биомассе).

Максимальным обилием видов на единицу площади характеризовалась донная фауна оз. Теренколь (d=2,9). Аналогичные показатели водохранилища Абжанов и оз. Жазылколь – 0,8 и 0,7, соответственно. Оценка разнообразия зообентоса остальных исследованных водоемов находилась в пределах от 0 (Майканколь и Жазылбеков) до 0,1-0,2 (Шошкалы и Сатыбай).

Наиболее равномерное распределение численности и биомассы в сообществе характерно для бентосных беспозвоночных водохранилища Абжанов (2,4 бит/экз., 1,75 бит/мг) и оз. Теренколь (1,93 бит/экз., 1,39 бит/мг). Обедненное биоразнообразие на фоне доминирования олигохет и куколок хирономид в оз. Шошкалы, водохранилищах Жазылколь и Сатыбай обусловили низкие значения информационного индекса (0,18-0,64 бит/экз., 0,3-0,64 бит/мг). Минимальный уровень показателя (H=0) регистрировался в оз. Майканколь и водохранилище Жазылбеков, где зообентос представлен только *Culicidae sp.* Таким образом, наиболее высоким уровнем биоразнообразия, устойчивости и количественного развития выделялась бентофауна оз. Теренколь.

Заключение. Бентофауна всех исследованных водоемов характеризовалась низким биоразнообразием на фоне доминирования гетеротопных организмов, в основном представителей отряда *Diptera*. Трофический статус исследованных озер и водохранилищ, определенный на основе количественных показателей развития зообентоса, находился в пределах водоемов олиготрофного типа. Донное сообщество оз. Теренколь имело наиболее высокие показатели количественного развития и плотности видов на единицу площади. Бентофауна водохранилища Абжанов отличалась более равномерным распределением видов в ценозе. Самая упрощенная видовая структура и минимальные количественные показатели зообентоценоза отмечалась в оз. Майканколь, водохранилищах Сатыбай и Жазылбеков, где зарегистрировано наличие сероводорода в донных отложениях.

Литература

1. Китаев С.П. О соотношении некоторых трофических уровней и «шкалах трофности» озер разных природных зон // Тез. докл. V съезда ВГБО, Тольятти, 15-19 сентября 1986 г. – Куйбышев, 1986. – С. 254-255.
2. Методическое пособие при гидробиологических рыбохозяйственных исследованиях водоемов Казахстана (планктон, зообентос). – Алматы, 2006. – 27 с.
3. Одум Ю. Экология. Т.2. – М., 1986. – 376 с.
4. Разработка биологических обоснований ОДУ (общих допустимых уловов) и выдача рекомендаций по режиму и регулированию рыболовства на водоемах международного, республиканского и местного значений Балхаш-Алакольского бассейна // Отчет НИР ТОО «КазНИИРХ». – Алматы, 2011 – 81 с.

СОДЕРЖАНИЕ ХЛОРОФИЛЛА А В ВОДЕ СРЕДНЕЙ ОБИ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ОБИЛИЯ ФИТОПЛАНКТОНА И КАЧЕСТВА ВОДЫ

А.В. Котовщиков

Институт водных и экологических проблем СО РАН

CONCENTRATION OF CHLOROPHYLL A IN MID-OB RIVER AS INDICATOR OF PHYTOPLANKTON ABUNDANCE AND WATER QUALITY

A.V. Kotovshchikov

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS

Выявлен характер пространственного распределения содержания хлорофилла а фитопланктона в р. Обь на участке среднего течения в период летне-осенней межени по данным 2000, 2001 и 2009 гг. Показаны различия основных притоков по рассматриваемому показателю. Дана оценка качества воды по уровню развития фитопланктона.

The character of spatial distribution of phytoplankton chlorophyll «a» in Mid-Ob River was studied in summer-autumn low water period using the data of the years 2000, 2001 and 2009. The difference of main tributaries in the index concerned was shown. The water quality was evaluated by the level of phytoplankton development.

В крупных равнинных реках основным первичным продуцентом является фитопланктон – водоросли, обитающие в толще воды. Надежным и доступным показателем его обилия является содержание в воде основного

пигмента водорослей – хлорофилла а (Хл а), которое позволяет получить сведения о пространственно-временном распределении фитопланктона и о санитарно-биологических характеристиках воды [1-2]. Одна из крупнейших рек Сибири – Обь на участке среднего течения (от устья р. Томь, до устья р. Иртыш) испытывает влияние вышележащего участка, разнотипных притоков и, в меньшей степени, населенных пунктов, что обуславливает необходимость мониторинга фитопланктона как индикатора качества воды.

Материалы и метод. Обследование Средней Оби и сопредельных с ней участков Верхней и Нижней Оби (699-2684 км от истока) являлось частью комплексных экспедиционных исследований ИВЭП СО РАН. Пробы воды отбирали в период летне-осенней межени: 17-19 сентября 2000 г.; 7 сентября – 2 октября 2001 г.; 22 августа – 7 сентября 2009 г. Для концентрирования фитопланктона воду фильтровали через мембранные фильтры с диаметром пор 0,8 мкм. Всего проанализировано 122 пробы воды, включая архивные неопубликованные данные лаборатории водной экологии ИВЭП СО РАН. Содержание Хл а определяли стандартным методом [3].

Результаты и обсуждение. Концентрация Хл а в воде Средней Оби в целом была высока, отмечали значительные колебания показателя во все периоды (табл. 1). Увеличение содержания зеленого пигмента по длине реки наблюдали на створах, расположенных выше устья р. Томь (рис. 1). Следующий максимум был отмечен выше и ниже устья р. Чулым. Далее в многоводный 2001 г. происходило резкое снижение показателя после впадения рек Кеть и Васюган, что не наблюдали в средний по водности 2009 г. После слияния Оби с Иртышом содержание Хл а существенно повышалось.

Таблица 1 – Содержание Хл а в воде Средней Оби

| Участок реки (расстояние от истока, км) | Период маршрутной съемки | Кол-во проб | Хл а, мг/м ³ | |
|--|------------------------------------|----------------|-------------------------|-----------------------|
| | | | пределы колебаний | средние при p=0,05 |
| Красный Яр (731) – ниже устья р. Томь (996) | 16-19 сентября 2000 г. | 10 | 7,0-24,2 | 16,3±2,1 |
| Новосибирск (699) – Карымкары (2684) | 4 сентября – 4 октября 2001 г. | 39 | 2,4-38,0 | 15,3±1,6 |
| Дубровино (785) – Карымкары (2668) | 21 августа – 8 сентября 2009 г. | 63 | 12,2-37,50 | 22,9±0,7 |

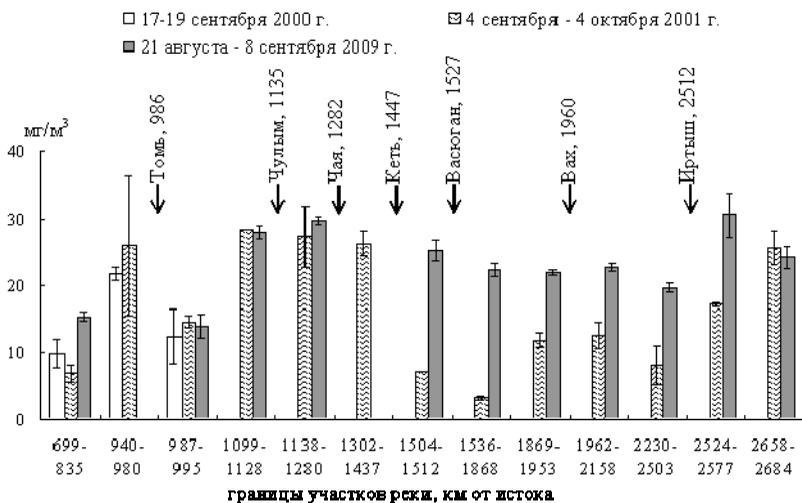


Рис. 1. Пространственная неоднородность содержания Хл а в воде Средней Оби в период летне-осенней межени

Концентрация Хл а в воде устьевых участков основных притоков Средней Оби варьировала от 2,0 до 39 мг/м³ (рис. 2). Наименьшие значения отмечены в многоводный 2001 г. в реках Чулым, Чая и Васюган, наибольшие – в средневодный 2009 г. в реках Чулым и Вах, а также в оба года в реке Иртыш.

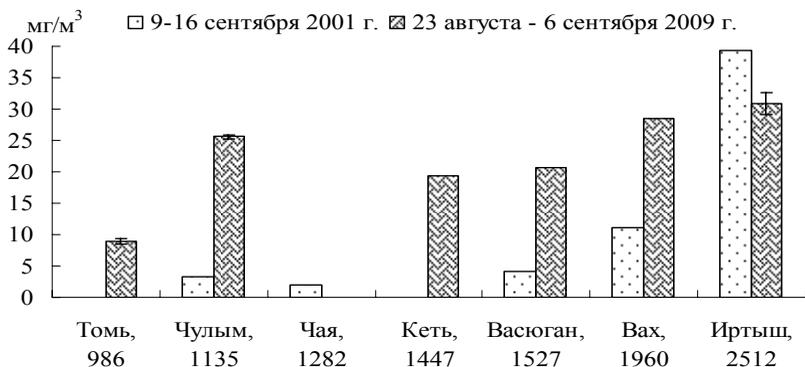


Рис. 2. Содержание Хл а в устьях основных притоков Средней Оби в период летне-осенней межени

На створах, расположенных ниже впадения притоков наблюдали выраженную неоднородность содержания Хл а поперек русла. Вертикальное распределение показателя было равномерным.

Относительно низкое, по сравнению с последующими створами содержание Хл а в воде Оби наблюдается в створе г. Новосибирска, после сброса воды через плотину. Подобная картина характерна и для р. Днепра [4], что авторы объясняют спадом развития не приспособленных к реофильным условиям стагнофильных видов фитопланктона. Показано [5], что в р. Оби ниже водохранилища на протяжении около 100 км происходит смена доминирующих отделов по биомассе от синезеленых до диатомовых. В 2000 и 2001 гг. на этом участке наблюдали повышение концентрации Хл а по сравнению со створом г. Новосибирска.

Ниже по течению при отсутствии крупных населенных пунктов концентрация Хл а изменяется, главным образом, под влиянием притоков. Известно [6], что воды р. Томь содержат биогенные вещества, в частности минеральные формы азота в количествах, оптимальных и превышающих оптимальные для развития фитопланктона. Но развитие водорослей в р. Томь не достигает высокого уровня. Значительное повышение показателя мы наблюдали в створе через 130 км ниже впадения р. Томь (1128 км), что свидетельствует о запаздывании отклика водорослей на возможное поступление загрязненной воды. Аналогичные изменения отмечали в 2001 г. через 145 км ниже р. Чулым (1280 км). Ранее [7] также было показано возрастание биомассы фитопланктона у г. Колпашево (1258 км). Это согласуется с рекомендациями по исследованию речного планктона, указывающими, что отклик фитопланктона становится заметен через 2-3 суток после поступления в реку сточных вод [8]. Высокое содержание фитопланктона в реках Вах и Иртыш обуславливает изменение его количества в Оби непосредственно в створе ниже их впадения. Ранее проведенные исследования [9-10] также свидетельствуют о существенной роли притоков в пространственном распределении пигментных характеристик Средней Оби.

Таким образом, пространственная неоднородность содержания хлорофилла а в воде р. Оби как показателя обилия фитопланктона характеризуется увеличением ниже г. Новосибирска, рек Томь и Чулым с запаздыванием отклика, а также после слияния с р. Иртыш. Снижение показателя наблюдали в многоводный год на участке впадения рек с заболоченными водосборами (рр. Кеть, Васюган).

Качество воды [11] исследованного участка р. Оби протяженностью около 2000 км по содержанию Хл а в целом соответствует классу III, разряду 3а (достаточно чистая). Локальное ухудшение качества воды до разряда 3б (слабо загрязненная) происходит ниже впадения рек Томь, Чулым и Иртыш.

Литература

1. Елизарова В.А. Хлорофилл как показатель биомассы фитопланктона // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. – СПб.: Гидрометеоздат, 1993. – С. 126-131.
2. Курейшевич А.В. Пигменты фитопланктона и факторы, влияющие на их содержание в водоеме (на примере Днепровских водохранилищ): автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Киев, 1988. – 24 с.
3. ГОСТ 17.1.4.02-90. Государственный контроль качества воды. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла «а». – М.: Изд-во стандартов, 2003. – С. 587-600.
4. Сиренко Л.А., Курейшевич А.В., Медведь В.А. Особенности развития фитопланктона верхнего и нижнего участков зарегулированной реки (на примере Днепра) // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33. – № 2. – С. 47-56.
5. Солоневская А.В. Динамика сезонного развития и сток фитопланктона Верхней Оби на участке г. Камень – с. Дубровино // Водоросли и грибы Западной Сибири. Ч. 1.: Тр. ЦСБС. Вып. 8. – Новосибирск, 1964. – С. 69-81.
6. Шварцев С.Л., Савичев О.Г. Современное эколого-геохимическое состояние Томи и ее притоков // Эколого-биогеохимические исследования в бассейне Оби. – Томск, 2002. – С. 87-98.
7. Науменко Ю.В. Фитопланктон реки Обь: Дис. ... д-ра. биол. наук. – Новосибирск, 1996. – 251 с.
8. Кузьмин Г.В. Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. – С. 73-86.
9. Кириллова Т.В., Кириллов В.В., Ловцкая О.В. Пространственно-временная неоднородность содержания хлорофилла «а» в реке Оби // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже третьего тысячелетия: мат. междунар. научн. конф. (3-7 сент. 2000 г.). – Томск: Изд-во науч.-техн. лит., 2000. – С. 530-534.
10. Кириллова Т.В., Митрофанова Е.Ю. Состав и структура фитопланктона средней Оби // Эколого-биогеохимические исследования в бассейне Оби. – Томск, 2002. – С. 200-219.
11. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши / О.П. Оксийок [и др.] // Гидробиол. журн. – 1993. – № 29 (4). – 62-76.

ОЛИГОХЕТЫ КАК ИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Е.Н. Крылова

Институт водных и экологических проблем СО РАН,

OLIGOCHAETES AS INDICATORS OF ENVIRONMENTAL STATE OF NOVOSIBIRSK RESERVOIR

E.N. Krylova

Institute for water and environmental problems,

ken71@iwep.asu.ru

Представлены результаты оценки экологического состояния Новосибирского водохранилища на основе использования различных качественных и количественных характеристик сообществ олигохет. Показано увеличение доли олигохет в бентосе и ухудшение качества воды от верхнего участка водохранилища к приплотинному.

The assessment results of environmental state of Novosibirsk reservoir are presented based on different characteristics of oligochaetes communities. The increase in oligochaetes portion in benthos and water quality degradation from the upper part of the reservoir to the dam are shown.

Малощетинковые черви населяют как прибрежные, так и глубоководные зоны и разнообразные биотопы водоемов [1]. Благодаря массовому развитию и частому доминированию в составе бентоса как по численности особей, так и по образуемой ими биомассе водные олигохеты играют огромную роль в продуцировании органического вещества в водоемах. Обладая ценными питательными свойствами, малощетинковые черви представляют собой важный кормовой ресурс для многих рыб-бентофагов. Велика роль олигохет в преобразовании донных отложений – перерабатывая органическое вещество в минеральное, они активно участвуют в процессах трансформации вещества и энергии в водоемах. Олигохеты являются хорошими индикаторами качества воды и донных отложений. Видовой состав олигохет и их количество может служить показателем экологического состояния водоема [2-3].

В июле 2007 и 2008 гг. пробы грунта отбирали дночерпателем Петерсена (площадь захвата 0,025 м²), затем отмывали через капроновый газ с размером ячеек 350x350 мкм, животных выбирали и фиксировали 70% этанолом. После установления постоянного веса олигохет считали и взвешивали на торсионных весах ВТ-500. Всего было проанализировано 37 проб зообентоса.

В зообентосе Новосибирского водохранилища было выявлено 14 видов малощетинковых червей из двух семейств – Naididae (9) и Tubificidae

(5). Большинство наидид обитают на водной растительности и поверхности грунта и являются фитофагами, тубифициды предпочитают мягкие грунты, которыми и питаются. Среди олигохет преобладали космополиты (43%) и голарктические (36%) виды. Большинство видов (86%) – эвритермы и являются индикаторами β - α - ρ -сапробных условий среды (табл. 1). В Новосибирском водохранилище наиболее часто встречались *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede (68-85% проб), *Nais variabilis* Piguet (37%) и *Tubifex tubifex* (Müller) (26-31%), более половины видов (57%) – единично. Ранее для водохранилища указывали 13 видов олигохет [4]. Из двух обнаруженных семейств по количеству видов преобладали представители семейства Tubificidae (8). В наших сборах наибольшим количеством видов представлено семейство Naididae (9). Вдоль по водохранилищу видовое богатство олигохет снижалось от верхнего участка (9 видов) к приплотинному (4) за счет выпадения из сообщества почти всех видов наидид. В приплотинном участке в основном были выявлены представители *p. Limnodrilus* и *T. tubifex*.

Таблица 1 – Видовой состав олигохет различных участков Новосибирского водохранилища и их экологическая характеристика

| Виды | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|-------|----|----|----|--------------------|--------|
| | 4 | 3 | 2 | 5 | 5 | 2 | 5 | 2 | 5 | 4 | | | | | | |
| <i>Nais variabilis</i> Piguet | + | + | - | + | + | + | + | - | + | - | р/пг | К | Ф | Э | - | зпф/зб |
| <i>Nais pseudobtusa</i> Piguet | - | - | + | - | + | - | + | - | - | - | р/пв | Г | Ф | Э | α -о | зпф/зб |
| <i>Nais communis</i> Piguet | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | р/пг | К | Фд | Э | α -р | зпф/зб |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | пв/пг | К | Д | Хс | β -р | зпф/зб |
| <i>Ophidonais serpentina</i> Müller | - | - | + | - | + | - | + | - | - | - | р/пг | Г | Ф | Э | - | зпф/зб |
| <i>Uncinaiis uncinata</i> (Oersted) | - | - | + | + | + | - | - | - | - | - | р/пг | П | Фд | Э | β | зб |
| <i>Stylaria lacustris</i> L. | - | - | + | - | + | - | - | - | - | - | р/пг | Г | Ф | Э | β | зпф/зб |
| <i>Pristina amphibiotica?</i> Lastočkín | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | р | П | Ф | Э | - | зб |
| <i>Homohaeta naidina?</i> Bretscher | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | р/пг | П | Ф | Э | - | зб |
| <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | гр | К | Д | Э | α -р | зб |
| <i>Limnodrilus udekemianus</i> Claparede | + | - | - | - | - | - | - | - | + | + | гр | Г | Д | Э | α - β | зб |
| <i>Limnodrilus profundicola</i> (Verril) | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | гр | Г | Д | Хс | β | зб |
| <i>Rhyacodrilus coccineus</i> (Vejd.) | - | - | - | - | - | - | + | + | - | - | гр | К | Д | Э | α -о | зб |
| <i>Tubifex tubifex</i> (Müller) | - | + | - | - | - | - | + | + | + | + | гр | К | Д | Э | р | зб |

Примечание: 1 – у г. Камень-на-Оби, 2 – у д. Дресвянка, 3 – мелководье Усть-Алеус, 4 – створ Каменка-Ордынское, 5 – Караканский залив, 6 – у с. Быстровка, 7 – залив Мильтош, 8 – у с. Боровое, 9 – створ Ленинское-Сосновка, 10 –

верхний бьеф, 11 – биотоп, 12 – распространение, 13 – тип питания, 14 – отношение к температуре, 15 – зона сапробности, 16 – сообщество; р – растительность, пв – придонный слой воды, пг – поверхность грунта, гр – в грунте, К – космополит, Г – голаркт, П – палеаркт, Ф – фитофаг, Фд – фитодетритофаг, Д – детритофаг, Х – хищник, Э – эвритерм, Хс – холодноводный стенотерм, Т – термофил, зб – зообентос, зпф – зооперифитон. Под чертой – количество проб.

Средняя численность олигохет в 2007 г. (без учета заливов и мелководий) – $1,0 \pm 0,7$ тыс.экз./м² (19 проб), в два раза превышала таковую в 2008 г. – $0,5 \pm 0,2$ тыс.экз./м² (13 проб). В 2007 г. было обнаружено большее количество мелких наидид. Средняя биомасса была сходной: $0,4 \pm 0,3$ г/м² и $0,5 \pm 0,2$ г/м², соответственно. В целом по водохранилищу доля олигохет в зообентосе составляла 41-56% по численности и 1-12% – по биомассе. Это несколько ниже, чем по данным, приводимым Н.А. Залозным [5], который констатировал, что их доля в Новосибирском водохранилище была 5-23%.

Неравномерное распределение олигохет по водохранилищу зависит в первую очередь от характера грунтов и их заиления. В период исследований наблюдали увеличение количественных характеристик олигохет от речного участка водохранилища к озеровидному расширению. Так наименьшие средние численность и биомасса в 2007 г. ($0,1 \pm 0,1$ тыс экз./м² и $0,09 \pm 0,09$ г/м², соответственно (8 проб)) и в 2008 г. ($0,06 \pm 0,06$ тыс.экз./м² и $0,03 \pm 0,03$ г/м² (4 пробы)) были зафиксированы в верхнем участке водохранилища. Наибольшие показатели зарегистрированы в приплотинном участке в оба года исследований (в 2007 г. численность – $2,3 \pm 1,7$ тыс экз./м² и биомасса – $1,1 \pm 0,9$ г/м² (2 пробы); 2008 г. – $2,0 \pm 1,2$ тыс экз./м² и $2,1 \pm 0,7$ г/м², соответственно (2 пробы)). От верхнего участка к приплотинному увеличивается доля олигохет в численности (с 6 до 88%) и биомассе (с 0,1 до 81%) общего бентоса. Тенденция увеличения количественных характеристик к приплотинному участку прослеживается для всего бентосного сообщества [6].

По количественным характеристикам в период исследования доминировал *Limnodrilus hoffmeisteri*, средняя численность которого по водохранилищу составляла $0,6 \pm 0,3$ тыс экз./м² при биомассе $0,4 \pm 0,2$ г/м² в 2007 г. и $0,4 \pm 0,2$ тыс экз./м² при биомассе $0,5 \pm 0,2$ г/м² в 2008 г. Для этого вида так же отмечено увеличение обилия к приплотинному участку, где его доля в общей численности бентоса составляла 60%, в биомассе – 63%; и в численности олигохет – 78%, в биомассе – 84%.

Сочетание видового состава олигохет с их количественными характеристиками может служить показателями чистоты или загрязненности водоема [6]. При применении олигохетного индекса Гуднайта-Уитлея было выявлено, что верхний и средний участки относятся к I-III классам качества воды, что соответствует градации «чистая-слабозагрязненная». Нижний и приплотинный участки соответствуют IV-VI классам, то есть «загрязненные-очень грязные».

Таким образом, в июле 2007 и 2008 гг. было отмечено увеличение обилия и доли в общем бентосе малощетинковых червей и ухудшение качества воды от верхнего участка водохранилища к приплотинному, что, возможно, связано с уменьшением проточности, изменением типа грунтов с песчаных на илстые и накоплением органических веществ.

Литература

1. Попченко В.И. Водные малощетинковые черви (*Oligochaeta limicola*) Севера Европы. – Л.: Наука, 1988. – 287 с.
2. Brinkhurst R.O. The Tubificidae (*Oligochaeta*) of polluted water // Verh. Int. Ver. Limnol. – 1966. – V. 16. – P. 854-859.
3. Brinkhurst R.O., Cook D.G. Aquatic earthworms (*Annelida: Oligochaeta*) // Pollution ecology of freshwater invertebrates. – N. Y.– S. Francisco – London, 1974. – № 5. – P. 143-156.
4. Благовидова Л.А., Залозный Н.А. К фауне олигохет и пиявок Новосибирского водохранилища // Биологический режим и рыбохозяйственное использование Новосибирского водохранилища. – Новосибирск, 1976. – С. 99-105.
5. Залозный Н.А. Роль олигохет и пиявок в экосистемах водоемов Западной Сибири // Биологические ресурсы внутренних водоемов Сибири и Дальнего Востока. – М.: Наука, 1984. – С. 124-143.
6. Яныгина Л.В. Современное состояние и многолетняя динамика зообентоса Новосибирского водохранилища // Биология внутренних вод, 2011. – № 2. – С. 65-70.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОД ТЕЛЕЦКОГО ОЗЕРА И ЕГО ОСНОВНЫХ ПРИТОКОВ

О.В. Кузнецова, О.А. Ельчинова
ИВЭП СО РАН

THE ECOLOGICAL STATE OF TELETSKOE LAKE AND ITS MAIN TRIBUTARIES

O.V. Kuznetsova, O.A. El'chininova
IWEP SB RAS,
gafivep@mail.gornyy.ru

Приведены результаты исследований физико-химического состава и содержания тяжелых металлов в поверхностных водах Телецкого озера и его притоков. Показаны особенности их распределения под влиянием водного стока.

The results of physicochemical compound and heavy metal content in surface water of Lake Teletskoe were presented. It distributing features under the influence of surface water runoff was showed.

Одним из показателей качества среды обитания является степень чистоты поверхностных вод. Их химический состав отражает биогеохимическую обстановку того или иного региона. Тяжелые металлы – приоритетные загрязнители. Попав в водоем, они распределяются между компонентами водной экосистемы, проникают в пищевую цепь через воду; в живом организме включаются в биохимический цикл и крайне медленно покидают его, что приводит к нарушению жизнедеятельности организма и может выразиться в различных заболеваниях.

Горный Алтай богат водными ресурсами, на его территории насчитывается около 7 тыс. озер общей площадью более 600 км². Самое крупное из них – Телецкое озеро, водосборный бассейн которого представляет собой горную область, вытянутую с юго-востока на северо-запад на 235 км, с площадью 20400 км² и средней высотой над уровнем моря 1940 м [1]. В 1998 г. Телецкое озеро включено ЮНЕСКО в список природных объектов Мирового Наследия, что налагает большую ответственность за его сохранение в первозданном виде. Воздействие человека на экосистемы Телецкого озера и прилегающих территорий усиливается с каждым годом, поэтому его использование в хозяйственной деятельности и в рекреационных целях должно быть регламентированным. Большое влияние на экологическую ситуацию, способствуя загрязнению почв тяжелыми металлами и нефтепродуктами, как в южной, так и северо-западной части озера оказывают автотранспортные средства, базирующиеся в прибрежной зоне. В связи с этим необходимо ведение мониторинга экологической обстановки территории и углубленное изучение состояния Телецкого озера.

По химическому составу воды притоки озера подразделяются на две группы: западные и южные притоки (Чулышман, Кыга, Бол. и Мал. Чили), имеющие минерализацию более 0,1 г/дм³ и относящиеся к гидрокарбонатному магниево-натриево-кальциевому типу); восточные притоки (Бол. Корбу, Кокши и др.) – к ультрапресному типу вод (минерализация 0,03-0,08 г/дм³) с сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатным магниево-кальциево-натриевым составом, сходным с гидрохимическим типом снеговых вод. Вода самого озера относится к гидрокарбонатному классу кальциевой группы [2].

Анализ минерализации показывает, что наименьшее значение общего содержания катионов и анионов в водах Телецкого озера наблюдается в период весеннего снеготаяния (70-86 мг/дм³), наибольшее – в июне-августе (100-112 мг/дм³) за счет повышения содержания сульфатов, хлоридов. Основные рекреационные нагрузки приходятся на летний период (июнь-август) на наиболее посещаемые участки Телецкого озера в поселениях с.

Артыбаш, с Яйлю и водопад Корбу, в результате чего здесь выявлены максимальные изменения физико-химических показателей озерной воды, увеличение рН в сторону подщелачивания и повышение минерализации. Подобные участки приурочены к мелким и относительно врезанным заливам с малоактивным водообменом, из-за чего в их водах накапливаются загрязняющие вещества. Поступление тяжелых металлов 1-3 класса опасности (свинца, кадмия, цинка, меди и др.) в озеро, прежде всего, имеет в природное происхождение, обусловленное гидрохимическим составом воды рек, питающих озеро, особенностями растительного покрова и металлогении его водосборного бассейна и является незначительным (табл.).

Таблица – Физико-химические показатели вод и содержание металлов в воде Телецкого озера и некоторых притоков

| Место отбора | рН | Минерализация, мг/л | Cu, мкг/дм ³ | Zn, мкг/дм ³ | Pb, мкг/дм ³ | Cd, мкг/дм ³ |
|----------------|------|---------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Телецкое озеро | 7,32 | 90,2 | 1,45±0,28 | 9,01±0,44 | 1,51±0,21 | 0,048±0,008 |
| Река Корбу | 6,99 | 54,8 | 0,52±0,08 | 7,15±0,84 | 0,86±0,13 | 0,023±0,002 |
| Река Кокши | 6,56 | 80,5 | 1,29±0,13 | 1,63±0,31 | 1,04±0,11 | 0,007±0,001 |
| Река Б. Чили | 7,38 | 120,8 | 0,96±0,08 | 14,94±0,08 | 0,34±0,04 | 0,065±0,006 |
| Река Кыга | 7,05 | 113,5 | 0,80±0,40 | 11,76±0,95 | 0,40±0,04 | 0,042±0,004 |
| Река Чулышман | 7,55 | 135,3 | 1,50±0,25 | 15,55±0,45 | 1,35±0,26 | 0,053±0,003 |

Медь. В природных пресных водах концентрация данного элемента колеблется от 0,2 до 30 мкг/дм³ [3]. Среднее содержание меди в водах Телецкого озера и его основных притоков характеризуется значительной контрастностью и варьирует от 0,52±0,08 до 1,50±0,25 мкг/дм³. В озеро впадает более семидесяти больших и малых рек, но основной объем воды (около 3/4) дает впадающая в озеро с юга многоводная река Чулышман, поэтому химический состав вод водоема наследуется от него, средняя концентрация элемента в водах озера составляет 1,45±0,28 мкг/дм³. Анализ распределения меди в различных водных источниках Телецкого озера выявил ее повышенные концентрации (но не выше ПДК) в водах степных ландшафтов по сравнению с таежными. В гумидных ландшафтно-геохимических условиях значительная часть мигрирующих в природных водах масс металлов находится в виде прочно связанных металлоорганических комплексов. В сухостепных условиях содержание растворимого органического вещества заметно уменьшается, но возрастает значение неорганических комплексных соединений.

Цинк. В поверхностных водах концентрация цинка обычно колеблется от 3 до 120 мкг/дм³ [4]. Поверхностные воды представляют собой сложную подвижную среду, миграция вещества в которой происходит

преимущественно вследствие перемещения вещества вместе с водной фазой. Химический состав поверхностного слоя озерной воды формируется, главным образом, под влиянием водного стока, являясь промежуточным между составом вод западных-южных (р. Чулышман, р. Кыга, р. Бол. Чили) и восточных (р. Корбу, р. Кокши) притоков, средняя концентрация Zn в водах озера является результатом смешения различных по химическому составу природных вод. Поверхностные воды Телецкого озера и некоторых его притоков характеризуются невысоким с санитарно-гигиенических позиций содержанием цинка.

Свинец. Среднее содержание свинца в водах Телецкого озера и его притоков ниже средней концентрации элемента в поверхностных водах Горного Алтая ($2,77 \pm 0,50$ мкг/дм³) [5] и ПДК в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Элемент является слабым водным мигрантом, он сравнительно легко вступает в реакции с присутствующими в воде примесями, образуя малорастворимые соединения. Существенными факторами понижения концентрации свинца в воде является адсорбция его взвешенными веществами и осаждение с ними в донные отложения. В числе других металлов свинец извлекается и накапливается гидробионтами [6].

Кадмий. В поверхностных незагрязненных и слабозагрязненных водах кадмий содержится в субмикrogramмовых концентрациях. Средняя концентрация элемента в водах озера является результатом смешения вод озера и основных притоков и составляет $0,048 \pm 0,008$ мкг/дм³. Согласно [3], в поверхностных водах кадмий содержится преимущественно в веществах, адсорбированных на взвешенных частицах, и лишь 20-30% его растворено в воде, поэтому концентрации Cd в воде озера и его притоков достаточно низкие и не превышают ПДК для рыбохозяйственных водоемов (1 мкг/дм³).

Низкие концентрации всех элементов, кроме свинца, отмечаются в маломинерализованных водах сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатного магниевно-кальциево-натриевого, более высокие – в водах гидрокарбонатного магниевно-натриево-кальциевого состава (воды данного состава способствуют накоплению в них элементов из группы тяжелых металлов). Воды Телецкого озера являются достаточно чистыми, но качество воды может ухудшаться под влиянием хозяйственной деятельности и высокой антропогенной нагрузки.

Литература

1. Селегей Б. Физико-географическая и геологическая характеристика Телецкого озера / В. Селегей, Б. Дехандсхюттер, Я. Клеркс, Е. Высоцкий. – Королевский Музей Центральной Африки, Тервюрен (Бельгия), 2001. – 310 с.
2. Алекин О.А. Основы гидрохимии. – Л., 1953. – 295 с.
3. Линник П.Н., Набиванец Ю.Б. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. – Л.: Гидрометиоиздат, 1986.

4. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А. Распределение микроэлементов в поверхностных водах суши и особенности их водной миграции // Водные ресурсы. – 2007. – Т. 34. – № 4.
5. Тригуб В.В. Тяжелые металлы в природных водах Горного Алтая // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Материалы Международной научно-практической конференции. – Семипалатинск, 2000.
6. Линник П.Н., Набиванец Ю.Б. Применение метода инверсионной вольтамперометрии для определения свободных и связанных в комплексы ионов цинка и свинца в природных водах // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24. – № 1. – С. 68-71.

МАКРОСКОПИЧЕСКИЕ ВОДОРΟΣЛИ ВОДОТОКОВ ХРЕБТА ЗУСЫ (ВИТИМСКОЕ ПЛОСКОГОРЬЕ, ЗАБАЙКАЛЬЕ)

А.П. Куклин

Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН

MACROSCOPIC ALGAE IN RIVERS ZUSY MOUNTAIN RANGE (VITIM PLATEAU, TRANSBAIKALIA)

A.P. Kuklin

Institute of Natural Resources, Ecology and Gryology SB RAS (INREC SB RAS)

Рассмотрены вопросы разнообразия макроскопических водорослей в водотоках хребта Зусы (Витимское плоскогорье, Забайкалье). На основе видов-индикаторов сапробности проведена оценка качества вод исследуемых водотоков в условиях малой антропогенной нагрузки (до начала отработки Озернинского полиметаллического месторождения).

In the article the questions of diversity of macroscopic algae in the fresh-water rivers on the mountain ridge Zusy (Vitim plateau, Transbaikalia. On the basis of indicator species was held assessment saprobity of the water quality of the surveyed watercourses in conditions of low anthropogenic load (up to the beginning of mining multimetallic deposit Ozernoe).

Микро- и макроводоросли являются первопродуцентами органического вещества в водотоках Забайкалья, которое наряду с поступающим с территории водосбора аллохтонным органическим

веществом потребляется всеми последующими звеньями трофической цепи от бактерий, микроорганизмов, грибов до зообентоса и рыб. Сообщество водорослей, образуя на дне реки своего рода «продукционный слой», изменяет гидрологические условия, создавая тем самым новые экологические ниши для обитания живых организмов, повышает потенциальное биологическое разнообразие водных экосистем в целом.

Объектами альгологического изучения были озера Еравно-Харгинской системы и их притоки, реки Витим, Заза (с притоками), Шара-Горхон и Эхе-Горхон. Предметом исследования явились входящие в состав перифитона и фитобентоса пресноводные макрофитные водоросли, образующие слизистые дерновины и колонии более 2 мм в диаметре.

Опробование участков водоемов и водотоков для изучения состава макроводорослей проводилось по стандартным в гидробиологии методикам (Руководство по методам..., 1983), а также для более достоверной характеристики обрастаний использовали широко известные авторские методики (Распопов, 1985; Блинова, Возжинская, 1971; Блинова, 1965; Ижболдина, Верномудров, Максимов, 1984; Качаева, 1974). Проводилось определение видового состава (Определитель водорослей СССР, 1953, 1962, 1980, 1986; Рундина, 1998; Зауер, 1977; Hindak, Komarek, Marvan, 1975; Воронихин, 1951), Составлена систематическая сводка водорослей (Водоросли, 1989).

В результате проведенного исследования водотоков и водоемов обнаружено 36 видов, форм и разновидностей макроводорослей (табл.1, 3), относящихся к 4 систематическим отделам: Cyanophyta (13 видов), Xanthophyta (2 вида), Rhodophyta (2 вид), Chlorophyta (19 видов). В видовом составе бассейна преобладающими порядками из Cyanophyta являются Nostocales (13 видов), из Chlorophyta – Ulotrichales (9 видов) и Zygnematales (4 вида). Наибольшим видовым разнообразием отличаются семейства Nostocaceae и Chaetophoraceae – по 6 видов. В целом можно отметить низкую насыщенность родов и семейств видами, при достаточно хорошо представленных порядках.

Таблица 1 – Систематический состав макроводорослей района исследования

| Отдел | Класс | Порядок | Семейство | Род | Вид | Разновидность |
|-------------|-------|---------|-----------|-----|-----|---------------|
| Cyanophyta | 1 | 1 | 3 | 5 | 13 | 4 |
| Xanthophyta | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | – |
| Rhodophyta | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | – |
| Chlorophyta | 4 | 4 | 6 | 15 | 19 | – |

Большинство отмеченных видов водорослей являются космополитами и широко расселены в пределах Восточной Сибири и Дальнего Востока. Виды родов *Vaucheria*, *Bulbochaete*, *Oedogonium*, *Spirogyra*, *Mougeotia*, *Zygnema* найдены нами в стерильном состоянии, что затрудняет их видовую

идентификацию. Такие виды, как *Draparnaldia sp.* и *Cladophorella sp.* значительно отличаются от приведенных в определителях диагнозов и, возможно, являются новыми для науки. Для уточнения их видовой принадлежности требуются проведение дополнительных исследований по сбору альгологического материала и детальному изучению местообитаний.

Притоки озер Еравно-Харгинской системы отличаются высоким качеством воды (индекс сапробности изменяется от 1,06 до 1,50 в пределах второго класса качества вод). Воды относятся к категории «чистые» (табл. 2).

Таблица 2 – Оценка качества вод в водных объектах исследуемой территории

| Реки | Место сбора | Индекс сапробн. | Зона загрязнения | Класс качества |
|---------------|--|-----------------|---|----------------|
| Заза | от Эхе-Горхон до устья | 2,04 | бетамезосапробная (β) | Ш |
| Витим | выше устья р. Заза | 1,75 | бета-олигосапробная (β -о) | Ш |
| | ниже устья р. Заза | 1,84 | олиго-альфамезосапробная (о- α) | Ш |
| Эхе-Горхон | верхнее течение | 1,00 | олигосапробная (о) | II |
| | нижнее течение | 1,90 | олиго-альфамезосапробная (о- α) | Ш |
| Шара-Горхон | нижнее течение | 1,54 | олиго-бетамезосапробная (о- β) | II |
| Суба | верхнее течение | 1,6 | бета-олигосапробная (β -о) | Ш |
| | нижнее течение | 1,30 | олигосапробная (о) | II |
| Правый Сурхеб | приток правого Сурхеба (верхнее течение) | 1,51 | олиго-бетамезосапробная (о- β) | II |
| Левый Сурхеб | верхнее течение | 1,06 | олигосапробная (о) | II |
| Гундуй-Холой | нижнее течение | 1,32 | олигосапробная (о) | II |
| Судынта | нижнее течение | 1,50 | олиго-бетамезосапробная (о- β) | II |
| Амбар-Нур | нижнее течение | 1,46 | олиго-бетамезосапробная (о- β) | II |

Качество вод р. Заза на участке исследования улучшается с бетамезосапробной до олиго-альфамезосапробной после впадения притоков, однако не достигает значений «чистые» воды и остается в пределах III класса качества вод (умеренно загрязненные).

Таблица 3 – Видовой состав макрофитных водорослей

| Таксон | Местообитание | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | P |
|--|---------------|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | |
| <i>Schaerionostoc kihlmani</i> (Lemm.) Elenk. | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 9 |
| <i>Sch. pruniforme</i> (Ag.) Elenk. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | 4 |
| <i>Stratonostoc linckia f. linckia</i> (Roth) Elenk. | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | + | 13 |
| <i>Str. linckia f. piscinale</i> (Kütz.) Elenk. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | 9 |
| <i>Str. linckia f. carneum</i> (Ag.) Elenk. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 |
| <i>Str. verrucosum</i> (Vauch.) Elenk. | - | + | + | + | - | + | + | - | + | - | + | + | - | + | - | + | + | - | - | - | - | - | 50 |
| <i>Rivularia borealis</i> P. Richt. | - | + | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 13 |
| <i>Calothrix braunii</i> Born. et Flah. | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 9 |
| <i>C. kossinskajae</i> V Polijansk. | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 |
| <i>C. fusca</i> (Kütz.) Born. et Flah. | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 |
| <i>C. gypsophyla</i> (Kütz.) Thur. emend. V. Polijansk. | - | - | + | + | + | - | - | - | + | - | - | + | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | 27 |
| <i>Tolypothrix distorta f. distorta</i> (Fl. Dan.) Kütz. | - | - | - | + | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 13 |
| <i>T. distorta f. penicillata</i> (Ag.) Kossinsk. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | 4 |
| <i>Tribonema sp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | + | + | - | - | - | - | - | 13 |
| <i>Vaucheria sp. ster.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | - | - | - | + | - | 13 |

| Таксон | Местообитание | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | P |
|---|---------------|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | |
| <i>Chantransia chalybea</i> (Roth.) Fries. | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 9 |
| <i>Batrachospermum moniliforme</i> Roth | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | + | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | 13 |
| <i>Tetraspora lubrica</i> (Roth.) Ag. | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 18 |
| <i>Ulothrix zonata</i> var. <i>zonata</i> Kütz. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | 4 |
| <i>Radiophilum irregulare</i> (Wille) Brunnth. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | 4 |
| <i>Chlorhormidium subtile</i> (Kütz.) Starmarch | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 |
| <i>Chaetophora incrassata</i> (Hudson) Hazen | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | + | 13 |
| <i>Ch. elegans</i> (Roth) Ag. | - | + | + | + | - | - | + | + | - | + | - | + | - | + | - | + | + | - | - | - | - | + | 50 |
| <i>Stigeoclonium attenuatum</i> (Hazen) Collins | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | 4 |
| <i>Draparnaldia glomerata</i> (Vauch.) Ag. | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - | 13 |
| <i>Dr. acuta</i> (Ag.) Kütz. | - | - | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 9 |
| <i>Draparnaldia</i> sp. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 |
| <i>Bulbochaete</i> sp. <i>ster.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | 13 |
| <i>Oedogonium</i> sp ₁ <i>ster.</i> | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | + | - | - | - | - | + | 18 |
| <i>Oedogonium</i> sp ₂ <i>ster.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | + | - | + | + | 22 |
| <i>Cladophora fracta</i> (Mühl ex Vahl.) Kütz. | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + | - | - | - | 13 |
| <i>Cladophorella</i> sp. <i>nov?</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 |
| <i>Zygnema</i> sp. <i>ster</i> | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | + | + | - | - | - | + | - | + | 27 |

| Таксон | Местообитание | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | P | |
|---------------------------------------|---------------|---|---|----|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|---|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | | |
| <i>Mougeotia sp. ster</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | + | - | - | + | - | + | 18 |
| <i>Spirogyra sp₂ ster.</i> | + | + | + | + | + | + | + | - | + | - | - | - | - | + | - | - | - | + | - | - | - | - | - | 45 |
| <i>Spirogyra sp₃ ster.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 |
| Итого видов | 2 | 5 | 5 | 10 | 6 | 6 | 4 | 2 | 5 | 7 | 4 | 7 | 3 | 6 | 1 | 6 | 11 | 4 | 2 | 2 | 2 | 10 | | |

Примечание: «-» вид отсутствует; «+» вид присутствует; 1 – р. Заза выше брода на оз. Турхул; 2 – р. Заза выше устья р. Эхе-Горхон; 3 – р. Заза ниже устья р. Эхе-Горхон; 4 – р. Заза выше устья р. Арангата; 5 – р. Заза ниже брода на метеопост Усть-Заза; 6 – р. Витим выше устья р. Заза; 7 – р. Витим ниже устья р. Заза; 8 – р. Эхе-Горхон (верхнее течение); 9 – р. Эхе-Горхон (нижнее течение); 10 – р. Шара-Горхон (нижнее течение); 11 – р. Суба (верхнее течение); 12 – р. Суба (среднее течение); 13 – ручей Штольный; 14 – безымянный приток р. Правый Сурхоб; 15 – р. Правый Сурхоб (нижнее течение); 16 – р. Левый Сурхоб (верхнее течение); 17 – р. Гундуй-Холой; 18 – оз. Сосновское; 19 – оз. Бол. Харга; 20 – оз. Исинга; 21 – р. Судынта; 22 – р. Амбар-Нур; P – частота встречаемости водорослей, %.

ОРГАНИЗАЦИЯ И ПРОВЕДЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА В ПЕРИОД СТРОИТЕЛЬСТВА И ЭКСПЛУАТАЦИИ МАГИСТРАЛЬНЫХ ТРУБОПРОВОДОВ

И.В. Ланцова, Н.А. Журавлёва

ОАО «Производственный и научно-исследовательский институт по инженерным изысканиям в строительстве» (ОАО «ПНИИИС»), »),

THE ORGANIZATION AND CARRYING OUT ENVIRONMENTAL MONITORING IN CONSTRUCTION AND OPERATION OF THE MAIN PIPELINES

I.V. Lantsova, N.A. Juravleva

«Geological research institute for construction» (JSC «PNIISIS») liveco@rambler.ru, org@pniis.ru

Рассмотрены основные подсистемы производственного экологического мониторинга (ПЭМ или производственного экологического контроля – ПЭК), особенности его организации и периоды проведения наблюдений за состоянием компонентов природной среды на этапах строительства и эксплуатации объектов нефтегазовой промышленности. Даны предложения по повышению природоохранной эффективности результатов ПЭМ.

The main subsystems of production environmental monitoring (PEM or production ecological control – PEC), features of its organization and the periods of carrying out supervision over a condition of components of environment at stages of construction and operation of objects of the oil and gas industry are considered. Offers on increase of nature protection efficiency of results of PEM are given.

Этапы проведения, цели и задачи производственного экологического мониторинга (ПЭМ). Для обеспечения экологической безопасности в соответствии с Российским природоохранным законодательством и действующими нормативно-правовыми документами в зоне возможного влияния проектируемых производственных объектов на всех этапах реализации проекта должен осуществляться производственный экологический контроль (мониторинг). СП 11-102-97 «Инженерно-экологические изыскания для строительства» предусматривают следующие этапы проведения производственного экологического мониторинга:*

* В Постановлении Правительства РФ «О составе разделов проектной документации и требованиях к их содержанию» №87 от 16 февраля 2008 г. термин «производственный экологический мониторинг» (ПЭМ) заменён на «производственный экологический контроль» (ПЭК). Однако в данной работе целесообразно использовать термин, принятый в пока ещё действующей нормативной литературе, т.е. производственный экологический мониторинг.

предстроительный, или нулевой (1); в период строительства, или строительно-эксплуатационный (2) и эксплуатации (3).

Предстроительный мониторинг организуется с целью определения исходного состояния и основных тенденций изменения компонентов природной среды до начала строительства и выявления компонентов природной среды, показателей и характеристик, нуждающихся в наблюдении на дальнейших стадиях реализации проекта.

Экологический мониторинг в период строительства организуется с целью проведения контроля всех компонентов природной среды, на которые может быть оказано негативное влияние в ходе выполнения строительных работ. В ходе строительного мониторинга осуществляются:

- разработка Программы строительного экологического мониторинга;
- выполнение наблюдений, сбор, обработка и анализ данных о фактическом уровне техногенного воздействия строительства объектов на различные компоненты природной среды;
- дешифрирование аэрокосмических материалов с использованием различных видов съемок (черно-белой, спектральной и др.);
- изучение отдельных компонентов природной среды, показателей и характеристик, рекомендованных на стадии предстроительного мониторинга;
- камеральная обработка материалов и составление отчетов;
- накопление баз данных по результатам строительного мониторинга.

Основной целью производственного экологического мониторинга в период эксплуатации является контроль состояния и загрязнения компонентов природной среды в зоне влияния проектируемых объектов путем сбора измерительных данных, интегрированной обработки и анализа этих данных, распределения результатов мониторинга между пользователями и своевременного доведения мониторинговой информации до должностных лиц. В задачи ПЭМ в период эксплуатации входят:

- контроль уровней воздействия эксплуатируемых объектов на различные компоненты природной среды и соответствия установленным предельно допустимым нормативным нагрузкам;
- контроль состояния компонентов природной среды и его соответствия санитарно-гигиеническим и экологическим нормативам.

–

Основные подсистемы ПЭМ. В соответствии с общим методологическим подходом к мониторингу система экологического мониторинга должна включать мониторинг:

- источников воздействия на окружающую среду;
- зон прямого влияния источников антропогенного воздействия на окружающую среду.

При разделении системы ПЭМ по признаку контролируемого компонента окружающей среды выделяют следующие специализированные подсистемы: мониторинг атмосферного воздуха; мониторинг недр с входящими в него подсистемами (геологической среды и подземных вод); мониторинг сточных и поверхностных вод; мониторинг земельных ресурсов и почвенного покрова; мониторинг растительного покрова; мониторинг животного мира; мониторинг физических воздействий; мониторинг радиационной обстановки.

Как видно из рисунка 1 все компоненты природной среды являются подсистемами комплексного экологического мониторинга на этапе строительства промышленных объектов.



Рис. 1. Блок-схема основных подсистем комплексного экологического мониторинга

Организация наблюдений за отдельными компонентами окружающей среды включает рекогносцировочное натурное обследование территории строительства, выделение основных объектов наблюдения, разработку программы и проекта мониторинга применительно к фактическим условиям и согласование его с природоохранными государственными учреждениями. По всем подсистемам мониторинга расположение точек и частота наблюдений может значительно варьировать в зависимости от свойств компонента природной среды, а также от природно-климатических условий территории.

Краткая характеристика некоторых подсистем ПЭМ. Подсистему мониторинга атмосферного воздуха разделяют на:

- мониторинг выбросов загрязняющих веществ;
- мониторинг воздуха рабочей зоны;
- мониторинг атмосферного воздуха на границе санитарно-защитной зоны и селитебной территории в зоне влияния выбросов объекта.

При строительстве неизбежно будет происходить загрязнение атмосферы за счет выбросов от автотранспорта, спецтехники и от сварочных работ по монтажу трубопроводов и оборудования, содержащих оксиды азота, оксид углерода, углеводороды, сажа, диоксид серы (для автомобилей с дизельными двигателями), сварочным аэрозолем, в состав которого входят марганец и его оксиды, соединения кремния, фториды и фтористый водород, оксиды железа.

При осуществлении контроля основным должен быть инструментальный метод – прямые замеры технологических параметров источников выбросов, видов и количества выбрасываемых вредных веществ. В случае невозможности проведения прямых измерений допускается использование расчетных балансовых методов путем оценки количественных показателей выбросов по существующим методическим указаниям. На период строительства можно рекомендовать периодический контроль загрязнения воздуха.

Кроме этого, с учетом розы ветров должны быть созданы пункты фоновых наблюдений с относительно чистым атмосферным воздухом. Расположение пунктов мониторинга атмосферного воздуха и частота определений должны обеспечивать получение данных, необходимых для характеристики состояния воздушной среды на территории и трансграничного переноса загрязняющих веществ. В перечень обязательных для фоновых исследований показателей загрязнения атмосферного воздуха входят следующие вещества: азота диоксид, углерода оксид, ангидрид сернистый, углеводороды суммарные, сажа, пыль.

Основными видами мониторинга геологической среды при строительстве являются инженерно-геологический и гидрогеологический. Мониторинг проводится на площадках строительства и в зоне существенного влияния магистрального трубопровода на состояние компонентов окружающей природной среды и включает в себя:

- регулярные наблюдения за основными компонентами геологической среды, регистрацию наблюдаемых показателей и обработку полученной информации;
- создание и ведение информационных фактографических и картографических баз данных, включающих в себя ретроспективную и текущую информацию о пространственно-временных изменениях геологической среды;
- прогноз негативных изменений.

Организация наблюдений за отдельными компонентами окружающей среды включает рекогносцировочные натурные обследования территории

строительства, выделение основных объектов наблюдения, разработку программы и проекта мониторинга применительно к фактическим условиям. На следующем этапе производится оборудование стационарных участков наблюдений за компонентами геологической среды и систематический количественный контроль наблюдаемых параметров. К основным показателям, наблюдаемым на специально оборудованных стационарных пунктах, относятся:

- формы экзогенных геологических процессов (ЭГП), их количество и величина; плано-вертикальные деформации дневной поверхности (склонов);
- уровни подземных вод, испытывающих воздействие хозяйственной деятельности;
- физические свойства, химический состав и температура грунтовых вод;
- физические свойства и химический состав пород.

Периодичность наблюдений определяется динамикой изменения отдельных показателей состояния геологической среды и первоначально устанавливается с учетом общих закономерностей. Рекомендуется следующая периодичность наблюдений:

- визуальная (фотонаблюдения) и инструментальная фиксация ЭГП – 2 раза в год;
- замеры мощности слоя промерзания и оттаивания (замеряются 1 раз в месяц);
- замеры уровня и температуры водных объектов (3-6 раз в месяц в зависимости от сезонных колебаний уровня);
- отбор проб воды для качественной и количественной характеристики подземных вод из специально оборудованных скважин (сезонно – 4 раза в год).

В процессе работ по мере накопления информации периодичность проведения наблюдений корректируется и оптимизируется. По результатам стационарных наблюдений с помощью специальных программных средств формируется база данных, на основании которой производится оценка состояния экосистем и прогнозирование.

В процессе строительства происходят механические повреждения почвенно-растительного покрова, возможно также загрязнение растительного покрова и почв химическими реагентами. В целом последствия техногенных воздействий могут быть растянуты во времени, охватывать весь период эксплуатации, что требует проведения почвенно-экологического мониторинга на территории, испытывающей влияние магистрального трубопровода, также в течение всего периода эксплуатации. Мониторинг состояния почв должен включать:

- контроль за состоянием почв и почвенного покрова в зоне влияния технических объектов;

- контроль развития процессов частичной физической деградации и (или) полного разрушения почв, в т.ч. в границах временного земельного отвода под линейные и площадные объекты;
- мониторинг качества проведения земляных работ в районе строительства;
- мониторинг качества послестроительной рекультивации почв.

Мониторинг почвенного покрова следует осуществлять на постоянной сети станций, расположенных на площадках строительства с учетом ландшафтно-геохимической структуры территории. Мониторинг химического загрязнения почв проводится после завершения строительно-монтажных работ и проведения технической рекультивации. Рекомендуемая периодичность отбора проб – один раз в год.

В условиях существенного антропогенного влияния универсальным индикатором состояния окружающей среды является растительность. Для выявления изменений растительного покрова целесообразна организация локального ботанического мониторинга. Анализ состояния растительных сообществ и отдельных видов растений на нарушенных и ненарушенных территориях дает представление о трансформации растительности. Возможно изменение набора видов в фитоценозе, их обилия, соотношения жизненных форм, продуктивности надземной фитомассы, величины растений и их органов, интенсивности роста, функции плодоношения, химического состава и других показателей. Периодичность мониторинга – ежегодно, лучшее время – июль-август. В связи с отмеченным, программа ботанического мониторинга должна включать три основных раздела:

- мониторинг состояния флоры и растительности, состава и структуры растительных сообществ водных и наземных экосистем;
- мониторинг состояния видов, нуждающихся в охране;
- мониторинг содержания загрязняющих веществ в организме ресурсных (пищевых, кормовых и т.п.) и индикаторных видов растений перед строительством и после окончания строительных работ в пределах отведенного участка.

В период строительства трассы газопровода ожидается трансформация естественных ландшафтов, смена биогеоценозов и, в т.ч. изменения в фауне. Мониторинговые исследования можно ограничить изучением видового разнообразия животных, относящихся к классам млекопитающих и птиц. Для этого необходимо проведение учетов животных (фаунистического состава и относительного обилия), отдельно в зоне влияния строящегося объекта и на фоновых участках.

Оценка антропогенных изменений природной среды включает инвентаризацию основных источников техногенного воздействия на территории исследуемого участка, а так же формы и масштабы преобразования природной среды. В качестве метода инвентаризации антропогенных нарушений и их картирования для последующих оценочных

исследований применяется контурное дешифрирование. Произошедшие за период строительства антропогенные изменения ландшафтов фиксируются дешифрированием АФС более поздних залетов, а также по результатам полевых работ. Снимки привязываются к топографической основе М 1:10000. В результате на карте находят отражение все антропогенные объекты величиной около 1 мм, что в реальном масштабе соответствует объектам площадью 0,01 га. Результаты дешифрирования заверяются данными наземного рекогносцировочного обследования, при проведении которого методами визуальной оценки, а при необходимости с помощью инструментальных измерений фиксируются:

- участки с нарушенным растительным покровом (оценка площадей) на площадках строительства и в прилегающих зонах;
- участки несанкционированного складирования отходов строительства (оценка площадей);
- участки химического загрязнения почвенного покрова на площадках строительства и в прилегающих зонах;
- участки проявления опасных геологических процессов.

Выводы. Магистральные трубопроводы относятся к опасным промышленным объектам, в результате чего на этапах строительства и эксплуатации оказывается значительное воздействие на все компоненты природной среды.

При разработке программы мониторинга при строительстве и эксплуатации магистральных трубопроводов следует иметь в виду, что максимальный пресс негативного воздействия приходится на период строительства, когда отмечаются значительные изменения состояния экосистем и их отдельных компонентов за счёт механического, светового, шумового и химического воздействия при работе строительной техники и функционировании жилых городков строителей.

В период эксплуатации по трассе магистральных трубопроводов необходим не столько ПЭМ, сколько производственный контроль состояния самого трубопровода в целях предотвращения возникновения аварийных ситуаций, которые могут иметь катастрофические экологические последствия. При нормальном функционировании трубопровода активных негативных воздействий быть не должно.

При эксплуатации магистральных трубопроводов производственный экологический контроль должен в основном проводиться на площадных объектах (нефтеперекачивающие и газораспределительные станции, пункты подогрева нефти и др.) и объектах инфраструктуры, которые на всем протяжении эксплуатации являются источниками негативного воздействия на компоненты природной среды.

ИЗМЕНЕНИЕ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОД В РУЧЬЯХ БАССЕЙНА РЕКИ МЯКИТ (СЕВЕРО-ВОСТОК РОССИИ) В РЕЗУЛЬТАТЕ ОТРАБОТКИ РОССЫПНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ЗОЛОТА

И.С. Литвиненко

Северо-Восточный комплексный научно-исследовательский институт ДВО РАН, Магадан, litvinenko@neisri.ru

WATER CHEMICAL CHANGES IN THE MYAKIT RIVER AREA (NORTHEAST RUSSIA) CAUSED BY GOLD PLACER MINING ACTIVITIES

I.S. Litvinenko

North-East Interdisciplinary Scientific Research Institute FEB RAS, Magadan

Выполнен сравнительный анализ химического состава вод в ручьях бассейна р. Мякит Хасынского района Магаданской области. Пробы отбирались в 2010 г. выше участков отработки россыпных месторождений золота и на самих участках отработок, проходившихся в 40-90-х годах прошлого века. В зоне протекания ручьев по техногенным образованиям содержание катионов и анионов возросло, уровень общей минерализации воды – до 14,4, общей жесткости – до 165 раз. Количество сухого и прокаленного остатка увеличилось, соответственно, до 20,8 и 24,5 раза.

Stream water is compared for its chemical composition in the Myakit R. area, in the territory of Khasyn District, Magadan Region. The water samples were taken in 2010 upstream the gold placer mining areas and in vicinities of mining areas, which were developed there in the 1940-1990ies. Streams running through post-mining territories have much greater amounts of chemicals including cations times greater and anions times greater. The total mineral content of water is as high as 14,4 times greater and its hardness is 165 times greater. The dry and burnt residue amounts are 20,8 and 24,5 times greater, correspondingly.

Река Мякит протекает в Хасынском районе Магаданской области. Опробование воды проводилось в ручьях Кункуй, Плацдарм, 14-я Верста, Берентал, Забытый в нижнем течении реки (рис. 1). В долинах этих ручьев, начиная с 30-х годов прошлого века, были выявлены и в настоящее время практически полностью отработаны россыпные месторождения золота. В долине руч. Кункуй добычные работы велись с 1967 по 2000 гг. Основной их объем приходится на 1967-1990 гг. Отработка россыпи в долине руч. Плацдарм осуществлена преимущественно в 1974-1989 гг. Эксплуатация россыпного месторождения руч. 14-я Верста проводилась с 1939 г. В первые годы освоения (1939-1960 гг.) был отработан ее нижний участок. Основной объем добычных работ приходится на 1981-1995 гг. Россыпь руч. Берентал

вовлечена в отработку с 50-х годов прошлого века. В основном она отработана в 1971-1980 и 1986-1990 гг. Россыпь руч. Забытый отмыта в 80-х годах.

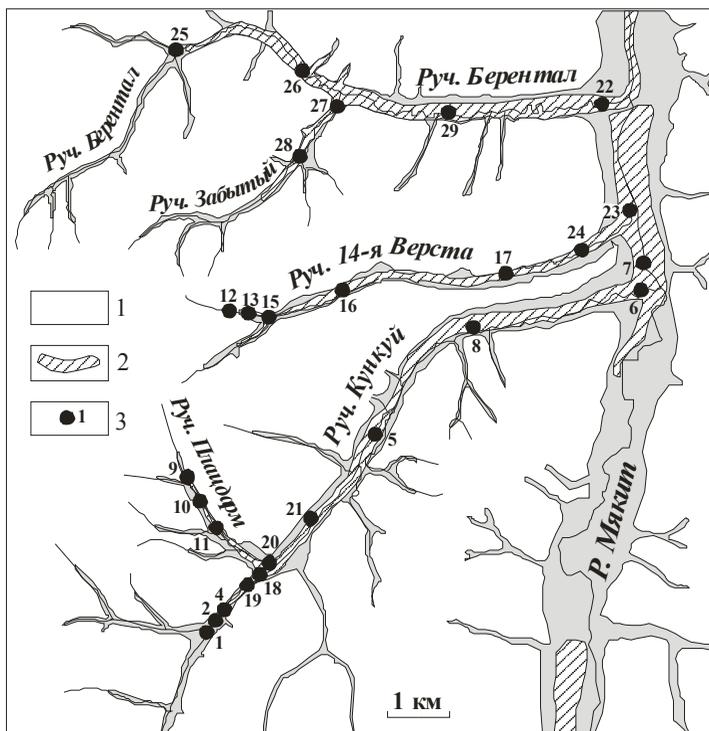


Рис. 1. Схема опробования ручьев: 1 – аллювий речных долин; 2 – контуры отработанных россыпей; 3 – местоположение точек отбора проб воды и их номера.

Отработка россыпных месторождений велась открытым карьерным способом. Вскрышные отвалы располагались как на днищах долин, так и выталкивались на их борта. Галечные, эфельные и гале-эфельные отвалы, илоотстойники формировались в пределах днищ долин. По мере совершенствования землеройной техники и снижения кондиции отработываемые контуры расширялись. В связи с этим техногенный комплекс неоднократно обновлялся.

Облик днищ долин на участках отработки россыпных месторождений коренным образом изменился. Некогда сложенная аллювием относительно ровная поверхность высокой поймы (первой надпойменной террасы) сменилась сочетанием техногенных отрицательных (полигоны, зумпфы, канавы и т.д.) и положительных (отвалы, дамбы и т. д.) форм.

В пределах техногенных форм днищ долин развивается два вида водотоков. Первый из них возникает на относительно недавно пройденных

полигонах в результате оттайки в их днищах и бортах многолетней мерзлоты. Второй – это «изначальные» водотоки. При обработке россыпей они с помощью канав были отведены за пределы проходившихся полигонов. По завершению добычных работ в большинстве случаев происходит возвращение ручьев к месту их первоначального протекания с формированием из обломочного материала отвалов вторичных аллювиальных комплексов.

Отбор проб воды проводился в июне-июле 2010 г*. Опробовались воды ручьев как в зоне их протекания по техногенным образованиям, так и выше отработок (рис. 1). Определение содержания компонентов химического состава воды проводилось в СВКНИИ ДВО РАН (исполнитель А.В.Матвеева) методами атомной абсорбции, фотокolorиметрии, титриметрии, турбидиметрии, весовым. Измерение величины pH выполнено на ионнометре ЭВ-74.

По результатам проведенных анализов вода в ручьях бассейна р. Мякит на участках их естественного протекания слабокислая и характеризуется очень низкой минерализацией (табл. 1). В большинстве случаев она имеет сульфатный натриево-магниевый или кальциево-магниевонатриевый состав. Общая жесткость не превышает 0,26 мг-экв/л.

Химический состав вод ручьев, возникающих на днищах полигонов в результате оттайки многолетней мерзлоты, изучен на полигонах, проходившихся в 90-х годах в долинах руч. Кункуй и 14-я Верста. Минерализация воды в таких ручьях превышает минерализацию воды в ручьях выше отработок (табл. 2). Повсеместно отмечается более высокое содержание Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- . Химический состав воды таких ручьев зависит от состава коренных пород плотика россыпи. В случае наличия в породах плотика жильных и рудных образований превышение концентраций Na^+ достигает 4,6, K^+ – 5,7, Ca^{2+} – 50,6, Mg^{2+} – 9,8, NH_4^+ – 6,0, Zn^{2+} – 72,2, Cu^{2+} – 4,4, Mn^{2+} – 115,0, NO_3^- – 11,0 раз (табл. 2, проба № 4). В целом состав вод преимущественно сульфатный кальциево-магниевый.

«Изначальные» ручьи, протекая среди техногенных образований, обогащаются Na^+ – до 4,6, K^+ – до 7,4, Ca^{2+} – до 221,3, Mg^{2+} – до 200,8, SO_4^{2-} – до 1110,3 раза. В большинстве случаев: NH_4^+ – до 26,3, Cu^{2+} – до 3,3, Mn^{2+} – до 21,3, HCO_3^- – до 12,8 и NO_3^- – до 21,6 раза. На отдельных участках: $\text{Fe}_{\text{общ}}$ – до 8,0, Zn^{2+} – до 6,7, Cd^{2+} – до 6,0; NO_2^- – до 2,5 раза. Общая минерализация возрастает до 14,4, общая жесткость – до 165,0 раза (табл. 2). Наибольшее повышение минерализации воды ручьев, протекающих в зоне техногенных образований, отмечается в долинах, где доля боковых притоков в общем балансе воды по отношению к основному водотоку не существенна, а в коренных породах днищ долин развита рудная минерализация. Достаточно

* В отборе проб участвовали И.Д.Митрофанов и С.Д.Шведов.

определенно устанавливается также возрастание уровня минерализации вод в ручьях к их устью (от более поздних отработок к более ранним) (табл. 2).

Таким образом, отработка россыпных месторождений на Северо-Востоке России сопровождается не только изменением морфологии речных долин (особенно днищ), загрязнением вод ручьев и рек илисто-глинистыми частицами, но и изменением их химического состава. Они становятся не пригодными для водоснабжения населения данных мест. При этом если нивелировка техногенных форм рельефа и очистка вод ручьев от илисто-глинистых частиц с прекращением добычных работ происходят относительно быстро, то на восстановление химического состава вод потребуется очень большое время.

Таблица 1 – Химический состав вод в ручьях бассейна р. Мяжит, мг/л

| Место отбора проб | Анионы | | | | | | | | | | | Катионы | | | | Общая минерализация | Сухой остаток | Общая жесткость, мг-экв/л | |
|--|--------|-----|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------|---------------|---------------------------|------------------------------|
| | № проб | pH | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | NH ₄ ⁺ | Fe _{общ} | Zn ²⁺ | Cu ²⁺ | Cd ²⁺ | Mn ²⁺ | HCO ₃ ⁻ | SO ₄ ²⁻ | NO ₂ ⁻ | | | | NO ₃ ⁻ |
| Руч. Кункуй выше отработок | 1 | 6,2 | 0,9 | 0,13 | 0,32 | 2,91 | 0,04 | 0,05 | – | – | 0,01 | 0,06 | 1,1 | 28,5 | – | 0,04 | 34,0 | 42,3 | 0,26 |
| Ручьи на днищах полигонов в долине руч. Кункуй | 2 | 6,0 | 3,42 | 0,38 | 3,70 | 19,95 | 0,025 | 0,04 | 0,01 | – | – | 0,58 | 0,7 | 51,00 | – | 0,085 | 79,3 | 172,6 | 1,83 |
| | 4 | 5,2 | 4,12 | 0,74 | 16,2 | 28,5 | 0,24 | 0,01 | 0,65 | 0,04 | – | 6,90 | 0,98 | 55,00 | – | 0,44 | 106,9 | 418,9 | 3,15 |
| | 18 | 5,9 | 1,5 | 0,3 | 6,92 | 10,9 | – | 0,03 | – | 0,01 | – | 0,11 | 1,46 | 25,8 | – | 0,22 | 47,1 | 161,9 | 1,24 |
| | 19 | 5,4 | 1,56 | 0,24 | 2,15 | 6,74 | – | 0,01 | – | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,85 | 26,0 | – | – | 37,6 | 74,1 | 0,66 |
| Руч. Кункуй в техногенных образованиях | 21 | 6,2 | 1,94 | 0,24 | 4,06 | 9,18 | – | 0,04 | – | 0,03 | 0,02 | 0,05 | 1,16 | 28,0 | 0,01 | – | 44,7 | 99,5 | 0,96 |
| | 5 | 6,4 | 2,40 | 0,29 | 4,00 | 10,86 | 0,055 | 0,02 | – | – | – | – | 1,46 | 61,2 | – | 0,085 | 80,37 | 108,4 | 1,09 |
| | 8 | 5,4 | 1,6 | 0,21 | 3,14 | 7,79 | 0,05 | 0,07 | 0,04 | – | 0,01 | 0,15 | 1,9 | 38,50 | – | – | 53,3 | 89,3 | 0,80 |
| | 6 | 5,4 | 1,70 | 0,22 | 4,1 | 7,96 | 0,05 | 0,04 | 0,06 | 0,01 | 0,06 | 0,08 | 0,8 | 40,7 | – | 0,085 | 55,8 | 87,8 | 0,86 |
| Руч. Плацдарм выше отработок | 9 | 5,2 | 0,93 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,01 | 0,09 | 0,02 | – | 0,05 | – | 1,9 | – | 0,015 | – | 3,6 | 18,75 | 0,03 |
| Руч. Плацдарм в техногенных образованиях | 10 | 5,0 | 1,16 | 0,14 | 0,22 | 0,91 | – | 0,05 | 0,01 | 0,02 | 0,05 | 0,08 | 1,7 | – | 0,025 | – | 4,3 | 28,7 | 0,09 |
| | 11 | 5,2 | 1,54 | 0,18 | 0,70 | 4,91 | 0,025 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,26 | 1,04 | 43,3 | – | – | 51,8 | 62,3 | 0,44 |
| | 20 | 6,6 | 3,25 | 0,4 | 6,25 | 13,0 | 0,005 | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,39 | 1,6 | 24,0 | 0,01 | 0,15 | 48,8 | 146,0 | 1,38 |
| Руч. 14-я Верста выше отработок | 12 | 4,9 | 1,1 | 0,1 | 0,2 | 0,26 | – | 0,03 | 0,01 | – | 0,04 | 0,07 | 0,55 | 12,0 | 0,02 | – | 14,3 | 21,25 | 0,03 |
| Ручей на днище полигона в долине руч. 14-я Верста в техногенных образованиях | 17 | 6,0 | 2,5 | 0,25 | 0,5 | 3,84 | 0,015 | 0,03 | – | 0,02 | 0,02 | 0,10 | 1,1 | 36,5 | – | 0,085 | 44,9 | 66,25 | 0,34 |
| | 15 | 5,4 | 2,25 | 0,26 | 3,60 | 16,45 | 0,02 | 0,13 | 0,04 | 0,01 | 0,02 | 0,42 | 0,98 | 61,2 | 0,005 | 0,02 | 85,0 | 109,25 | 1,53 |
| | 16 | 6,9 | 2,76 | 0,32 | 6,68 | 21,95 | 0,01 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,05 | 0,07 | 3,42 | 43,3 | 0,015 | 0,24 | 78,8 | 195,55 | 2,14 |
| | 17 | 7,0 | 4,58 | 0,57 | 13,16 | 52,2 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | – | 5,4 | 39,5 | 0,01 | 0,41 | 115,9 | 435,5 | 4,95 |
| | 24 | 6,4 | 5,02 | 0,74 | 14,10 | 49,55 | 0,05 | 0,24 | – | – | 0,01 | 0,56 | 7,02 | 44,7 | – | – | 121,43 | 419,70 | 4,78 |
| | 23 | 6,6 | 4,52 | 0,5 | 8,18 | 28,35 | – | 0,08 | – | 0,03 | 0,01 | – | 4,4 | 28,2 | 0,015 | – | 74,3 | 287,0 | 2,74 |
| Руч. Берентал выше отработок | 25 | 5,2 | 1,28 | 0,1 | 0,03 | 0,70 | 0,05 | 0,04 | 0,03 | – | 0,01 | 0,03 | 1,16 | 10,0 | – | 0,02 | 13,4 | 29,3 | 0,06 |
| Руч. Берентал в техногенных | 26 | 6,4 | 2,7 | 0,42 | 6,5 | 14,75 | 0,005 | 0,16 | 0,03 | 0,02 | 0,01 | 0,64 | 1,46 | 33,0 | – | 0,03 | 59,1 | 182,85 | 1,54 |
| | 28 | 6,9 | 3,6 | 0,44 | 6,49 | 23,20 | 0,025 | 0,10 | 0,04 | 0,01 | 0,02 | 0,06 | 3,05 | 32,52 | 0,005 | – | 69,5 | 215,55 | 2,23 |

| Место отбора проб | Анионы | | | | | | | | | | | | Катионы | | | | Общая минерализация | Сухой остаток | Общая жесткость, МГ-ЭКВ/Л |
|---|--------|-----|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------|---------------|---------------------------|
| | № проб | pH | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | NH ₄ ⁺ | Fe _{общ} | Zn ²⁺ | Cu ²⁺ | Cd ²⁺ | Mn ²⁺ | HCO ₃ ⁻ | SO ₄ ²⁻ | NO ₂ ⁻ | NO ₃ ⁻ | | | |
| образований | 22 | 7,0 | 3,88 | 0,56 | 6,64 | 21,15 | 0,005 | 0,12 | – | 0,01 | 0,03 | – | 3,78 | 27,3 | – | 0,068 | 63,5 | 183,75 | 2,07 |
| Руч. Забытый в техногенных образованиях | 28 | 6,2 | 5,30 | 0,6 | 13,00 | 32,55 | 0,025 | 0,01 | 0,06 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 3,66 | 46,6 | – | 0,26 | 102,1 | 457,1 | 3,33 |
| | 27 | 5,6 | 4,44 | 0,52 | 9,20 | 51,55 | 0,085 | 0,10 | 0,12 | – | 0,01 | 0,32 | 0,7 | 61,2 | – | – | 127,9 | 385,2 | 4,70 |
| Р. Мяжит | 7 | 6,2 | 1,88 | 0,24 | 0,5 | 2,95 | 0,01 | 0,06 | 0,02 | – | 0,08 | – | 2,14 | 25,0 | – | 0,26 | 33,1 | 55,05 | 0,27 |

Примечание: «–» – содержание иона ниже чувствительности анализа. Ионы CO₃²⁻ и Cl⁻ – не обнаружены.

Таблица 2 – Отношение химического состава вод ручьев в техногенных образованиях к химическому составу вод ручьев выше отработок

| Место отбора проб | Анионы | | | | | | | | | | | | Катионы | | | | Общая минерализация | Сухой остаток | Общая жесткость |
|---|--------|------|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------|---------------|-----------------|
| | № проб | pH | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ⁺⁺ | Mg ²⁺ | NH ₄ ⁺ | Fe _{общ} | Zn ²⁺ | Cu ²⁺ | Cd ²⁺ | Mn ²⁺ | HCO ₃ ⁻ | SO ₄ ²⁻ | NO ₂ ⁻ | NO ₃ ⁻ | | | |
| Ручьи на днищах полигонов в долине руч. Кункуй | 2 | -1,2 | +3,8 | +2,9 | +11,6 | +6,9 | -1,6 | -1,3 | +1,1 | -1,3 | -1,3 | +9,7 | -1,6 | +1,8 | -1,0 | +2,1 | +2,3 | +4,1 | +7,0 |
| | 4 | -1,2 | +4,6 | +5,7 | +50,6 | +9,8 | +6,0 | -5,0 | +72,2 | +4,4 | -5,0 | +115,0 | -1,1 | +1,9 | -1,0 | +11,0 | +3,1 | +9,9 | +12,1 |
| | 18 | -1,1 | +1,7 | +2,3 | +21,6 | +3,7 | -21,1 | -1,7 | -1,0 | +1,1 | -1,1 | +1,8 | 1,3 | -1,1 | -1,0 | +5,5 | +1,4 | +3,8 | +4,8 |
| | 19 | -1,1 | +1,7 | +1,8 | +6,7 | +2,3 | -21,1 | -5,0 | -1,0 | +2,2 | 1,0 | -6,0 | -1,3 | -1,1 | -1,0 | -2,1 | +1,1 | +1,8 | +2,5 |
| Руч. Кункуй в техногенных образованиях | 21 | +1,0 | +2,2 | +1,8 | +12,7 | +3,2 | -21,1 | -1,3 | -1,0 | +3,3 | +2,0 | -3,0 | +1,1 | +1,0 | +2,5 | -2,1 | +1,3 | +2,4 | +3,7 |
| | 5 | +1,0 | +2,7 | +2,2 | +12,5 | +3,7 | +1,3 | -2,5 | -1,0 | -1,0 | -1,1 | -6,7 | +1,3 | +2,1 | -1,0 | +2,1 | +2,4 | +2,6 | +4,2 |
| | 8 | -1,1 | +1,8 | +1,6 | +9,8 | +2,7 | +1,3 | +1,4 | +4,4 | 1,0 | 1,0 | +2,5 | +1,7 | +1,4 | -1,0 | -2,1 | +1,6 | +2,1 | +3,1 |
| 6 | -1,1 | +1,9 | +1,7 | +12,8 | +2,7 | +1,3 | -1,3 | +6,7 | +1,1 | +6,0 | +1,3 | -1,4 | +1,4 | -1,0 | +2,1 | +1,6 | +2,1 | +2,1 | +3,3 |
| Руч. Плацдарм в техногенных образованиях | 10 | -1,0 | +1,2 | +1,4 | +1,1 | +3,0 | -5,3 | -1,8 | -2,0 | +2,2 | -1,0 | +2,8 | -1,1 | +1,0 | +1,7 | +1,0 | +1,2 | +1,5 | +3,0 |
| | 11 | 1,0 | +1,7 | +1,8 | +3,5 | +16,4 | +2,5 | -4,5 | 1,0 | +2,2 | -2,5 | +9,0 | -1,8 | +1110,3 | -1,7 | +1,0 | +14,4 | +3,3 | +14,7 |
| | 20 | +1,3 | +3,5 | +4,0 | +31,3 | +43,3 | -2,0 | -1,8 | -2,0 | +1,1 | -2,5 | +13,4 | -1,2 | +620,5 | -1,5 | +7,9 | +13,6 | +7,8 | +46,0 |
| Ручей на днище полигона в долине руч. 14-я Верста | 13 | +1,2 | +2,3 | +2,5 | +2,5 | +14,8 | +7,9 | 1,0 | -1,1 | +2,2 | -2,0 | +1,4 | +2,0 | +3,0 | -2,2 | +4,5 | +3,1 | +3,1 | +11,3 |
| Руч. 14-я Верста в техногенных | 15 | +1,1 | +2,0 | +2,6 | +18,0 | +63,3 | +10,5 | +4,3 | +4,0 | +1,1 | -2,0 | +6,0 | +1,8 | +5,1 | -4,0 | +1,1 | +5,9 | +5,1 | +51,0 |
| | 16 | +1,4 | +2,5 | +3,2 | +33,4 | +84,4 | +5,3 | -1,5 | 1,0 | +1,1 | +1,3 | 1,0 | +6,2 | +3,6 | -1,3 | +12,6 | +5,5 | +9,2 | +71,3 |

| Место отбора проб | Анионы | | | | | | | | | | | Катионы | | | | Общая минерализация | Сухой остаток | Общая жесткость | |
|--|--------|------|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------|---------------|-----------------|------------------------------|
| | № проб | pH | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ⁺⁺ | Mg ²⁺ | NH ₄ ⁺ | Fe _{общ} | Zn ²⁺ | Cu ²⁺ | Cd ²⁺ | Mn ²⁺ | HCO ₃ ⁻ | SO ₄ ²⁻ | NO ₂ ⁻ | | | | NO ₃ ⁻ |
| образованиях | 17 | +1,4 | +4,2 | +5,7 | +65,8 | +200,8 | +10,5 | -5,0 | 1,0 | +1,1 | -2,0 | -2,4 | +9,8 | +3,3 | -2,2 | +21,6 | +8,1 | +20,4 | +165,0 |
| | 24 | +1,3 | +4,6 | +7,4 | +70,5 | +190,6 | +26,3 | +8,0 | -1,1 | 1,0 | -4,0 | +8,0 | +12,8 | +3,7 | -1,1 | 1,0 | +8,5 | +19,8 | +159,3 |
| | 23 | +1,3 | +4,1 | +5,0 | +40,9 | +109,6 | 1,0 | +2,7 | -1,1 | +3,3 | -4,0 | -2,4 | +8,0 | +2,4 | -1,3 | +1,0 | +5,2 | +13,5 | +91,3 |
| Руч. Берентал в техногенных образованиях | 26 | +1,2 | +2,1 | +4,2 | +216,7 | +21,1 | +10,0 | +4,0 | -1,0 | +2,2 | -1,0 | +21,3 | +1,3 | +3,3 | 1,0 | +1,5 | +4,4 | +6,2 | +25,7 |
| | 28 | +1,3 | +2,8 | +4,4 | +216,3 | +33,1 | +5,0 | +2,5 | +1,3 | +1,1 | +2,0 | +2,0 | +2,6 | +3,3 | +1,0 | -1,1 | +5,2 | +7,4 | 37,2 |
| | 22 | +1,3 | +3,0 | +5,8 | +221,3 | +30,2 | 1,0 | +3,0 | -3,3 | +1,1 | +3,0 | -1,0 | +3,3 | +2,7 | 1,0 | +3,4 | +4,7 | +6,3 | +34,5 |
| Руч. Забытый в техн. образованиях | 28 | +1,2 | +4,5 | +6,0 | +113,0 | +67,8 | +3,6 | -3,5 | +3,0 | +2,2 | -2,5 | -5,0 | +4,3 | +4,2 | 1,0 | +13,3 | +7,4 | +18,1 | +74,0 |
| | 27 | +1,1 | +3,7 | +5,2 | +80,0 | +107,4 | +12,1 | +2,9 | +6,0 | 1,0 | -2,5 | +6,4 | -1,22 | +5,6 | -2,54 | -1,03 | +9,2 | +15,2 | +104,4 |

Примечание «+» – содержание компонентов в водах ручьев в техногенных образованиях выше, чем в водах ручьев выше отработок; «-» – ниже, единица без знака – что содержание данного компонента не меняется. Для руч. Забытый отношение химического состава воды в ручье на отрезке, протекающем по техногенным образованиям, взято к среднему химическому составу вод ручьев Берентал и 14-я Верста выше отработок. При содержании иона ниже чувствительности анализа в расчет принималось содержание чуть ниже предела обнаружения.

ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ ИЗ ПОДЗЕМНЫХ ВОДОИСТОЧНИКОВ НА ТЕРРИТОРИИ СЕВЕРО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ

И.Н. Лиходумова¹, С.В. Бабошкина², Н.П. Белецкая¹, А.В. Пузанов²

¹ – Северо-Казахстанский государственный университет им. М. Козыбаева,

*² – Институт Водных и экологических проблем СО РАН,
svetlana@iwer.asu.ru; puzanov@iwer.asu.ru*

HYGIENIC APPRAISEMENT OF THE QUALITY OF DRINKING WATER FROM UNDERGROUND SOURCES AT NORTH KAZAKHSTAN'S TERRITORY

*I.N. Likhodumova¹, S.V. Baboshkina², N.P. Beletskaya¹, A.V. Puzanov²
lichodumov@mail.ru; beletskaya_np@mail.ru*

Исследован макро- и микрокомпонентный состав питьевых вод Северо-Казахстанской области из подземных водоисточников, проведен сравнительный анализ качества вод, выявлены территориальные различия их химического состава.

Macro- and microcomponent's composition of North Kazakhstan's drinking water from underground fountains was explored, comparative analysis of water's quality was made, territorial varieties of their chemical component were shown.

Питьевая вода – необходимый элемент жизнеобеспечения населения, от ее качества зависят состояние здоровья людей, уровень санитарно-эпидемиологического благополучия, социальная стабильность общества [1]. Проблема обеспечения населения Северо-Казахстанской области (СКО) питьевой водой нормативного качества является проблемой социального характера, так как по показателям водообеспеченности область занимает одно из последних мест Казахстане [2].

В условиях дефицита поверхностных вод огромное значение для водоснабжения СКО имеют подземные воды. Их широкое использование для хозяйственно-питьевых нужд ставит перед наукой ряд специфических задач, связанных с изучением их качества, определением физиологической полноценности, анализом причин изменения их химического состава и т.д.

Гидрогеологические условия Северо-Казахстанской области определяют геологическое строение, климат, рельеф и орография. Область находится в окраинной южной лесостепной зоне Западно-Сибирской низменности и северной части Казахстанского мелкосопочника. Условия формирования естественных ресурсов подземных вод на большей части территории области неблагоприятны, что обусловлено плоскоравнинным рельефом и преобладанием в приповерхностной части геологического

разреза слабопроницаемых глин. Только в пределах мелкосопочника, древних и современных речных долин и некоторых озерных котловин, в местах развития гривного рельефа существуют благоприятные условия для формирования пресных подземных вод в зоне активного водообмена, определяемой амплитудой расчлененности рельефа и базисом эрозий [3]. Соответственно выделяются: Кокшетауский гидрогеологический район и Тобол-Иртышский артезианский бассейн (рис. 1).



Рис. 1. Схема размещения месторождений подземных вод СКО

Месторождения пресных питьевых и слабоминерализованных подземных вод Северо-Казахстанской области приурочены к юго-западной ее части, правобережью реки Ишим (рис. 1). Это предопределено особыми и, в целом, благоприятными условиями для формирования достаточно крупных естественных ресурсов и запасов маломинерализованных подземных вод, наличием здесь подходящей емкостной среды.

В рамках исследования проблемы водообеспечения населения СКО нами была проведена эколого-гигиеническая оценка качества подземных питьевых вод. Определялись приоритетные показатели качества воды, оценивалась ее физиологическая полноценность и соответствие нормативам качества. Объектами исследования являлись питьевые воды основных населенных пунктов СКО из подземных водоисточников. Пробы воды отбирали в чистые полиэтиленовые бутылки 0,5 л. Определение ионного состава питьевых вод Северо-Казахстанской области (СКО) проводили по стандартным методикам [4]. Содержание микроэлементов As, Cd, Fe, Mn, Mo, Zn, Pb, Se, Cr определяли в химико-аналитическом центре ИВЭП СО РАН методом атомно-абсорбционной спектроскопии с использованием электротермической атомизации.

По результатам нашего исследования установлено, что питьевая вода по отдельным показателям не соответствует ПДК: из 56 проб воды из подземных источников 68 % проб не отвечают требованиям санитарно-гигиенических норм по общей минерализации, 62 % – по жесткости, 48 % – по содержанию железа, 37,5 % – по содержанию марганца (табл. 1).

Таблица 1 – Показатели химического состава подземных вод гидрогеологических районов Северо-Казахстанской области, 2008-2010 гг.

| Гидрогеологические районы | Общая минерализация, мг/л | Общая жесткость, мг-экв/л | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | Fe ³⁺ | Mn ²⁺ |
|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------|-------------------------------|------------------|------------------|
| Кокшетауский | 153-1824,5 | 2,2-24,8 | 25,9-385,7 | 28,3-576,8 | 0,008-3,2 | 0,001-0,96 |
| Тобол-Иртышский | 639,4-2765 | 1-27,5 | 45,5-1277,4 | 12,0-320,8 | 0,02-6,01 | 0,001-0,349 |
| ПДК, мг/л | 1000 | 7 | 350 | 500 | 0,3 | 0,1 |

Подземные воды в большинстве случаев отличаются высоким содержанием макрокомпонентов. Общая минерализация достигает 2765,5 мг/л (с. Коноваловка, Тобол-Иртышский гидрогеологический р-н), что в 2,7 раз выше нормы. В целом вода Тобол-Иртышского района характеризуется высокой минерализацией, из 23 обследованных населенных пунктов района в 10-ти общая минерализация превышает 1500 мг/л (из 56 проб превышение ПДК отмечено в 38 пробах).

Значение общей жесткости подземных вод СКО варьирует от 2,2 до 24,8 мг-экв./л. По санитарным нормам общая жесткость питьевой воды не должна превышать 7 мг-экв./л, оптимальный физиологический уровень жесткости воды составляет 3,0-3,5 мг-экв./л. Минимальное значение жесткости 1 мг-экв./л (с. Белое, Тобол-Иртышский гидрогеологический р-н) находится у нижней границы физиологически рекомендуемых пределов. Из 39 исследованных населенных пунктов только в 14-ти жесткость питьевой воды не превышает норматив. Наиболее жесткая вода обнаружена в с. Коноваловка (Тобол-Иртышский гидрогеологический р-н) – 21,36 мг-экв./л, с. Нежинка – 24,8 мг-экв./л (Кокшетауский гидрогеологический р-н), с. Островка – 27,5 мг-экв./л (Тобол-Иртышский гидрогеологический р-н). Отметим, что жесткость подземных вод Тобол-Иртышского гидрогеологического района обусловлена преимущественно катионами магния: в 13 пробах содержания магния около 100 мг/л и выше. Концентрация же катионов кальция в водах этого района невелика и составляет в большинстве проб 20-50 мг/л. Вода Кокшетауского гидрогеологического района отличается более высоким содержанием ионов кальция, правда, не превышающим значения ПДК. В пробах подземных вод Кокшетауского района основную долю составляет карбонатная жесткость, за

исключением аномального значения жесткости в с. Нежинка, где содержание катионов магния составило 235,2 мг/л.

Содержание хлоридов в подземных водах СКО имеет широкий диапазон значений – от 25,9 мг/л (с. Черниговское, Кокшетауский гидрогеологический р-н) до 1277,4 мг/л (с. Коноваловка, Tobол-Иртышский гидрогеологический р-н), что превышает ПДК в 3,6 раза [5]. Вода из данного источника явно непригодна для питья. Концентрации сульфатов в питьевых подземных водах СКО также значительны и составляют от 12,01 мг/л до 576,8 мг/л (с. Нежинка, Tobол-Иртышский гидрогеологический р-н).

Исследования воды подземных источников на содержание катионов железа, показали, что в 27 пробах воды содержание ионов железа в пределах 0,43-6,1 мг/л, что превышает значения ПДК (0,3 мгFe/л) [5]. Низкое содержание железа обнаружено в воде подземного источника в с. Лобаново (0,008 мг/л – Кокшетауский гидрогеологический р-н).

Содержание марганца в подземных водах СКО колеблется в широких пределах и имеет значения от 0,001 до 0,96 мг/л, что составляет почти 10 ПДК, (с. Майское, Кокшетауский гидрогеологический р-н). Превышение концентрации железа и марганца по показателям ПДК отмечено преимущественно в населенных пунктах, обеспечиваемых водой Tobол-Иртышского артезианского бассейна.

По результатам нашего исследования содержание в пробах питьевых вод подземных водоисточников элементов 1, 2 и 3 классов опасности (мышьяка, цинка, свинца, кадмия, меди, хрома, молибдена, селена) не превышает ПДК для вод хозяйственно-питьевого назначения. В подземных водах СКО отмечается повышенное (но не превышающее значение ПДК) содержание мышьяка и молибдена.

Таким образом, несмотря на сложные гидрогеологические условия территория Северо-Казахстанской области располагает достаточными запасами подземных вод. Однако только питьевую воду Кокшетауского гидрогеологического района по своим качественным характеристикам можно считать физиологически сбалансированной. Содержания основных макроионов и микроэлементов в пробах Tobол-Иртышского гидрогеологического района сильно варьируют и в ряде случаев превышают ПДК. Повышенные концентрации хлоридов, сульфатов, железа, а также высокий показатель жесткости обуславливают несбалансированность состава воды по основным ионным показателям. Это может привести к ухудшению состояния здоровья населения, развитию различных заболеваний. Особенности минерального состава подземной питьевой воды в СКО требуют установки на вводе в распределительную сеть систем доочистки и коррекции ионного состава воды.

Литература

1. Руководство по контролю качества питьевой воды. Т.2 // Гигиенические критерии и другая релевантная информация. – Женева: ВОЗ, 1987. – 38 с.

2. Тайжанова М.М. Рациональное использование природных ресурсов // Экология и устойчивое развитие (Астана). – 2003. – № 1. – С. 24-28.
3. Минерально-сырьевые ресурсы Северо-Казахстанской области. Книга 5. – Костанай, 2002. – 133 с.
4. Новиков Ю.В., Ласточкина К.О., Болдина З.Н. Методы исследования качества водоемов. – М., 1990. – 397 с.
5. Санитарно-эпидемиологические правила и нормы № 3.02.002.04 МЗ РК «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения».

ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИНФОРМАЦИОННОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ МОНИТОРИНГА БЕРЕГОВОЙ ЗОНЫ

Ан.А. Лыгин, А.А. Лыгин, А.Ш. Хабидов
Институт водных и экологических проблем СО РАН
lygin@iwep.ru, anton.lygin@gmail.com

TECHNOLOGICAL ASPECTS OF INFORMATION SUPPORT FOR COASTAL ZONE MONITORING

An.A. Lygin, A.A. Lygin, A.Sh. Khabidov
Institute for Water and Environmental Problems, SB RAS

Представлены базовые принципы построения и технологические особенности экспериментального образца автоматизированной информационной системы (АИС) мониторинга береговой зоны, предназначенной для хранения и обработки данных, полученных из различных источников (от различных поставщиков), в т.ч. от специально разработанного мобильного аппаратного комплекса мониторинга. АИС содержит шесть программных компонентов для решения прогностических задач на основе собранных данных. Передача данных осуществляется посредством разработанных авторами веб-сервисов.

This paper presents the basic principles of the construction and technological features of the prototype of the automated information system (AIS) for coastal zone monitoring. The AIS is designed to process data obtained from different sources (from different providers), including "Mobile System for Coastal Zone Monitoring" developed in the framework of the federal program. The AIS has six software components for solving predicted problems based on the collected data. Data communication occurs via web services created by the authors.

Автоматизированная информационная система мониторинга состояния береговой зоны внутренних водоемов должна обеспечивать решение следующих задач: сбор, передача и хранение информации; защита хранимой

информации; анализ и интерпретация данных; характеристику состояния береговой зоны конкретных объектов; выработку оперативных, средне- и долгосрочных прогнозов развития береговой зоны водоемов и оповещение органов государственного управления о возможности развития катастрофических природных процессах в береговой зоне.

Принципы построения АИС мониторинга

Концепция АИС мониторинга береговой зоны строится на следующих принципах [1].

1. Система должна иметь иерархическую структуру при сохранении единой логики управления функционированием.

2. Процесс обработки данных мониторинга на всех его этапах от первичных измерений, сбора и накопления данных до поддержки принятия решений по управлению прибрежной зоной должен базироваться на единой информационной технологии; при этом широко должен использоваться аппарат геоинформационных систем и комплексных интерактивных технологий.

3. Структура информационно-измерительной сети АИС должна являться адаптивно-мобильной – расположение станций и точек измерения адаптируется к динамике природной среды контролируемой территории (акватории).

4. Алгоритмы обработки измерительных данных в системе должны базироваться на сочетании точечных наземных наблюдений и данных, собранных дистанционным методом, что дает возможность площадного охвата и экстраполяции наблюдений.

5. Система должна вести контроль текущего состояния береговой зоны и осуществлять оценку ее динамики, ретроспективный анализ и прогноз изменений природной среды на основе математического моделирования протекающих процессов.

6. АИС должна функционировать, в т.ч. в режиме реального масштаба времени, что подразумевает сбор и обмен оперативной информацией между ее элементами по единой технологической схеме.

7. Эргономичность. Минимизация трудовых и эмоциональных затрат, простота и очевидность работы, лаконичная визуализация, экономия интеллектуальных ресурсов.

Архитектура АИС мониторинга береговой зоны

В архитектуре системы мониторинга следует выделить следующие компоненты: информационно-измерительная сеть; блок предоставления информации; блок математического моделирования. Функциональная схема АИС мониторинга представлена на рисунке 1.

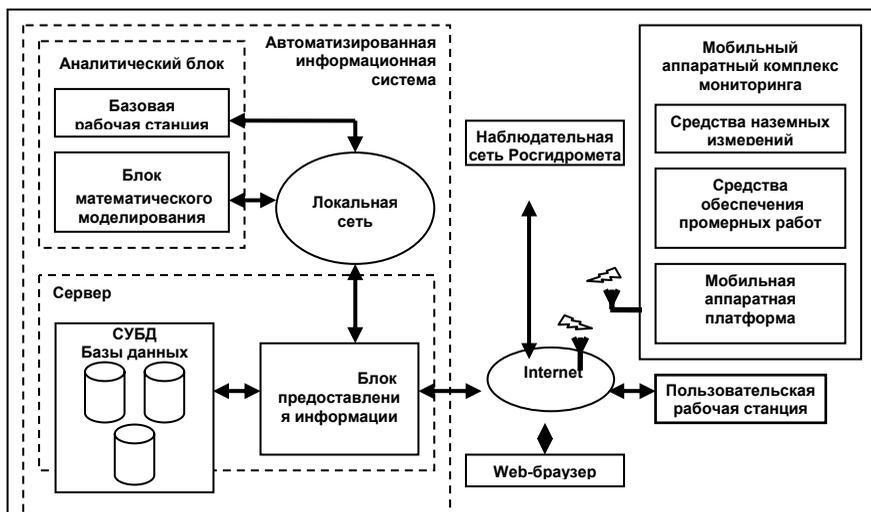


Рис.1. Функциональная схема АИС мониторинга береговой зоны

Информационно-измерительная сеть предназначена для выполнения широкого комплекса регулярных наблюдений, проводимых на станциях Росгидромета, и специальных измерений с использованием мобильного аппаратного комплекса мониторинга, разрабатываемого в рамках данной ФЦП.

В соответствии с перечнем решаемых задач необходимо проводить измерения следующих параметров:

- морфометрических характеристик береговой зоны (побережье и береговая зона водоема) с отбором проб наносов для последующего гранулометрического анализа;

- гидрометеорологических характеристик приземного слоя атмосферы (температура воздуха, атмосферное давление, скорость и направление ветра);

- параметров ветровых волн;

- температуры воды, скорости и направления течений;

- концентрации взвешенных наносов;

- гидрохимических характеристик прибрежных вод (рН воды, содержание растворенного в воде кислорода, содержание биогенных веществ в воде);

- географических координат точек измерения геолого-геоморфологических, гидрофизических и гидрохимических характеристик в системах GPS (в перспективе – ГЛОНАСС).

Блок предоставления информации решает задачи, связанные с представлением результатов мониторинга конечным пользователям в виде

заполненных форм графических интерфейсов и веб-документов. При этом предоставляемую потребителям информацию предполагается различать по правам доступа на общедоступную, информацию служебного пользования органами государственной власти и информацию, предоставляемую по коммерческим соглашениям, выдаваемую периодически (в соответствии с установленным расписанием) либо по разовому запросу пользователя.

Блок математического моделирования предназначен для решения следующих основных задач положенных в основу расчетных (программных) компонентов ЭО АИС:

- расчет параметров ветровых волн вне береговой зоны по заданным волнообразующим факторам;
- расчет трансформации ветровых волн в береговой зоне;
- расчет профиля динамического равновесия подводного берегового склона и оценка величины дефицита или профицита наносов;
- расчет результирующего вдольберегового потока наносов;
- расчета воздействия ветровых волн на берега, сложенные несвязными отложениями, слабосцементированными или связными осадочными горными породами;
- прогноз эволюции береговой линии водоема под действием волн на различных масштабах времени (шторм или серия штормов, год, десятилетия).

Технологические особенности организации доступа к данным

Данные, поступающие в базу, условно можно разделить на два класса: статические, для которых фактор времени не существен, и динамические, требующие отображения их изменения. В качестве логической модели данных выбрана объектно-реляционная модель как надстройка объектно-ориентированных отношений над прочной реляционной структурой.

В силу особенностей полевых (береговых и на исследовательском судне) исследований в технологии передачи данных в центральное хранилище необходимо наличие и так называемого автономного (disconnected) способа доступа к ним с взаимодействием через специализированный адаптер. При таком подходе вызывающая сборка (программное приложение) оперирует с содержимым реляционной базы данных не непосредственно, а через локальные копии DataSet – объектов строго типизированного класса, содержащего свойства, отображенные непосредственно на имена таблиц, связей и ограничений.

Расширение реляционной модели данных до объектно-реляционной реализовано в виде специализированной библиотеки. В качестве платформы разработки выбрана технология .NET (версия платформы – 4.0). Предусмотрены два способа доступа к данным – подключенный (connected) и автономный (disconnected).

Веб-служба предоставления информации развернута на веб-сервере Microsoft® Internet Information Services (IIS) версии 7.0. На стадии экспериментального образца предусмотрено взаимодействие по протоколам TCP (для локальных сетей) и HTTP. Взаимодействие с другими автоматизированными информационными системами в рамках Государственного кадастра береговой зоны морей и внутренних водоемов Российской Федерации также планируется осуществлять через функциональность веб-сервисов.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (проекты 11-05-00615-а и 11-05-10046-к) и федеральной целевой программы «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технологического комплекса России на 2007-2013 годы» (проект 16.515.11.5075).

Литература

1. Лыгин А.А., Лыгин А.А., Хабидов А.Ш. Разработка концепции построения автоматизированной информационной системы мониторинга береговой зоны // ИнтерКарто/ИнтерГИС 17: Устойчивое развитие территорий: теория ГИС и практический опыт. Материалы Международной конференции, Белокуриха, Денпасар, 14-19 декабря 2011 г. – Барнаул, 2011. – С. 321-325.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ МЕТОДОВ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ТЕРРИТОРИЙ НЕФТЕГАЗОВЫХ РАЗРАБОТОК ТЮМЕНСКОГО СЕВЕРА

И.Ю. Макаренкова

*Государственный научно-производственный центр рыбного хозяйства
g-r-c@mail.ru*

COMPARATIVE ANALYSIS OF METHODS ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF PONDS LOCATED IN THE OIL AND GAS TYUMEN NORTH

I.Yu. Makarenkova

На основании результатов комплексных исследований водных объектов нефтегазовых месторождений Тюменского Севера дана оценочная характеристика экологического состояния водных объектов по биологическим и гидрохимическим показателям. При сравнительном анализе использованы

различные методы оценки степени загрязненности водной среды. При диагностике загрязнения водной среды на территориях нефтегазозаботок по гидрохимическим показателям предложено использовать фоновые значения, характерные для данного региона, а не значения ПДК.

Based on the results of comprehensive studies of water bodies of the Tyumen oil fields of the North, given the estimated characteristics of the ecological state of waterpools for biological and hydrochemical parameters. A comparative analysis of various methods of assessing the degree of contamination of water environment. Suggested the diagnosis of water pollution in areas of neftegazorazbotok hydrochemical parameters using the background values typical for this region, rather than limit values.

Экологическое состояние водных объектов, как правило, оценивают по результатам гидрохимических исследований, которые базируются на аналитическом определении количественного содержания загрязняющих компонентов в воде и донных отложениях. В основе оценочных характеристик по гидрохимическим показателям используются значения ПДК. При характеристике фонового состояния службами Росгидромета качество воды оценивается по расчетному индексу загрязненности вод (РД 52.24.643). Госрыбцентром для оценки качества вод используется классификационная шкала, разработанная Институтом гидробиологии АН Украины, которая позволяет также оценить экологическое состояние водного объекта, исходя из количественного содержания компонентов состава вод [1].

Помимо гидрохимических методов в комплексные исследования качества поверхностных вод входят гидробиологические и токсикологические методы, с помощью которых также оценивают загрязненность вод. При гидробиологических методах исследований оценка качества воды проводится по индикаторным организмам с определением средних индексов сапробности и, соответственно, класса чистоты вод, при токсикологических – на основе методов биотестирования с использованием для оценки загрязненности среды выживаемость гидробионтов в остром опыте.

Для оценки качества вод по токсикологическим параметрам существует несколько классификационных шкал. По результатам токсикологических экспериментов на ветвистоусых рачках в экспресс методах выявляется только острый эффект (гибель рачков свыше 50% в экпозиции опыта) и определяется кратность разбавления исходной воды, при которой токсический эффект исчезает. По классификационной шкале Института гидробиологии можно более подробно ранжировать загрязненность вод.

Оценочная шкала при остром токсическом эффекте [1]

| Степень токсичности воды | Гибель дафний, % |
|--------------------------|--|
| Нетоксичная | < 10 |
| Слаботоксичная | <10 за 48 ч., поведенческие реакции нарушены |
| Остротоксичная | ≥ 50 за 48 час. |
| Высокотоксичная | ≥ 50 за 24 час. |
| Чрезвычайно токсичная | 100 в течении 1 часа |

Если провести сравнительную оценку экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и биологическим классификационным шкалам, то можно наблюдать несоответствие оценочных характеристик. Рассмотрим для примера водные объекты Пуровского района Тюменской области, расположенные на территории Северо-Пуровского газоконденсатного месторождения. Исследования проводили на 18 водных объектах бассейна р. Пур (реки, ручьи, озера).

Содержание нефтепродуктов в воде не превышало предельно допустимых значений и находилось на уровне 0,01-0,04 мг/дм³. По ряду тяжелых металлов таких, как никель, хром, свинец и кадмий не наблюдалось превышения ПДК. По ртути, меди, марганцу и цинку выявлена устойчивая загрязненность водных объектов. Кратность превышения ПДК соответствует среднему уровню загрязнения. Так по ртути зафиксировано превышение от 1 до 17 ПДК во всех водных объектах кроме одного ручья б/н, впадающего в р. Пур. Число загрязненных водных объектов ртутью и медью превышает 50 %. Кратность превышения ПДК по меди варьировала от 1,4 до 9,4, по марганцу – ПДК от 1,1 до 14,4 раз, по цинку – от 1,8 до 9,7 ПДК. Максимальные концентрации меди, ртути, цинка отмечены в реках Хотояха, Сармикьяха и в ручье б/н.

Согласно использованной оценочной шкале по тяжелым металлам таким, как ртуть, вода большинства исследованных водных объектов месторождения относится к достаточно чистой (< 0,1 мкг/л), по меди исследованные водоемы принадлежат к слабо загрязненным (1-5 мкг/л), по цинку водные объекты имеют характеристики от «чистых» до «сильно загрязненных». По марганцу все водоемы принадлежат к достаточно чистым (< 50 мкг/л) за исключением р. Сармикьяха и ее притока, где вода по этому показателю слабо загрязнена (50-250 мкг/л).

Если охарактеризовать загрязненность вод по гидрохимическим показателям через расчет индекса загрязненности, то водные объекты этой территории имеют характеристику «грязные». Удельный комбинаторный индекс загрязненности вод равен 4,75. Из числа ингредиентов устойчивая загрязненность среднего уровня отмечена по аммонийному азоту, фосфатам, цинку, меди и ртути. Наибольшую долю в общую оценку загрязненности вносят такие элементы, как медь и ртуть.

Результаты анализа видового состава зоопланктона по степени сапробности показали, что 46,2 % индикаторных видов относятся к олигосапробам (представители чистых вод) и 37,3 % – к олиго-бета-мезосапробам (представители умеренно загрязненных вод). Интегральный показатель, объединяющий 3 индекса (Шеннона, Вудивисса и относительную численность олигохет) характеризует в основном все водные объекты как чистые, за исключением р. Пур, озера б/н и р. Сармикьяха, которые имеют характеристику умеренно загрязненных.

Токсикологические исследования, проведенные с использованием ветвистоусых рачков, выявили наличие слабой токсичности в воде в большинстве водотоков. Процент гибели рачков в острых экспериментах в среднем составлял 19 %. Согласно классификационной шкале водные объекты по классу качества вод – «удовлетворительно чистые». Вода р. Хотояха и Сармикьяха характеризуются средней степенью токсичности. Выживаемость рачков превышала 50 %, что дает основание характеризовать их как «загрязненные». Как видим, токсикологическая и гидробиологическая оценки загрязненности водных объектов месторождения не сочетаются с гидрохимической оценкой, которая основана на сопоставлении с величинами ПДК более жестко, чем биологические.

Следует учесть, что Пуровский район Тюменской области относится к регионам, где сосредоточены большие запасы нефти и газа. Поэтому повышенное содержание тяжелых металлов в поверхностных водах может иметь природное происхождение. Из литературных источников известно, что в углеводородных газах содержатся значимые концентрации ртути, поэтому приземный слой атмосферы над газовыми месторождениями характеризуется повышенным уровнем содержания ртути. Повышенное содержание меди также отмечается повсеместно на всех обследованных водных объектах. Корреляционный анализ не выявил зависимости между токсичностью и содержанием тяжелых металлов, в частности ртути и меди. Поэтому повышенное содержание этих элементов отнюдь не свидетельствует о высокой степени загрязнения этих вод, а отражает природные особенности нефтегазодобывающих районов.

Если по этим элементам при комплексной оценке использовать фоновые значения, характерные для данного региона, а не ПДК, то индекс УКИЗВ уменьшается до значений 2,61, и класс качества вод понижается до характеристики «загрязненные», что соответствует реальной экологической ситуации. На основании этого считаем, что при оценке загрязненности вод на севере Тюменской области, где сосредоточены большие запасы углеводородного сырья, в качестве критерия следует использовать фоновые значения, характерные для участков, нетронутых освоением месторождений.

Литература

1. Окснюк и др., 1993.

ВОЗРАСТНЫЕ И ЭКОЛОГО-ОБУСЛОВЛЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ НЕСПЕЦИФИЧЕСКОЙ РЕЗИСТЕНТНОСТИ РЫБ РЕКИ ЕНИСЕЙ

Г.В. Макарская¹⁻², С.В. Тарских²

¹ – *Институт вычислительного моделирования СО РАН*

² – *Красноярский научный центр СО РАН*

THE AGE AND ECOLOGY CAUSED CHANGES OF NONSPECIFIC RESISTENCY OF FISHES OF THE YENISEI RIVER

G.V. Makarskaya¹⁻², S.V. Tarskikh²

¹ – *Institute of computational modeling of the SB RAS,*

² – *Krasnoyarsk Scientific Centre of SB of RAS*

Охарактеризована возрастная динамика функциональной активности клеток крови рыб, оцениваемой по кинетике генерации АФК антиген-активированными иммунокомпетентными клетками в системе цельной крови у всех обследованных видов рыб, одинаково проявляющаяся в разных экологических условиях. С увеличением возраста изменяется интенсивность и объем генерации АФК клетками крови, и смещается максимум реакции на более позднее время, что возможно свидетельствует о снижении активности про- и антиоксидантных ферментов клеток и факторов клеточного окружения. Отличия кинетических кривых генерации АФК у особей одного вида из отличающихся экотопов свидетельствует о регулирующем влиянии природных и антропогенных факторов на состояние кислородного метаболизма клеток неспецифической резистентности.

The age-specific dynamics of functional activity of fish blood cells, estimated by kinetics of ROS generation by antigene-activated immunocompetent cells in system of whole blood at all surveyed kinds of the fishes, equally shown in different ecological conditions is characterized. The intensity and volume of ROS generation of blood cells are changing with increase in age and the maximum of reaction is displaced to more later time, that probably testifies about decreasing of activity of pro- and antioxydant enzymes of cells and factors of a cellular environment. Differences of kinetic curves of ROS generation in individuals of one kind from different ecotops are evidencing about regulating influence of natural and anthropogenous factors on a state of an oxygen metabolism of cells of nonspecific resistency.

Хозяйственное использование реки Енисей существенно изменило функционирование как отдельных ее экотопов, так и единой речной экосистемы. Зарегулирование реки каскадом ГЭС не только нарушило привычные пути миграции ценных пород рыб, но изменило гидрохимические характеристики водотока на протяженных участках Саяно-Шушенского и Красноярского водохранилищ с замедленной скоростью течения, большой

глубиной, на протяжении более 50 лет продолжающимся формированием береговой линии. Все эти события имеют свое отражение в функционировании всех трофических звеньев водохранилищ как по видовому составу, так и функциональной продукционной активности [1]. Биосистема реки Енисей ниже каскада ГЭС также антропогенно трансформируется в результате судоходства, промышленного отбора и сброса воды. Особое место в этом процессе играет сброс технических вод Железногорского Горно-химического комбината, активное поступление которых было прекращено 20 лет назад, но до сих пор содержание радионуклидов в донных и пойменных отложениях превышает фоновые уровни [2].

Динамика и направленность изменений иммуно-гематологического статуса рыб, обитающих в различных экотопах, может стать основой прогноза не только здоровья рыб, но и состояния экосистемы в целом [3-5], определения степени отклонения от «нормы» показателей гемоиммуногенеза в зависимости от особенностей экологических факторов и антропогенной нагрузки.

Генерация активных форм кислорода (АФК) является обязательным сопровождением активации нормально функционирующих фагоцитирующих клеток – ведущих элементов неспецифической резистентности и специфического иммунитета. Несомненно, физиологически обусловленные процессы генерации АФК иммунокомпетентными клетками, регулируемые активностью про- и антиоксидантных систем организма, являются чувствительными к изменению факторов внешней среды. Следствием таких изменений может быть снижение защитных свойств организма или развитие аутоиммунных воспалительных процессов. Кинетика процесса генерации АФК в ответ на антигенное внедрение *in vitro*, регистрируемая хемилюминесцентным методом в нефракционированной крови, отражает не только активность функционирования каскадно включающихся про- и антиоксидантных ферментов клеточных мембран фагоцитирующих клеток, но и всей совокупности про- и антиоксидантных факторов периферической крови.

Цель настоящей работы состояла в сравнительном анализе возрастных изменений продукции АФК иммунокомпетентными клетками крови рыб, обитающих на экологически различных участках гидросистемы реки Енисей. Объектом исследования явились рыбы аборигенных видов (елец, плотва, окунь) реки Енисей, обитающие на различных ее участках: средняя часть Красноярского водохранилища с заливами, зона контроля – р. Енисей (45-80 км выше места сброса технических вод ГХК); зона влияния ГХК – в 10-20 км по р. Енисей (ниже места сброса технических вод).

Функциональную активность клеток крови (взята из жаберной вены рыб), активированных опсонизированными частицами монодисперсного латекса, оценивали по люминолзависимой хемилюминесцентной кинетике генерации АФК [6]. Регистрация кинетики генерации АФК проводилась в

течение 120 минут при термостатировании (20°C), на автоматизированном 36-канальном, управляемом ПЭВМ приборе «Хемиллюминометр CL-3604» (СКТБ «Наука»). Анализ хемиллюминесцентной кинетики включал определение параметров хемиллюминесцентной кривой (ХЛГ): T_{max} (время наступления максимума, мин.), I_{max} (амплитуда максимальной интенсивности реакции, имп./с), S (площадь под кривой ХЛГ – общее количество квантов света, выделенных за время регистрации, имп. за 120 мин., определяющий объем продукции АФК).

На фоне выявленной ранее видовой специфичности кинетики генерации АФК клетками крови рыб [7] обнаружена внутривидовая возрастная динамика. В контрольной зоне р. Енисей для окуня максимальная интенсивность и объем генерации АФК отмечается в 4+ возрасте (рис. 1а), в более старшем возрасте интенсивность свечения I_{max} снижается. С увеличением возраста увеличивается время наступления максимума продукции АФК, со смещением его хемиллюминесцентной кривой вправо, что свидетельствует о более позднем включении прооксидантных ферментов в процессе фагоцитоза. Для окуня из водохранилища характерна большая величина объема продукции АФК антигенактивированными клетками крови с выраженной тенденцией уменьшения с возрастом. На участке р. Енисей, испытывающем антропогенную нагрузку за счет поступления радиоактивных стоков Железногорского ГХК [2], у окуня выявлено заметное увеличение объема продукции АФК в период от 3 до 5-ти лет, у особей 3+ и 5+ величины S превышали таковые у окуня из контрольной зоны в 5-8,8 раза. Значения S были наибольшими у окуней 4+ контрольной зоны, превышая ее значения у окуней того же возраста в зоне ГХК в 2 раза.

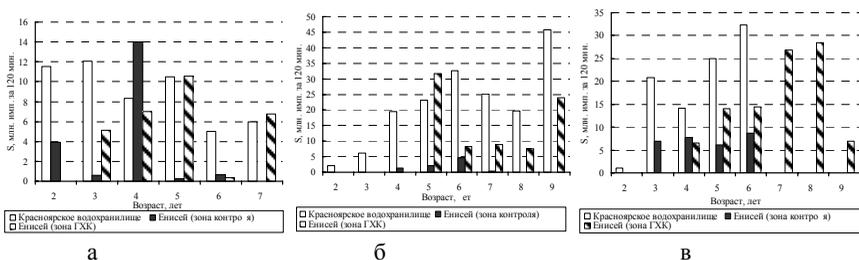


Рис. 1. Возрастная динамика объема продукции АФК (S) антиген-активированными *in vitro* клетками крови окуня (а), плотвы (б) и ельца (в), обитающих в различных экологических зонах: по оси ординат – объем продукции АФК (S), по оси абсцисс – возраст рыб.

Возрастная динамика величины объема продукции АФК клетками крови плотвы из водохранилища и контрольной зоны р. Енисей выражается в закономерном увеличении в течение 6 лет с последующим снижением к восьмилетию (рис. 1б). При этом значение объема продукции АФК у речных

особей был в 8-18 раз ниже, чем в водохранилище. В зоне влияния стоков ГХК отловлены были особи от 5+ и старше, объем продукции АФК которых был максимально высоким у 5+ особей, с последующим снижением у 6-8-летних, но превышающим в 2-3 раза эту величину у особей из контрольной зоны р. Енисей.

Для ельца отмечается постепенное увеличение объема продукции АФК клетками крови в ответ на антигенную активацию *in vitro* с возрастом у особей из всех обследованных экотопов. Наиболее высокий уровень продукции характерен для особей из водохранилища, наименьший – в контрольной зоне р. Енисей. В зоне влияния стоков ГХК объем продукции АФК особей 5+ и 6+ превышал таковой особей из контрольной зоны в 1,7-2 раза (рис. 1в). Также, как и у окуня в этой зоне с возрастом увеличивается время достижения максимума продукции АФК T_{max} , со смещением центра хемилюминесцентной кривой вправо. Максимальные значения T_{max} характерны для ельцов 6+ возраста. Анализ хемилюминесцентных кривых кинетики генерации АФК антигена активированными *in vitro* клетками крови ельца из различных зон методом компонентного анализа Magrissio [8] выявила особенности изменения различных этапов респираторного взрыва у особей в различных зонах. Согласно методического подхода каждая хемилюминесцентная кинетическая кривая может быть представлена как сумма трех статистических распределений (тип Пуассона), причем первая компонента (I) представляет процессы, происходящие около плазматической мембраны, вторая (II) – внутриклеточную генерацию АФК, обе связаны (рис. 2). Третья компонента (III) описывает кинетику генерации внутриклеточных АФК, напрямую несвязанную с фагоцитозом.

Особенностью кинетики продукции АФК клетками крови ельца из зоны влияния ГХК является резкое увеличение внутриклеточной генерации АФК (S_{III}) с возрастом по сравнению с особями из контрольной зоны с сокращением продукции АФК, напрямую связанная с фагоцитозом. Выявленные особенности свидетельствуют о снижении неспецифической резистентности особей ельца в зоне влияния стоков ГХК на р. Енисей и повышении опасности повреждения собственных молекулярных структур клеток и тканей рыб АФК.

Таким образом, выявлены отличия кинетических кривых генерации АФК у особей одного вида из отличающихся экотопов, что свидетельствует о регулирующем влиянии природных и антропогенных факторов на состояние кислородного метаболизма клеток неспецифической резистентности.

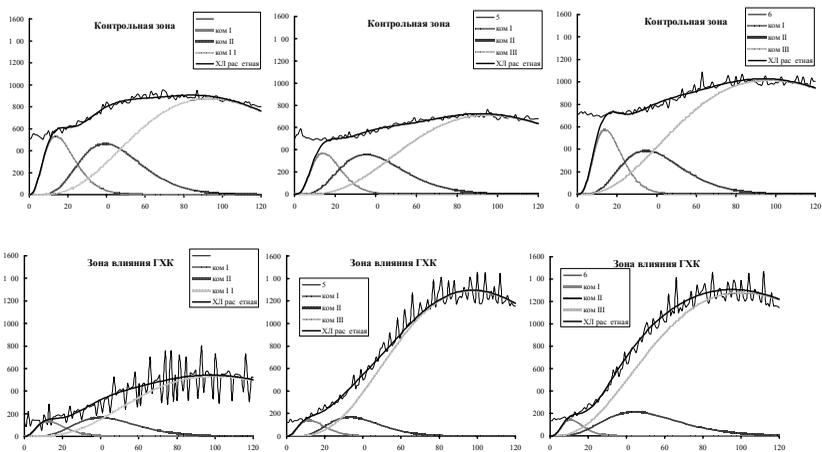


Рис. 2. Компонентное представление по методу [8] кинетики генерации АФК, антиген-активированными *in vitro* клетками крови ельца и индекс активации клеток в контрольной и 1-4 зонах: по оси ординат – I, имп./с, по оси абсцисс – продолжительность регистрации в мин.

Литература

1. Вышегородцев А.А., Космаков И.В., Ануфриева Т.Н., Кузнецова О.А. Красноярское водохранилище. – Новосибирск: Наука, 2005. – 212 с.
2. Болсуновский А.Я., Суковатый А.Г. Радиоактивное загрязнение водных организмов реки Енисей в зоне влияния горно-химического комбината // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44. – № 3. – С. 361-366.
3. Соломатина В.Д., Малиновская М.В., Фомовский М.А., Могилевич Н.А. Особенности метаболизма рыб в условиях радиоактивного загрязнения // Гидробиологический журнал. – 2000. – Т. 36. – № 3. – С. 51-57.
4. Babior M. The respiratory burst of phagocytes // Journal of Clinical Investigations. – 1984. – V. 73. – P. 599-601.
5. Stasiak S.A., Baumann P.C. Neutrophilic activity as a potential bioindicator for contaminant analysis // Fish & Shellfish Immunology. – 1996. – V. 6. – P. 537-539.
6. Методические указания по определению уровня естественной резистентности в оценке иммунного статуса рыб. №13-4-2/1795. База данных «Ветеринарное законодательство». – М., 2000. – <http://www.aris.ru>.
7. Макарская Г.В., Лопатин В.Н., Тарских С.В. Хемилюминесцентный анализ функциональной активности фагоцитирующих клеток крови рыб // ДАН. – 2003. – Т. 390. – № 3. – С. 420-422.
8. Magrisso M.Y., Alexandrova M.L., Markova V.I. et al. Functional states of polymorphonuclear leukocytes determined by chemiluminescent kinetic analysis // Luminescence. – 2000. – V. 15. – P. 143-145.

ПРОБЛЕМЫ СОХРАНЕНИЯ РАЗНООБРАЗИЯ ИХТИОФАУНЫ РЕКИ ЧУ

*Н.Ш.Мамилев, Г.М.Дукравец, Г.К.Балабиева, Ф.Х.Хабибуллин
НИИ проблем биологии и биотехнологии КазНУ, г. Алматы, Казахстан,
mamilov@gmail.com*

PROBLEMS OF FISH DIVERSITY CONSERVATION IN THE CHU RIVER

*N.Sh.Mamilov, G.M.Dukravets, G.K.Balabieva, F.Kh.Khabibullin
Science Research Institute of problems of biology and biotechnology, Almaty,
Kazakhstan*

Исследовано современное состояние экосистемы р. Чу в пределах Республики Казахстан. Установлено значительное изменение состава рыбного населения в результате антропогенного воздействия.

An investigation of modern state of ecosystem of the Chu River had been done. Significant change of fish fauna was discovered as a result of human impact to the ecosystem of the river.

Река Чу (Шу) берет свое начало в Киргизии и заканчивается на территории Казахстана. Проблема сохранения разнообразия аборигенной ихтиофауны этого региона стоит особенно остро, поскольку здесь существуют благоприятные условия для ведения сельского хозяйства, но в связи с ростом населения в последние десятилетия все более остро ощущается дефицит воды. В прошлом состав ихтиофауны р. Чу и ее распределение по различным участкам были описаны в работах Г.В. Никольского (1931), П.А. Дрягина (1936), Ф.А. Турдакова (1963), Г.М. Дукравца и В.П. Митрофанова (1966). В результате исследований, проведенных нами в начале 1990-х годов и в 2009-2012 гг. установлено значительное изменение состава рыбного населения.

В последние десятилетия уровень воды в реке Чу и ее притоках испытывает сильные колебания, обусловленные не только погодными условиями, но количеством воды, забираемой на орошение. Травянистая растительность на большинстве исследованных участков р. Чу и ее притоков сильно деградирована в результате перевыпаса скота и/или рекреационной нагрузки. Древесная и кустарниковая растительность также сильно разрежены и представлены одиночными кустами/деревьями. Это приводит к попаданию в воду избыточных количеств загрязняющих веществ. Концентрации тяжелых металлов в воде самой реки и ее притоков на территории Казахстана сильно варьируют по годам. В отдельные годы часть притоков не доносит свои воды до основной реки.

При вскрытии у большинства рыб из самой р. Чу и ее притоков обнаруживались различные патологии в печени, отвечающей в т.ч. и за детоксикацию организма: увеличение кровеносных сосудов и капилляров, неравномерное окрашивание, бахромчатые края, чрезмерное увеличение желчного пузыря. У некоторых рыб в результате чрезмерного загрязнения обмен веществ менялся в сторону увеличения жиронакопления или ускоренного полового созревания. Так в самой р. Чу была обнаружена карликовая форма плотвы, достигающая половой зрелости в возрасте 2 лет при длине тела всего около 6 см, при этом выборка характеризовалась значительным преобладанием самцов.

В ходе проведенных нами исследований не были обнаружены аборигенные аральский (*Barbus brachycephalus brachycephalus* Kessler, 1872) и туркестанский (*Barbus capito conocephalus* Kessler, 1872) усачи, чуйская остролючка (*Capoetobrama kuschakewitschii orientalis* G.Nikolsky, 1934) и чужеродные амударьинская форель (*Salmo trutta oxianus* Kessler, 1874), ишхан (*Salmo ischchan* Kessler, 1877), линь (*Tinca tinca Linnaeus*, 1758), пестрый толстолобик (*Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1846). Зато был обнаружен новый для бассейна чужеродный вид – горчак *Rhodeus sp.*

Ихтиофауна р. Чу представляет большой интерес в научном плане для изучения закономерностей акклиматизации, микроэволюции и видообразования у рыб, в практическом – для выработки взаимовыгодных путей использования и сохранения ресурсов трансграничных рек.

ОБРАЗОВАНИЕ ТЕРАТОЛОГИЧЕСКИХ ФОРМ У ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В ТЕЛЕЦКОМ ОЗЕРЕ КАК ОДИН ИЗ ИНДИКАТОРНЫХ ПРИЗНАКОВ СОСТОЯНИЯ ЕГО ЭКОСИСТЕМЫ

Е.Ю. Митрофанова

Институт водных и экологических проблем СО РАН, emit@iwep.asu.ru

TERATOLOGICAL FORMS DEVELOPMENT IN DIATOMS OF LAKE TELETSKOYE AS AN INDICATOR OF ITS ECOSYSTEM STATE

E.Yu. Mitrofanova

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, emit@iwep.asu.ru

Представлены тератологические формы диатомовых водорослей, обнаруженные при исследовании планктона и перифитона Телецкого озера. Рассмотрены причины появления тератоформ у водорослей и высказано предположение о стабильности экосистемы озера ввиду редкого появления уродливых форм в альгофлоре озера.

The teratological forms of diatom algae found in the Lake Teletskoye plankton and periphyton are presented. The reasons for teratoforms appearance in algae populations were discussed, and the assumption of the lake ecosystem stability due to rare occurrence of deformed forms in the lake algae flora were done.

При мониторинге и оценке состояния водных экосистем используют различные показатели развития и функционального состояния первичного звена, водорослей планктона и бентоса. Индикационно значимыми являются такие количественные характеристики, как число выявленных видов, численность и биомасса водорослей планктона и бентоса в целом и доля отдельных видов, соотношение крупных таксонов, преобладающие виды и их экологические характеристики. Дополнительную информацию могут дать данные о появлении в сообществах водорослей морфологически измененных форм – тератологических, или уродливых. Такие формы встречаются у синезеленых, зеленых и диатомовых водорослей. Морфологические изменения у диатомовых водорослей могут носить приспособительный и неприспособительный характер в ответ на изменения условий окружающей среды [1]. С использованием сканирующей электронной микроскопии у диатомей можно обнаружить не только аномалии в форме панциря (наиболее часто встречающиеся изменения в морфологии клеток – [2]), но и изменения в структуре поверхности панциря (расположение штрихов, рядов точек и швов). Считается, что на появление тератоформ водорослей могут повлиять: химические отклонения в среде – загрязнения, повышенный или пониженный рН; механические – скученность при массовом размножении; паразитизм водорослей и/или грибов; аномалии при половом процессе; клетки наименьших размеров в клоне; клетки, продуцируемые в экстремальных условиях (освещенности и температуры); генетические изменения, приводящие к образованию клеток другого вида или даже рода. Различные причины возникновения уродливых форм остаются в сфере предположений, и лишь в немногих случаях эти причины установлены [3]. Например, появление тератологических форм диатомей часто, но не всегда, является следствием загрязнения вод тяжелыми металлами [1, 4-5] или органическими соединениями [2, 6], в высокогорных озерах – повышенной солнечной радиацией [7]. Хотя иногда при загрязнении тяжелыми металлами происходят только структурные изменения в сообществе диатомовых водорослей без появления их тератоформ [8].

Пробы фитопланктона и фитобентоса Телецкого озера за период с 1989 по 2011 гг. были исследованы с помощью сканирующего электронного микроскопа Hitachi S3400N. Выявлены тератоформы у водорослей *Hannaea arcus* (Ehrenberg) Patrick; *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunov) Williams et Round; *Diatoma moniliformis* Kützing; *Diatoma tenuis* Agardh; *Staurosira construens* f. *binodis* (Ehrenberg) Hamilton, *Staurosirella leptostauron* (Ehrenberg) Williams et Round. В основном наблюдали изменения в форме панциря (рис. 1: 1-3, 5-12), лишь у двух форм была выявлена аномалия в штриховке центрального поля панциря (рис. 1: 4) и ассиметричности штриховки всей створки (рис. 1: 13). Все выявленные виды диатомовых водорослей являются бентосными организмами, в планктон пелагиали они, вероятно, были занесены с литоральных участков озера. Отмечают, что именно в перифитоне как среди эпифитов, так и эпицитов [9], диатомовые чаще формируют уродливые формы в связи с локальным поступлением загрязняющих веществ и длительностью их воздействия на клеточный цикл водорослей. В планктоне такого влияния не выявлено из-за разбавления концентраций загрязняющих веществ и минимизации их воздействия на живые организмы. Известно, что тератоформы у *Hannaea arcus* появляются при загрязнении воды тяжелыми металлами – Cd, Cu, Fe и Zn [10], у *Pseudostaurosira brevistriata* – Cd, As, Pb и Hg в водном столбе, Cd, Cu, Hg, Pb и Zn в донных отложениях [10]. В планктоне Телецкого озера аномальные формы диатомовых отмечены в районе устья р. Чулышман на юге озера, в пелагиали на стыке широтной и меридиональной частей озера у п. Яйлю, на севере у п. Артыбаш и в изолированном Каменном заливе. Находки тератоформ в пробах планктона были единичные, чаще они встречались на юге озера у р. Чулышмана и в Каменном заливе, что, возможно, связано с повышенной антропогенной нагрузкой (туризм), а, следовательно, локальным загрязнением воды органическими веществами и тяжелыми металлами (от моторных лодок). В меридиональной части озера (пелагиаль Яйлю) найдена всего одна тератоформа, в устье р. Корбу (фитоперифитон) – три. Следует отметить, что устье р. Корбу и одноименный водопад – тоже наиболее посещаемое туристами место на озере, а в пелагиали Яйлю наблюдается активное движение моторных лодок. Все же говорить о масштабном загрязнении Телецкого озера тяжелыми металлами и органическими соединениями не приходится ввиду незначительности и локальности антропогенного воздействия, а также большой устойчивости его экосистемы вследствие большого объема и проточности водоема. Появление тератоформ у диатомей может служить сигналом о незначительных изменениях в его экосистеме, так как ранее такие формы у диатомей не обнаруживали [11]. Таким образом, выявление в альгофлоре Телецкого озера тератологических форм может служить дополнительной индикаторной характеристикой при оценке состояния экосистемы озера в целом и отдельных участков его акватории – в частности.

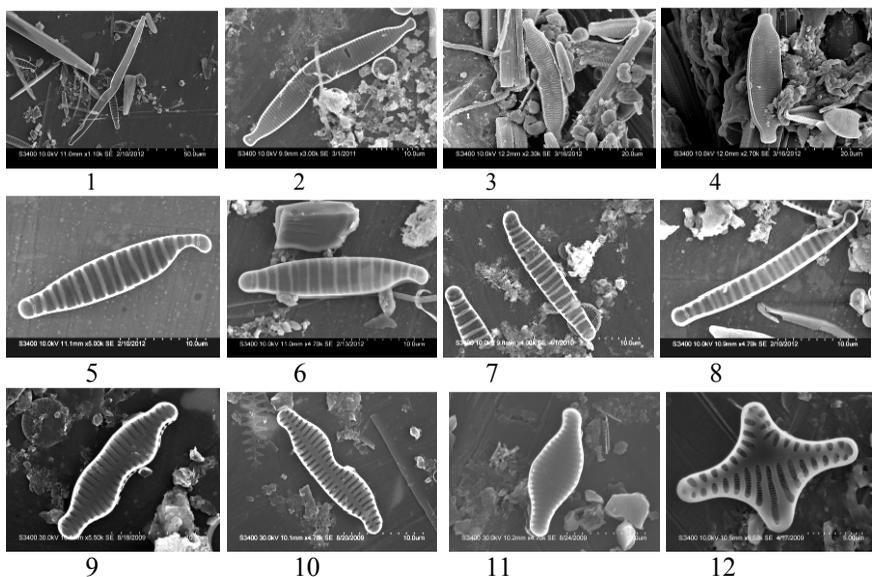


Рис. 1. Тератологические формы диатомовых водорослей в планктоне и перифитоне Телецкого озера: 1-4 – *Hannaea arcus* (Ehr.) Patr.; 5-7 – *Diatoma moniliformis* Kütz.; 8 – *Diatoma tenue* Ag.; 9-10 – *Staurosira construens* f. *binodis* (Ehr.) Hamilton; 11 – *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunov) Williams et Round; 12 – *Staurosirella leptostauron* (Ehr.) Williams et Round.

Литература

1. Falasco E., Bona F., Ginepro M., Hlúbikova D., Hoffmann L., Ector L. Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions // *Water SA*. – 2009. а. – V. 35. – № 5. – P. 595-606.
2. Dziengo-Czaja M., Koss J., Matuszak A. Teratological forms of diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water pollution in the western part of Puck Bay (southern Baltic Sea) // *International J. of Oceanography and Hydrobiology*. – 2008. – V. XXXVII. – № 2. – P. 119-132.
3. Баринава С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив: Изд-во Ин-та эволюции Ун-та Хайфы, 2006. – 498 с.
4. Furey P.C., Lowe R.L., Johansen J.R. Teratology in *Eunotia* taxa in the Great Smoky Mountains National park and description of *Eunotia macroglossa* sp. nov. // *Diatom Research*. – 2009. – V. 24. – № 2. – P. 273-290.
5. Sgro Gerald V., Poole John B., Johansen Jeffery R. Diatom species composition and ecology of the Animas River watershed, Colorado, USA // *Western North American Naturalist*. – 2007. – V. 67. – № 4. – P. 510-519.

6. Rimet F., Ector L., Dohet A., Cauchie H.M. Impact of fluoranthene on diatom assemblages and frustule morphology in indoor microcosms // *Vie et Milieu-Life and Environment*. – 2004. – V. 54. – P. 145-156.
7. Cabrol N., McKay C., Grin E., Kiss K., Acs E., Toth B., Grigorszky I., Szabo K., Fike D., Eotvos L. Hock A., Demergasso C., Escudero L., Galleguillos P., Chong G., Grigsby B., Zambrana R.J., Tambley C. Signatures of habitats and life in Earth's high-altitude lakes: clues to Noachian aqueous environments on Mars // *The Geology of Mars: Evidence from Earth-Based Analogs* (M. Chapman. ed.). –Published by Cambridge University Press. Cambridge University Press, 2007. – P. 349-370.
8. Debenest, T., Pinelli, E., Coste, M., Silvestre, J., Mazzella, N., Madigou, C., Delmas, F. Sensitivity of freshwater periphytic diatoms to agricultural herbicides // *Aquatic Toxicology*. – 2009. – V. 93 – № 1. – P. 11-17.
9. Majewska Roksana, Zgrundo Aleksandra, Lemke Paulina and Mario De Stefano. Benthic diatoms of the Vistula River estuary (Northern Poland): Seasonality, substrata preferences, and the influence of water chemistry // *Phycological Research*. – 2012. – V. 60. – P. 1-19.
10. Falasco E., Bona F., Badino G., Hoffmann L., Ector L. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review // *Hydrobiologia*. – 2009 b. – V. 623. – № 1. – P. 1-35.
11. Порецкий В.С., Шешукова В.С. Диатомовые Телецкого озера и связанных с ним рек // *Диатомовый сборник*. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1953. – С. 107-173.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ И КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕКИ ОБИ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ ФИТОПЛАНКТОНА

Е.Ю. Митрофанова

Институт водных и экологических проблем СО РАН, emit@iwep.asu.ru

ASSESSMENT OF OB RIVER STATE AND WATER QUALITY BY PHYTOPLANKTON CHARACTERISTICS

E.Yu. Mitrofanova

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, emit@iwep.asu.ru

Представлен анализ многолетних оригинальных и литературных данных по фитопланктону крупнейшей реки Западной Сибири, р. Оби. Трансформация фитопланктона крупной реки происходит под действием

природных и антропогенных факторов. По количественным и качественным характеристикам фитопланктона отмечено повышение трофического статуса и снижение качества воды вдоль по течению реки от ее верхних горных участков (Верхняя Обь) до низовий (Нижняя Обь). Локальное снижение качества воды выявлено в районах крупных промышленных центров и больших поселков.

The analysis of long-term original and published phytoplankton data on Ob River, the largest one in West Siberia, is presented. The transformation of the large river phytoplankton is caused by natural and anthropogenic factors. Based on quantity and quality phytoplankton characteristics, the increase of trophic state as well as water quality deterioration downstream the Ob, i.e. from its upper mountain sites (Upper Ob) till lower reaches (Low Ob) was noted. The local water quality deterioration nearby large industrial centers and settlements was revealed.

От состояния первичного звена в экосистеме, продуцирующего органическое вещество, зависит статус и функциональное состояние водного объекта в целом как небольшого водоема и ручья, так и крупного и глубокого озера или большой реки. Водная система Западной Сибири представляет собой совокупность водных объектов бассейна реки Оби от высокогорных водоемов и водотоков Бии и Катуня до нижних участков Оби и ее притоков вместе с бессточной областью Обь-Иртышского междуречья. Река Обь – одна из крупнейших рек Сибири, протянувшаяся от слияния рек Бии и Катуня до Обской губы Карского моря на 3650 км. Площадь водосборного бассейна – 2,99 млн. км². По размеру своего бассейна река относится к числу великих [1] с годовым стоком 400 км³. Обь-Иртышский бассейн включает значительное количество разнотипных экосистем текучих и стоячих вод: водотоков различной величины; горных и степных озер различных размеров и солености, водохранилищ и болот [2].

В одном из истоков р. Оби, в истоке р. Бии, находится глубокое Телецкое озеро. По диатомово-криптофитовому характеру доминантного комплекса, в отдельные периоды – диатомово-хризофитовому, низким средним и максимальным за сезон величинам биомассы фитопланктона водоем можно отнести по шкалам трофности озер И.С. Трифиновой и Р. Фолленвайдера (средняя биомасса – < 1 г/м³ и максимальная – 1-3 г/м³) к олиготрофному типу. Вода относится к классу «чистые воды». Выявлено, что фитопланктон озер его бассейна оказывает незначительное влияние на состав и структуру фитопланктона самого озера. Богатый и разнообразный планктон озер водосборного бассейна в большинстве своем, вероятно, не достигает Телецкого озера ввиду сильного воздействия горных потоков. Речной фитопланктон притоков озера в основном бедный, его состав определяется в значительной мере оторвавшимися от субстрата диатомовыми водорослями

фитоэпилитона. Сходство фитопланктона Телецкого озера в большей степени наблюдается с фитопланктоном притоков в их нижнем течении.

Верхняя Обь. После слияния рек Бии и Катунь река отличается уже сформированным речным фитопланктоном. В его составе преобладают в большинстве автотрофные водоросли, причем истинно планктонных форм становится все больше, также как повышается и обилие водорослей в толще воды. Так в течение периода открытой воды численность и биомасса фитопланктона Верхней Оби могут достигать 500,8 тыс.кл./л и 1059,0 мг/м³ (1993), в районе г. Барнаула – 1259,0 тыс.кл./л и 780,8 мг/м³ (2001), в районе г. Камня-на-Оби – 1003,7 тыс.кл./л и 745,3 мг/м³ (2004), соответственно. Большинство видов-индикаторов сапробности являются бета-мезосапробами. Значения индекса сапробности достигает 2,08 и соответствуют олиго-бета-мезосапробной зоне. В безледный период (с апреля по сентябрь) в фитопланктоне р. Оби в районе г. Барнаула наблюдается характерное для голарктических рек [3] преобладание диатомовых водорослей – до 45,6% от общего числа видов. Диатомеи чаще других водорослей доминируют и по численности.

Средняя Обь. Особенности фитопланктона от Новосибирского водохранилища до устья р. Иртыша определяются специфическими природными условиями района, а именно избыточной увлажненностью и заболоченностью водосборной площади. Численность водорослей в планктоне Средней Оби изменяется в пределах 154,7-2817,6x10⁶ кл./м³, биомасса – 198-3192 мг/м³ (1999). Состав фитопланктона Средней Оби отличается большой однородностью. Преобладающей группой являются диатомовые водоросли, в основном их планктонные формы. Ведущая роль в сложении численности в большинстве проб принадлежит центрическим колониальным формам диатомей, причем обнаруживается общая тенденция увеличения их доли в общей численности фитопланктона вниз по течению. Не обнаружено значимых различий между берегами и фарватером [4-5].

Нижняя Обь. Численность водорослей в планктоне изменяется также в значительных пределах, но превосходит таковые показатели фитопланктона для Средней Оби, как и биомасса: 8,7-1606,8x10⁶ кл./м³ и 69-1327 мг/м³ [5-6]. В летнем планктоне Нижней Оби наибольшую долю в общей биомассе имеют центрические диатомовые. Высокая биомасса водорослей планктона при значительной доле диатомовых в ней (17,9-38,6%) характерна для поздне-осенних проб. Средние значения индекса сапробности лежат в пределах 1,51-2,15, что соответствует б-мезосапробной зоне (1,51-2,50) и свидетельствует об умеренном органическом загрязнении воды Нижней Оби.

В результате анализа литературных [3, 7-12] и многолетних оригинальных данных по фитопланктону реки Оби выявлено, что трофический статус реки повышается от олиготрофного и даже ультраолиготрофного в верховье (Телецкое озеро и водоемы его бассейна) до мезотрофно-эвтрофного в среднем течении и сохраняется на этом уровне в низовье при локальных изменениях в районах крупных населенных пунктов

и притоков, главным образом, под влиянием биогенной нагрузки и нефтяного загрязнения. Воды Верхней Оби в целом находятся в диапазоне от очень до предельно чистых и от ксено- до альфаолигосапробных, соответственно. К вполне чистым относятся участки Оби у городов Барнаул и Камень-на-Оби. Наиболее загрязненными являются воды р. Чумыш – достаточно чистые-слабо загрязненные и бета-мезосапробные. Величины индекса сапробности для Средней Оби свидетельствуют об отсутствии межгодовых колебаний уровня загрязнения вод нетоксическими органическими веществами. Оценка качества воды и состояния экосистемы р. Оби в среднем течении совпадает с таковой для участка верхнего течения в районе г. Барнаула в 1993-1994 и 1998 гг., что свидетельствует о стабильности речной экосистемы в пространственно-временном аспекте [4]. В целом, структурные характеристики фитопланктона свидетельствуют о его достаточно благополучном состоянии. Экосистема р. Оби способна к самоочищению, происходящие в ней изменения по характеру обратимы, но существует угроза перехода в кризисное состояние на наиболее загрязненных участках, особенно ниже по течению от городов, где наблюдается поступление городских сточных вод. В период паводка в результате большого сноса терригенного материала с территории бассейна снижается прозрачность, повышается турбулентность воды, и уровень самоочищения реки снижается как следствие уменьшения физиологической активности водорослей.

Литература

1. Иванов П.В. Классификация озер мира по их величине и по средней глубине // Науч. бюлл. Ленинградского госуниверситета. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1948. – № 21. – С. 29-36.
2. Жадин В.И. Жизнь в реках // Жизнь пресных вод СССР. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1950. – С.113-257.
3. Науменко Ю.В. Водоросли фитопланктона реки Оби. Препринт. – Новосибирск, 1995. – С. 55.
4. Кириллова Т.В., Митрофанова Е.Ю. Индикация качества воды реки Оби по составу и количеству планктонных водорослей // Тез. докл. науч.-практич. семинара, г. Барнаул, 27 – 29 марта 2002 г. – Барнаул. 2002а. – С. 46-49.
5. Кириллова Т.В., Митрофанова Е.Ю. Состав и структура фитопланктона Средней Оби // Эколого-биогеохимические исследования в бассейне Оби. – Томск, 2002б. – С. 200-219.
6. Митрофанова Е.Ю. Таксономический состав и обилие водорослей различных участков р.Обь в 1991 – 1994 гг. // Ботанические исследования Сибири и Казахстана: Сб. Науч. Ст. Гербария им. В.В. Сапожникова Алт. Ун-та.– Барнаул: Изд-во Алт. гос. ун-та.– 1996.– Вып. 2.– С. 139-147.

7. Куксн М.С. Обзор изученности альгофлоры реки Оби // Тр. ЦСБС СО АН СССР. Водоросли и грибы Западной Сибири. – Вып. 8., Ч. 1. – Новосибирск: Наука, 1964. – С. 13-18.
8. Куксн М.С., Левадная Г.Д., Попова Т.Г., Сафонова Т.А. Водоросли Оби и ее поймы // Водоросли и грибы Сибири и Дальнего Востока. – Ч. 2 (4). – Новосибирск: Наука, 1972. – С. 3-4.
9. Науменко Ю.В. Фитопланктон реки Обь // Автореф. на соиск. учен. степ. д.б.н. – Новосибирск, 1996. – 33 с.
10. Солоневская А.В. Динамика сезонного развития и сток фитопланктона Верхней Оби на участке г. Камент – с. Дубровино // Водоросли и грибы Западной Сибири, Ч. 1.: Тр. ЦСБС СО АН СССР. – Новосибирск: Наука, 1964. – Вып. 8. – С. 69-81.
11. Солоневская А.В. Сток фитопланктона Нижней Оби // Гидростроительство и рыбное хозяйство в Нижней Оби. – Тюмень, 1966. – С. 77-91.
12. Якубова А.Н. Основные черты водорослевой растительности реки Обь в её верхнем течении // Тр. Биол. ин-та. – Вып.7., 1961. – С. 65-79.

ПРОМЫСЕЛ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И КАЧЕСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЛЕЩА УРАЛЬСКОЙ ПОПУЛЯЦИИ

Н.Н. Попов, Т.Н. Камиева, Т.А. Утеулиев
 Атырауский филиал Казахского научно-исследовательского института
 рыбного хозяйства (АтФ КазНИИРХ), Казахстан, г. Атырау, e-mail:
 fch63@mail.ru

FISHERY, ORGANIZATION AND QUALITY CHARACTERISTIC OF URAL BEAM POPULATION

N.N. Popov, T.N. Kamiyeva, T.A. Uteuliyev
 Atyrau branch «Kazakh national-research fishery institute» Atyrau,
 Kazakhstan

Роль леща как промыслового объекта продолжает оставаться лидирующей в Урало-Каспийском рыбопромысловом районе. Многолетний анализ промысловых уловов показал наличие определенной динамики, которая зависит не только от состояния запаса рыб, но и от условий и интенсивности промысла. В связи с этим проведена оценка динамики промысловых усилий и эффективности лова на Урале. За последние 10 лет эффективность промысла леща увеличилась почти в 5 раз. Увеличению водного обмена между уральской авандельтой и северо-восточной частью Каспия привело к увеличению запасов этого вида. Усиленная

проточность пресноводного уральского стока стала главным привлекающим фактором для рыб.

The role of the beam as fishery object is steel leading in Ural Caspian fishing region. Many years analysis of marketable fishing is showed certain dynamic, that is depends not only of fish reserve, but also of condition and intensity of fishery. In connection with above we have done a job of dynamic fishery force evaluation and effectiveness catching evaluation.

Основы развития рыболовства на Каспии известны издавна [1-5]. Первые устои рационального ведения рыбного дела на Каспии были высказаны еще К. Бэрм [6] и Н.Я. Данилевским [2-3]. Эти основы продолжали совершенствоваться и XX в. [5, 7]. Однако, как нам известно, устойчивое ведение промысла не всегда определялось элементарными связями. Лидирующими факторами в современных условиях, определяющими сохранность популяций рыб, стали как биологические, так и технического порядка, одним из которых является интенсивность промысла.

Лещ Северного Каспия на протяжении многолетней истории каспийского рыбного промысла всегда являлся одним из основных промысловых объектов [6]. Его лидерство сохранилось и в современный период. В уловах полупроходных и речных видов рыб доля леща составляет 50-60 %. В последние годы рыбный промысел на Урале в значительной мере активизирован, а вылов леща здесь возрос с 2220 (2002) до 9359 (2008) тонн. Динамика его вылова за 2000-2009 гг. в Урало-Каспийским рыбопромысловым районам представлена и в таблице 1.

Таблица 1 – Вылов леща в Урало-Каспийском рыбопромысловом районе, т.

| Годы | Вылов | Годы | Вылов |
|------|--------|------|-------|
| 2000 | 3300 | 2005 | 5250 |
| 2001 | 4750 | 2006 | 5872 |
| 2002 | 2220 | 2007 | 7240 |
| 2003 | 4296 | 2008 | 9359 |
| 2004 | 2963,4 | 2009 | 7884 |

Промысловое усилие нами оценивалось путем учета обловленных водных объемов всеми используемыми орудиями лова (невода, сети и вентеря) по методике А.И. Трещева [8-9]. Для этих целей в начале текущего столетия нами осуществлялся учет всех используемых на промысле орудий лова и их технологические характеристики: размеры тоневого участков, орудий лова, количество заматов, длительность лова. Таким образом, интенсивность промысла оценивалась в кубических километрах обловленного пространства (км³). Исследования за последнее десятилетие позволили нам оценить динамику промысловых усилий на современном этапе (табл. 2).

Таблица 2 – Динамика промысловых усилий (U) на р. Урал, км³

| Годы | Неводы | Сети | Вентери | Всего |
|------|--------|-------|---------|-------|
| 2000 | 4,18 | 0,028 | 0,070 | 4,28 |
| 2001 | 4,08 | 0,025 | 0,062 | 4,17 |
| 2002 | 3,88 | 0,023 | 0,055 | 3,958 |
| 2003 | 3,93 | 0,029 | 0,093 | 4,052 |
| 2004 | 2,88 | 0,023 | 0,134 | 3,037 |
| 2005 | 2,99 | 0,015 | 0,285 | 3,287 |
| 2006 | 2,94 | 0,02 | 0,330 | 3,290 |
| 2007 | 2,86 | 0,023 | 0,368 | 3,251 |
| 2008 | 2,86 | 0,018 | 0,489 | 3,367 |
| 2009 | 2,86 | 0,017 | 0,540 | 3,417 |

На Урале и в приустьевой зоне развито два вида промысла: речной, неводной (река) и вентерный лов в авандельте Урала. По эффективности они отличаются между собой. Наиболее эффективен речной и неводной лов. Несмотря на его кратковременность в современный период здесь добывается более 4 тыс. т всей рыбы. Вентерный лов, осуществляемый в мелководной зоне предустья Урала, является менее эффективным. Несмотря на значительную продолжительность такого промысла общий вылов рыб оказывается в значительной мере меньшим – 1,6 тыс. т. Динамика промысловых уловов на единицу усилия представлена в таблице 3.

Таблица 3 – Промысловый улов (С, т) и вылов леща на промысловое усилие (С/U, т / км³) в Урало-Каспийском районе

| Годы | Вылов | U, км ³ | С/ U |
|------|---------|--------------------|------|
| 2000 | 3300 | 4,28 | 771 |
| 2001 | 4750 | 4,17 | 1139 |
| 2002 | 2220 | 3,958 | 561 |
| 2003 | 4296 | 4,052 | 1060 |
| 2004 | 2963,4 | 3,037 | 976 |
| 2005 | 5249,9 | 3,287 | 1597 |
| 2006 | 5872,11 | 3,29 | 1785 |
| 2007 | 7239,69 | 3,251 | 2227 |
| 2008 | 9359,04 | 3,367 | 2780 |
| 2009 | 7884,4 | 3,417 | 2307 |

Данные, приведенные в таблицах 2 и 3, свидетельствуют о серьезных изменениях в эффективности промысла леща на р. Урале. Особенно заметна разница в эффективности его лова в последний восьмилетний период. Нерестовые миграции леща отмечаются весной и осенью. Его средняя длина в уральских промысловых уловах составляет 29,2 см при колебаниях от 28 (2004) до 32,1 см, (2001) а средняя масса – 560 г при колебаниях от 490 (2008) до 610 г (2002) (табл. 4).

Таблица 4 – Средние размерно-весовые характеристики леща в промысловых уловах р.Урал, 2000-2009 гг.

| Годы | Длина, см | Масса, г |
|---------------------|-----------|----------|
| 2000 | 29,6 | 552 |
| 2001 | 32,1 | 571 |
| 2002 | 28,6 | 610 |
| 2003 | 30,5 | 590 |
| 2004 | 28,0 | 563 |
| 2005 | 28,2 | 577 |
| 2006 | 29,6 | 545 |
| 2007 | 28,4 | 547 |
| 2008 | 28,4 | 490 |
| 2009 | 28,7 | 571 |
| Средняя многолетняя | 29,2 | 561 |

Материалы по размерно-весовому составу полностью согласуются с результатами исследований возрастного состава популяции (рис. 2). Средний возраст леща в промысловых уловах за последние 10 лет практически не изменился и составляет 5 лет.

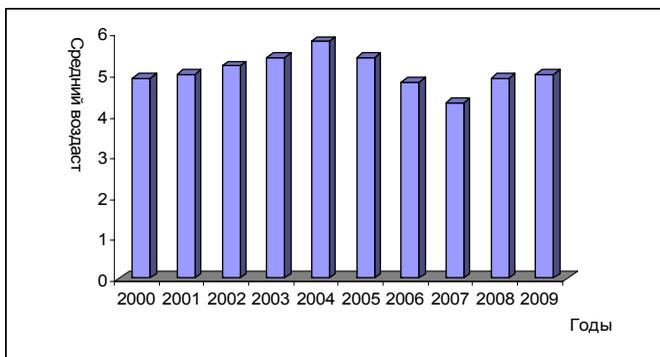


Рис. 2. Средний возраст леща за последние годы

Выводы

1. Усилить рыбоохранную деятельность на Урале
2. Соблюдать Правила рыболовства, не допускающих применение мелкоячейных речных закидных неводов в осенний период, приводящих к массовому прилову сеголеток.
3. Осуществлять рыбохозяйственную мелиорацию нерестилищ в нижнем течении р.Урал.

Литература

1. Васильев Д.А. Когортные модели и оценка параметров систем запас-пополнение при дефиците информации. – М.: ВНИРО, 2001. – 110 с.

2. Данилевский Н.Я. Краткий очерк Уральского рыбного хозяйства // Вестник русского географического общества. – 1858. – Т. 2. – С. 13.
3. Данилевский Н.Я. Описание Уральского рыболовства // Исследования состояния рыболовства в России. – 1860. – Т. 3. – С. 14.
4. Дементьева Т.Ф. Биологическое обоснование промысловых прогнозов. – М.: Пищевая промышленность, 1976. – 246 с.
5. Кевдин В.А. Меры развития рыболовства // Очерки по биологическим основам рыбного хозяйства. – М.: АН СССР, 1961. – С. 62-68.
6. Бэр К.М. Исследование о состоянии рыболовства в России // Рыболовство в Каспийском море и его протоках. Т. 2. – СПб, 1861. – 213 с.
7. Дойников К.П. Материалы по биологии и оценке запасов осетровых рыб Азовского моря // Работы Доно-Кубанской рыбохозяйственной станции. – 1936. – Вып. 4. – С. 5-213.
8. Трещев А.И. Интенсивность рыболовства. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 236 с.
9. Трещев А.И. Руководство по измерению промыслового усилия методом обловленных объемов. – М.: ВНИРО, 1974. – 114 с.

СТРУКТУРА И ПРОДУКТИВНОСТЬ ИХТИОЦЕНОЗОВ ВОДОЕМОВ СУБАРКТИЧЕСКОЙ ЗОНЫ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

П.А. Попов

*Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул, ,
popov@ad-sbras.nsc.ru*

STRUCTURE AND PRODUCTIVITY OF SUBARCTIC ZONE ICHTHYOCENOSIS WATERS OF WESTERN SIBERIA

P.A. Popov

*Institute of Aquatic and Ecological Problems of Siberian Branch of Sciences,
Barnaul, Russia*

В водоемах Ямало-Гыданской географической области и Обь-Тазовской устьевой области в настоящее время обитает в общей сложности два вида миног и 35 видов костных пресноводных рыб. Основу ихтиоценозов в большей части водоемов составляют рыбы семейства сиговых. Несмотря на заметно меньшую по сравнению с водоемами лесостепной и таежной зон Западной Сибири рыбопродуктивность, ихтиоценозы водоемов субарктической зоны этого региона, прежде всего Обь-Тазовской области, играют исключительно важную роль в формировании и поддержании стабильности как таксономического и

экологического разнообразия ихтиофауны, так и рыбного хозяйства всего обского бассейна.

In the reservoirs of the Yamal-Gydan geographic area and the Ob-Taz mouth region at present inhabited in general complexity two species of lampreys and 35 species of freshwater bone fishes. The basis of ichthyocenosis in most of the reservoirs compose fishes of the family Coregonidae. Despite the significantly lower as compared with the reservoirs of steppe and taiga zones of Western Siberia fish production, water ichthyocenosis of subarctic zones of the this region, first of all the Ob-Taz region, play the exceptionally important role in shaping and maintaining of the stability of both taxonomic and ecological diversity of fish fauna and fish economy of the Ob basin on the whole.

К водоемам субарктической зоны Западной Сибири относят реки и озера Ямало-Гыданской географической области и Обь-Газовской устьевой области. Ямало-Гыданская физико-географической область, основную часть территории которой составляют п-ова Ямал, Гыданский и Тазовский, включает две ландшафтно-географические зоны – тундр и лесотундр, с характерными для них чертами рельефа, климата, гидрографии, растительности и животного мира [1]. Обь-Тазовская устьевая область включает в себя дельту Оби (Надымская и Хаманельская Обь), Обскую губу, а также Тазовскую губу с ее притоками. Тазовская губа является, по сути, восточной частью Обской губы [2].

В водоемах Ямало-Гыданской географической области и Обь-Тазовской устьевой области в настоящее время обитает в общей сложности два вида миног (японская, или тихоокеанская и сибирская) и 35 видов костных пресноводных рыб. По отношению к пресноводной ихтиофауне всей Сибири (96 видов) это составляет 36,5 %, без учета эндемиков Байкала (33 вида) – 55,5 %, по отношению к ихтиофауне бассейна Оби (52 вида) – 67,3 % [3]. В северной части Обской губы кроме пресноводных рыб отмечено обитание 28 видов морских видов рыб, из которых объектами промысла являются только сравнительно многочисленные сайда и навага. В Тазовской губе морские рыбы отсутствуют [2].

Облик ихтиоценозов водоемов отдельно взятых районов субарктической зоны Западной Сибири заметно различается, отражая конкретные особенности условий обитания рыб. В реках и озерах Ямала отмечено в общей сложности 27 видов рыб, Гыданского п-ова – 25, в Обской губе – 35, Тазовской губе – 32. В отдельно взятых реках и, особенно, в тех озерах, которые не имеют постоянной связи с реками, состав ихтиоценозов может существенно отличаться от такового для района в целом. Наиболее ярко это выражено на Ямале, где в северных реках обнаружено лишь 5 видов рыб [4]. Структура ихтиоценозов малых рек и небольших многочисленных озер северной части Гыданского п-ова остается практически не изученной. Но априори и в них число видов рыб невелико. Состав ихтиофауны Обской и

Тазовской губ в значительной мере сходен. Особенно это заметно по составу сиговых [2].

Наибольшее видовое разнообразие ихтиофауны в Обской губе не случайно и связано с гораздо большим, чем в водоемах прилежащих территорий, разнообразием условий обитания рыб, отепляющим влиянием вод Оби, постоянным контактом ихтиоценоза губы с ихтиоценозами впадающих в нее рек, наконец, с проникновением в губу из Оби рыб-вселенцев – леща и судака. Из сравнительно теплолюбивых рыб равнинного бореального фаунистического комплекса в Обской и Тазовской губах кроме леща (небольшом числе) присутствуют серебряный и золотой караси, сибирский пескарь, язь, голян Чекановского, озерный голян, щиповка. В водоемах Ямала и Гыдана эти виды рыб либо не обитают либо весьма малочисленны (золотой карась и озерный голян – на Ямале, ерш и окунь – на Ямале и Гыдане). Отсутствует в реках Ямала и Гыдана стерлядь [4-6].

В целом, облик пресноводной ихтиофауны субарктической зоны Западной Сибири формируют рыбы, относящиеся к арктическому пресноводному фаунистическому комплексу. Это арктический голец, восемь видов рыб семейства сиговых, из которых в Тазовской губе отсутствует только омуль, зубатая корюшка, налим и девятиглая колюшка. Все эти рыбы кроме колюшки являются основными объектами рыболовства [2, 4-6].

Рыбы, относящиеся к равнинному бореальному фаунистическому комплексу хотя и занимают заметный удельный вес (34,3 %) в видовой структуре ихтиоценозов субарктической зоны Западной Сибири, но по общей площади водоемов, в которых они обитают, по абсолютной численности и тем более по роли в промысле существенно уступают рыбам арктического пресноводного комплекса. Лишь в отдельно взятых водоемах некоторые из них (щука, окунь) играют заметную роль в промысле. Тем не менее, изучение различных сторон биологии рыб этого комплекса весьма актуально в связи с необходимостью выявления механизмов приспособления их к условиям обитания в пределах северной границы ареала.

Причины, в силу которых сложился качественный (видовой) и количественный состав ихтиоценозов в водоемах севера Западной Сибири, во многом являются общими с таковыми для ихтиоценозов Субарктики в целом. Подробный анализ этих причин можно найти в публикациях по рыбам Субарктики европейской части России и Сибири [библиография в 2-3, 4, 6]. Здесь отметим главную причину сравнительно низкого видового разнообразия и продуктивности пресноводных ихтиоценозов Субарктики – это небольшие величины радиационного баланса в высоких широтах и той части солнечной радиации, которая поглощается водоемами [7]. К этой основополагающей причине следует добавить и такие характеристики пресноводных водоемов Ямало-Гыданской и Обь-Тазовской областей, прямо или косвенно влияющие на структуру и функционирование гидробиоценозов, как короткий безледоставный период, низкие температуры воды летом, дефицит растворенного в воде кислорода в большинстве непроточных озер,

на нижних участках рек и на значительной части губ во второй половине зимнего периода [2, 4, 6]. В таких условиях развитие организмов автотрофного и гетеротрофного уровней биоценозов рек, озер и губ характеризуются сравнительно невысокими (особенно в реках) показателями, что определяет и относительно низкую продуктивность в этих водоемах ихтиоценозов. Так рыбопродуктивность озер Гыданского п-ова равнялась во второй половине XX в., исходя из данных промыслового лова и расчетных данных по кормовой базе рыб, 1,85 кг/га [5]. Близка к этой величине и рыбопродуктивность рек Ямала и Гыдана [4, 6].

Промысловый лов в Обской и Тазовской губах ведется в основном в зимний период на участках наибольшей концентрации рыб. С 1992 по 2009 гг. более половины ежегодных уловов составляла ряпушка (в среднем 4410 ц). На втором месте по объему добычи был налим (1300 ц), на третьем месте – ерш (510 ц). Исходя из общей величины вылова (около 8000 ц в год) и площади Обской губы (55,5 тыс. км²), расчетная величина промысловой рыбопродуктивности водоема составляла в этот период в указанное время года 1,4 кг/га. Данная величина ни в коей мере не претендует на обобщающие выводы, но лишь дает представление о потенциальной промысловой рыбопродуктивности Обской губы в сравнении с аналогичным показателем крупных водоемов лимнического типа, расположенных на юге Западной Сибири. Например, в мезотрофном оз. Чаны (лесостепная зона Обь-Иртышского междуречья) промысловый вылов рыб в течение большей части лет второй половины XX в. составлял 15-20 кг/га, а в Новосибирском водохранилище (при оптимальной величине вылова 10 тыс. ц в год) – 9,3 кг/га [8]. Однако, как справедливо отмечают многие исследователи [2, 9], Обь-Тазовская устьевая область играет исключительно важную роль в формировании запасов осетровых и сиговых рыб Обского бассейна, являясь районом их нагула и зимовки, а для ряда видов – и размножения. Несколько меньшую, но тем не менее значительную роль в рыбном промысле на севере Западной Сибири играют и водоемы Ямало-Гыданской географической области [4, 6].

Литература

1. Ямало-Гыданская область. Физико-географическая характеристика / Под ред. Р.К. Сиско. – Л.: Гидрометеоздат, 1977. – 132 с.
2. Экология рыб Обь-Иртышского бассейна. – М.: ТНИ КМК, 2006. – 596 с.
3. Попов П.А. Рыбы Сибири. – Новосибирск: НГУ, 2007. – 525 с.
4. Богданов В.Д., Богданова Е.Н., Госькова О.А., Мельниченко И.П. Ретроспектива ихтиологических и гидробиологических исследований на Ямале. – Екатеринбург: Наука, 2000. – 88 с.
5. Полимский В.Н. К лимнологии озер Гыданского полуострова // Известия ГосНИОРХ. – 1971. – Т. 75. – С. 32-46.
6. Попов П.А. Характеристика ихтиофауны водоемов Гыданского полуострова // Вестник ТГУ. – 2011. – № 3 (15). – С. 127-138.

7. Современные глобальные изменения природной среды. Т. 2. – М.: Научный мир, 2006. – 776 с.
8. Попов П.А. Рыбы водохранилищ Сибири. – Новосибирск: ГЕО СО РАН, 2010. – 216 с.
9. Крохалевский В.Р., Степанов С.И., Вылежинский А.В., Тунев В.Е. Проблемы использования водных биологических ресурсов эстуариев Карского моря // Водные экосистемы Сибири и перспективы их использования. – Томск: ТГУ, 2011. – С. 218-220.

ИССЛЕДОВАНИЕ ДИСПЕРСНОЙ ГРАНИЧНОЙ СТРУКТУРЫ ПРИРОДНЫХ ВОДОЕМОВ И ПРОТЕКАЮЩИХ В НИХ ПРОЦЕССОВ

П.В. Постникова

ФГБУН Институт вычислительного моделирования СО РАН

INVESTIGATION OF DISPERSED BORDER STRUCTURE OF NATURAL RESERVOIRS AND PROCESSES PROCEED IN THEM

P.V. Postnikova

Institute of computational modeling SB RAS, e-mail: polina@icm.krasn.ru

Оценены общая площадь границ взвешенного неорганического вещества, толщина и объем пограничной зоны, в которой задействованы процессы, обусловленные поверхностными взаимодействиями. Исследованы параметры адсорбции органического вещества и определены характерные зависимости при взаимодействии органического и неорганического веществ. Оценена доля адсорбированного органического вещества (АОВ) от общего содержания органики при варьировании некоторых параметров системы, количественно определены АОВ и РОВ для природных и модельных сред. Оценен общий объем слоя вещества, адсорбированного на поверхности взвеси, определена средняя концентрация органических веществ в адсорбированном слое.

The work is devoted to definition of the approaches to the evaluation of total boundary area of suspended inorganic matter and the volume of influence zone generated by these boundaries for surface waters. A thickness and volume of boundary zone, involved in surface interactions are estimated. The parameters of organic matter adsorption are investigated, and the character dependencies by the interaction of organic and inorganic matters are defined. The part of adsorbed organic matter (AOM) from a DOM is determined at a variation of some parameters of a system, AOM and DOM for

natural and model mediums are quantitatively defined. Total volume of the adsorbed layer on a surface of the suspended matter is estimated. The average concentration of AOM in the adsorbed layer is determined.

Идея структурной организации экосистем принадлежит академику В.И. Вернадскому, согласно которой высокая биогеохимическая активность сосредоточена в пограничных зонах Мирового океана [1]. Внутренние активные границы, связанные с дисперсными компонентами, превышают внешние на два-три порядка и формируют особую структуру водоема, определяющую в конечном итоге основные механизмы и процессы в функционировании водных экосистем [2]. Минеральная взвесь составляет самую большую по площади внутреннюю граничную поверхность. Представляет фундаментальный интерес разработка интегрального подхода, связывающего потоки вещества и энергии с дисперсными компонентами и, прежде всего, изучение роли минеральной взвеси в биотическом кругообороте. При этом решающее значение для функционирования систем имеет скорость трансформации адсорбированных веществ и механизм образования органо-минерального детрита (или ОМД). В связи с вышесказанным в работе была поставлена цель: на основе исследования функциональной структуры водных экосистем, обусловленной наличием в ней активных границ, связанных с дисперсиями, изучить протекающие в них процессы.

Для решения намеченных задач использовались оригинальные оптические приборы и методы, представленные в работе [3], с помощью которых определялись содержание и параметры основных дисперсных компонентов водных экосистем по измеряемым оптическим характеристикам. В качестве резко контрастных природных объектов исследования выбраны лессовое оз. Ханка и р. Енисей с малым содержанием минеральной взвеси. Доля адсорбированного органического вещества (АОВ) оценивалась по изменению спектра поглощения при фильтрации. Размер частиц определялся двумя методами: по интегральной индикатрисе светорассеяния, а также по спектру мутности. Содержание частиц взвеси оценивалось по светорассеянию на длине волны 550 нм и рассчитывалось согласно регрессионному уравнению, представленному в работе [5]. По содержанию взвеси и размеру частиц оценивалась полная площадь поверхности частиц. Для озера Ханка доля АОВ составляла в среднем 60-90%, для реки Енисей – 10-30%. Площадь поверхности минеральных частиц для оз. Ханка составила от 20 до 170, для р. Енисей от 3 до 90 метров квадратных на кубометр воды.

Для выявления характера образования органо-минеральных комплексов, толщины адсорбированного слоя и доли АОВ проведены эксперименты на модельных средах в лабораторных условиях. В качестве модельной взвеси в пробах моделей 1 и 2 использовалась суспензия каолинита, в третьей модели – суспензия монтмориллонита. В качестве

растворенного органического вещества во всех сериях использовался раствор гумата натрия. Для оценки запасов АОВ экспериментально получены изотермы адсорбции (рис. 1) для природных и модельных сред при постоянной температуре 20 °С. Чтобы учесть дисперсность систем, количество АОВ и РОВ было отнесено к единице площади граничной поверхности. Тип адсорбции соответствует классу Ленгмюра, поэтому аппроксимация данных проведена по этой модели [5].

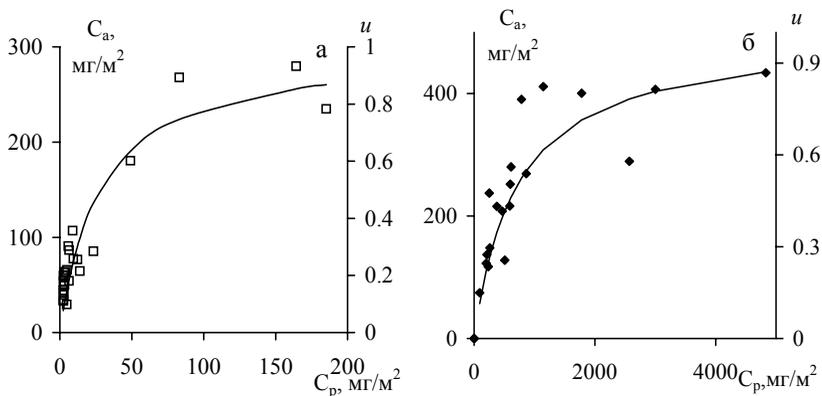


Рис. 1. Изотерма адсорбции, природные среды: а – оз. Ханка; б – р. Енисей

Степень покрытия поверхности частиц адсорбированным органическим веществом в соответствии с моделью Ленгмюра аппроксимируется зависимостью $\theta = kC_p / (1 + kC_p)$, а максимально возможная концентрация органического вещества в адсорбированном слое – $C_{a\max} = C_a / \theta$ (k – константа адсорбционного равновесия, характеризующая энергию взаимодействия адсорбента и адсорбата, C_a и C_p – концентрации АОВ и РОВ, соответственно). Параметры моделей приведены в таблице 1 (r – коэффициент множественной корреляции). Несмотря на совпадение класса изотерм по своим параметрам они отличаются между собой, что связано с различием компонентного состава ОВ и разной природой адсорбента.

Таблица 1 – Параметры моделей Ленгмюра

| Водоем | $k, м^2/мг$ | $C_a^{max}, мг/м^2$ | r | Число проб |
|-----------------------|-------------|---------------------|------|------------|
| Река Енисей | 0,0018 | 478±31 | 0,90 | 19 |
| Озеро Ханка | 0,035 | 310±25 | 0,95 | 27 |
| Модель среды, 1 серия | 0,002 | 300±37 | 0,94 | 6 |
| Модель среды, 2 серия | 0,001 | 230±22 | 0,93 | 32 |
| Модель среды, 3 серия | 0,005 | 54,6±4,8 | 0,85 | 13 |

В модельных экспериментах выявлено, что толщина адсорбированного слоя h возрастает с увеличением поверхностной концентрации АОВ. Уравнение связи аналогично модели адсорбции Ленгмюра:

$$h = h_m b C_a / (1 + b C_a),$$

где h_m – толщина слоя при максимально возможной концентрации адсорбированного органического вещества, b – постоянная. Величина h_m является толщиной адсорбированного слоя при максимальной концентрации ОВ на поверхности взвеси и определяет в первом приближении минимальный размер зоны влияния границы на водную среду.

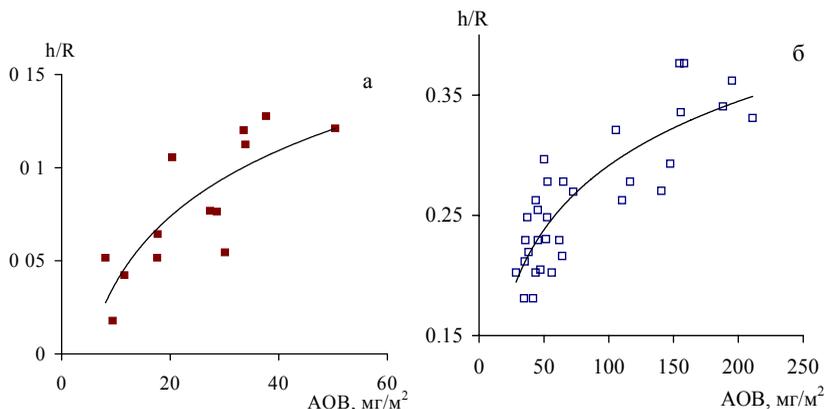


Рис. 2. Зависимость относительной толщины адсорбированного слоя от количества АОВ: а – модельные среды с монтмориллонитом, 3 серия; б – модельные среды с каолинитом, 2 серия.

Плотность АОВ уменьшается по мере удаления от граничной поверхности. Для модельных сред с различным соотношением адсорбентов и адсорбата h варьировало от 0,2 до 0,5 мкм. Характер увеличения относительной толщины адсорбированного слоя органического вещества говорит о пределе его возрастания, который будет определяться как природой адсорбента и адсорбата, так и термодинамическими параметрами системы. Это дало возможность, учитывая разную сорбционную способность частиц и физические характеристики адсорбции, теоретически оценить толщину и объем адсорбированного слоя ОВ и рассчитать плотности АОВ в нем для природных водоемов разного типа. Для исследуемых водоемов плотность АОВ в слое варьирует от 100 до 500 кг/м³. Таким образом, если учесть, что концентрация ОВ в растворенном виде обычно составляет десятки грамм на кубометр, то можно заключить, что минеральная взвесь концентрирует ОВ в десятки и сотни тысяч раз, адсорбируя при этом от 10 до 90 % ОВ.

Литература

1. Лебедев В.Л. Граничные поверхности в океане. – М.: МГУ, 1986. – 150 с.
2. Айзатулин Т.А., Лебедев В.Л., Хайлов К.М. Океан. Фронты, дисперсии, жизнь. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 184 с.
3. Лопатин В.Н., Апонасенко А.Д., Щур Л.А. Биофизические основы оценки состояния водных экосистем. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2000. – 353 с.
4. Лопатин В.Н., Апонасенко А.Д., Щур Л.А., Филимонов В.С. – Пат. РФ №94038742. Оптический способ определения размера частиц в суспензии, 1994.
5. Адсорбция из растворов на поверхностях твердых тел – М.: Мир, 1986. – 486 с.

ДИАГНОСТИКА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ УГЛЕДОБЫВАЮЩЕГО РЕГИОНА ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ

В.П. Потапов, О.Л. Гиниятуллина, Н.В. Андреева
Институт вычислительных технологий СО РАН

DIAGNOSTICS OF WATER OBJECTS OF THE COAL-MINING REGION ACCORDING TO REMOTE SENSING DATA

V.P. Potapov, O.L. Giniyatullina, N.V. Andreeva
Institute of Computational Technologies SB RAS
vadimptpv@gmail.com, giniyatullina@ict.sbras.ru, a_nat_v@mail.ru

Рассматривается опыт применения данных дистанционного зондирования в задачах геоэкологического мониторинга водных объектов района угледобычи. Приводятся подходы к обработке космоснимков среднего и высокого разрешения с целью разграничения водных и антропогенных объектов, а также выявления объектов активного антропогенного воздействия (антропогенные озера, природные озера с активным воздействием угледобычи). Для отслеживания их состояния используется спектральный анализ отражательной способности объектов. Полученные спектральные кривые на каждый объект в зонах интереса позволяют идентифицировать объекты, степень их загрязнения и причины возникновения. Разработанный подход является уникальным инструментом выполнения задач геомониторинга труднодоступных и протяженных территорий.

This paper considers the experience of using remote sensing data in the problems of geo-environmental monitoring of water objects of the region of coal mining is considered. Approaches are given to processing of satellite images of medium and high resolution for the purpose of demarcation of water and anthropogenous objects, and

also detection of objects of the active anthropogenous interference (anthropogenous lakes, natural lakes with the active influence of coal mining). The spectral analysis of the reflection power of the objects was used to monitor their condition. The received spectral curves on each object in interest zones allow to identify objects, a level of their pollution and an origin. The developed approach is the unique instrument of execution of tasks of geomonitoring of difficult and extended areas.

Современные международные (ISO 14000) и российские (ГОСТ 17.0.0.01-76.) стандарты об охране окружающей среды предъявляют определенные требования к предприятиям, направленные на сохранение природных объектов, которые особенно в угледобывающей отрасли, к сожалению, часто не соответствуют прописанным нормативам. Особенно сильное влияние оказывается на водные объекты и растительный мир.

В настоящее время проблема загрязнения водных объектов районов активной угледобычи носит глобальный характер. С 1976 г. на государственном уровне введены методические указания по санитарной охране водоемов от загрязнения сточными водами предприятий угольной промышленности. В последние десятилетия законодательно определены работы по очистке шахтных вод. Однако состояние водной акватории крупных угледобывающих районов (Донбасс, Кузбасс, Канско-Ачинский угольный бассейн) находится в опасном состоянии. Ежегодно объемы сточных вод в Донецкой области составляют около 2 млрд м³, причём на угольную промышленность приходится более 50 % всех стоков. Для Кузбасса эта цифра составляет 58,9 % (1515,44 млн м³/г) неочищенных вод. При этом угольные предприятия сбрасывают 34,4 % всех взвешенных веществ и 10 % нефтепродуктов.

Влияние горных работ на речной сток определяется величиной сокращения разгрузки подземных вод в реку за счет шахтного или карьерного водоотлива, увеличения питания реки по тем же причинам и уменьшения запасов подземных вод. Осушение месторождений приводит к уменьшению запасов вод в поверхностных водоемах, высыханию колодцев и водозаборных скважин, иссяканию источников, ручьев и небольших речек. Для примера в Кузбассе за последние 10 лет в зоне горных работ исчезло около 200 речек, кроме того, действующая речная сеть сократилась на 365 км. Проблема оценки качества воды внесена в перечень приоритетных задач, которые должны быть решены в ближайшее время в процессе развития европейской системы глобального мониторинга в интересах окружающей среды и безопасности GMES (Global Monitoring for Environment and Security).

Проведение мониторинга состояния водных объектов районов активной добычи является необходимым условием развития угледобывающих регионов. В настоящее время, как правило, мониторинг проводится классическим методом: бумажные карты, полевые исследования, точечные отборы проб и их анализ в лаборатории и т.д. отбора. Как правило, подобные исследования ограничены в силу совместного действия

разнообразных факторов окружающей среды и большой протяженности территории угледобычи, требуют больших денежных затрат и зачастую не дают ожидаемого результата или вызывают большие технические трудности при их реализации. Современные технологии дистанционного зондирования предоставляют возможности для решения подобных проблем. Применение данных дистанционного зондирования (ДДЗ) позволяет фиксировать состояние территории практически одновременно, с одинаковыми условиями наблюдения всех участков мониторинга [1]. С помощью данных ДЗЗ можно: оперативно отслеживать процесс изменения окружающей среды; производить оценку очагов загрязнений и их распространение; проводить анализ причин возникновения; прогнозировать развитие.

В настоящее время существует ряд подобных разработок для нефтегазового комплекса. Однако применение их для задач угольной промышленности не дает удовлетворительных результатов. В первую очередь – загрязнение нефтепродуктами образует на поверхности водных объектов четко различимую в видимом диапазоне пленку с довольно устойчивыми границами. Как правило, для угледобывающих районов характерно загрязнение взвешенными и органическими веществами, которые дают муть либо жировую пленку. Определить границы распространения подобных загрязнений без применения специальных алгоритмов обработки снимка трудно. Вторым важным фактором является периодичность явления: для нефтегазового комплекса – это случайный характер аварии, для угледобычи – процесс постоянный, обусловленный спецификой производства.

В данной работе рассматривается опыт применения данных ДЗЗ среднего и высокого разрешения для задач геоэкологического мониторинга угледобывающего района на примере Бунгурского геологоэкономического района Кузбасса. Основная идея заключается в комплексном применении снимков среднего (Landsat 7 Spot 4) и высокого (RapidEye) разрешения за временной период минимум пять лет (2007-2011). Это необходимо для создания картины динамики изменения окружающей среды района за последние годы в условиях угледобычи.

Главная проблема при добычи угля – это загрязнение водной акватории, поэтому вводится разграничение антропогенных и водных объектов. Для этого используется метод построения классификации с обучением на основе способа спектрального угла.

После того как, определены границы объектов, проводится оценка их состояния. Для этого применяется анализ спектральной отражательной способности объектов [2]. В результате было сформировано два класса водных объектов: природные и антропогенные озера. На каждую зону интереса получены спектральные кривые как по каждому узкому каналу, так и синтезированные (рис. 1). В ходе исследования были получены следующие результаты: превышение количества взвешенных частиц в воде увеличивает отражение в ближней ИК-зоне спектра, а органические вещества (типа

нефтепродуктов, фенолы и т.п.) – в средней ИК-зоне. Таким образом, можно отследить и картировать изменение состава воды по направлению тока основного русла.

На основе предыдущих результатов строится карта различий для объектов между 2007 и 2011 гг., используя алгоритмы предварительной обработки такие, как нормализация и стандартизация. Видно, что натурная область карьера за 5 лет была увеличена, что отразилось в отрицательной динамике, особенно хорошо это видно в образовании нового шахтного террикон на соседнем участке. Наблюдается положительная динамика, что связано с уменьшением площади озера антропогенного происхождения.

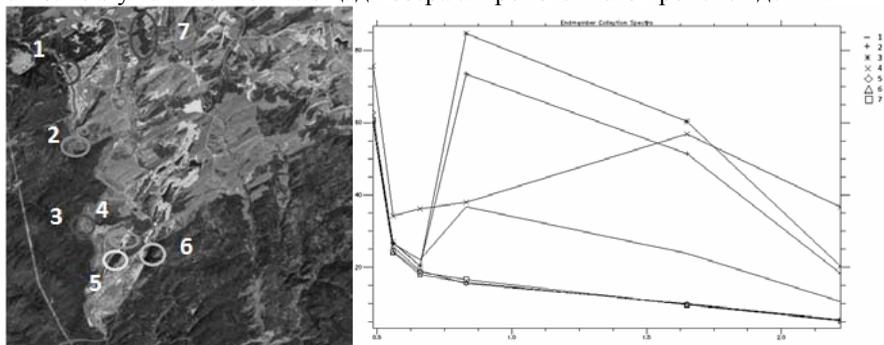


Рис. 1. Синтезированные спектральные кривые по 7 объектам

Горнодобывающая промышленность оказывает негативное влияние на окружающую среду. Под влиянием развития промышленности произошли заметные изменения в поверхностной части атмосферы и в первую очередь в почвенном слое земли, наиболее негативное влияние оказывается на водные системы. В связи с этим остро стоит вопрос об оценке степени оказания вреда на окружающую среду. Для этого целесообразно использовать космический мониторинг и последующее дешифрования космоснимков.

Применение космоснимков для анализа геоэкологического состояния района активной угледобычи позволяет получать актуальную информацию для таких объектов, как водная акватория. Обработка разновременных снимков позволяет определить их динамику и характер изменения. Спектральная отражательная способность объектов на уровне спектральных кривых позволяет их идентифицировать и отслеживать также незначительные изменения их состояния за счет антропогенного воздействия.

Литература

1. Лабутина И.А. Дешифрирование аэрокосмических снимков. – М.: Аспект Пресс, 2004. – 184 с.
2. Bartolucci L.A., Robinson B.F., Silva L.F. Field Measurement of the Spectral // Response of Natural Waters. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. – 1977. – V. XLIII. – № 5. – P. 595-598.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ОЗЕРА САРТЛАН В МНОГОЛЕТНЕМ АСПЕКТЕ

*Л.С. Прусевич, А.А. Ростовцев, В.Ф. Зайцев, Е.В. Егоров
Западно-Сибирский НИИ водных биоресурсов и аквакультуры
(Новосибирский филиал Госрыбцентра)*

ECOLOGICAL MONITORING OF LAKE SARTLAN IN THE LONG-TERM ASPECT

*L.S. Prusevitch, A.A. Rostovzev, B.F. Saizev, E.V. Egorov
West-Sibirian Research Institute of Bioresources and Aquaculture (Branch of
Gosribzentr), sibribniiproekt@mail.ru*

Приведены сведения о крупном озере Сартлан, расположенном на юге Западной Сибири. Представлены материалы о состоянии ихтиофауны и кормовой базе рыб. Рассматриваются последствия акклиматизационных работ и динамики гидрологического режима озера на ихтиофауну и кормовую базу рыб.

The article presents the data on a large lake Sartlan located in the South of Western Siberia. There are presented materials on the state of fauna and fodder supplies of the fish. The implications of acclimatization works and dynamics of hydrological regime of the lake the fauna of fish and fodder supplies of the fish are discussed.

Озеро Сартлан – крупный (23 тыс. га) нагульный водоем Сартланского озерного хозяйства, приспособленный для выращивания ценных видов рыб. Оно расположено в центральной части Западно-Сибирской низменности на границе степной и лесостепной зон. Озеру свойственны периодические колебания уровня воды, характерные для водоемов Барабинской низменности. Площадь его за последние 60 лет изменялась от 30 тыс. га (в самый многоводный 1949 г.) до 20 тыс. га (в маловодный период 1983-1984 гг.). Минерализация, соответственно, в открытый период увеличивалась от 1,7 до 4,5 г/л. Поэтому развитие гидрофауны во многом определяется степенью водности. В маловодные годы мелеют и отчленяются многие заливы (отноги), что ведет к потере нерестилищ местных видов рыб, снижению численности молоди, ухудшению условий обитания гидробионтов, что в конечном итоге приводит к снижению продуктивности водоема.

До начала рыбоводных работ исследования гидрофауны оз. Сартлан носили фрагментарный характер. Экологический мониторинг оз. Сартлан проводится со времени организации Сартланского озерного товарного хозяйства (ОТХ) в начале 60-х годов прошлого века, когда началось интенсивное рыбохозяйственное освоение водоема, потребовавшее проведения соответствующих ихтиологических, гидробиологических и рыбоводных исследований.

До начала интродукционных работ ихтиофауна оз. Сартлан была представлена щукой, язем, ельцом, плотвой, серебряным карасем, окунем. В целях более полного использования кормовых ресурсов водоема сюда вселялись различные виды сиговых, сазан (каrp) и др. Вселение новых видов рыб оказало определенное влияние на экосистему озера. До проведения рыбоводных работ рыбопродуктивность озера составляла около 30 кг/га и зависела в основном от уровня воды. В период максимального вселения сиговых и сазана (1980-1991) продуктивность увеличилась до 36-46 кг/га и практически перестала зависеть от абиотических факторов среды. Изменилась структура ихтиоценоза. Основу уловов (до 95 %) в этот период составляли ценные вселенцы. В 2001-2005 гг. в связи со снижением уровня рыбоводных работ, хищения ценных видов рыб браконьерами и по ряду других причин рыбопродуктивность водоема снизилась и колебалась в пределах 19-27 кг/га.

В настоящее время ихтиофауна оз. Сартлан представлена девятью видами: кроме перечисленных местных видов, сюда входят пелядь, сазан, серебряный карась амурской морфы. Пелядь в связи с высокой минерализацией воды в озере не размножается, и вылов ее зависит от количества и качества вселяемой на нагул подрошенной молоди. В последнее десятилетие в силу ряда причин (неблагоприятных гидрологических условий, зарыбления молодь с низкой навеской и в недостаточных количествах) отмечалось нестабильное пополнение промыслового запаса пеляди, а накопления в водоеме старшевозрастных групп не отмечалось. С 2007 г. пелядь потеряла промысловое значение.

Сазан в озере нерестится неежегодно, поэтому озеро пополняется этим видом как путем естественного нереста, так и подрошенной молодь – сеголетками, годовиками и двухлетками. До 1998 г. естественного воспроизводства сазана в течение нескольких лет подряд не было, а высокая себестоимость производства рыбопосадочного материала привела к сокращению количества и ухудшению качества выпускаемой молоди. С 1998 г. в озере, в результате обводнения нерестилищ, отмечался естественный нерест, однако значительного влияния на увеличение запасов сазана он не оказал. Уловы сазана продолжали снижаться, в 2002 г. они были минимальными за предыдущий двадцатилетний период [1]. Отчасти это падение вызвано крупномасштабным хищением ценной товарной продукции браконьерами с помощью сетного лова. В настоящее время вид утратил промысловое значение.

В 1986 г. в оз. Сартлан несанкционированно был вселен разновозрастными особями серебряный карась амурской морфы, который нашел здесь благоприятные условия и стал быстро наращивать численность. Он участвует в промысле с 1991 г. С 1996 по 2000 гг. вылов карася увеличился в 15 раз (с 19,9 до 300 т) при одинаковых промысловых усилиях в исследуемые годы, то есть вид достиг акклиматизационного эффекта,

натурализовался и в 2000 г. вышел на первое место по вылову. В настоящее время занимает второе место в уловах после окуня.

Таким образом, ухудшение экономических условий отрицательно отразилось на товарном выращивании рыбы, что привело крупный водоем, имеющий все условия для стабильного выращивания ценных видов рыб, в окунево-карасевый, уловы которого в настоящее время полностью зависят от абиотических факторов среды.

Зарыбление новыми видами оз. Сартлан оказало влияние и на кормовую базу рыб – зоопланктон и зообентос. До натурализации сазана, основного потребителя зообентоса, биомасса этой группы даже в самые маловодные годы составляла около 5 г/м^2 , а в годы средней водности – $7,5-9,0 \text{ г/м}^2$ [2]. Выпуск в озеро жизнестойкой молоди и отсутствие специализированного промысла способствовало накоплению значительного запаса сазана в озере (до 3 тыс. т в 1984-1985 гг.), что привело к уменьшению биомассы зообентоса до $1,9 \text{ г/м}^2$.

С наступлением сложных экономических условий в начале 90-х годов объемы вселения молоди сазана в оз. Сартлан значительно сократились, соответственно уменьшились и его промысловые запасы. В последние 10 лет пресс сазана практически не оказывает отрицательного влияния на зообентос. Средняя биомасса донных организмов в озере в разные годы колебалась от $1,92 \text{ г/м}^2$ (в период интенсивного зарыбления озера молодь сазана в середине 80-х гг. прошлого века) до $6,9 \text{ г/м}^2$ в 1998 г, когда запасы сазана снизились в два раза и перестали оказывать значительное влияние на развитие бентоса, а численность вселенца карася амурской морфы была еще незначительной. В 2004 г. (самый многоводный год за последние 50 лет) несмотря на благоприятные гидрометеорологические условия для развития донной фауны средняя численность бентоса составила 549 экз./м^2 , биомасса – $3,285 \text{ г/м}^2$, что ниже средних показателей биомассы за предыдущие 5 лет ($4,832 \text{ г/м}^2$). В последние годы наблюдается снижение биомассы зообентоса за счет увеличивающегося пресса карася амурской морфы и окуня, первый из которых в основном использует в пищу донные организмы, второй в возрасте 3-5 лет также предпочитает зообентос. Согласно классификации [3] по развитию бентоса в летний период водоем в последнее десятилетие относится к малокормным, поэтому необходимо снижать численность этих малоценных видов.

Основными потребителями зоопланктона в озере является молодь всех видов рыб и пелядь. Колебания уровня воды отрицательно действуют на биоценозы. С увеличением минерализации воды количество видов убывает и не восстанавливается в полной мере при очередном повышении водности. Так, в оз. Сартлан количество видов зоопланктона с 1979 [4] по 2010 гг. сократилось почти в два раза [5].

В последнее десятилетие в зоопланктоне озера отмечено 21-32 таксонов (против 44-41 в конце 70-х – начале 80-х гг. прошлого века), из них 3-7 – коловраток, 12-17 – ветвистоусых и 6-8 – веслоногих рачков. В целом,

зоопланктон представлен в основном космополитными формами, встречающимися в водоемах различного типа как в литоральной части, так и в пелагиали. Средняя вегетационная биомасса зоопланктона колебалась от 1,8 (при плотности посадки сеголетков пеляди свыше 8 млн.) до 5,5 г/м³, когда пресс пеляди из-за ряда причин был незначительным.

Для поддержания уловов сазана на уровне 450-500 т, пеляди – 200-250 т и подавления численности карася и окуня (основных конкурентов в питании ценных вселенцев) согласно расчетным данным на основании многолетнего исследования биомассы и продукции зообентоса и зоопланктона, необходимо вселять в озеро ежегодно 5,5 млн. годовиков массой 25-30 г. или 1,5 млн экз. двухлетков сазана массой не менее 100 г и от 5 до 8 млн экз. подрощенной молоди пеляди.

Литература

1. Ростовцев А.А., Егоров Е.В., Ермолаев В.И., Прусевич Л.С. Рыбохозяйственный потенциал Сартланского озерного хозяйства // Экология рыб Обь-Иртышского бассейна. – М., 2006. – С. 406-409.
2. Благовидова Л.А. Влияние факторов среды на зообентос озер юга Западной Сибири // Гидробиол. Журн. – Т. 9. – №1. – С. 55-61.
3. Пидгайко М.Л., Александров Б.М., Иоффе Ц.И., Максимова П.Л., Петров В.В., Саватеева Е.Б., Салазкин А.А. Краткая биолого-продукционная характеристика водоемов Северо-Запада СССР // Изв. ГосНИОРХ. – 1975. – Вып. 67. – С. 44-57.
4. Прусевич Л.С. Зоопланктон озера Сартлан в период реконструкции его ихтиофауны // Сб. научных трудов ГосНИОРХ. – 1984. – Вып. 214. – С. 97-109.
5. Прусевич Л.С., Наумкина Д.И., Поротникова Л.Л. Современное состояние зоопланктона и зообентоса озера Сартлан // Водные экосистемы Сибири и перспективы их развития. – Томск, 2011. – С. 244-247.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ТАКСОНОМИЧЕСКОГО СОСТАВА ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕРА ТЕЛЕЦКОЕ КАК ОДИН ИЗ ИНСТРУМЕНТОВ ПРИ ПАЛЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ

О.С. Сутченкова, Е.Ю. Митрофанова

Институт водных и экологических проблем СО РАН

ENVIRONMENTAL ANALYSIS OF DIATOMS TAXA COMPOSITION IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF LAKE TELETSKOE AS ONE OF THE INSTRUMENTS IN PALEOECOLOGICAL STUDIES

O.S. Sutchenkova, E.Yu. Mitrofanova

Institute for water and environmental problems SB RAS,

olgaklassen@rambler.ru

Проведен анализ видового состава и количества диатомовых водорослей в донных отложениях оз. Телецкого с подводного хребта Софьи Лепневой. Выявлены экологические группы диатомей по классификациям разных авторов, оценено их количество и сделан вывод о преобладании планктонных холодолюбивых видов во всех слоях исследованного отрезка керна.

The analysis of species composition and number of diatom algae in the bottom sediments of Lake Teletskoye in underwater Sofia Lepneva Ridge was prepared. The ecological groups of diatoms concerning different classifications were revealed, the number of frustules was estimated and the conclusion of planktonic cool-loving forms predominance in the all studied layers of the core was done.

В настоящее время диатомовые водоросли – богатый видами и чрезвычайно широко распространенный отдел водорослей, представители которого обитают во всех поверхностных водах Земли, являются наиболее важной группой пресноводного фитопланктона, почти всегда присутствующие в значительных количествах в большинстве озер [1]. Диатомеи населяют в озерах два основных местообитания: водную толщу и донную поверхность, включая погруженные в воду предметы, подводные части макрофитов, скалы, камни на дне озер и в зоне заплеска. После завершения жизненного цикла кремниевые панцири диатомовых из этих биотопов поступают в донные отложения водоемов и могут служить индикаторами изменений окружающей среды во временном аспекте. Крупные глубокие озера особенно предпочтительны для палеоэкологических исследований, т.к., благодаря большому объему, наличию разнообразных

биотопов и разнообразию обитающих в них видов диатомовых водорослей они способны накапливать информацию о процессах, происшедших в водоеме и на его водосборном бассейне в результате естественных и антропогенных изменений окружающей среды.

При исследовании донных отложений озер кроме получения данных о количестве диатомей особое значение имеет выявление экологических характеристик видов. Анализ видов диатомовых водорослей в донных отложениях оз. Телецкого с подводного хребта Софьи Лепневой (верхние 430 мм керна), находящегося на стыке двух морфометрически различных частей озера, меридиональной глубоководной и широтной мелководной, показал, что из жизненных форм диатомовых в основном преобладают бентосные виды класса *Pennatophyceae* (89,8 % от общего состава диатомей), в том числе обитающие на дне (75 %) и в обрастаниях (7,8 %) (рис. 1). К планктонным формам относятся только 11 видов (8,6 % от общего состава) – все из класса *Centrophyceae* и лишь два представителя пеннатных. Из общего количества центрические формы составляют 10,2 %, или 13 видов из 5 родов, тогда как пеннатные формы – 89,8 %, или 115 видов из 29 родов.

Несмотря на количественное большинство в сводном списке видов, обитающих на дне и в обрастаниях, численно практически на всем исследованном отрезке керна преобладают (достигая 88,9 %) планктонные формы за счет абсолютного доминирования *Aulacoseira subarctica* Thw., составляющей 12,6-78,9 % от общего количества видов (рис 2). Наибольшее число створок планктонных форм приурочено к слоям 100-105, 295-300 и 390-395 мм, что соответствует временным периода 1784-1773, 1350-1339 и 1139-1128, соответственно. Именно в эти периоды следует ожидать общего похолодания вследствие того, что основная доля в численности у планктонных видов приходится на виды-холодолюбцы. Н.А. Скабичевская относила это похолодание к малому ледниковому периоду.

При выделении географических групп, предложенных С.С. Бариновой [2], к космополитам относятся 58 видов, бореальным – 40, аркто-альпийским – 15 и видов с неопределенной географической характеристикой – 15. Аркто-альпийцев немного по числу видов, но их доля в общем количестве створок наибольшая, что и определяет общую картину изменения климата. Экологический анализ списка диатомовых водорослей, проведенный по Н.А. Скабичевской [3], показал, что наибольшее количество выявленных видов принадлежит к группе широко распространенных – 46, четыре вида относятся к группе пресноводно солоновато-водных, 11 видов отмечено в группе северо-арктических горно-альпийских, видов с ограниченным и неясным распространением – 5 и байкальских представителей – 1 вид. Большую группу (47,7 %) составили виды с неопределенной принадлежностью, что может быть связано с трудностями видовой идентификации под световым микроскопом.

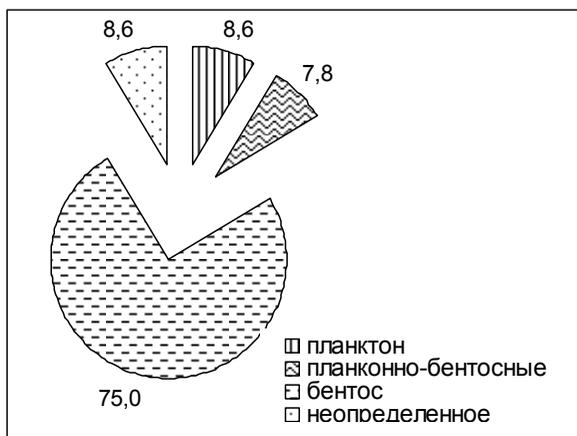


Рис. 1. Доля жизненных форм в общем составе диатомовых водорослей в донных отложениях оз. Телецкого с подводного хребта Софьи Лепневой

Наибольший интерес, по мнению Н.А. Скабичевской [4], представляют виды группы северо-арктических горно-альпийских, как характерные для горного холодноводного бассейна. По величине группы холодолюбив и их индивидуальным оценкам можно сделать выводы о состоянии климата в период отложения исследуемых осадков и об его изменении на определенном отрезке времени [3]. По классификации, предложенной Х. Ланге-Берталотом [5], характеризующей степень устойчивости видов, среди диатомовых выделяют резистентные, толерантные и чувствительные виды. Последние – наиболее информативная группа, которая будет чутко реагировать на изменения окружающей среды. В соответствии с данной классификацией, среди выявленных видов диатомей в донных отложениях озера к чувствительным относятся 12 представителей, к толерантным – пять, резистентным – два.

Литература

1. Hutchinson G.E. A treatise on limnology. Vol. 2. Introduction to lake biology and the Limnoplankton. – New-York, London, 1967. – 1115 p.
2. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель Авив, 2006. – 498 с.
3. Скабичевская Н.А. Средне-позднечетвертичные диатомеи Приенисейского Севера. – М.: Наука, 1984. – 154 с.
4. Скабичевская Н.А. Диатомеи Телецкого озера и климатические реконструкции последнего тысячелетия // Проблемы реконструкции климата и природной среды голоцена и плейстоцена Сибири. Вып. 2. – Новосибирск: Изд-во Ин-та археологии и этнографии, 2000. – С. 428-432.
5. Szczepocka E. Water quality assessment using diatoms in the Bzura River // Oceanological and Hydrobiological Studies. – 2005. – Vol. XXXIV. – № 4.

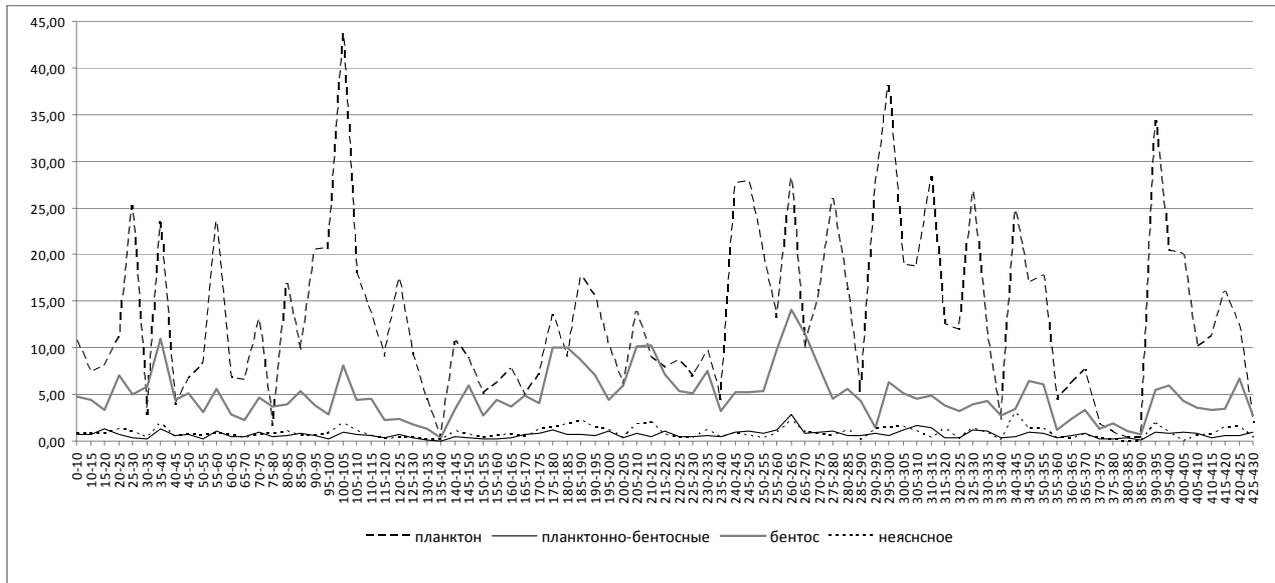


Рис. 2. Количество створок жизненных форм диатомовых водорослей в донных отложениях оз. Телецкого с подводного хребта Софьи Лепневой, млн ств./г

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ВОДАХ ТЕЛЕЦКОГО ОЗЕРА

Е.И. Третьякова

Институт водных и экологических проблем СО РАН

SPATIAL DISTRIBUTION OF NUTRIENTS IN LAKE TELETSKOYE

E.I. Tretiakova

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, elentr@iwep.ru

Изучено пространственное распределение биогенных элементов в водах Телецкого озера в различные сезоны. Выявлены особенности их вертикального распределения на различных глубинах озера.

The spatial distribution of nutrients in Lake Teletskoye in the different seasons was studied. The peculiarities of the vertical distribution of the nutrients in the different depths were revealed.

Изучение поведения биогенных элементов в природных водах является актуальной задачей, поскольку они, во-первых, необходимы для жизнедеятельности гидробионтов и, во-вторых, их концентрации обуславливают трофический статус водоемов, который определяет экологическое состояние водоемов.

Согласно литературным данным большинство гидрохимических исследований, проводившихся на Телецком озере, включали в себя изучение газового режима, минерального состава и общих показателей содержания органического вещества [1-3]. По результатам работ было выявлено, что главной особенностью гидрохимического режима Телецкого озера является незначительное изменение концентраций минеральных ионов и растворенных газов по глубине. Это связано с продолжительными весенне-летними (апрель-июль) и осенне-зимними (октябрь-декабрь) мощными конвективными процессами, способствующих вертикальному перемешиванию вод до максимальных глубин (323 м) [4].

Необходимо отметить, что изучение содержания биогенных элементов в водах Телецкого озера проводили только в поверхностном слое. На основании этого целью данной работы являлось изучение вертикального распределения биогенных элементов на различных глубинах Телецкого озера. Точками наблюдения были выбраны глубоководные участки Телецкого озера (пелагиаль) напротив устья рек Чульшман (максимальная глубина – 100 м), Челюш (200), Кокши (200), Корбу (300) и Яйлю (максимальная глубина – 200 м). Отбор проб воды проводили океаническим батометром с помощью электро-механической лебедки. Определение

биогенных элементов проводили сразу же после отбора проб на портативном спектрофотометре DR 2800 (Германия) по гостированным методикам [5-9].

По результатам исследований установлено, что содержание биогенных элементов группы азота (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) в водах Телецкого озера невысоко и доминирующей формой азота являются нитрат-ионы, содержание которых лежат в пределах 0,34-1,88 мг/дм³. Преобладание нитрат-ионов указывает на протекание в водах Телецкого озера интенсивных процессов нитрификации в условиях избыточного кислородного насыщения. Концентрации нитритного азота крайне низки и находятся на уровне микрограммовых количеств. Ионы аммония занимают промежуточное положение между нитрат и нитрит-ионами и характеризуются невысокими концентрациями (0,016-0,19 мг/дм³), характерными для олиготрофных озер.

Сезонная динамика содержания биогенных элементов группы азота (табл. 1) характеризуется их максимальными концентрациями в предвегетационный период (июнь-июль) с последующим закономерным их снижением к концу вегетационного периода (сентябрь).

Таблица 1 – Средние концентрации биогенных элементов в воде Телецкого озера, мг/дм³

| Место отбора | NH_4^+ , мг/дм ³ | | | | NO_3^- , мг/дм ³ | | | | Si , мг/дм ³ | | | |
|---------------------|--------------------------------------|-------|-------|-------|--------------------------------------|------|------|------|----------------------------------|------|------|------|
| | VI | VII | VIII | IX | VI | VII | VIII | IX | VI | VII | VIII | IX |
| Чульшман, пелагиаль | 0,10 | 0,19 | 0,021 | 0,036 | 0,34 | 0,86 | 0,68 | 0,89 | 2,33 | 2,93 | 2,89 | 2,57 |
| Челюш, пелагиаль | 0,089 | 0,19 | 0,023 | 0,044 | 0,39 | 1,88 | 1,02 | 0,88 | 2,29 | 2,87 | 2,88 | 2,63 |
| Кокши, пелагиаль | 0,090 | 0,073 | 0,016 | 0,035 | 0,46 | 1,47 | 1,00 | 0,90 | 2,73 | 2,37 | 2,79 | 2,55 |
| Корбу, пелагиаль | 0,083 | 0,074 | 0,052 | 0,074 | 0,63 | 1,42 | 1,10 | 0,93 | 2,65 | 2,18 | 2,78 | 2,18 |
| Яйлю, пелагиаль | 0,048 | 0,075 | 0,059 | 0,029 | 0,35 | 1,46 | 0,94 | 0,92 | 2,69 | 2,13 | 2,85 | 2,19 |

*Примечание: * – месяц года.*

Изучение вертикального распределения концентраций ионов аммония в водах Телецкого озера выявило тенденцию снижения их концентраций на глубине 50 м и их увеличение на глубинах 100-200 м (рис. 1).

Изменение концентраций нитрат-ионов имеет пилообразный характер с тенденцией их повышения по мере увеличения глубины (рис. 2).

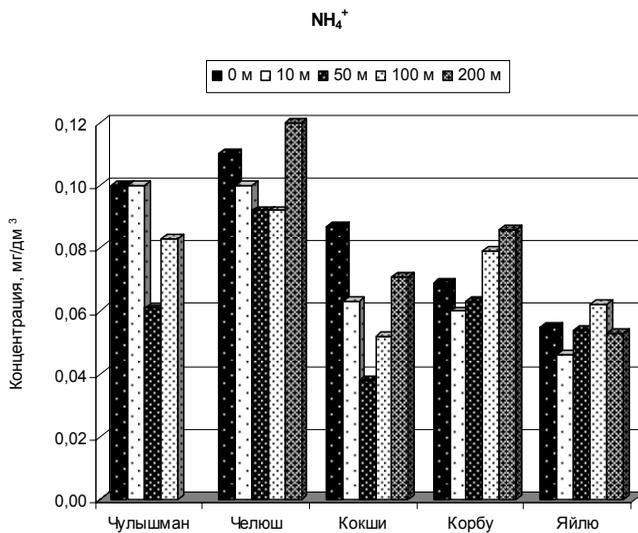


Рис. 1. Вертикальное изменение концентраций ионов аммония в водах Телецкого озера

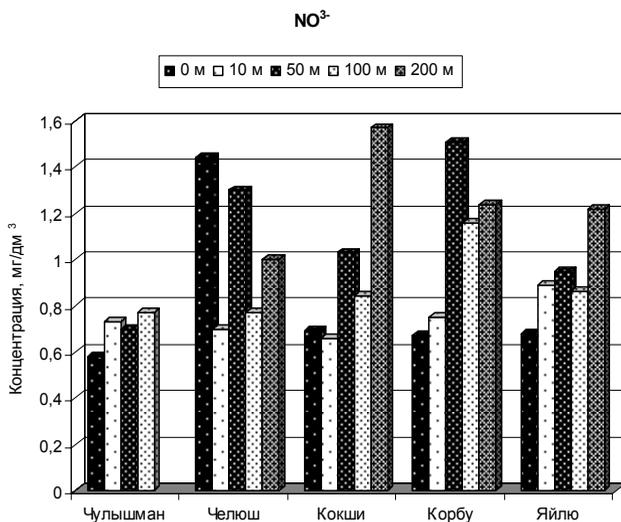


Рис. 2. Вертикальное изменение концентраций нитрат-ионов в водах Телецкого озера

Содержание кремния в водах Телецкого озера на один-два порядка превосходит содержания остальных биогенных элементов и составляет в среднем $2,13 \cdot 10^{-3}$ мг/дм³. Изменение его концентраций по сезонам имеет некоторую особенность. На пелагиальных участках озера в районе рек Чулышман и Челюш максимальные концентрации наблюдаются в июле и августе, а минимальные в июне и сентябре. На пелагиальных участках озера в районе рек Кокши, Корбу и Яйлю максимальные концентрации наблюдаются в июне и августе, а минимальные – июле и сентябре.

Изучение вертикального распределения концентраций кремния показало тенденцию их снижения к глубине 50 м, с дальнейшим их повышением к глубинам 100-200 м. Содержание фосфат-ионов в водах Телецкого озера крайне незначительно и находится на уровне микрограммовых количеств. Это указывает на то, что фосфор является лимитирующим фактором для развития водных организмов.

Работа проводилась в рамках междисциплинарного интеграционного проекта СО РАН «Актуальные проблемы гидродинамики, гидрофизики и гидрохимии крупных водоемов (характерные для условий Сибири)» в 2010-2011 гг.

Литература

1. Алевин О.А. К изучению суточных изменений температуры воды и кислорода в Телецком озере // Исследование озер СССР. Вып. 7. – Л.: Изд. ГГИ, 1934. – С. 83-100.
2. Гидрохимическая характеристика Телецкого озера // Отчет НИР. № гос. регистрации 01890072523, ноябрь 1989. Ин-т нефте- и углехим. синтеза при ИрГУ. – 55 с.
3. Лепнева С.Г. Термика, прозрачность, цвет и химический состав воды Телецкого озера // Исследование озер СССР. Вып. 9. – Л.: Гидрометеиздат, 1937. – С. 3-105.
4. Селегей В.В., Селегей Т.С. Телецкое озеро. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – 140 с.
5. ПНД Ф 14.1:2.112-97. Методика выполнения измерений массовой концентрации фосфат-ионов в пробах природных и очищенных сточных вод фотометрическим методом восстановлением аскорбиновой кислотой.
6. ПНД Ф 14.1:2.1-95. Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера.
7. ПНД Ф 14.1:2.3-95. Методика выполнения измерений массовой концентрации нитрит-ионов в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Грисса.
8. ПНД Ф 14.1:2.4-95. Методика выполнения измерений массовой концентрации нитрат-ионов в природных и сточных водах фотометрическим методом с салициловой кислотой.

9. РД 52.24.433-2005. Методика выполнения измерений массовой концентрации кремния в поверхностных водах суши фотометрическим методом в виде желтой формы молибденовокремневой кислоты.

ЗООПЛАНКТОН МАЛЫХ ВОДОЕМОВ АЛМАТИНСКОЙ ОБЛАСТИ (2011, ЛЕТО)

Т.Т. Трошина

ТОО «Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства», Казахстан, г. Алматы t.t.troshina@mai.ru

ZOOPLANKTON OF SMALL WATERBODIES OF ALMATY REGION (SUMMER 2011)

T.T. Troshina

Kazakh Research Institute of Fishery LLP, KazRIF LLP Kazakhstan, Almaty, t.t.troshina@mail.ru

Выявлены биоразнообразие, доминанты и уровень количественного развития организмов зоопланктоценоза малых водоемов юга Казахстана в летний период 2011 г. (4 озера и 3 водохранилища). По биомассе зоопланктона определен трофический статус исследованных водоемов. Проведена оценка экологического состояния зоопланктоценоза малых водоемов по количественному развитию организмов, экологическим коэффициентам видовой разнообразия Шеннона-Уивера и индексам сапробности воды Пантле и Букка.

Zooplankton of small waterbodies (4 lakes and 3 reservoirs) of Almaty Region was investigated in summer 2011. The zooplankton biodiversity, dominating species, number and biomass were defined. The trophic level of the studied reservoirs was determined according to zooplankton biomass. The evaluation of reservoirs ecological condition was carried out on zooplankton structure – number, biomass, indexes of Shannon-Weaver and saprobity indexes of Pantle and Bukk.

В Казахстане в настоящее время насчитывается большое количество малых озер и водохранилищ, которые значатся как резервные водоемы. Алматинская область обладает значительным фондом резервных водоемов, исследование которых имеет большое значение в плане оценки состояния рыбных ресурсов и сохранения биоразнообразия водных животных.

В летний период 2011 г. сотрудниками ТОО «КазНИИРХ» проведено комплексное обследование резервных водоемов Алматинской области озер Шошкалы, Майканколь, Теренколь, Жасылколь и водохранилищ Абжанов, Сатыбай, Жазылбеков. Сбор зоопланктонных проб и их обработка проведены в соответствии с общепринятыми в гидробиологии методами [1]. Фауна планктона малых водоемов разнообразна и включала в общей сложности 69 видов и форм, распределение которых по группам, водоемам и доминирующим видам приведена в таблице 1.

Таблица 1 – Число видов в составе основных групп и доминанты зоопланктоценоза малых водоемов Алматинской области, лето, 2011 г.

| Водоемы | Простейшие | Коловратки | Ветвистые оусы | Веслоногие | Прочие | Всего | Доминанты – Численность-Биомасса, % |
|--------------|------------|------------|----------------|------------|--------|-------|--|
| Шошкалы | – | 3 | 2 | 2 | – | 7 | <i>Daphnia longispina</i> – 50-87 |
| Теренколь | 1 | 12 | 10 | 4 | 3 | 30 | <i>Mesocyclops leucarti</i> – 65-63 |
| Жасылколь | 1 | 2 | 4 | 3 | 1 | 11 | <i>Ceriodaphnia pulchella</i> – 73-83 |
| Майканколь | 1 | 5 | 1 | 2 | 1 | 10 | <i>Thermocyclops oithonoides</i> – 79-81 |
| Сатыбай | – | 6 | 5 | 4 | – | 15 | <i>Brachionus plicatilis</i> – 91 |
| Жазылбеков | 2 | 17 | 1 | 3 | – | 23 | <i>Mesocyclops leucarti</i> – 93-97 |
| Абжанов | 2 | 8 | 7 | 2 | 1 | 20 | <i>Diaptomus gracilis</i> – 67-97 |
| <i>Всего</i> | 4 | 30 | 17 | 14 | 4 | 69 | |

Разнообразие фауны планктона значительно меняется по водоемам. Особенно изменчив состав в озерах – от 7 до 30 видов и подвидов. Для водохранилищ характерна меньшая вариабельность общего числа – 15-23 (табл. 1). Сходство фауны планктоценозов водоемов невысокое и составляет по Серенсену [2] от 6 до 31,6 %, указывая на своеобразие зоопланктонного сообщества каждого водоема. Гидрологическая характеристика и структурные показатели зоопланктона значительно различаются по водоемам, минерализация которых колеблется от 505 до 993 мг/дм³ (табл. 2).

Таблица 2 – Структурные характеристики зоопланктоценозов, сапробность и трофность в условиях малых водоемов Алматинской области, лето 2011 г.

| Водоем | Площадь, га | Глубина, м | Минерализация, мг/дм ³ | Число видов | Ч | Б | Н | S | Трофность |
|------------|-------------|------------|-----------------------------------|-------------|--------|---------|------|------|-----------|
| Шошкалы | 56,1 | 4,5 | 895 | 7 | 83,9 | 1493,15 | 1,86 | 1,72 | умеренная |
| Теренколь | 38,0 | 5,9 | 775 | 30 | 138,15 | 1243,26 | 2,35 | 1,28 | умеренная |
| Жасылколь | 29,5 | 10,7 | 505 | 11 | 247,23 | 3081,79 | 1,18 | 1,34 | средняя |
| Майканколь | 9,3 | 4,4 | 712 | 10 | 83,59 | 579,64 | 1,60 | 1,62 | низкая |

| Водоем | Площадь, га | Глубина, м | Минерализация, мг/дм ³ | Число видов | Ч | Б | Н | S | Трофность |
|------------|-------------|------------|-----------------------------------|-------------|--------|--------|------|------|--------------|
| Сатыбай | 41 | 3,6 | 619 | 15 | 876,9 | 873,83 | 0,54 | 1,76 | низкая |
| Жазылбеков | 12,4 | 3,7 | 993 | 23 | 131,41 | 904,48 | 0,37 | 1,62 | низкая |
| Абжанов | 6,0 | 2,6 | 538 | 20 | 43,98 | 249,88 | 2,28 | 1,54 | очень низкая |

Примечание: Ч – численность, тыс. экз./м; Б – биомасса, мг/м³; Н – индекс Шеннона-Уивера; бит/экз.; S – индекс сапробности Пантле и Бука.

Оз. Шошкалы. Оно наиболее крупное среди исследованных водоемов, расположено среди песков, непроточное с питанием за счет скважин, осадков и талых вод. Имеет слабую зарастаемость. Характеризуется крайней бедностью видового состава зоопланктона – всего 7 видов и подвидов (табл. 1). Но уровень количественного развития зоопланктоценоза при этом значительный (табл. 3). Основу показателей (50,9 % численности и 77,7 % биомассы) формируют ветвистоусые рачки с доминирующей среди них *Daphnia(D) longispina*, O.F.M., 1875. Субдоминируют в равной степени веслоногие рачки и коловратки, составляя 26-23% общей численности.

Таблица 3 – Численность (Ч, тыс. экз./м³) и биомасса (Б, мг/м³) основных групп зоопланктона малых водоемов Алматинской области, лето 2011 г.

| Водоем | Cladocera | | Copepoda | | Others | | Rotifera | | Всего | |
|------------|-----------|---------|----------|--------|--------|------|----------|--------|--------|---------|
| | Ч | Б | Ч | Б | Ч | Б | Ч | Б | Ч | Б |
| Шошкалы | 42,74 | 1160,72 | 21,88 | 318,44 | – | – | 19,33 | 13,99 | 83,96 | 1493,15 |
| Теренколь | 34,96 | 441,72 | 90,77 | 790,53 | 4,11 | 5,28 | 8,30 | 5,74 | 138,15 | 1243,26 |
| Жасыколь | 182,30 | 2580,90 | 61,37 | 500,76 | 0,001 | 0,03 | 3,54 | 0,10 | 247,23 | 3081,79 |
| Майканколь | 14,61 | 107,90 | 66,30 | 471,45 | 0,040 | 0,04 | 2,63 | 0,25 | 83,59 | 579,64 |
| Сатыбай | 0,463 | 11,49 | 34,889 | 212,99 | – | – | 841,57 | 649,35 | 876,91 | 873,83 |
| Жазылбеков | 0,71 | 12,76 | 123,44 | 882,92 | 0,73 | 0,01 | 6,52 | 8,79 | 131,41 | 904,48 |
| Абжанов | 0,17 | 4,11 | 29,88 | 243,37 | 5,96 | 0,06 | 7,96 | 2,34 | 43,98 | 249,88 |

Оз. Теренколь. Второе по величине озеро. Оно расположено между барханами с густо заросшим побережьем. Характеризуется максимальным разнообразием фауны планктона – 30 видов и форм (табл. 1). Основу довольно высокого количественного развития зоопланктоценоза оз. Теренколь (табл. 3) создают веслоногие рачки, главным образом *Mesocyclops leuckarti* Claus, 1857, составляющие 65,7 и 63,6 % общих показателей численности и биомассы. Субдоминируют ветвистоусые рачки – 25,3 % численности и 35,5 % биомассы зоопланктона. Роль коловраток незначительна – 6,0 и 0,4 % от общих показателей.

Оз. Жасылколь. Третье по величине и самое глубокое. Оно расположено на высоте 1085 м над уровнем моря. Питается за счет осадков и частично подземными источниками, слабо заросшее водной растительностью. Видовой состав зоопланктона оз. Жасыколь небогат – 11 видов, но уровень его количественного развития высокий и по биомассе максимален среди исследованных водоемов (табл. 3). Массовыми в озере являются ветвистоусые рачки с абсолютным доминантом *Ceriodaphnia pulchella* (73,7-83,7 %). Веслоногие менее значительны – 24,8 % численности и 16,2 % биомассы. Роль коловраток мизерна.

Оз. Майканколь. Наиболее малое среди озер. Оно расположено в горной зоне, пополняется тальми водами и родниками. Дно заилено черными илами с запахом сероводорода. Зарастаемость прибрежной зоны 25-35 %. Видовой состав зоопланктона однообразен и включает 10 видов и форм. Общий уровень количественного развития организмов невысок (табл. 3). Основу численности (79,3 %) и биомассы (81,3%) создают веслоногие рачки с абсолютным преобладанием *Thermocyclops oithonoides* Sars, 1863. В литературе [3] приводятся сведения о высокой устойчивости этого вида к загрязнениям и массовом развитии на участках с гниющими донными отложениями и запахом сероводорода. Это наблюдается и в оз. Майканколь. Единственный вид ветвистоусых рачков – *Bosmina longirostris* (Muller, 1776), он формирует по 17,4 и 18,6 % численности и биомассы, соответственно. Коловратки малочисленны и доля их составляет всего 3,1 % и 0,04 % общих показателей.

Водохранилище Сатыбай. Наиболее крупное среди исследованных водохранилищ, основное питание имеет за счёт оз. Алаколь в период высокого половодья. В составе фауны планктоценоза водохранилища выявлено 15 видовых таксонов, с преобладающими как и в оз. Алаколь, коловратками (табл. 1). При абсолютном доминировании солонатоводной *V. p. plicatilis* (95,9%) коловратки создают максимальную численность зоопланктона для исследованных водоемов, но биомасса их в силу мелких размеров невелика (табл. 3). Веслоногие рачки, главным образом *Th. oithonoides*, при невысокой численности продуцируют 24,3 % биомассы. Роль ветвистоусых мизерна.

Водохранилище Жазылбеков. Это небольшое по площади, с заросшей на 50-60% и заиленной черными илами прибрежной зоной. Разнообразие его зоопланктона включает 23 вида и формы. По количественному развитию сообщество полностью имеет копеподный характер (табл. 1 и 3). Веслоногие рачки, с абсолютным доминантом *M. leuckarti*, формируют 93,9 и 97,6 % численности и биомассы зоопланктона. Коловратки составляют лишь 4,9 % всего количества организмов, а ветвистоусые рачки – 0,5 %.

Водохранилище Абжанов. Самое маленькое среди исследованных, расположено в горах на высоте 1134 м над уровнем моря и характеризуется сильной зарастаемостью надводной (40 %) и подводной (до 90 %) растительностью. Фауна планктоценоза водохранилища довольно

разнообразна – 20 видов и форм, среди которых представительны коловратки и ветвистоусые рачки (табл. 1). Характерной особенностью является массовое развитие раковинных амёб *Arcella dentata* Ehr., 1843, *Arcella discoidea* Ehr., 1843. Это обычно наблюдается при деструктивных процессах разложения растительности в водоеме. Видимо, в водохранилище Абжанов при высокой зарастаемости происходит частичное разложение растительных остатков, что благоприятно для раковинных амёб. Уровень количественного развития зоопланктона в водохранилище самый низкий среди исследованных водоемов (табл. 3). Основу его продуцируют веслоногие, с доминантом *Eudiatomus gracilis*, (Sars1863) – 67,9 % численности и 97,4 % биомассы. Ветвистоусые рачки крайне малочисленны – 0,4 % общего количества. Коловратки и раковинные амёбы составляют 18,1 и 13,6 % общей численности зоопланктона.

Таким образом, исследованные малые водоемы юга Казахстана характеризуются малым сходством фауны зоопланктоценозов по водоемам и колебаниями уровней количественного развития организмов. Трофический статус по биомассе зоопланктона (табл. 2), в соответствии со шкалой трофности С.П. Китаева [4], оценивается для озер Шошкалы и Теренколь – как умеренно трофный, для оз. Жасыколь – как средне трофный, для оз. Майканколь и водохранилищ Сатыбай и Жазылбеков – как низкотрофный и для водохранилища Абжанов – очень низкотрофный.

Экологический коэффициент видового разнообразия Шеннона-Уивера зоопланктоценозов изменяется в широких пределах (табл. 2). Максимальные значения, указывающие на высокую степень упорядоченности видовой структуры и стабильное состояние зоопланктонного сообщества отмечаются в оз. Теренколь и водохранилище Абжанов. В озерах Шошкалы, Жасыколь и Майканколь констатируется средний уровень видовой структурированности и сбалансированности состояния сообщества. И лишь в водохранилищах Сатыбай и Жазылбеков при крайне низких индексах видовой структура сообщества мало упорядоченна и состояние нестабильно. Сапробиологическое состояние воды исследованных водоемов оценивается на уровне бета-мезосапробной зоны, чистых и умеренно загрязненных вод II и III класса.

Литература

1. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зоопланктон и его продукция. – Л., 1984. – 33 с.
2. Одум Ю. Экология. Т.2. – М.: Мир, 1986. – 376 с.
3. Курашов Е.А. Литоральная зона Ладожского озера. – СПб. 2011. – 416 с.
4. Китаев С.П. О соотношении некоторых трофических уровней и «шкалах трофности» озер разных природных зон // Тез. докл. V съезда ВГБО, Тольятти, 15-19 сентября 1986 г. – Куйбышев, 1986. – С. 254-255.

5. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. – М., 1975. – 176 с.

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ВОДНОГО РЕЖИМА БОЛОТ ЮЖНО-ТАЕЖНОЙ ПОДЗОНЫ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Ю.А. Харанжевская

Сибирский НИИ сельского хозяйства и торфа Россельхозакадемии

LONG-TERM DYNAMICS OF BOGS WATER REGIME IN SOUTHERN TAIGA SUBZONE OF WESTERN SIBERIA

Yu.A. Kharanzhevskaya

Siberian Research Institute of Agriculture and Peat, kharan@yandex.ru

По результатам анализа получено, что в условиях современных изменения климата происходит перераспределение увлажнения территорий в течение года, вследствие чего наблюдается некоторое выравнивание отметок в течение года и высокое положение уровней болотных вод. Таким образом, отмеченные ранее для данной территории природно-климатические изменения определяют благоприятные условия для дальнейшего заболачивания региона.

According to the analysis it was found that in the modern climate change is a redistribution of total moisture during the year, so that there is some alignment marks during the year and high level positions of bog water. Thus, the previously noted of climatic changes for the territory determine favorable conditions for further bogging the region.

На современном этапе в условиях увеличения уровня хозяйственной деятельности необходим мониторинг водного режима, оценка существующего состояния водных ресурсов, а также прогноз их изменений в перспективе. Особенно интересна эта проблема для Западной Сибири, которая характеризуется широким распространением болот. Вопрос о динамике и закономерностях многолетних изменений водного режима болот, который во многом определяет объем стока рек данной территории, не изучен. Именно поэтому исследования данной территории особенно важны в плане выявления существующих механизмов влияния болот на уменьшение негативных последствий изменения климата и хозяйственной деятельности человека.

В качестве исходных данных при проведении исследований использовались результаты наблюдений за уровнями болотных вод Сибирского НИИ сельского хозяйства и торфа на участках Васюганского

болота (1998-2009) и низинном болоте на террасе р. Бакчар (2002-2009), а также данные Росгидромета, полученные на болотных станциях Новый Васюган и Мыльджино (1976-1985). Исследования за уровнем режимом болот проводились на участках сосново-кустарничкового-сфагнового переходного болота Васюганское (северо-западная часть), грядово-мочажинного комплекса Ново-Васюганского болота (северо-западная часть), верхового болота в водосборе р. Ключ (северо-восточные отроги Васюганского болота), березово-осоково-кустарничкового низинного болота Самара (на террасе р. Бакчар), а также верхового болота в условиях лесомелиорации (низкий рям, северо-восточные отроги Васюганского болота). Исследования в пределах верхового болота в водосборе р. Ключ осуществлялись в пределах характерных болотных биогеоценозов верхового типа: высокий рям, низкий рям, осоково-сфагновая топь.

По результатам исследований на участке верхового болота отмечаются следующие уровни болотных вод: -25 см – в высоком ряме, -2 см – в низком ряме, 3 см – в осоково-сфагнуовой топи от средней поверхности болота. Амплитуда уровней в среднем составляет: в высоком ряме – 39 см, в низком ряме – 24 см, в осоково-сфагнуовой топи – 21 см. В отдельные годы амплитуда может достигать, соответственно, 62, 53, и 29 см. По результатам исследований водный режим верхового болота характеризуется резким подъемом в весенний период, плавным спадом, нарушаемым осадками, низкой летне-осенней меженью и повышением уровней в период осенних дождей. Колебание уровней по площади верхового болота в целом синхронны. Их подъем в отдельные годы составляет в среднем около 25 см за период от начала снеготаяния до наступления пика половодья. В многоводные годы уровни болотных вод стоят достаточно высоко за счет избыточного поступления в весенний период талой воды, а также летних дождей. Интенсивность спада весенних уровней различается по биогеоценозам от 1 см/день в центре болота до 4 см/день на периферии. Минимальные отметки уровней составили (2003 г.): -71 см – высокий рям, -40 см – низкий рям, -18 см – сфагнуво-осоковая топь.

Весенний подъем уровней, как правило, отмечается в конце апреля - начале мая. Годовая динамика в общем определяется количеством выпавших атмосферных осадков и во многом особенностями предшествующего сезона, глубиной промерзания залежи скоростью оттаивания. В отдельные годы наблюдается нарушение синхронности колебаний уровней, на сфагнуво-осоковой топи – наибольшая интенсивность снеготаяния и более ранний подъем уровней болотных вод. В летний период наблюдается значительное снижение уровней, что связано с увеличением испарения с поверхности болота при активном развитии растительности и повышении температуры воздуха. При отсутствии атмосферных осадков в течение сезона наблюдается закономерное снижение уровней болотных вод до 15-30 см ниже поверхности болота на облесенных участках болота (рис. 1).

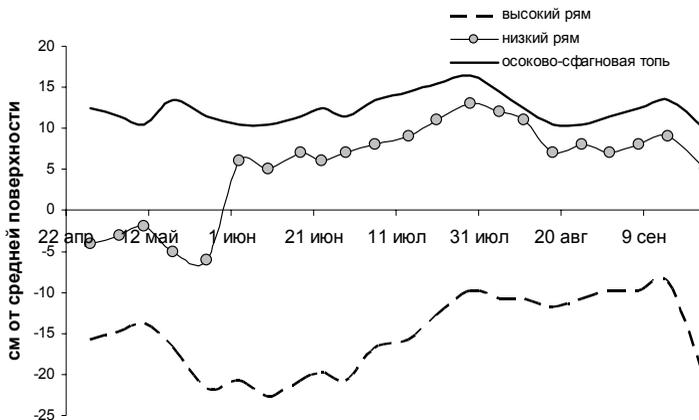


Рис. 1. Годовая осредненная динамика уровней болотных вод верхового болотного массива, 2009 г.

В среднем за период наблюдений уровень болотных вод в июле-августе составил: -32 см – высокий рям, -8 см – низкий рям, 0 см – топь. Осеннее повышение уровней определяется снижением испарения и повышением общего количества выпавших атмосферных осадков. Зимнее снижение уровней начинается в декабре и продолжается до марта в связи с отсутствием атмосферного питания болота. В этот период в результате появления снежного покрова и промерзания торфяной залежи болот испарение влаги с поверхности отсутствует, а изменение уровней болотных вод в зимний период происходит в основном под влиянием фильтрационного стекания воды по деятельному слою [1].

Водный режим Ново-Васюганского болота с грядово-мочажинным комплексным биогеоценозом имеет следующие особенности. Среднемноголетний уровень болотных вод составил -27 см. Годовой ход уровней болотных вод в целом также соответствует отмеченным выше закономерностям. Однако следует отметить, что в течение года максимальные уровни вод на исследуемом болоте наблюдаются в мае, а подъем уровней начинается только в конце апреля. В летний период, преимущественно с мая по сентябрь, отметки уровней болотных вод не превышают поверхности болота. В весенний период уровни колеблются в пределах от 1 до 10 см ниже поверхности болота. В летний и осенний периоды положение уровней болотных вод в целом относительно постоянно. В ноябре-декабре наблюдается устойчивый спад уровней болотных вод. Их минимальные уровни отмечаются в начале года перед снеготаянием. Снижение уровней болотных вод составляет до 65 см, амплитуда колебаний годовая -64 см, в летний период -37 см.

Динамика уровней вод Васюганского болота на участке с переходным сфагново-осоковым биогеоценозом в целом имеет сходство с описанным выше закономерностями изменения уровней, которые отмечены для верховых болотных биогеоценозов. Анализ показал, что для исследуемых переходных болот особенностью является относительно низкое положение уровней от средней поверхности. Самые низкие уровни болотных вод отмечаются в зимний период, как правило, с января по март (до 50-60 см ниже поверхности болота), в весенний период повышение уровней – до 10 см ниже поверхности болота, а в отдельные годы – до 8-10 см выше поверхности болота. Высокие отметки уровней на болоте, как правило, удерживаются в пределах 10-15 дней. В июне-августе отмечается закономерное снижение уровней, осенний подъем уровней – в сентябре-октябре, в результате чего высокие отметки уровней сохраняются практически до конца года. Среднегодовой уровень болотных вод составил –10 см, а за период май-сентябрь – 13 см ниже поверхности болота. Годовая амплитуда колебаний уровней – 50 см, а за период май-сентябрь – 13 см.

Водный режим низинных болот изучен в меньшей степени. Годовой ход уровней болотных вод низинного болота в пределах березово-осоково-кустарничкового биогеоценоза в целом имеет сходные тенденции. Среди главных особенностей водного режима следует отметить высокое стояние уровней при его облесенности, в многоводные периоды до 10-12 см выше средней поверхности болота, и значительную динамичность уровня режима (рис. 2).

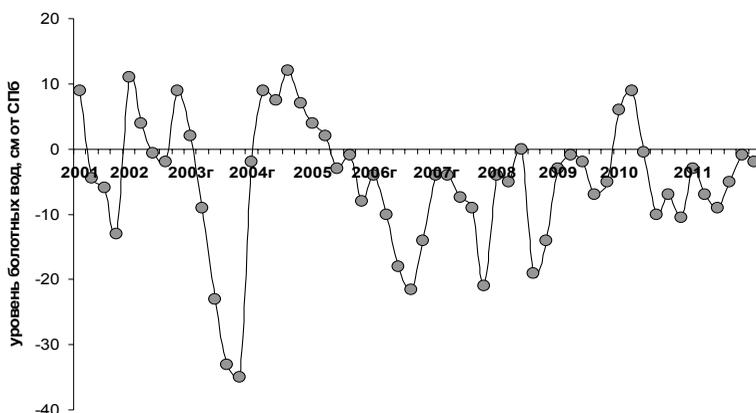


Рис. 2. Многолетняя динамика уровней болотных вод низинного болота
Самара: СПб – средняя поверхность болота.

Второй особенностью водного режима болота, которое характеризуется смешанным типом водного питания за счет атмосферных

осадков и подземных вод, является повышение уровней в июле-августе в отдельные годы за счет поступления подземных вод. В целом за период май-сентябрь уровень болотных вод составил –5 см, амплитуда колебаний – 48 см.

Как показал анализ данных по участку лесомелиорации, осушение способствует снижению уровней болотных вод [2]. Однако на данном участке в результате нарушения функций осушительных каналов отмечается повышение уровней на осушаемой территории, что благоприятствует процессу дальнейшего торфообразования. Поэтому в периоды интенсивного таяния или при выпадении осадков отметки уровней на осушенном участке заметно выше, и их отметки совпадают с положением уровней на естественном верховом болоте в бассейне р. Ключ. Такая закономерность была отмечена в 2006, 2007, 2010 годах. В среднем за период 2006-2010 гг. на естественном участке уровень болотных вод составил –8 см, на осушенном – 10 см. За период вегетации максимальные уровни наблюдаются в апреле-мае. Абсолютный максимум отмечен в 2010 г.: 9 см выше поверхности болота. Самые низкие уровни отмечены в 2008 году (33 см). Годовая динамика уровней характеризуется следующей закономерностью: в апреле-мае отмечаются максимальные отметки уровней, далее – снижение уровней в течение июня, в период летне-осенних дождей наблюдается их повышение. Как правило, минимальные уровни отмечаются июле-августе, а повышение – в сентябре. Характерна достаточно быстрая реакция на поступление осадков. Интенсивность подъема уровней на осушенном составляет до 30 и более см/сутки, интенсивность спада уровней – от 0,24-0,33 см/сутки и до 0,05-0,19 см/сутки.

По результатам анализа получено, что в условиях современных изменения климата происходит перераспределение увлажнения территорий в течение года, вследствие чего наблюдается некоторое выравнивание отметок в течение года и высокое положение уровней болотных вод. Таким образом, отмеченное ранее рядом исследователей увеличение стока рек, уровней грунтовых вод, температуры воздуха и суммы атмосферных осадков определяют благоприятные условия для дальнейшего заболачивания региона.

Литература

1. Харанжевская Ю.А. Многолетняя динамика водного режима верхового болота как показатель устойчивости болотных экосистем Западной Сибири // Динамика геосистем и оптимизация природопользования. Материалы международной конференции. – Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2010. – С. 227-230.
2. Харанжевская Ю.А., Седнев И.С., Воистинова Е.С., Иванова Е.С. Эколого-мелиоративное районирование заболоченной территории южно-таёжной подзоны Западной Сибири. Рекомендации по рациональному использованию болот. – Томск: Изд-во «Ветер», 2008. – 47 с.

ОЦЕНКА ЗООПЛАНКТОНА НЕКОТОРЫХ РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЁМОВ ЮГА КАЗАХСТАНА КАК КОРМОВОГО РЕСУРСА

Л.И. Шарапова

Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства

THE CHARACTER OF ZOOPLANKTON SOME VARIOUS TYPES OF BASINS ON THE SOUTH OF KAZAKHSTAN, AS FODDY SUPPLY

L.I. Sharapova

Kazakhstan Scientific Research Institute,

kazniirh @ mail.ru

Обследованы в рыбохозяйственном плане 7 озёр и 2 водохранилища Жамбылской области по зоопланктону. Биомасса кормового ресурса озёр Большие и Малые Камкалы, Караколь, Бийликоль, Акколь, Богетколь, Терс-Ащибулакского и Тасоткельского водохранилищ летом 2006 г. характеризовала их средней или умеренной трофностью (1,3-3,8 г/м³). Оз. Каменное оценивалось самым низким значением показателя (0,08 г/м³). Для шести водоёмов планктон был более высококормным относительно данных 2005 г. за счёт интенсивного развития ветвистоулых рачков. Биомасса зоопланктона снижалась в 2006 г. только в Тасоткельском водохранилище при потреблении многочисленной молодью рыб.

Trophical character of seven lakes and two reservoirs of Zhambyl district were researched in 2006 y. The summer biomass of plankton in lakes Big Kamkaly, Small Kamkaly, Karakol, Byilikol, Akkol, Bogetkol and in reservoirs Teris-Ashibulac and Tasotkelskoe was the middle or moderate trophic level (1,3 – 3,8 g/m³). The Stone lake marked as the basin with the lowest index mass (0,08 g/m³). Plankton of six basins had more high trophic level with intensive development cladoceran relatively materials of 2005 y. Biomass of zooplankton Tasotkelskoe reserve decreased in 2006 y. only by consumption numerous fingerling.

Комплексное обследование рыбохозяйственных водоёмов области в бассейнах рек Асса и Шу, в том числе зоопланктона, компонента кормовой базы рыб, проводилось летом 2006 г. Сбор и обработка проб велись общепринятыми методиками [1]. При оценке полученных результатов использовалась известная шкала трофности [2].

Оз. Большие Камкалы. Расположено в левобережье нижнего течения р. Шу, площадью около 1250 га, при средней глубине 3,4 м, максимальной – 6 м. Вода солоноватая. Основу небогатого разнообразием планктона определяли крупные *Arctodiaptomus salinus* и *Mesocyclops leuckarti*, *Diaphanosoma lacustris* и *Filinia longiseta*. Лидировал галофильный диаптомус, создавая 42,3 % общей численности и 53,6 % всей биомассы, соответственно, веслоногие рачки – 48 и 55 %. Преобладание данного вида

относительно циклопа, лидера планктона прошлого года, связано с некоторым повышением минерализации воды [3]. Многочисленной была и диафанозома – 44,9 и 44,3 % показателей. Максимальная концентрация зоопланктёров в период наблюдений отмечалась на двухметровой глубине водоёма. Показатель планктона в 2006 г. – 1,33 г/м³ (55,2 тыс. экз./м³), характеризует водоём умеренным уровнем трофности, он выше, чем в июле 2005г. (1 г/м³).

Оз. Малые Камкалы. Расположено в нижнем течении р. Шу, восточнее посёлка Уланбель. Площадь около 860 га, при максимальной глубине до 4 м, средней – 2,2 м. Солончатое. Грунт глинисто-песчаный с остатками растительности и сероводородом. Зарастаемость надводной растительностью достигает 20 %, подводной – 52 %. Зиморное. Состав планктона летом 2006г. практически идентичен отмеченному в 2005 г. Из 16 разновидностей беспозвоночных основу корма создавали *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*, *Thermocyclops taihokuensis* и *M. leuckarti*, из коловраток – *Brachionus plicatilis longicornis*. По числу особей преобладали веслоногие рачки – 48 %, за счёт термоциклопа. Доминировали по массе ветвистоусые – 72,5 % с лидерством крупных дафний, 57 % от группы. Величина биомассы зоопланктона в 2006г. была среднекормной – 2,47 г/м³ (при численности 417 тыс. экз./ м³), превышая прошлогодний показатель в 4 раза.

Оз. Караколь. Находится в 5 км от оз. М. Камкалы. Площадь – 1300 га. Средняя глубина около 2 м, максимальная – 3,5 м. Зарастаемость надводной растительностью до 50 %, подводной – до 65 %. Зиморное. В составе планктона присутствовало 16 видов, как и в июле 2005 г. Но структура ядра поменялась, фоновыми стали *Diaphanosoma lacustris*, *T. taihokuensis*, *Asplanchna sieboldi* вместо босмины, мезоциклопа и солелюбивого диаптомуса в 2005 г. Максимальное количество беспозвоночных в 2006 г. наблюдалось в центре озера – 223 тыс. экз./м³ и 4,33 г/м³, относительно прибрежья – 100,9 тыс. экз./м³ и 0,79 г/м³. Преобладали численно веслоногие рачки – 48,5%, по массе – ветвистоусые, 76,6 %. Биомасса планктона среднекормная – 2,09 г/м³ (при 181,1 тыс. экз./м³), что более, чем в 6 раз выше показателя прошлого года (0,32 г/м³).

Оз. Бийликоль наиболее крупное озеро Талас-Ассинского бассейна. Питается водами р. Асса. Площадь озера около 9000 га. Средняя глубина 3 м, максимальная – до 8 м. Дно илистое. В зоопланктоне отмечена смена доминирующих видов. Лидировали по биотопам рачки *D. lacustris* или *T. taihokuensis*, а также *Ceriodaphnia quadrangula* и *A. sieboldi*, присутствовали *Ergasilidae*. В 2005 г., помимо указанных, распространены были дафния, босмина, мезоциклоп, *Moina brachiata*. Обусловлено различие рафинией температурного режима в периоды наблюдений. Максимальная концентрация планктона наблюдалась в центральной части озера – 567,8 тыс. экз./м³ и 6,38 г/м³, на остальной акватории показатели были в 4-8 раз ниже. Основу численности формировали веслоногие и ветвистоусые рачки – 52,3 %, биомассу – ветвистоусые, в частности, диафанозома, 65,2 %. Масса

зоопланктона летом 2006г. – 3,53 г/м³ (при 367 тыс. экз./м³), что более чем вдвое выше прошлогодней (1,59 г/м³) и оценивается как среднекормная.

Оз. Акколь в Таласком районе, на юго-западе от посёлка Акколь. Площадь около 7000 га, при средней глубине 3 м и максимальной – 5,5 м. Минерализация воды 3 г/дм³. Дно ровное, зарастаемость 22 %. В ядро планктона входили *D. lacustris*, *T. taihokuensis*, *C. quadrangula* и *A. sieboldi*. Заметными были также доли босмины и дафний. Общую численность создавали рачки – 49 и 47 %, по массе лидировали кладоцеры – 68,3%. Термофильные виды продуцировали максимальную численность и высокую биомассу кормового ресурса для исследованных водоёмов. Биомасса зоопланктона озера в августе 2006г. – 3,78 г/м³ (458,1 тыс. экз./м³) оценивается как среднетрофная. По сравнению с данными сентября 2005 г. (0,62 г/м³) приведённые значения выше в 11 и 6 раз [3]. Столь существенная разница может быть следствием меньшей выедаемости кормового ресурса в 2006 г.

Оз. Каменное. Расположено в 5 км южнее посёлка Бийликоль. Площадь озера 350 га, средние глубины 3 и 1 м по двум чашам. Степень зарастаемости по ним высшей растительностью 6-12%, подводной – 55 и 75%. Минерализация воды повышена в 2006 г. до 3 г/дм³. Зоопланктон включал 17 таксонов организмов. В разряд массовых входили *Daphnia galeata*, *T. taihokuensis*, коловратки р.*Brachionus* и *Polyarthra remata*. Количественное развитие животных в августе 2006 г – 0,08 г/м³ (9,7 тыс. экз./м³) оценивалось как самое низкое в ряду водоёмов. Численность особей составляли коловратки и ветвистоусые – 38 и 35 %, биомассу, в основном, ветвистоусые – дафнии (85,2 %). Полуразрушенное состояние особей вида, преобладание мелких коловраток, низкие показатели ценоза указывали на неблагоприятные условия обитания в озере летом 2006 г.

Оз. Богетколь. Расположено между озёрами Бийликоль и Акколь. Площадь озера около 3250 га. Средняя глубина 2,5 м, максимальная – 5 м. Дно илистое в прибрежье и каменистое в центральной части. Минерализация воды достигала почти 7 г/дм³. В зоопланктоне присутствовало 11 представителей. В состав массовых видов входили *Diaphanosoma mongolianum*, *T. taihokuensis*, мелкие цериодафнии и босмина. Среди веслоногих были паразитические рачки сем. *Ergasilidae*. Высокая численность планктона создавалась веслоногими и ветвистоусыми рачками – 57,8 и 41,3 %. Биомассу формировали ветвистоусые – 59,4 %, в результате обилия диафанозомы (82 % от группы), а также копеподы – 39,6 %. Биомасса зоопланктона – 2,56 г/м³ (344 тыс. экз./м³) оценивалась средним уровнем кормности.

Терис-Ащыбулакское водохранилище. Находится в районе перевала Куюк. Образовано перекрытием р. Аксу дамбой. Площадь 2400 га, глубина – до 24 м, средняя – 8 м. Дно с каменистыми грядами, глинистое, с песком и щебёнкой. Вода пресная. Массовыми видами планктона были *D. galeata* и *T. taihokuensis*. Дафния создавала 72,5 % всей массы сообщества, циклоп –

22,3 %. В планктоне присутствовала крупная хищная клadoцера *Leptodora kindtii* – 2,2 тыс. экз./м³, наряду с рыбой потребляющая зоопланктон. Плотность особей в сообществе создавалась двумя группами рачков – 47,5 и 51,4 %, по массе доля клadoцера была определяющей – 74,9 %. Кормность зоопланктона летом 2006 г. оценивалась средним уровнем – 3,88 г/м³ (212,7 тыс. экз./м³). Продуктивность ценоза повысилась десятикратно относительно 2004 г. [3], при выпадении из ядра массовой хищной аспланхны и снижении концентрации рыбы – потребителей планктона.

Тасоткельское водохранилище. Крупнейший водоём в среднем течении р. Шу, в 27 км от г. Шу. Площадь около 8000 га, при средней глубине 2,5 м, у плотины – 12 м. Пресноводное. Среди 16 таксонов планктёров преобладали рачки. В разряд массовых планктёров входили *D. galeata*, *Diaphanosoma lacustris*, циклопы р. *Thermocyclops*. Присутствовал крупный хищный рачок *L. kindtii*, потребитель планктона. Максимальная концентрация беспозвоночных отмечалась вблизи плотины. За счёт обилия копепоидных стадий веслоногие лидируют по численности и биомассе – 76,3 и 52,9 %. Половина биомассы создаётся крупными клadoцерами. Величина биомассы зоопланктона водохранилища летом 2006 г. – 1,72 г/м³ (127,4 тыс. экз./м³), оценивалась как умеренно кормная. Относительно данных лета 2005 г. произошло падение количественных показателей ресурса втрое в результате снижения концентрации веслоногих рачков, более подверженных выеданию рыбой. Предположительно, именно увеличение численности консументов к лету 2006 г. послужило причиной выявленных изменений кормности зоопланктона.

Литература

1. Методическое пособие при гидробиологических рыбохозяйственных исследованиях водоемов Казахстана (планктон, зообентос). – Алматы, 2006. – 27 с.
2. Китаев С.П. О соотношении некоторых трофических уровней и «шкалах трофности» озер разных природных зон // Тез. докл. V съезда ВГБО, Тольятти, 15-19 сентября 1986 г. – Куйбышев, 1986. – С. 254-255.
3. Оценка состояния запасов промысловых стад рыб и биологическое обоснование общих допустимых уловов на водоёмах областного значения. Раздел Жамбылская область. Отчёт о НИР/КазНИИРХ. – Алматы, 2006. – 192 с.

ВЛИЯНИЕ КАТАСТРОФИЧЕСКИХ ЛЕСНЫХ ПОЖАРОВ 1998 ГОДА НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ РЕК СИХОТЭ-АЛИНЯ

*В.П. Шестеркин, Ю.А. Форина, Н.М. Шестеркина
ИВЭП ДВО РАН, Хабаровск*

THE INFLUENCE OF CATASTROPHIC FOREST FIRES IN 1998 ON THE HYDROCHEMICAL REGIME OF THE RIVERS OF THE SIKHOTE-ALIN

*V.P. Shesterkin, Y.A. Forina, N.M. Shesterkina
IWEP FEB RAS, shesterkin@ivep.as.khb.ru*

Показано влияние катастрофических лесных пожаров 1998 г. на гидрохимический режим малых таежных рек северного Сихотэ-Алиня. Отмечены повышенные концентрации нитратного азота в воде рек, водосборы которых были пройдены верховыми пожарами.

The influence of catastrophic forest fires in 1998 on the hydrochemical regime of the rivers of the northern taiga of the Sikhote-Alin are shown. It is noted high concentrations of nitrate nitrogen in the rivers, watersheds that have been passed by crown fire.

Лесные пожары по масштабам воздействия – важнейший фактор формирования химического состава воды таежных рек. В Хабаровском крае пожары раз в 22 года достигают значительных размеров (1954, 1976, 1998 гг.). Наиболее крупный был в 1998 г., когда лес выгорел на площади 2,4 млн. га. Катастрофические лесные пожары вызывают значительные преобразования таежных экосистем. При верховых пожарах сгорает хвоя и подлесок, обугливаются древесные стволы. При валежных пожарах, возникающих на старых гарях и неочищенных лесосеках, растительный покров выгорает до подстилающих пород. Первые вызывают появление гарей с большим количеством обугленной древесины, вторые – зольных веществ.

Наблюдения за химическим составом воды малых рек в течение 1999-2011 гг. в бассейне р. Анюй, в котором в 1998-2000 гг. пожарами было охвачено 190 тыс. га тайги, позволили изучить гидрохимический режим рек в многолетнем аспекте.

В воде рек, дренирующих гари, образованные верховыми пожарами, минерализация воды возрастает незначительно в результате того, что основное количество зольных веществ поступило в русловую сеть с дождевыми водами, потушившими огонь, и тальми снеговыми водами в первое после пожарное половодье. Наибольшая минерализация воды отмечалась в 2000-2003 г. (40,5-45,5 мг/л), а наименьшая в многоводные

2010-2011 годы (<32 мг/л). Максимальное содержание ионов кальция и гидрокарбонатного наблюдалось в первые после пожарные годы. К 2005-2011 гг. их концентрации снизились и изменялись в более узких пределах (3,6-4,8 и 12,2-16,5 мг/л, соответственно), т.е. стабилизировались. Иная динамика отмечалась для сульфатного иона, наибольшая среднегодовая концентрация которого отмечалась в 2009 г. (8,4 мг/л), а минимальная – в 2011 г. (4,1 мг/л). Повышенные концентрации этого иона в воде были обусловлены поглощением окислов серы обугленной древесиной. Об атмосферном переносе окислов серы также свидетельствует увеличение среднегодового содержания сульфатного иона в воде рек фоновых участков, которые в эти же годы составляли 6,2 и 3,9 мг/л. Источником повышенной концентрации этих ионов могла быть высокая задымленность атмосферы весной и осенью из-за травяных пожаров в Приамурье и Китае.

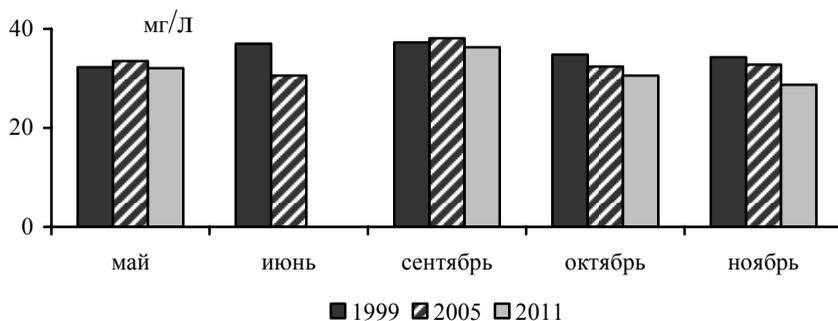


Рис. 1. Сезонная динамика минерализации воды рек, водосборы которых были пройдены верховыми пожарами

Верховые пожары обуславливают повышенное содержание нитратного азота. Максимальные концентрации отмечались в 2002-2003 гг. (1,76 мгN/л), а минимальные – в 2010 г. (0,52 мгN/л). Такие большие колебания содержания этого вещества в воде рек, с одной стороны, могли быть обусловлены атмосферным переносом окислов азота из других охваченных пожарами районов и последующей их сорбцией обугленной растительностью, а, с другой – возросшим потреблением возобновляемой растительностью. Об этом свидетельствует более высокое содержание нитратного азота в воде этих рек по сравнению с теми, водосборы которых либо не были пройдены огнем (в 2,6 раза), либо расположены в пределах восточных склонов Сихотэ-Алиня (в 11,2 раза). Подтверждают данное предположение и материалы по химическому составу р. Куптурку, в воде которой среднегодовая концентрация нитратного азота в течение 1999-2002 гг. не превышала 0,53 мгN/л, а после пожаров в 2003 г. (площадь гари составила 500 га) возросла в 1,7 раза. Сезонное распределение содержания нитратного азота в воде рек имеет схожий характер. В многолетнем аспекте

выделяется первый пост пожарный год (1999), когда максимальная концентрация (до 1,3 мгN/л) наблюдалась в сентябре, а наименьшая – перед ледоставом. В 2001-2006 гг. сезонное распределение нитратного азота изменилось – наибольшее содержание отмечалось в ноябре. В последние годы (2010-2011) повышенные концентрации наблюдаются в мае в период половодья (рис. 2).

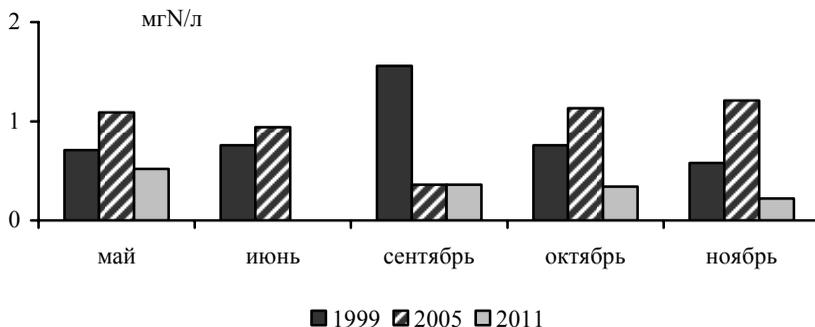


Рис. 2. Сезонная динамика содержания нитратного азота в воде рек, водосборы которых были пройдены верховыми пожарами

Среднегодовая концентрация фосфатных ионов в воде таежных рек, бассейны которых были пройдены верховыми пожарами, не превышала содержания этих веществ в воде рек фоновых участков. Отсутствовали большие изменения и в сезонной динамике содержания этого вещества.

Среднегодовые концентрации иона кальция и гидрокарбонатного иона в воде рек, в бассейнах которых прошли валежные пожары, на фоне более высокой минерализации (>50 мг/л) к 2011 г. снизились в 1,2 раза по сравнению с максимальными значениями в 2003 году. Многолетняя динамика сульфатного иона такая же, как и на первом участке: максимальные концентрации наблюдались в 2004 и 2009 годах. В 2011 г. по сравнению с 2010 г. больших различий в содержании этих веществ не отмечалось, что свидетельствует о снижении влияния пирогенного фактора на их сток. В воде рек этого участка также наблюдается уменьшение среднегодовой концентрации нитратного азота, хотя и не столь резко, как на реках первого участка, сглаживаются различия с фоновым участком.

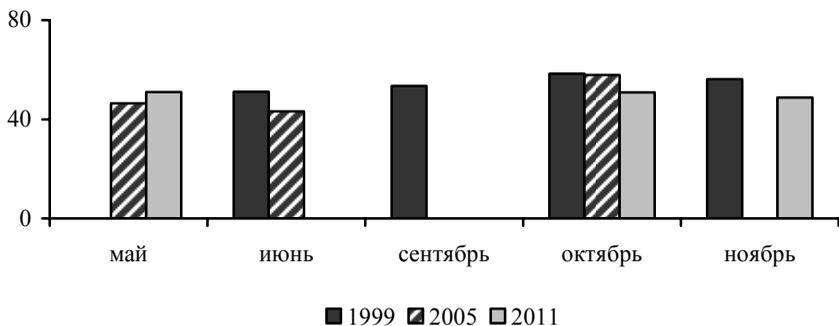


Рис. 3. Сезонная динамика минерализации воды рек, водосборы которых были пройдены валежными пожарами

Концентрация фосфора в воде рек, водосборы которых были пройдены валежными пожарами, увеличилась в среднем в два раза по сравнению с фоновыми значениями и сохранялись повышенными до 2008 года.

Таким образом, в многолетней динамике химического состава воды таежных рек западных склонов Сихотэ-Алиня, дренирующих гари 1998 г., в первые пять пост пожарных лет выделяется период с повышенными концентрациями иона кальция и гидрокарбонатного иона, обусловленными вымыванием растворенных веществ из золы и обугленных остатков древесины. В дальнейшем содержание этих веществ изменялось в небольших пределах. Атмосферный перенос окислов серы и азота из охваченных пожарами районов Приамурья является фактором повышения концентраций сульфатного иона и нитратного азота в речной воде. Максимальные значения в первом случае отмечались в 2003 и 2009 гг., во втором – в 2002-2004 годах. Наиболее высокие концентрации нитратного азота в воде отмечались в бассейнах рек, пройденных верховыми пожарами. На порядок ниже содержание нитратного азота отмечалось в воде рек, дренирующих не тронутые огнем лесные массивы.

Работа выполнена при поддержке проекта РФФИ № 10-05-00182.

Литература

1. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Влияние крупных лесных пожаров на гидрохимический режим таежных рек Приамурья // География и природные ресурсы. – 2002. – № 2. – С 47-52.
2. Шестеркина Н.М., Шестеркин В.П. Влияние пожаров на гидрохимический режим таежных рек Приамурья // Доклады VI Всероссийского гидрологического съезда. Санкт-Петербург. Экологическое состояние водных объектов. Качество вод и научные основы их охраны. – М., 2006. – С. 221-225.
3. Шестеркина Н.М., Шестеркин В.П., Форина Ю.А. Многолетняя динамика химического состава речных вод на гаях Северного Сихотэ-Алиня //

Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Материалы 3 всероссийской конференции с международным участием. – Барнаул: Изд. АРТ, 2010. – С. 305-307.

СОПРЯЖЁННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ И СНЕЖНОГО ПОКРОВА ГОРОДА БАРНАУЛА

К.О. Шутова¹, В.Ф. Рапута², А.Н. Романов³, Т.В. Ярославцева²

¹ – ФГБУ «Алтайский ЦГМС»,

kira-shutova@yandex.ru

² – Институт вычислительной математики и математической геофизики СО РАН,

raputa@sscc.ru

³ – Институт водных и экологических проблем СО РАН

RELATED RESEARCH OF EXTENDED ATMOSPHERE AND SNOW POLLUTION IN BARNAUL CITY

K.O. Shutova¹, V.F. Raputa², A.N. Romanov³, T.V. Yaroslavtseva²

² – Institute of Computational Mathematics and Mathematical Geophysics SB RAS

³ – The Institute for Water and Environmental Problems SB RAS

Обсуждаются методы интерполяции полей загрязнения территории города от большого числа распределённых источников примеси. При построении интерполяционных формул используются общие закономерности атмосферной диффузии примеси в приземном слое атмосферы. Проведена апробация предложенных алгоритмов применительно к данным мониторинга загрязнения снегового покрова г. Барнаула.

The methods of interpolating fields of pollution in the city from a large number of distributed sources are discussed. In the construction of interpolation formulas are used the general laws of atmospheric diffusion of impurities in the surface layer of the atmosphere. The approbation of the proposed algorithms with respect to the monitoring data of snow cover pollution of Barnaul carried out.

Исходя из особенностей размещения источников загрязнения на территории города, можно предположить чрезвычайно сложный характер распределения концентраций примесей в его атмосферном воздухе. Несмотря на широкое применение расчётных методов для определения полей концентраций существенное значение имеют и мониторинговые

исследования состояния загрязнения городской среды. Это связано с тем, что локальные климатические условия распространения примесей в атмосфере связаны с характером размещения промышленных предприятий и автомагистралей на территории города, типом застройки, рельефом местности, размером города и другими факторами [1-2]. Необходимо также отметить, что существует значительная неопределённость в количественном составе поступающих в атмосферу газовых и аэрозольных примесей, процессах их химической трансформации.

Метод асимптотических разложений полей загрязнения города

Поле концентрации лёгкой примеси от точечного источника мощности M за длительный промежуток времени может быть описано следующим соотношением:

$$\Phi(r, \varphi, \theta) = M \cdot \theta r^{-2} e^{-\frac{2r_m}{r}} P(\varphi + 180^\circ) \quad (1)$$

где r, φ – полярные координаты расчетной точки с началом в месте расположения источника; r_m – расстояние от источника, на котором достигается максимальная приземная концентрация; θ – агрегированный параметр, зависящий от метеорологических переменных; $P(\varphi)$ – повторяемость направлений ветра за рассматриваемый промежуток времени.

Тогда с учётом (1) концентрацию примеси в случае площадного источника S в точке $M(x, y) \in S$ можно представить в виде:

$$Q(x, y) = \theta \cdot \iint_S \frac{m(\xi, \eta) P(\varphi + 180^\circ)}{d^2 e^{\frac{2r_m}{d}}} d\xi d\eta \quad (2)$$

где (ξ, η) – текущие координаты источника в точке $M_1(\xi, \eta) \in S$; $m(\xi, \eta)$ – эмиссия примеси,

$$\varphi(\xi, \eta, x, y) = \arctg\left(\frac{y - \eta}{x - \xi}\right), \quad d = |M_1 M| = \sqrt{(x - \xi)^2 + (y - \eta)^2}.$$

На практике мощность эмиссии площадного источника $m(\xi, \eta)$, как правило, неизвестна либо может быть задана лишь весьма приближенно. В таких условиях интерпретация данных наблюдений с помощью соотношения (3) становится достаточно затруднительной. В этом случае целесообразно проводить оценивание (2) с использованием его асимптотических представлений и измеренных значений концентраций в области S .

Учитывая, что $d = \sqrt{r^2 + r_1^2 - 2rr_1}$, получим [3]:

$$\frac{1}{d} = \frac{1}{r\sqrt{1+\alpha^2-2\alpha\mu}} = \frac{1}{r} \sum_{n=0}^{\infty} \alpha^n P_n(\mu), \quad (3)$$

где $r = |\overline{OM}|$, $r_1 = |\overline{OM}_1|$, $\alpha = \frac{r_1}{r}$, $\mu = \cos \theta$, $P_n(\mu)$ – полином Лежандра n – го порядка.

Подстановка конечного числа членов ряда (3) в соотношение (2) создаёт возможность построения различных приближений поля концентрации лёгкой примеси внутри области S .

Интерполяция по территории города фоновых концентраций

В практике Государственной службы наблюдений и мониторинга загрязнения атмосферного воздуха основным источником экспериментальной информации для определения фона являются данные стационарных или маршрутных постов (ПНЗ). Значения фонового загрязнения определяются лишь в наборе дискретных точек – местах размещения ПНЗ, которые могут находиться как близко друг от друга, так и на значительном удалении (до 10-15 км). В настоящее время в Унифицированной программе расчёта загрязнения атмосферы фон интерполируется по следующей формуле при безразмерном параметре $\alpha = 2$ [3]:

$$C_{\phi_j} = \sum_{i=1}^{n'_n} \frac{C_{\phi_i}}{(r_{ij})^\alpha} \Big/ \sum_{i=1}^{n'_n} \frac{1}{(r_{ij})^\alpha}, \quad (4)$$

где C_{ϕ_i} – значение фона для i -того ПНЗА; C_{ϕ_j} – значение фона для j -той расчётной точки, не совпадающей ни с одним ПНЗА; r_{ij} (км) – удаление i -того ПНЗА от j -той расчётной точки; n'_n – число ПНЗА, для которых установлены значения C_{ϕ_i} рассматриваемого вещества.

Рекомендованное в формуле (4) значение $\alpha = 2$ принято на основании учёта некоторых общих закономерностей атмосферной диффузии слабооседающей примеси от большого числа низких источников, рассредоточенных по значительной территории. В частности, к ним следует отнести автомагистрали, источники частного сектора, пылящие поверхности на территории города и т.д.

Численная интерполяция данных наблюдений загрязнения бенз(а)пиреном снежного покрова г. Барнаула

Регулярные измерения загрязнения атмосферного воздуха г. Барнаула проводятся на пяти ПНЗ. На рисунках 1 и 2 указано их положение на территории города. Измерения же содержания бенз(а)пирена (БП) выполняются лишь на ПНЗА № 1 и № 13, что явно недостаточно для объективной оценки загрязнения БП территории всего города.

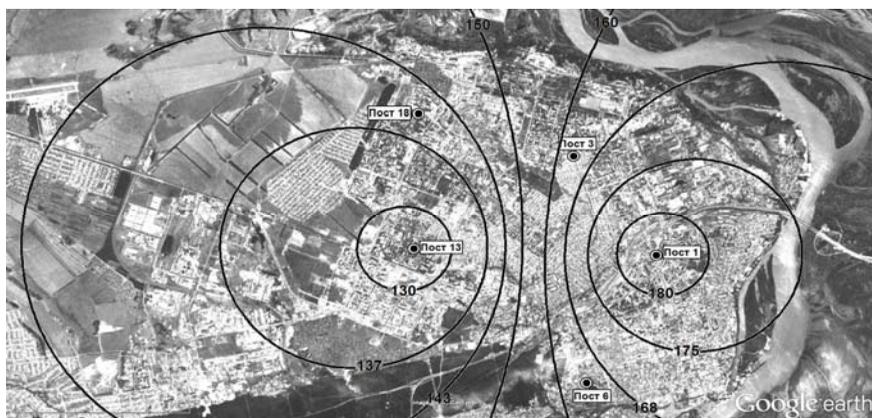


Рис 1. Интерполированное с постов № 1 и № 13 поле концентрации бенз(а)пирена (нг/л) в снежном покрове г. Барнаула

Для выхода из этой непростой ситуации могут быть использованы дополнительные наблюдения загрязнения снежного покрова в различных точках города, в том числе и на постах. С использованием соотношения (4) на рисунках 1 и 2 представлены результаты интерполяции полей загрязнения БП снежного покрова по измерениям на ПНЗ № 1 и № 13 и на всех пяти постах, соответственно, в конце зимнего сезона 2011 г. Интерполяционное поле БП на рисунке 1 имеет довольно простую структуру и пригодно для ограниченного использования. На значительных удалениях от рассматриваемых постов, особенно за пределами городской территории, его поведение явно не правдоподобно.



Рис. 2. Интерполированное с пяти постов поле концентрации бенз(а)пирена (нг/л) в снежном покрове г. Барнаула

Поле концентрации БП, представленное на рисунке 2, усложняется. Анализ рисунка 2 показывает, что в области между ПНЗ № 1, № 6, с одной стороны, и ПНЗ № 18, с другой стороны, интерполяционное поле БП меняется монотонным образом, что позволяет сделать предположение о подчинённом положении ПНЗ № 3, № 13 относительно остальных. И действительно, проверка этого предположения показывает, что интерполяционное поле концентрации БП, построенное по данным наблюдений на постах с №№ 1, 6 и 18, качественно и количественно воспроизводит поле БП, построенное по всем пяти постам.

Литература

1. Безуглая Э.Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 199 с.
2. Берлянд М.Е., Безуглая Э.Ю., Генихович Е.Л., Зашихин М.Н., Оникул Р.И. О методах определения фонового загрязнения атмосферы в городах // Труды ГГО. – 1984. – Вып. 479. – С. 17-30.
3. Грачёва И.Г., Оникул Р.И., Яковлева Е.А. Об интерполяции по территории города фоновых концентраций атмосферных примесей // Труды ГГО. – 1998. – Вып. 549. – С. 98-107.
4. Сезонная динамика сообществ донных макробеспозвоночных водотоков бассейна Верхней Оби.

ЧУЖЕРОДНЫЕ ВИДЫ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ЗООЦЕНОЗАХ ВОДОЕМОВ БАСЕЙНА РЕКИ ОБЬ

Л.В. Яныгина

Институт водных и экологических проблем СО РАН

MACROINVERTEBRATES' ALIEN SPECIES IN ZOOCENOSIS OF THE OB RIVER BASIN

L.V. Yanygina

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, zoo@iwep.ru

Дан эколого-фаунистический обзор чужеродных для бассейна р. Обь видов макробеспозвоночных. Выделены основные инвазивные коридоры. Отмечено изменение таксономической структуры сообществ макробеспозвоночных на участках расселения некоторых чужеродных видов.

The ecological-faunistical review of macroinvertebrates' alien species is given. The major invasive corridors are specified. The changes in macroinvertebrates' taxonomic structure in sites of some alien species expansion are marked.

В последние десятилетия в число первоочередных проблем охраны окружающей среды выдвинулась проблема биологических инвазий чужеродных видов в экологические системы. Непреднамеренное вселение новых видов тесно связано с хозяйственной деятельностью человека и приводит к непредсказуемым и практически неустраняемым перестройкам экосистем [1].

Инвазии адвентивных организмов признаны одними из ведущих факторов трансформации природных систем; специфическими чертами этой формы воздействия на экосистемы являются самовоспроизводимость, способность к самоусилению, инвариантность, непредсказуемость и необратимость изменений [1]. Вселение чужеродных видов может вызывать подавление или полное вытеснение местных видов в результате конкуренции или выедания, что ведет к снижению биоразнообразия и упрощению структуры сообществ [2-3].

Первые чужеродные виды макробеспозвоночных были интродуцированы в водоемы бассейна р. Оби в 1960-е годы для повышения кормовой базы рыб водохранилищ. С начала 1990-х годов в водоемах начали отмечать появление случайных вселенцев [4]. К настоящему времени в водоемах бассейна р. Обь отмечено 10 чужеродных видов макробеспозвоночных.

Эколого-фаунистический обзор чужеродных для бассейна р. Обь видов Gmelinoides fasciatus Steb. (тип Arthropoda, класс Crustacea) – вид байкальского происхождения. В естественном ареале обитает в мелководных прибрежных зонах. Это наиболее широко распространенный среди акклиматизированных беспозвоночных: был интродуцирован для повышения кормовой базы рыб в 44 водоема европейской части России, Урала, Сибири, Казахстана и Средней Азии, в т.ч. в Новосибирское водохранилище [5]. В настоящее время встречается в Новосибирском водохранилище и водоемоохладителе Беловской ГРЭС, куда он, вероятно, был случайно занесен с рыбопосадочным материалом.

Neomysis intermedia (Czerniavsky) (тип Arthropoda, класс Crustacea) – вид дальневосточного происхождения, широко распространен по всему побережью Тихого океана (Японское, Охотское, Берингово моря, Курильские острова, Аляска). Был интродуцирован в Новосибирское водохранилище в 1971-1980 гг. К 1984 г. рачки полностью освоили водохранилище и проникли в р. Обь, где в разные годы встречались от г. Барнаула (250 км выше водохранилища) до устья р. Томь (200 км ниже плотины Новосибирского гидроузла) [5].

Viviparus viviparus (L.) (тип Mollusca, класс Gastropoda) – вид европейского происхождения. Впервые был отмечен в средней части Новосибирского водохранилища в начале 1990-х годов. Моллюски быстро освоили различные типы грунтов и уже в 2007 г. составляли основную часть биомассы зообентоса этого участка, достигая на илах с примесью щебня и

гальки 6300 г/м² [4]. Вероятнее всего, в Новосибирское водохранилище этот вид был случайно занесен при интродукции рыб из водоемов Европейской части России [4]. Расселение живородки на отдельных участках средней части водохранилища привело к перестройке структуры зообентоса. На участках массового развития живородки отмечено снижение числа видов и видового разнообразия (по индексу Шеннона) бентосных сообществ, а также повышение численности и биомассы зообентоса по сравнению с незаселенными *V. viviparus* зонами [6].

Pomacea canaliculata (Lamarck) (тип Mollusca, класс Gastropoda) – тропический вид южноамериканского происхождения. Обнаружен в сбросном канале водоема-охладителя Беловской ГРЭС. Вероятнее всего, моллюски попали в канал из аквариума, нашли благоприятные условия для размножения и в период исследований 2002-2008 гг. в большом количестве встречались на высших водных растениях, преимущественно на валлиснерии.

Melanoides tuberculata (Muller) (тип Mollusca, класс Gastropoda) – тропический вид восточноафриканского происхождения. Наиболее вероятным источником инвазии является аквариумное рыбоводство. Обнаружен нами в водоеме-охладителе Беловской ГРЭС.

Ferrissia fragilis (Tryon) (тип Mollusca, класс Gastropoda) – вид североамериканского происхождения. На территории России встречается преимущественно в подогреваемых водах, наиболее вероятным источником инвазии является аквариумное рыбоводство [7]. В бассейне р. Обь отмечен в водоемах-охладителях Тюменской ТЭЦ-1 [8] и Беловской ГРЭС [9].

Planorbella sp. (тип Mollusca, класс Gastropoda) – вид североамериканского происхождения. В бассейне р. Обь отмечен только в водоеме-охладителе Беловской ГРЭС [9]. Встречается в зоне максимального подогрева, в устье сбросного канала.

Costatella integra (Haldeman) (тип Mollusca, класс Gastropoda) – вид североамериканского происхождения. Один из наиболее распространенных в водоемах-охладителях различных регионов Евразии чужеродных видов, что позволяет рассматривать его как индикатора теплового загрязнения водных объектов. В бассейне р. Обь отмечены единичные особи в водоемах-охладителях Тюменской ТЭЦ-1 [8] и Беловской ГРЭС [9].

Costatella acuta Draparnaud (тип Mollusca, класс Gastropoda) – вид североамериканского происхождения, встречается по всей акватории водоема-охладителя Тюменской ТЭЦ-1, максимальные значения численности отмечены в зоне максимального подогрева [8].

Borysthenia naticina Mencke (тип Mollusca, класс Gastropoda) – вид европейского происхождения. Единично отмечен в водоеме-охладителе Тюменской ТЭЦ-1 [8].

Таким образом, среди чужеродных для бассейна р. Обь макробеспозвоночных отмечены только представители моллюсков и ракообразных, наибольшее число видов (8) относится к моллюскам. Вероятно, это связано с большим числом видов моллюсков в мировой фауне,

с разнообразием их жизненных стратегий и приспособительных способностей [10].

По регионам происхождения виды-вселенцы бассейна р. Обь можно разделить на североамериканские (4 вида), европейские (2), байкальские (1), южноамериканские (1), тихоокеанские (1) и восточноафриканские (1 вид).

Основным вектором инвазии для бассейна р. Обь является аквариумное рыбоводство, с которым связано появление 70 % чужеродных видов.

Литература

1. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 436 с.
2. 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 научного центра РАН, 2000. – С. 12-23.
3. Панов В.Е. Биологическое загрязнение как глобальная экологическая проблема: международное законодательство и сотрудничество // Экологическая безопасность и инвазии чужеродных организмов. – М.: ИПЭЭ им. А.Н. Северцева, 2002. – С. 22-40.
4. Андреев Н.И., Андреева С.И., Винарский М.В. и др. *Viviparus viviparus* (L., 1758) (Mollusca: Gastropoda) – новый вид для фауны Новосибирского водохранилища // Современное состояние водных биоресурсов: Матер. междунар. конф. – Новосибирск, 2008. – С. 118-120.
5. Визер А.М. Акклиматизация байкальских гаммарид и дальневосточных мизид в Новосибирское водохранилище. Автореф. дис... канд. биол. наук. – Томск, 2006. – 21 с.
6. Яныгина Л.В. Роль *Viviparus viviparus* (L.) (Gastropoda, Viviparidae) в формировании сообществ макрозообентоса Новосибирского водохранилища // Российский журнал биологических инвазий. – 2011. – №7. – С. 98-107.
7. Токинова Р.П. Первая находка северо-американского вида гастропод *Ferrissia fragilis* (Tryon, 1863) (Mollusca, Gastropoda) в бассейне средней Волги // Российский журнал биологических инвазий. – 2011. – № 4.
8. Шарапова Т.А. Особенности экологии и распространения моллюсков-вселенцев в водоеме-охладителе Тюменской ТЭЦ-1 в Западной Сибири // *Vestnik zoologii*. – 2008 – 42(2). – С. 185-187.
9. Yanygina L.V., Vinarski M.V. Macroinvertebrates invasion in aquatic ecosystems of the Upper Ob basin // Чужеродные виды в Голарктике: тез. докл. конф. – Борок, 2010. – С. 98-99.
10. Сон М.О. Моллюски-вселенцы в пресных и солоноватых водах Северного Причерноморья. – Одесса: Друк, 2007. – 132 с.
11. Экологический анализ таксономического состава диатомовых водорослей в донных отложениях озера Телецкое как один из инструментов при палеоэкологических исследованиях
12. Environmental analysis of diatoms taxa composition in the bottom sediments of lake Teletskoe as one of the instruments in paleoecological studies

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА МЕТОДАМИ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Л.В. Яныгина, В.В. Горгуленко

Институт водных и экологических проблем СО РАН

ASSESSMENT OF BOTTOM SEDIMENT QUALITY IN NOVOSIBIRSK RESERVOIR USING BIOINDICATION AND BIOTESTING

L.V.Yanygina, V.V. Gorgulenko

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS

zoo@iwep.ru, lada@iwep.ru

Дана оценка качества донных отложений Новосибирского водохранилища методами биоиндикации и биотестирования. Низкое таксономическое разнообразие макробеспозвоночных, повышенная численность и биомасса олигохет, высокий уровень токсичности водных вытяжек донных отложений свидетельствуют об ухудшении экологического состояния на нижнем и приплотинном участках.

The assessment of bottom sediments quality in the Novosibirsk reservoir using bioindication and biotesting techniques was made. Poor taxonomic structure of macroinvertebrates, increased abundance and biomass of oligochaetes and high toxicity of water extracts of bottom sediments are evidence of ecological deterioration of the reservoir state downstream and in its near-dam site.

Одним из наиболее объективных и надежных показателей экологического состояния водоема и общего уровня антропогенной нагрузки на него являются донные отложения, что обусловлено большим временем их формирования и низкой скоростью изменения [1]. В системе экологического мониторинга наряду с химическими методами используют биологические, которые основаны на биотестировании и биоиндикации. Эти методы позволяют оценивать совокупное воздействие различных факторов среды. Цель исследования – оценка качества донных отложений Новосибирского водохранилища методами биоиндикации и биотестирования.

Новосибирское водохранилище – водоем сезонного регулирования, созданный на реке Обь в 1957-1959 гг. Створ плотины ГЭС находится выше г. Новосибирска, граница выклинивания подпора при отметке НПУ – в районе г. Камень-на-Оби.

Для оценки качества донных отложений Новосибирского водохранилища в июле-августе 2007-2009 гг. отбирали пробы зообентоса на четырех участках: верхнем (створы у г. Камень-на-Оби и у д. Дресвянка), среднем (створы Спирино-Чингисы и Н. Каменка-Ордынское), нижнем (створы Боровое-Быстровка и Ленинское-Сосновка) и приплотинном (створы перед плотиной и в Бердском заливе у п. Речуновка). Отбор проб проводили дночерпателем с площадью захвата 0,025 м², в каждой точке по две повторности. Пробы промывали через капроновый газ с размером ячеек 350х350 мкм, выбирали животных и фиксировали 70 % этиловым спиртом. После установления постоянного веса животных разбирали по систематическим группам, считали и взвешивали на торсионных весах ВТ-500.

Для токсикологического анализа пробы донных отложений отбирали на верхнем участке водохранилища в июле 2007 г., среднем – в октябре 2009 г., нижнем – в июле 2007 и 2008 гг. и октябре 2009 г., приплотинном – в октябре 2009 г. Биотестирование водных вытяжек донных отложений (ВВДО) проводили в соответствии с РД 52.24.566-94, ФР.1.39.2001.00284; РД 118-02-90, ПНД Ф Т 14.1:3:4.10-04 16.1:2.3.7-04, ФР.1.39.2001.00283, ФР.1.39.2001.00282. В качестве тест-объектов использовали тест-культуры протококковых водорослей *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., *Chlorella vulgaris* Beijer и низших ракообразных *Daphnia magna* Straus, *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Для приведения к единой величине разнотипных показателей токсичности рассчитывали индекс токсичности оцениваемого фактора (ИТФ) [2]. Класс качества воды Новосибирского водохранилища оценивали в соответствии с унифицированным классификатором, предложенным З.Г. Гольд и др. [3].

Биоиндикация. Среднеарифметические значения численности и биомассы зообентоса водохранилища в разные годы наших исследований отличались незначительно: в июле-августе 2007 г. – 1,9±0,5 тыс. экз./м² и 3,1±1,1 г/м²; в июле-августе 2008 г. – 1,2±0,3 тыс. экз./м² и 2,0±0,7 г/м², в июле-августе 2009 г. (без *Viviparus viviparus*) – 1,6±0,6 тыс. экз./м² и 1,6±0,4 г/м². При этом на верхнем и среднем участках водохранилища значения численности и биомассы макрозообентоса были меньше, чем на нижнем и приплотинном участках, что обсуждалось нами ранее [4]. Видовое богатство зообентоса русла водохранилища, напротив, снижалось от его верхнего участка к нижнему: в верхней части отмечено 56 видов донных беспозвоночных, в средней – 32, в нижней – 31, в приплотинной – 13.

Максимальное таксономическое разнообразие (по индексу Шеннона) отмечено на верхнем участке (2,8 бит/экз.) водохранилища, что свидетельствует о наиболее благоприятных условиях для формирования сообществ макробеспозвоночных на этом участке. Минимальные значения индекса (1,3 бит/экз.) – на приплотинном участке, что характеризует этот участок как наиболее неблагоприятный для гидробионтов. На остальной

части водохранилища значения индекса Шеннона в среднем составляли 1,9 бит/экз.

Значения олигохетного индекса Гуднайта и Уитли изменялись в широких пределах (0-89 %), на приплотинном участке водохранилища – соответствовали категории «загрязненные воды» (в среднем 63 %). На нижнем – «умеренно загрязненные воды» (в среднем 47 %). На среднем – «чистые воды» (в среднем 26 %), и лишь в отдельных пунктах, с небольшой общей численностью зообентоса, олигохетный индекс достигал 60 %, что соответствовало категории «загрязненные воды». На верхнем участке преобладали песчаные малопригодные для олигохет грунты, что делает невозможным использование олигохетного индекса на этом участке.

Для оценки экологического состояния верхнего участка водохранилища использовали биотический индекс Вудивисса. У левого берега он составлял 2 балла, что соответствовало категории «грязные воды». У правого берега – 7 баллов, или «чистые воды».

Биотестирование. Характеристики ВВДО, отобранных на верхнем участке водохранилища (выше г. Камень-на-Оби) в июле 2008 г., соответствовали категории «нетоксичных», т.к. не оказывали токсического действия на рост клеток водорослей сценедесмуса и хлореллы, на выживаемость и плодовитость цериодафний и дафний.

ВВДО, отобранных на среднем, нижнем и приплотинном участках Новосибирского водохранилища в июле 2007 и 2008 г., а также в октябре 2009 г., оказывали токсическое действие на используемые в экспериментах тест-объекты. При этом наиболее высокие показатели токсичности по сравнению с другими периодами исследования и пунктами были получены в октябре 2009 года для ВВДО нижнего и приплотинного участков водохранилища. Так по реакции сценедесмуса для ВВДО середины створа (Ленинское-Сосновка) нижнего участка водохранилища показатель ИТФ был равен 0,4, по реакции хлореллы – 1,7, по плодовитости цериодафний – 2,8, по плодовитости дафний – 1,8. Для ВВДО левого берега (с. Ленинское) нижнего участка водохранилища по реакции хлореллы показатель ИТФ соответствовал 0,1. Для ВВДО устья Бердского залива по реакции хлореллы – 1,7, по плодовитости цериодафний – 3,6 и по плодовитости дафний – 0,2.

Показатели уровней биологически безопасного разбавления ВВДО Новосибирского водохранилища соответствовали преимущественно третьему классу качества вод, категории «малотоксичные» воды. Водохранилище отнесено к «умеренно загрязненным» водным объектам. Уровень биологически безопасного разбавления ВВДО, отобранных в устье Бердского залива – пятому классу качества вод, или «высокотоксичные» воды.

Ранжирование показателей токсичности для ВВДО показало, что в июле 2008 г. уровень токсичности донных отложений реки Обь выше г. Камень-на-Оби и в октябре 2009 г. уровень токсичности донных отложений среднего участка водохранилища (Ордынское – Нижняя Каменка) были

меньше по сравнению с уровнями токсичности для донных отложений нижнего участка водохранилища (Ленинское-Сосновка) и приплотинного.

Таким образом, по таксономическому разнообразию, численности, составу индикаторных видов зообентоса и показателям биотестирования ВВДО можно отнести к «умеренно загрязненным» водоемам. Наиболее высокое качество воды, соответствующее категории «чистые воды» и «нетоксичные», выявлено на верхнем участке водохранилища. Снижение качества воды до категорий «грязные воды» и «высокотоксичные» – на приплотинном участке.

Биотестирование водных вытяжек донных отложений и биотические индексы по зообентосу свидетельствуют о том, что донные отложения верхнего участка Новосибирского водохранилища менее загрязнены по сравнению с донными отложениями нижнего и приплотинного участков водохранилища.

Литература

1. Бреховских В.Ф. Донные отложения Иваньковского водохранилища: состояние, состав, свойства. – М.: Наука, 2006. – 176 с.
2. Кабиров Р.Р., Сагитова А.Р., Суханова Н.В. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории // Экология. – 1997. – № 6. – С. 408-411.
3. Гольд З.Г., Глущенко Л.А., Морозова И.И. и др. Оценка качества вод по химическим и биологическим показателям: пример классификации показателей для водной системы руч. Черемушный–Енисей // Водные ресурсы. – 2003. – Т. 30, № 3. – С. 335-345.
4. Яныгина Л.В. Современное состояние и многолетняя динамика зообентоса Новосибирского водохранилища // Биология внутренних вод. – 2011. – № 2. – С. 65-70.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА СООБЩЕСТВ ДОННЫХ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ ВОДОТОКОВ БАСЕЙНА ВЕРХНЕЙ ОБИ

*Л.В. Яныгина, М.И. Ковешников, Д.М. Безматерных
Институт водных и экологических проблем СО РАН*

SEASONAL VARIATION OF STREAMS BOTTOM MACROINVERTEBRATES OF UPPER OB BASIN

*L.V. Yanygina, M.I. Koveshnikov, D.M. Bezmaternykh
The Institute for Water and Environmental Problems SB RAS
zoo@iwep.asu.ru*

Проанализированы особенности сезонной динамики численности и биомассы донных макробеспозвоночных в разнотипных реках бассейна Верхней Оби. Отмечено резкое снижение обилия макробеспозвоночных в период прохождения пика половодья и незначительный спад – в период летне-осенних дождевых паводков.

The peculiarities of seasonal dynamics of abundance and biomass of benthic macroinvertebrates from different-type rivers of the Upper Ob basin were analyzed. A sharp decrease in macroinvertebrates abundance during flood peak and a slight decrease during the summer-autumn rainfall floods were observed.

Одним из наиболее распространенных методов оценки качества текущих вод является биоиндикация экологического состояния водотоков по структуре сообществ макробеспозвоночных. При этом важной методической проблемой является выбор периода отбора проб, позволяющей оценивать уровень антропогенной трансформации среды с учетом сезонных естественных вариаций структуры сообществ. Исследования, проведенные на реках различных регионов мира, показали значительную сезонную вариабельность биоиндикационных индексов [1-8]. Для надежной оценки экологического состояния водотоков рекомендовано использовать только ранневесенние и осенние сборы [7]. Однако сроки наступления «весны» и «осени» в различных водотоках могут существенно различаться. В связи с этим нами были проанализированы особенности сезонной динамики численности и биомассы сообществ макробеспозвоночных в разнотипных реках бассейна Верхней Оби. Методы отбора проб зообентоса и описание исследованных участков изложены в предыдущих публикациях [9-11]. В работе использованы данные маршрутных исследований сообществ макробеспозвоночных (на каждом водотоке сборы проводили один раз в месяц).

В течение года на изменения состава, структуры и обилия макробеспозвоночных в донных сообществах существенное влияние могут

оказывать как биотические, так и абиотические факторы, имеющие сезонную динамику. К важнейшим биотическим факторам, регулирующим сезонную динамику донных сообществ, можно отнести фазы жизненного цикла гидробионтов, уровни зарастания водотоков высшей водной растительностью и развития альгоценозов. Среди абиотических факторов на сезонную динамику сообществ макробеспозвоночных водотоков умеренных широт особое влияние имеют изменения гидрологических характеристик, максимальная изменчивость которых наблюдается в период прохождения половодья и паводков.

По характеру половодья реки бассейна Верхней Оби делятся на три основных типа: реки с весенним половодьем, с весенне-летним половодьем и с летним половодьем [12].

Реки с весенним половодьем в бассейне Верхней Оби расположены в пределах равнин и возвышенностей с небольшим перепадом высот. Для них характерна значительная доля снегового питания (70-80 % стока), непродолжительный паводковый период (1-2 месяца) с максимум стока в апреле [4]. Среди рек данного типа нами были обследованы р. Чумыш и р. Барнаулка.

Реки с весенне-летним половодьем расположены в пределах горных районов и подразделяется на два подтипа: с непродолжительным (средняя высота водосбора 400-1000 м абс.) и продолжительным (средняя высота водосбора 1000-2000 м абс.) половодьем. Сток формируется преимущественно за счет снегового (40-60 %) и дождевого (20-25 %) питания [12]. К этому типу относятся обследованные нами притоки Телецкого озера (реки Чири, Ян-Чили, Челюш, М.Чили, Б.Корбу, Ыдып, Окпорок, Чеченек, Самыш, Тевенек) и р. Чемал.

Средняя высота водосбора рек с летним половодьем превышает 2000 м. Эти реки характеризуются увеличением доли ледникового питания и многократным чередованием подъемов и спадов уровней (10-15 раз) в период половодья. К этому типу относятся реки Чуя, Чибитка, Ярлыамры, Катунь у пос. Иня. На всей территории бассейна Верхней Оби летне-осенняя межень прерывается паводками различной частоты и продолжительности [12].

Донные отложения рек с весенним половодьем представлены преимущественно песчано-илистыми субстратами. Донные сообщества этих рек характеризовались невысокой численностью зообентоса в течение всего периода исследований (табл. 1). В донных сообществах р. Барнаулка весной и осенью доминировал хирономидно-олигохетный комплекс видов, летом по биомассе преобладали моллюски. Биомасса зообентоса увеличивалась в период максимального развития моллюсков (июнь), затем постепенно снижалась. Особенности сезонной динамики зообентоса в р. Барнаулка, вероятно, связаны с тем, что в верхнем течении река протекает через систему озер, а ниже по течению практически все притоки перекрыты дамбами [13], что, вероятно, снижает значимость гидрологических факторов в регулировании сезонной динамики обилия зообентоса. В р. Чумыш, сток

которой в районе исследований незарегулирован, сезонная динамика численности и биомассы макробеспозвоночных схожа с таковой в реках других типов и характеризуется минимальными значениями весной (в паводковый период) и постепенным увеличением показателей к осени.

Таблица 1. Численность (N, тыс. экз./м²) и биомасса (B, г/м²) зообентоса в реках с весенним половодьем

| Река, участок | 11-12 апреля 2000 г. | | 15-17 мая 2000 г. | | 19-20 июня 2000 г. | | 26-27 июля 2000 г. | | 29-30 августа 2000 г. | | 18-19 октября 2000 г. | |
|--------------------------------|----------------------|-----|-------------------|------|--------------------|------|--------------------|-----|-----------------------|-----|-----------------------|------|
| | N | B | N | B | N | B | N | B | N | B | N | B |
| Барнаулка, п. Зимино | н.о | н.о | 1,0 | 1,6 | 0,3 | 81,1 | 0,1 | 7,0 | 0,5 | 7,4 | 1,3 | 6,5 |
| Барнаулка, п. Черемное | 0,2 | 0,9 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 37,4 | 0,2 | 2,2 | 2,1 | 7,5 | 1,1 | 1,6 |
| Барнаулка, п. Борзовая заимка | 0,3 | 5,3 | 0,2 | 13,0 | 0,1 | 31,2 | 0,1 | 2,4 | 0,2 | 0,2 | – | – |
| | апрель | | 28 мая 2009 | | июнь | | июль | | 20 августа 2009 | | 23 октября 2008 | |
| | N | B | N | B | N | B | N | B | N | B | N | B |
| Чумыш, с. Сорокино | – | – | 0,9 | 0,1 | – | – | – | – | 1,8 | 0,2 | 3,6 | 11,5 |
| Чумыш, ниже устья р. Камышенка | – | – | 0,9 | 0,1 | – | – | – | – | 1,4 | 0,2 | 3,5 | 1,2 |

Примечание: «–» – организмы не обнаружены.

В допаводковый период исследования рек с весенне-летним половодьем были проведены только на р. Чемал. В апреле 1990 г. биомасса макробеспозвоночных на камнях в составляла 31,8 г/м². В период максимального стока биомасса сократилась на порядок, при этом численность увеличилась почти в два раза, что свидетельствует об активном выплыве личинок и, соответственно, предшествовавшем вылете имаго. Таким образом, снижение биомассы макробеспозвоночных на пике половодья по сравнению с периодом до половодья, вероятно, вызвано как гидрологическими факторами, так и вылетом имаго амфибиотических насекомых, окончивших водную фазу развития. Для донных сообществ рек с весенне-летним половодьем характерны сравнительно высокие значения численности и биомассы в период максимального стока (июнь). Рост биомассы макробеспозвоночных в реках данного типа в начале спада половодья обычно сопровождается увеличением численности, что свидетельствует об активном отрождении молоди (табл. 2). Для большинства рек снижение биомассы в августе сопровождается снижением численности и

ростом средней скорости течения (табл. 3), что позволяет говорить о паводковой ситуации как основной причине снижения численности и биомассы.

Таблица 2. Численность (N, тыс. экз./м²) и биомасса (B, г/м²) зообентоса в реках с весенне-летним половодьем

| Река | 8-11 июня 1997 | | 18-21 июля 1997 | | 24-25 августа 1997 | | 07-10 октября 1997 | |
|------------------|----------------|------|-----------------|------|--------------------|------|--------------------|------|
| | N | B | N | B | N | B | N | B |
| Чири | 0,9 | 1,0 | 2,8 | 2,6 | 0,2 | 1,0 | 1,4 | 3,6 |
| Ян-Чили | 1,6 | 7,3 | 5,8 | 12,7 | 4,0 | 3,5 | 5,3 | 7,3 |
| Челюш | 0,9 | 4,7 | 3,8 | 6,5 | 0,8 | 2,0 | 0,7 | 3,5 |
| М.Чили | 7,4 | 21,0 | – | – | 3,1 | 5,5 | 1,6 | 3,7 |
| Б.Корбу | – | – | 0,7 | 2,3 | – | – | 3,6 | 6,8 |
| Ыдып | – | – | 1,7 | 2,5 | – | – | 4,3 | 12,0 |
| Окпорок | – | – | – | – | 0,9 | 1,3 | 2,8 | 14,0 |
| Чеченек | 2,7 | 7,1 | 3,1 | 23,6 | – | – | 8,1 | 8,5 |
| Самыш | 1,8 | 3,6 | 2,4 | 5,3 | – | – | – | – |
| | 12 июня 1992 | | 18 июля 1992 | | 2 августа 1992 | | 3 октября 1991 | |
| Тевенек | 4,1 | 5,5 | 4,7 | 8,3 | – | – | 3,6 | 3,1 |
| | 4 июня 1990 | | 21 июля 1990 | | 19 августа 1990 | | 10 октября 1990 | |
| Катунь (п. Анос) | – | – | 4,9 | 1,4 | – | – | 8,9 | 3,7 |
| Чемал | 29,9 | 2,9 | 19,7 | 11,2 | 11,2 | 10,6 | 21,3 | 69,5 |

Таблица 3. Скорость течения в устье некоторых притоков Телецкого озера, 1997 г., м/с

| Реки | 8-11 июня | 18-21 июля | 24-25 августа | 7-10 октября |
|---------|-----------|------------|---------------|--------------|
| Ян-Чили | 1,3 | 1,2 | 2,0 | 1,5 |
| Челюш | 1,2 | 0,5 | 1,5 | 0,8 |
| М.Чили | 1,0 | – | 1,0 | 0,2 |
| Кокши | 1,0 | 0,5 | 1,0 | 1,5 |
| Окпорок | – | – | 1,2 | 0,5 |
| Чеченек | 0,8 | 0,6 | – | 0,5 |
| Самыш | 0,8 | 0,5 | – | – |

В донных сообществах река с летним половодьем отмечен рост численности и биомассы макробеспозвоночных после освобождения

водотоков ото льда и до прохождения пика половодья (апрель-июль) (табл. 4). В период максимального стока численность и биомасса зообентоса резко снижаются, в большинстве водотоков встречаются лишь единичные особи гидробионтов. Дальнейший рост обилия макробеспозвоночных наблюдается до конца безледного периода и может прерываться в отдельных реках в период летне-осенних дождевых паводков.

Таблица 4. Численность (N, тыс. экз./м²) и биомасса (B, г/м²) зообентоса в реках с летним половодьем, 1990 г.

| Река | 8-17 апреля | | 8-10 июня | | 27-28 июля | | 29-30 августа | | 26-27 октября | |
|----------------|-------------|------|-----------|------|------------|-----|---------------|------|---------------|------|
| | N | B | N | B | N | B | N | B | N | B |
| Ярлы-Амры | – | – | – | – | 1,9 | 0,9 | 5,2 | 1,6 | 2,7 | 2,3 |
| Чибитка | 7,2 | 6,5 | 23,6 | 45,0 | 14,1 | 7,1 | 4,1 | 17,4 | 21,7 | 13,4 |
| Чуя (п.Иодро) | 2,0 | 5,2 | 6,3 | 20,3 | 1,6 | 0,5 | 2,2 | 5,4 | 4,3 | 4,5 |
| Катунь (п.Иня) | 6,2 | 13,5 | – | – | 0,9 | 0,7 | 1,8 | 1,3 | – | – |

Таким образом, сезонная динамика численности и биомассы зообентоса в реках с разным типом паводкового режима схожа, характеризуется снижением показателей в период прохождения максимального стока и постепенным их увеличением до конца безледного периода. Снижение обилия макробеспозвоночных в августе, вероятно, связано с прохождением дождевых паводков. Снижение численности и биомассы макробеспозвоночных в июне-июле, возможно, обусловлено как прохождением в этот период пиков половодья, так и массовым вылетом имаго амфиботических насекомых.

Литература

1. Álvarez-Cabria M., Barquín J., Juanes J.A. Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? // *Ecological Indicators*. – 2010. – V. 10. – Is. 2. – P. 370-379.
2. Doledec S. Seasonal dynamics of benthic macroinvertebrate communities in the Lower Ardkhe River (France) // *Hydrobiologia*. – 1989. – V. 182. – Is. 1. – P. 73-89.
3. Joshi P.C., Negi R.K., Negi T. Seasonal variation in benthic macro-invertebrates and their correlation with the environmental variables in a freshwater stream in Garhwal region (India) // *Life Science Journal*. – 2007. – V. 4. – № 4. – P. 85-89.
4. Leunda P.M., Oscoz J., Miranda R., Arino A.H. Longitudinal and seasonal variation of the benthic macroinvertebrate community and biotic indices in an undisturbed Pyrenean river // *Ecological indicators*. – 2009. – 9. – P. 52-63.
5. Marchant R. Seasonal Variation in the Macroinvertebrate Fauna of Billabongs along Magela Creek, Northern Territory // *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* – 1982. – 33. – P. 329-342.

6. Moretti M.S., Callistoi M. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. //Acta Limnol. Bras. – 2005. – 17(3). – P. 267-281.
7. Sporka F., Vlek H.E., Bulankova E., Krno I. Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates // Hydrobiologia. – 2006. – V. 566. – P. 543-555.
8. Wenn C.L. Do freshwater macroinvertebrates reflect water quality improvements following the removal of point source pollution from Spen Beck, West Yorkshire? // Earth & Environment. – 2008. – 3. – P. 369-406.
9. Безматерных Д.М. Зообентос равнинных притоков Верхней Оби. – Барнаул, 2008. – 186 с.
10. Ковешников М.И. Пространственное распределение зообентоса в водотоках бассейна р. Бия (Алтай) // Биология внутренних вод. – 2010. – № 3. – С. 66-74.
11. Руднева (Яныгина) Л.В. Структура бентосных сообществ и содержание ртути в личинках амфибиотических насекомых водотоков бассейна р. Катунь // Сибирский экологический журнал. – 1997. – Т. 4. – № 2. – С. 167-172.
12. Руслевые процессы на реках Алтайского региона / под ред. Р.С. Чалова. – М., 1996. – 244 с.
13. Река Барнаулка: экология, флора и фауна бассейна / Под ред. М.М. Силантьевой. – Барнаул, 2000. – 224 с.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ БАРИЧЕСКИХ ОСЦИЛЛЯЦИЙ НА КЛИМАТ АЛТАЯ В ИЗМЕНЯЮЩИХСЯ АНТРОПОГЕННЫХ УСЛОВИЯХ

*Н.С. Малыгина, Н.Н. Безуголова, Г.С. Зинченко
Институт водных и экологических проблем СО РАН*

EVALUATION OF BARIC OSCILLATIONS INFLUENCE ON THE CLIMATE OF ALTAI REGION IN THE VARYING ANTHROPOGENIC CONDITIONS

*N.S. Malygina, N.N. Bezuglova, G.S. Zinchenko
Institute for Water and Environmental Problems SB RAS
natmgn@gmail.com, bezuglovan@gmail.com, zings@iwep.asu.ru*

Показано, что изменения термического режима на Алтае имеют прямую связь с изменениями барических осцилляций NAO, AO и отрицательную связь с PDO осцилляцией. Что касается режима увлажнения – наблюдается прямая зависимость с PDO осцилляцией при обратной связи с NAO.

It is shown that changes in the thermal regime in the Altai region have a direct relationship with changes in the pressure oscillations NAO, AO, and a negative relationship with PDO oscillation.

As for precipitation regime, there is the direct correlation with PDO oscillation and inverse relationship with NAO.

В международном и российском докладах [1-2] посвященных оценкам климатических изменений на Земле показано усиливающиеся антропогенное влияние на климат, например, за счет увеличения концентраций парниковых газов. В качестве одной из естественных причин климатических изменений отмечены вариации барических осцилляций, в частности, Северо-Атлантической (NAO – North Atlantic Oscillation), Тихоокеанской декадной (PDO – Pacific Decadal Oscillation) и Арктической (АО – Arctic Oscillation). При этом полученные прогнозные модельные оценки, так же представленные в этих докладах, предсказывают наиболее существенные климатические изменения во внутриконтинентальных районах Евразии, в том числе в Западной Сибири и на Алтае. Стоит так же отметить, что в различных горных районах и на разных высотах климатические изменения протекают с разной степенью интенсивности, а порой имеют противоположный знак [3].

Расположенный в континентальной части Евразии, Алтай представляет собой горную страну на границе тайги, пустынных и полупустынных районов Центральной Азии и является орографическим барьером для западного переноса воздушных масс. В связи с этим изучение климатических изменений на Алтае и их связь с барическими осцилляциями является весьма актуальной задачей.

С целью анализа влияния NAO, PDO и АО на температурный режим российской части Алтая использовались как среднегодовые, так и среднемесячные данные значений индексов циркуляции, размещенные на сайте центра прогноза климата национальной администрации по океану и атмосфере (National Oceanic and Atmospheric Administration's – NOAA) [<http://www.cpc.ncep.noaa.gov/>]. Палеотемпературные изменения на Алтае были реконструированы на основе результатов гляциохимического анализа ледникового ядра седловины г. Белуха за период с 1250 по 2001 гг. [5, 7]. Так же привлекались температурные данные за последнее тридцатилетие (1980-2008 гг.) метеорологических станций российской части Алтая, расположенных на разных высотах: Ак-Кем (49,9⁰с.ш., 86,7⁰в.д.; абсолютная высота 2050 м), Усть-Кокса (50,3⁰с.ш., 85,6⁰в.д.; абсолютная высота 978 м), Яйлю (51,8⁰с.ш., 87,6⁰в.д.; абсолютная высота 478 м) с целью проанализировать особенности температурного режима горного района.

В ходе работ были проведены корреляционный анализ, вейвлет-анализ и анализ вейвлет-кросс-когерентности и фаз реконструированных температур, данных метеостанций и индексов NAO, АО, PDO.

Результаты корреляционного анализа показали высокую положительную связь ($r = 0,79$) между реконструированной температурной кривой и индексом NAO, в то время как с индексом PDO была получена отрицательная корреляция ($r = -0,80$). Применение метода вейвлет-кросс-когерентности и фаз для индекса NAO и реконструированных температур по

данным кернa г. Белуха показало фазовую когерентность с периодом 40-48 лет в районе 1900-1920 гг. и «островок» с периодом 2 года в районе 1840 года, т.е. повышению значений индекса NAO соответствовало повышение значений реконструированных температур (рис. 1а.). Схожие результаты, показывающие зависимость температурного режима в Центральной Азии от индекса NAO были получены и в ряде работ [8]. При анализе индекса PDO и палеотемператур прослеживается ярко выраженная противофаза с периодичностью порядка 22 лет в районе 1920-1970 гг. (Рис. 1б.). Это говорит о том, что понижению значений индекса PDO соответствует повышение температур, и наоборот.

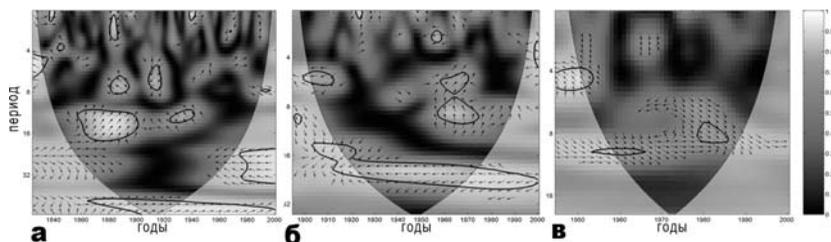


Рис. 1. Спектры вейвлет-кросс-когерентности и фаз значений индекса NAO (а), PDO (б), АО (в) и реконструированного температурного ряда по данным ледникового кернa седловины г. Белуха

При определении степени влияния индекса АО на палеотемпературный режим Алтая был получен коэффициент корреляции ($r = 0,78$), что согласуется с ранее полученными данными о высокой степени влияния этой барической осцилляции на климатический режим территории Западной Сибири в целом [6]. Применение метода вейвлет-кросс-когерентности и фаз показало наличие когерентности с периодичностью около 8 лет в интервале 1960-1965 гг. и около 11 лет в 1980-1985 гг. с незначительным запаздыванием изменения температур относительно изменений АО (рис. 1в.).

Сравнительный анализ данных непосредственных измерений на горных метеорологических станциях Алтая и данных по изменениям барических осцилляций NAO и АО показал значимую корреляционную связь ($r=0,40-0,47$), однако, связь между многолетними рядами температуры и индекса PDO оказалась статистически незначимой.

Полученные корреляционные зависимости температурного режима российской части Алтая и индексов циркуляции позволили предположить наличие связей между влажностными характеристиками данной территории и осцилляциями.

Для этого были проанализированы многолетние ряды атмосферных осадков, фиксируемых на ближайшей к пункту отбора ледникового кернa метеостанции Кара-Тюрек и наиболее продолжительные ряды данных

барических осцилляций (NAO и PDO). Для исключения короткопериодных колебаний, связанных, как правило, с атмосферными процессами локального масштаба, было проведено 5-ти летнее (в связи с относительно короткими рядами) скользящее усреднение анализируемых данных.

Корреляционный анализ исследуемых рядов показал высокую степень их связи: коэффициент корреляции между рядами осадков и индекса NAO отрицателен и равен ($r = -0,50$) при уровне значимости $p < 0,0002$; коэффициент корреляции осадков и индекса PDO положителен и значительно выше ($r = 0,90$) при уровне значимости $p < 0,0001$, что говорит о высокой устойчивости данных связей (рис. 2).

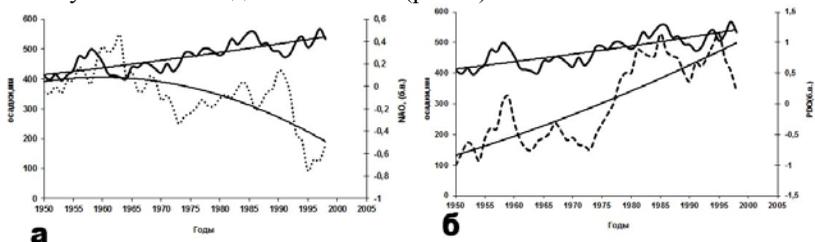


Рис.2. 5-ти летние скользящие ряды за теплый период индексов NAO (а) и PDO (б) и количества осадков по данным ГМС Кара-Тюрек (сплошные линии) их тренды соответственно

Данный результат подтверждается ранее полученными зависимостями осадкоаккумуляции в седловине г. Белуха и индекса PDO [5], а так же согласуются с литературными данными [4], указывающими на то, что положительным фазам PDO соответствуют более влажные периоды, в то время как отрицательным фазам – более сухие периоды в истории изменения климата.

Литература

1. МГЭИК, 2007: Изменение климата, 2007 г.: Обобщающий доклад. Вклад рабочих групп I, II и III в четвертый доклад об оценке Межправительственной группы экспертов по изменению климата [Пачаури, Р.К., Райзингер, А., и основная группа авторов (ред.)] МГЭИК, Женева, Швейцария, 104 стр.
2. Оценочный доклад об изменениях климата и их последствия на территории Российской Федерации: Общее резюме. М.: Росгидромет, 2008. 28 с.
3. Appenzeller C, Begert M, Zenklusen E, Scherrer SC (2008) Monitoring climate at Jungfraujoch in the high Swiss Alpine region // Science of The Total Environment 391(2–3):262–268.
4. Chu G., Sun Q., Wang X., Sun J. Snow anomaly events from historical documents in eastern China during the past two millennia and implication for

- low-frequency variability of AO/NAO and PDO // *Geophys. Res. Lett.* 35, 2008.L14806. doi:10.1029/2008GL034475.
5. Eichler A., Olivier S., Henderson K., Laube A., Beer J., Papina T., Gaggeler H. W. and Schwikowski M. Temperature response in the Altai region lags solar forcing // *Geophys. Res. Lett.*, 36. 2009. L01808, doi:10.1029/2008GL035930.
 6. Frey K. E. and Smith L. C. Recent temperature and precipitation increases in West Siberia and their association with the Arctic Oscillation // *Polar Res.*, 22. 2003. P. 287 – 300.
 7. Oliver S. Atmospheric and climate history of the past two centuries from Belukha ice core, Siberian Altai. Inauguraldissertation. Der Philosophisch-naturwissenschaftlichen fakultät der Universität Bern. Bern, den 22.12.2004.
 8. Rogers J. C., and Mc Hugh M. J. On the separability of the North Atlantic Oscillation and Arctic Oscillation // *Clim. Dyn.*, 19, 2002.P. 599 – 608.

ИНФОРМАЦИОННЫЕ АСПЕКТЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В.В. Кириллов, Н.М. Ковалевская, А.В. Котовщиков, О.В. Ловцкая, А.В. Дьяченко

Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения РАН

THE INFORMATION ASPECTS OF ENVIRONMENTAL SAFETY AT NOVOSIBIRSK RESERVOIR

V.V. Kirillov, N.M. Kovalevskaya, A.V. Kotovshchikov, O.V. Lovtskaya, A.V. Dyachenko

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS

vkirillov@iwep.ru

В докладе сделан акцент на недостаточности, по количеству, содержанию и оперативности, имеющейся информации для оценки экологического состояния, разработки научных основ оптимального использования водных ресурсов Новосибирского водохранилища. Даны предложения по увеличению достоверности, доступности и действенности экологической информации, как определяющих условий обеспечения экологической безопасности и снижения экологического риска при многоцелевом использовании водного объекта.

The paper makes an emphasis on the insufficiency in quantity, content and operability of the available information for environmental state assessment and the development of scientific bases for optimal use of water resources of the Novosibirsk reservoir. The

proposals to improve reliability, accessibility and efficiency of ecological data as governing conditions for ensuring environmental safety and ecological risk under the multiple uses of the water object were made.

Новосибирское водохранилище – природно-техногенная система, искусственная водная экосистема, необратимо измененный водный объект. Информационной основой управления использованием водных ресурсов и обеспечения экологической безопасности Новосибирского водохранилища является **экологический мониторинг**, включающий постоянные наблюдения, оценку состояния и прогноз изменения водного объекта.

В настоящее время мониторинг на Новосибирском водохранилище, который осуществляет Росгидромет, включает режимные наблюдения:

- метеорологических параметров;
- уровня, температуры и прозрачности воды;
- содержания в воде растворенного кислорода, биогенов и общего количества органических веществ, нефтепродуктов и фенолов, соединений цинка и меди.

Кроме того, наблюдения по гидрохимическим показателям осуществляют организации Минприроды, Минздрава и коммунальные предприятия.

Гидробиологический мониторинг отсутствует. Организации Росрыболовства делают оценку состава и уровня развития рыбного населения водохранилища, а также кормовой базы рыб.

Анализ метеорологических характеристик, динамики уровня и притока воды в водохранилище производится **ежесуточно**. Оценка экологического состояния по гидрологическим и гидрохимическим показателям делается на основе существующих нормативов с интервалом **от месяца до года**.

Кратковременные прогнозы делаются только по гидрометеорологическим параметрам.

В тоже время, в России и других странах существуют теоретические, информационные и технологические предпосылки создания технологии экологического мониторинга озер и водохранилищ с использованием современных методов получения, накопления, передачи и анализа данных о водных объектах и прогнозирования их состояния, в частности биологической продукции и характеристик качества воды, **в реальном времени**.

Одна из основных фундаментальных научных проблем, которую решают в Сибирском отделении РАН, в том числе в Институте водных и экологических проблем – исследование разнообразия и динамики водных экосистем, их пространственно-временной организации. Цель исследований – установление направления и скорости сукцессии водных экосистем во внутригодовом и многолетнем аспектах, как результата взаимодействия физических, химических и биологических процессов под влиянием современных и исторических, природных и антропогенных факторов.

В Институте водных и экологических проблем СО РАН, начиная с 1987 г., реализуется комплексная программа, включающая гидрологические, геоморфологические, гидрофизические, гидрохимические и гидробиологические исследования водных объектов Сибири, в том числе Новосибирского водохранилища. Цель исследований – обоснование принципов управления использованием водных и биологических ресурсов, разработки теоретических основ и практических рекомендаций для экологического мониторинга, проектных и инженерных решений в бассейне Оби.

Многолетние *междисциплинарные* исследования различных процессов формирования, функционирования и динамики экосистемы Новосибирского водохранилища, осуществляемые Институтом водных экологических проблем при взаимодействии с другими организациями, в том числе, с учреждениями СО РАН, показали значительную дифференциацию водоема по пространству и во времени по абиотическим и биологическим характеристикам, имеющим, в том числе и социально-экономическое значение.

Установлено, что основными факторами формирования и функционирования экосистемы Новосибирского водохранилища являются: в сезонном аспекте – гидрологические режимы основных притоков (неравномерность распределения стока внутри года), в первую очередь р. Оби и режим эксплуатации гидроузла; в межгодовом аспекте – гидрологические особенности года и режима эксплуатации гидроузла; в пространственном аспекте – морфометрические особенности различных участков водохранилища (руслевая часть, верхнее и нижнее расширения, заливы). При исследовании *биологического разнообразия* водохранилища, получены обширные данные по фито- и зоопланктону, фито- и зообентосу, макрофитам и ихтиофауне [7]

По уровню развития биоценозов наиболее продуктивными участками водохранилища являются заливы, верхнее и нижнее озеровидные расширения. Уровень развития фитопланктона, как одного из элементов экосистемы, вещественной и энергетической первоосновы биологической продукции и кормовой базы рыб, отражает количество биогенных и органических веществ, уровень трофности водных экосистем и, одновременно, является фактором биологического самоочищения поверхностных вод от загрязнения. В настоящее время для оценки количества фитопланктона используется содержание фотосинтетического пигмента водорослей – хлорофилла, которое можно определять инструментальными методами, в том числе с использованием дистанционного оптического зондирования. В Новосибирском водохранилище в различные периоды исследований – в 1981-1982 гг. [2] и 2007-2008 гг. [3], наибольшие зафиксированные величины содержания хлорофилла *a* (до 46,4 и 46,6 мкг/л, соответственно), практически не отличались и соответствовали уровню высокоэвтрофных водоемов.

Наблюдавшееся при этом, так называемое «цветение» воды в результате массового развития синезеленых водорослей, является фактором экологического риска для рыбохозяйственного и рекреационного использования водохранилища, хозяйственно-питьевого водоснабжения.

При исследованиях в 2008-2011 гг., наряду с общепринятыми и стандартными полевыми и лабораторными методами, была использована созданная в ИВЭП СО РАН технологическая схема оперативного мониторинга **концентрации хлорофилла** – маркера уровня развития фитопланктона [4, 5, 9].

Схема включает

- определение содержания хлорофилла в воде спектрофотометрированием ацетонового экстракта концентрата планктонных водорослей;

- контактные измерения с использованием современного многопараметрического зонда YSI 6600 Sonde Environmental monitoring system компании YSI Inc, USA;

- расчет концентраций хлорофилла на основе гиперспектральных спутниковых данных среднего ($300m$) разрешения MERIS/ENVISAT и нейросетевого лимнологического моделирования и/или многоспектральных спутниковых данных высокого разрешения ($1.84m$) Worldview-2 и эвристического лимнологического моделирования.

Сравнение результатов нейросетевого анализа 15-канальных спутниковых данных с результатами натурных исследований выявило хорошее согласие результатов моделирования и измеренных концентраций в диапазоне $1-33 \text{ мг/м}^3$ на разнотипных, в том числе эвтрофных участках водоема - заливе р. Мильтюш и Крутихинском мелководье (рис. 1).

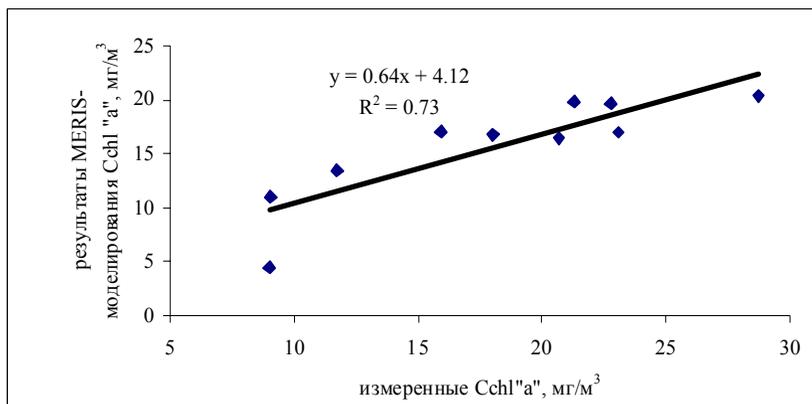


Рис. 1. Сравнение результатов моделирования и измеренных in situ концентраций хлорофилла *a* для залива р. Мильтюш и Крутихинского мелководья в августе 2008 г.

Результаты расчетов по спутниковым данным, показывающие повышенное содержание хлорофилла ближе к правому берегу в нижней озеровидной части водохранилища (рис. 2), подтверждают наблюдаемую пространственную неоднородность по многолетним данным для створа Ленинское-Сосновка (рис. 3).

Полученные результаты имеют *практическое значение* для оперативного экологического мониторинга Новосибирского водохранилища, включая развитие планктона, как фактора экологического риска при обеспечении рекреационного и рыбохозяйственного использования водохранилища, хозяйственно-питьевого водоснабжения гг. Новосибирска и Бердска.

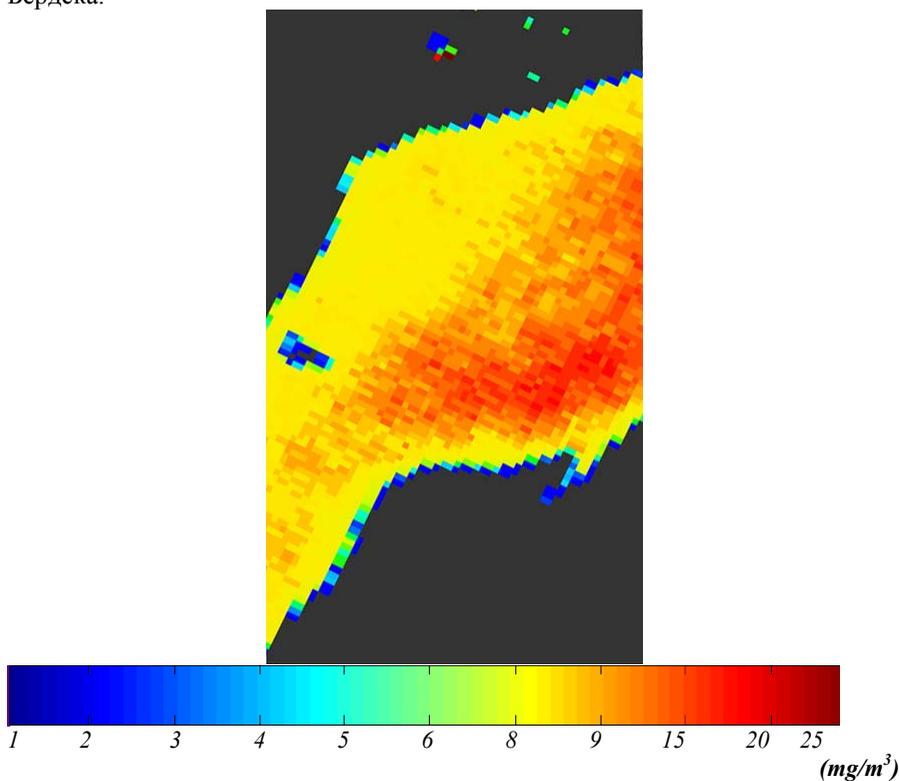


Рис. 2. Карта концентрации хлорофилла, полученная на основе эвтрофного MERIS-моделирования (27.08.2010).

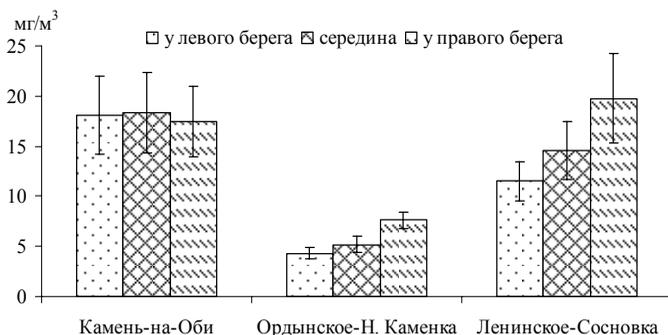


Рис. 3. Горизонтальное распределение средних за 2007–2011 гг. концентрации *Chl-a* в поверхностном слое воды вдоль поперечной оси в разных частях Новосибирского водохранилища в период летнего максимума (конец июля – начало августа) [6].

Условия информационного обеспечения экологической безопасности и снижения экологического риска при многоцелевом использовании Новосибирского водохранилища – достоверность, доступность и действенность экологической информации.

Достоверность экологической информации может быть обеспечена в результате организации комплексного (геофизического, гидрологического, гидрохимического и гидробиологического) экологического мониторинга водных экосистем, в том числе с использованием современных методов получения и обработки спутниковых данных в сочетании с результатами контактных исследований.

Доступность экологической информации, в том числе получаемой учреждениями Министерства природных ресурсов РФ, а также предприятиями-водопользователями, возможна лишь при создании открытых межведомственных информационных систем, целевых баз данных и программных средств их поддержки с использованием ГИС-технологий и данных дистанционного зондирования Земли.

Действенность экологической информации определяется ее целесообразным использованием, которое в настоящее время достигается при создании Системы поддержки принятия решений при интегрированном управлении речным бассейном (СППР ИУРБ) [1, 8, 10], состоящей из:

- измерительно-коммуникационных систем (в основном, автоматизированных), информационных систем (БД, БЗ и ГИС),
- моделирующих систем,
- экспертно-аналитических систем и интерфейсов пользователей.

С учетом существенного социально-экономического значения Новосибирского водохранилища для энергетики, транспорта, промышленного и хозяйственно-питьевого водоснабжения, рекреации, сельского и рыбного хозяйства региона, целесообразна **разработка**

современной технологии его водно-экологического мониторинга, как основы информационного обеспечения Системы поддержки принятия решений (СППР) для оптимизации управления использованием водных ресурсов водохранилища и всей Верхней Оби. Это соответствует Приоритетным направлениям и программам фундаментальных исследований СО РАН, а так же пунктам Перечня критических технологий Российской Федерации: Технологии мониторинга и прогнозирования состояния окружающей среды; Технологии предупреждения и ликвидации чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера.

Литература

1. Алимов А.Ф., Андреев О.А. и др. Интегрированное управление водными ресурсами Санкт-Петербурга и Ленинградской области / Опыт создания системы поддержки принятия решений. СПб.: Vorey Print, 2001. 419 с.
2. Кириллов В.В., Чайковская Т.С. Пигментные характеристики фитопланктона Новосибирского водохранилища // Труды ЗапСибНИИ Госкомгидромета, вып. 70.-М.: Моск. отд. Гидрометеозидата, 1985.- С. 84-97.
3. Кириллова Т.В., Котовщиков А.В. Растительные пигменты как показатели экологического состояния Новосибирского водохранилища // Мир науки, культуры, образования. 2009, № 1(13).- С. 26-30.
4. Ковалевская Н.М., Кириллов В.В., Кириллова Т.В., Ловцкая О.В. Компьютерное моделирование полей концентраций хлорофилла для лимнологических объектов на основе спутниковых MERIS-данных (на примере Новосибирского водохранилища). Отдельный выпуск Горного информационно-аналитического бюллетеня.-2009.-№ 0В17.-М.: издательство «Горная книга», с.175-179.
5. Ковалевская Н.М., Кириллов В.В., Кириллова Т.В., Ловцкая О.В. Сравнительные оценки качества воды в Новосибирском водохранилище на основе лимнологических MERIS-моделей и данных высокого разрешения Worldview-2. Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2012. Т.9. №1. С. 176-186.
6. Котовщиков А.В. Пигментные характеристики альгоценозов речной системы Оби. Дисс. к.б.н. Барнаул, Алт. ГУ, 2012.- 178 с.
7. Новосибирское водохранилище. Проспект (информационное издание) / Под ред. П. А. Попова и Л. М. Киприяновой. – Новосибирск: ИВЭП СО РАН, 2012. – 47 с.
8. Пушистов П. Ю. Обзор методов разработки и применений систем поддержки принятия решений для интегрированного управления речным бассейном // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: мат. Третьей всерос. конф. с междунар. участием, 24–28 августа 2010 г. Барнаул: Изд-во АРТ, 2010. С. 536–539.
9. Kovalevskaya, N., Kirillov V., Kirillova T., Lovtskaya O. Meris/Envisat-Images for modeling Fields of Chlorophyll Concentration Fields for Novosibirsk Reservoir (South West Siberia) // Proceedings of the ESA Living Planet Symposium, 28, Jun-2,Jul 2010.–Bergen,Norway,ESASpecialPublicationSP-686,
(http://www.congrex.nl/10a04/sessions/CXNL_10a04_865200.htm).
10. Water Resources Systems Planning and Management An Introduction to Methods, Models and Applications. Studies and Reports in Hydrology. UNESCO PUBLISHING. – ISBN 92-3-103998-9 – © UNESCO 2005. 676 p.

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО И РЕТРОСПЕКТИВНОГО УРОВНЯ СОДЕРЖАНИЯ СВИНЦА В АТМОСФЕРЕ АЛТАЯ ПО ДАННЫМ ЛЕДНИКОВОГО КЕРНА

С.С. Эйрих¹, Н.С. Малыгина¹, Т.С. Папина¹, А. Эйхлер², Л. Тоблер²,
М. Швиковски²

¹ Институт водных и экологических проблем СО РАН, Россия

stella@iwep.ru

² Институт Поля Шеррера, Швейцария

ASSESSMENT OF PAST AND MODERN LEVELS OF LEAD EMISSION RECORDED IN ALTAI ICE CORE

S. Eyrikh¹, N. Malygina¹, T. Papina¹, A. Eichler², L. Tobler² and
M. Schwikowski²

¹ Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, Russia

² Paul Scherrer Institut, Switzerland

Изучено современное и ретроспективное содержание свинца в керне льда ледника Белуха. До 1935-40 гг. концентрации свинца отражают, главным образом, историю региональной горнодобывающей и металлургической промышленности Рудного Алтая, тогда как в последующие годы, возрастание концентраций обусловлено как интенсифицированной индустриализацией, так и использованием свинца в качестве добавок к бензину. Сравнение с данными ледниковых кернов Западной Европы, Северной Америки и Азии показало существенные отличия в эмиссии свинца.

Modern and retrospective lead content in the ice core of Belukha glacier was studied. Until the 1935-40 lead concentrations reflected mainly the local history of mining and metallurgical processing of the Rudnyy Altai, whereas in later years, the increase of Pb concentrations was caused by both intensified industrialization in Russia and the use of Pb additives in Russian gasoline. A comparison with ice cores of Western Europe, North America and Asia showed significant differences in lead emission.

Свинец относится к элементам, известным человечеству с глубокой древности. С тех пор как люди начали использовать и выплавлять свинец, прошло более 8 тысяч лет, что подтверждено древними предметами культуры и историческими данными. Рудный Алтай известен как один из ведущих горно-металлургических центров Евразии с Бронзового века [1]. Особенность данного региона заключается в наличии здесь богатых месторождений полиметаллических руд, что сыграло большую роль и в дальнейшем освоении территории русским населением в XVIII веке. Не только добыча свинца, но и добыча и выплавка других металлов, сжигание угля и других видов топлива сопровождаются эмиссией свинца в атмосферу. Причем атмосферная эмиссия тяжелых металлов приводит к экологическим

проблемам не только на локальном, но и на региональном и глобальном уровнях за счет переноса от источника поступления к удаленным территориям. Гренландские и Антарктические керны льда показали сильное возрастание эмиссии свинца для обоих полушарий с конца XIX века [2; 3]. И если для Западной Европы, Северной Америки и Азии исторические данные об эмиссии свинца хорошо документированы и изучены [4–9], то для Восточной Европы гляцио-химических палеоисследований эмиссии Pb ранее проведено не было.

Объект, материалы и методы исследования. Для оценки современного и ретроспективного уровня загрязнения атмосферы Алтая совместной Российско-Швейцарской экспедицией в июле 2001 года в седловине г. Белуха (49°48' с ш., 86° 34' в.д., высота 4062 м) был отобран керн льда на глубину 140 метров. Все полевые и аналитические работы при отборе и анализе керна были проведены с соблюдением техники «ультрачистого протокола». Аналитические работы выполнялись в Институте Поля Шеррера (Швейцария) [10]. Датирование выполнялось комбинацией нескольких методов. Изученная часть керна соответствует временному периоду 1680–2001 гг. Для послойного анализа ледовый керн был разрезан в «холодной комнате», затем после соответствующей процедуры очистки пробы были подготовлены для анализа в чистой комнате (класс 100). Анализ проб на содержание свинца был выполнен на масс-спектрометре с индуктивно-связанной плазмой (ICP-SF-MS) Finnigan MAT Element 1.

Результаты и обсуждение. В данной работе концентрации свинца в керне льда ледника Белуха, репрезентативно представляют эмиссию свинца для Восточной Европы и Алтая в период 1680–1995 гг. [11]. В целом концентрация свинца изменяется в широких пределах (от 14 до 4900 нг/л). Для интерпретации долговременного тренда и удаления кратковременных флуктуаций индивидуальные данные были усреднены по 5 годам. Динамика изменения концентраций свинца в керне льда ледника Белуха представлена на рис. 1а. Оставаясь на довольно низком уровне в период 1680–1935 гг., далее концентрации значительно возрастают, достигая максимума в 1970–1975 гг., после чего уменьшаются, достигая к 1990 годам уровня 1940–50-х годов.

Период 1680–1935 гг. Концентрация свинца в доиндустриальное время не была постоянной и варьировала в зависимости от природных и антропогенных факторов. Основными источниками свинца в доиндустриальное время были природная эмиссия (пыль, почвы) и антропогенное поступление (горное дело, сжигание угля). Возрастание концентраций свинца после 1720 г. не может быть объяснено только переносом минеральной пыли из пустынь Казахстана и Таклимакана, поскольку такие элементы как Ca^{2+} не показывают того же тренда в этот период. Зато содержание свинца в керне хорошо коррелирует с ростом

количества плавильных и металлургических заводов (рис.1б.) в тот же период, отражая историю локальной эмиссии от Рудного Алтая.

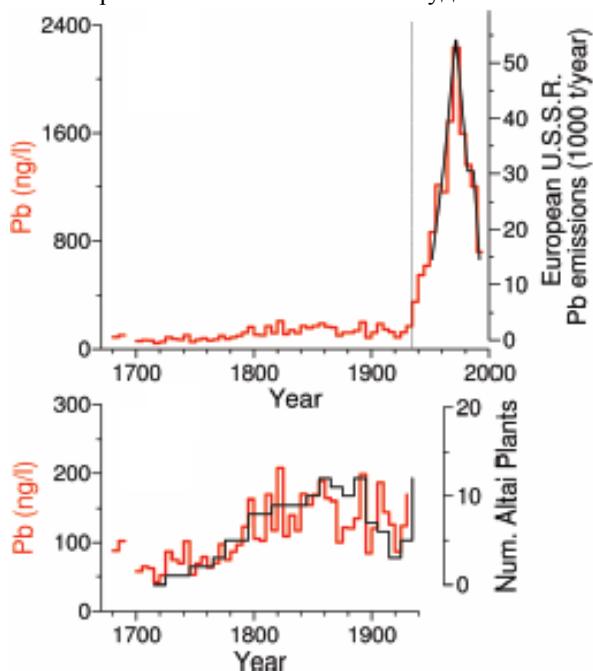


Рис. 1. а) Концентрация свинца (красная линия, усредненная по 5 годам) и оценки эмиссии для стран бывшего СССР, вертикальная линия показывает начало периода интенсивной промышленности в России; б) Концентрация свинца (красная линия, усредненная по 5 годам) и количество плавильных и металлургических заводов на Алтае (черная линия, период 1725–1935)

С открытием на Алтае месторождений полиметаллических руд Акинфий Демидов начал добычу и выплавку меди, получив монопольное право на строительство металлургических предприятий в Верхнем Приобье. В 1726 г. началось строительство первого медеплавильного завода – Кольвано-Воскресенского. В 1747 г. императрица Елизавета Петровна издала указ, которым Алтай передавался в личную собственность русских царей – бывшие демидовские предприятия поступили в ведение царского Кабинета, под руководством которого осуществлялась последующая промышленная эксплуатация серебросодержащих месторождений края. К концу XVIII века в регионе действовало 8 горно-металлургических заводов. Образовавшийся во второй половине XVIII века Кольвано-Воскресенский (с 1834 г. – Алтайский) горный округ – это территория, включавшая современные Алтайский край, Новосибирскую и Кемеровскую, часть Томской областей и часть Восточно-Казахстанской области Республики

Казахстан, общей площадью свыше 500 тыс. кв. км. Он превратился во второй после Урала промышленный район на востоке страны. 90 % российского серебра производилось на Алтае, на Сузунском монетном дворе чеканили медные монеты, как «сибирские», так и общероссийского образца. В первой половине XIX века в связи с истощением наиболее богатого серебряными рудами Змеиногорского месторождения рудная база алтайских заводов сместилась на юг (Зыряновское и Риддерское месторождения) и на северо-восток (Салаирские месторождения). В эти годы Алтайский горнометаллургический комплекс занимал в России первое место по выплавке серебра и свинца, второе — по производству меди и четвертое — по добыче золота. Реформа 1861 г., отменившая крепостное право в России, резко изменила социально-экономическую ситуацию в Алтайском горном округе. Кабинетская горно-металлургическая промышленность вступила в полосу кризиса. Начало 80-х годов XIX века ознаменовалось мировым падением цен на серебро, значительной выработкой богатых окисленных руд, а так же промышленным кризисом, что привело к сокращению работ по добыче и переработке руд на Алтае. Попытки модернизации предприятий не смогли изменить общей тенденции развития. В 1893 г. ведущие сереброплавильные заводы были закрыты. С 1896 г. Алтайский округ перестал именоваться горным. На рубеже XIX-XX вв. продолжался глубокий кризис и ликвидация кабинетской горно-металлургической промышленности [12]. Постепенно основой экономики в Алтайском регионе стало сельское хозяйство. Динамика изменения концентраций Pb в керне льда отражает всю эту историю.

Период 1935-1995. Дальнейший индустриальный рост региона произошел в период Великой Отечественной Войны, когда более 100 предприятий были эвакуированы на Алтай. В послевоенный период рост промышленного производства на Алтае происходил по восходящей, 1950-е годы были периодом массового освоения новой техники и технологии, темпы роста промышленности Алтая в шесть раз превышали среднесоюзные. Самые высокие экономические показатели имели место в 1970-е гг. Распад Советского Союза, перестройка и развал экономики СССР (конец 80-х-начало 90-х годов XX века) привели к существенному упадку промышленности, что и отразилось в снижениях объемов производства, в т.ч. и потреблении бензина. Основным антропогенным источником свинца в России в последние 55 лет является автотранспорт (62-76 % общего антропогенного выброса), существенный вклад вносят производство стали, железа и цветная металлургия (13 %), предприятия электроэнергетики (4 %), при этом общая природная эмиссия составляет около 4 % [13]. Дополнительной причиной повышения концентраций свинца в XIX столетии, вероятно, стало увеличение сжигания угля. Добыча угля в кузнецком бассейне возросла с 17 тыс. т в 1890 г. до 290 тыс. т в 1904 г. и 17,3 млн т в 1937 [14]. При этом 1 т угля может содержать до 25 г. свинца, максимальное содержание Pb в саже может достигать 4800 г/т.

Такие качества этого металла, как способность поглощать рентгеновское и радиоактивное излучение, кислотоустойчивость, ковкость, позволили широко применять его в типографском деле, в современной промышленности для производства аккумуляторов, различных сплавов, защитных экранов в рентгентехнике и контейнеров, экранов и боксов в атомной энергетике. Большим спросом свинец стал пользоваться с началом эры автомобилестроения, свинцовые присадки широко применялись в качестве антидетонационных агентов для бензина с высоким октановым числом.

Региональные различия в антропогенной эмиссии свинца

Мы оценили региональные различия в эмиссии Pb, сравнивая данные ядра льда ледника Белуха с другими опубликованными данными по ядрам льда Западной Европы, Северной Америки и Азии [4-9]. В первую очередь, они отражают общие различия в индустриализации.

История Pb загрязнения в Западной Европе и Северной Америке характеризуется возрастанием Pb эмиссии с середины XIX столетия, максимальных величин она достигает в 1970-х, что обусловлено широким применением этилированного бензина (при этом в воздух поступает от 75 до 90% свинца, содержащегося в бензине). По данным ядра ледника Белуха наблюдается запаздывание индустриализации, начинающейся с 1930-35 гг., максимальные концентрации свинца в ядре приходятся также на 1970-е годы. Причины же снижения концентраций в последующие годы – различны. В 90-х гг. XX столетия экологические кризисы изменили отношение человека к свинцу. В ведущих странах мира в целях охраны окружающей среды запретили или ограничили использование этого металла в качестве добавок в бензин. Поэтому для Западной Европы и Северной Америки снижение эмиссии свинца – это результат введения мер по сокращению выбросов. В Восточной Европе снижение эмиссии – следствие развала и кризиса в СССР. Эмиссия свинца в Азии, реконструированная по Гималайскому и Памирскому ядрам льда, отличается еще более поздним началом индустриализации (после 1960-70 гг.) и характеризуется продолжающимся ростом в настоящее время из-за использования этилированного бензина в части Азии, а также благодаря существенному вкладу в эмиссию от сжигания угля и металлургических процессов. Объемы добычи и потребления свинца в мире неуклонно растут (табл.). Можно выделить несколько стран — лидеров по производству и потреблению свинца – это Китай, Соединенные Штаты Америки, Корея и страны Европейского Союза.

Таблица

| Дата | Начало XIX века | 1850 г. | 1875 г. | 1900 г. | 1950 г. | 2000 г. |
|-----------------------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Объем добычи Pb, тыс. т/год | 30 | 130 | 320 | 850 | 2000 | 5000 |

В то же самое время многие страны в виду ядовитости соединений свинца отказываются от его использования. Согласно полученным оценкам, сокращение выбросов привело к снижению выпадений тяжелых металлов на большей части территории Европы. В период с 1990 по 2001 г. выпадения свинца сократились в 2,7 раза [15].

Но, несмотря на снижение свинцовой нагрузки от Европы и Америки, развитию альтернативных технологий, загрязнение свинцом и накопление его соединений в природной среде сохраняют угрозу для здоровья человека и природных экосистем и в настоящее время.

Литература

1. Грушин С.П., Папин Д.В., Позднякова О.А., Тюрина Е.А., Федорук А.С., Хаврин С.В. Алтай в системе металлургических провинций энеолита и бронзового века: монография. – Барнаул, Изд-во Алтайского университета, 2009. С. 122-133.
2. Candelone, J. P.; Hong, S. M.; Pellone, C.; Boutron, C. F. Postindustrial revolution changes in large-scale atmospheric pollution of the Northern Hemisphere by heavy metals as documented in central Greenland snow and ice. // *J. Geophys. Res.* 1995, 100, 16,605–16,616.
3. Vallelonga, P.; Van de Velde, V.; Candelone, J.P. ; Morgan, V.I.; Boutron, C.F.; Rosman, K.J.R. The lead pollution history of Low Dome, Antarctica, from isotopic measurements on ice cores: 1500 AD to 1989 AD. // *Earth Planet. Sci. Lett.* 2002, 204, 291–306.
4. Schwikowski, M.; Barbante, C.; Döring, T.; Gäggeler, H. W.; Boutron, C.; Schotterer, U.; Tobler, L.; Van de Velde, K.; Ferrari, C.; Cozzi, G.; Rosman, K.; Cescon, P. Post-17th-century changes of European lead emissions recorded in high-altitude alpine snow and ice. // *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38, 957– 964.
5. Rosman, K.J.R.; Ly, C., Van De Velde, K., Boutron, C.F. A two century record of lead isotopes in high altitude alpine snow and ice. // *Earth Planet. Sci. Lett.* 2000, 176, 413–424.
6. Shotykh, W.; Zheng, J.; Krachler, M.; Zdanowicz, C.; Koerner, R.; Fisher, D. Predominance of industrial Pb in recent snow (1994–2004) and ice (1842– 1996) from Devon Island, Arctic Canada. // *Geophys. Res. Lett.* 2005, 32, L21814, doi:10.1029/2005GL023860.
7. Osterberg, E.C.; Mayewski, P.A.; Kreutz, K.J. et al. Ice core record of rising lead pollution in the North Pacific atmosphere. // *Geophys. Res. Lett.* 2008, 35, doi: 10.1029/2007GL032680.
8. Li, Z.; Yao, T.; Tian, L.; Xu, B.; Li, Y. Atmospheric Pb variations in Central Asia since 1955 from Muztagata ice core record, eastern Pamirs. // *Chin. Sci. Bull.* 2006, 51, 1996–2000.
9. Huo, W.; Yao, T.; Li, Y. Increasing atmospheric pollution revealed by Pb record of a 7000-m ice core. // *Chin. Sci. Bull.* 1999, 44, 1309–1312.
10. Olivier, S.; Schwikowski, M.; Brüttsch, S.; Eyrikh, S.; Gäggeler, H. W.; Luthi, M.; Papina, T.; Saurer, M.; Schotterer, U.; Tobler, L.; Vogel, E. Glaciochemical investigation of an ice core from Belukha glacier, Siberian Altai. // *Geophys. Res. Lett.* 2003, 30, 2019, doi:10.1029/2003GL018290
11. Eichler A., Tobler L., Eyrikh S., Gramlich G., Malygina N., Papina T., Schwikowski M. Three centuries of Eastern European and Altai lead emissions recorded in a Belukha ice core. // *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 4323–4330.

12. Карпенко З. Г. Горная и металлургическая промышленность Западной Сибири в 1700—1860 годах. - Новосибирск, Изд-во СО РАН СССР, 1963. 216 с.
13. Громов С.А., Гинзбург В.А. Макромасштабная оценка антропогенной эмиссии свинца на территории России. // Оптика атмосферы и океана. – 1999. - 12, №6, с. 530-535.
14. Геология СССР. Кузнецкий бассейн, часть 1. Государственное издательство геологической литературы: Москва – Ленинград. - 1940. –том XVI, с.723.
15. Тяжелые металлы, трансграничное загрязнение окружающей среды. Информационный отчет ЕМЕП 2/2003 И.Ильин, О.Травников, В.Аас, Н.Уггеруд.

СОДЕРЖАНИЕ

| | |
|--|----|
| С.И. Алиев Макрозообентос нижней части реки Аракс | 3 |
| А.В. Андрианова Последствия сооружения Красноярской ГЭС для зообентоса реки Енисей | 8 |
| И.А. Архипов, Н.В. Ларикова, Ю.В. Робертус Экологические аспекты воздействия отходов рудника «Веселый» на состояние поверхностных вод..... | 12 |
| О.Ю. Астраханцева Разработка принципов и методов подхода к формированию компьютерных физико-химических моделей системы «Озеро Байкал – Окружающая среда (Потоки)» | 20 |
| О.Ю. Астраханцева, К.В. Чудненко Равновесные физико-химические модели поверхностных вод резервуаров озера Байкал | 25 |
| И.В. Афанасьев Клеточно-автоматная модель динамики популяций организмов озера Байкал | 31 |
| О.П. Баженова, О.О. Кренц Фитопланктон и экологическое состояние озерной системы Салтаим-Тенис (Омская область) | 39 |
| Б.Б. Базарова Современное состояние водной растительности озера Кенон (Восточное Забайкалье) | 42 |
| Е.Б. Бокова, Г.Г. Джунусова Причины снижения естественного воспроизводства осетровых рыб в Урало-Каспийском бассейне | 47 |
| А.Я. Болсуновский, Д.В. Дементьев Сравнительная оценка миграционной способности урана и техногенных радионуклидов в экосистеме бассейна реки Енисей | 50 |
| А.М. Визер Влияние разработки песчаных грунтов на водные биоресурсы Верхней Оби | 55 |
| Л.С. Визер Зоопланктон озера Чаны в условиях аридизации климата | 59 |
| Е.С. Воистинова Изменение и трансформация химического состава болотных вод в условиях антропогенного воздействия | 64 |
| Г.Т. Демесинова Влияние гребневика <i>Mnemiopsis Leidy</i> на зоопланктон Северного Каспия..... | 70 |
| А.А. Евсеева Динамика экологического состояния водотоков бассейна реки Ульба в связи с изменением антропогенной нагрузки..... | 73 |
| З.К. Ермаханов, Н.С. Самбаев Особенности изменения солёности Малого Аральского моря под воздействием антропогенных факторов..... | 77 |
| О.Н. Жукова, Д.М. Безматерных Оценка экологического состояния озера юга Обь-Иртышского междуречья по составу и структуре зообентоса..... | 80 |

| | |
|--|-----|
| Е.Ю. Зарубина, М.И. Соколова, Л.М. Киприянова Продуктивность доминирующих растительных сообществ Новосибирского водохранилища в 2011 году | 85 |
| Л.А. Зыков, Ф.В. Климов Сравнительная оценка биологической продуктивности каспийских осетровых | 89 |
| Ю.А. Ким Современное состояние рыбного хозяйства в Урало-Каспийском рыбопромысловом районе | 96 |
| Л.М. Киприянова, Е.Ю. Зарубина Особенности формирования растительного покрова Новосибирского водохранилища | 100 |
| Л.А. Ковалева Характеристика состояния бентофауны водоемов местного значения Алматинской области | 103 |
| А.В. Котовщиков Содержание хлорофилла а в воде Средней Оби как показатель обилия фитопланктона и качества воды | 108 |
| Е.Н. Крылова Олигохеты как индикаторы экологического состояния Новосибирского водохранилища | 113 |
| О.В. Кузнецова, О.А. Ельчиной Экологическое состояние вод Телецкого озера и его основных притоков | 116 |
| А.П. Куклин Макроскопические водоросли водотоков хребта Зусы (Витимское плоскогорье, Забайкалье) | 120 |
| И.В. Ланцова, Н.А. Журавлёва Организация и проведение экологического мониторинга в период строительства и эксплуатации магистральных трубопроводов | 126 |
| И.С. Литвиненко Изменение химического состава вод в ручьях бассейна реки Мякит (северо-восток России) в результате отработки россыпных месторождений золота | 133 |
| И.Н. Лиходумова, С.В. Бабошкина, Н.П. Белецкая, А.В. Пузанов Гигиеническая оценка качества питьевой воды из подземных водоисточников на территории Северо-Казахстанской области | 140 |
| Ан.А. Лыгин, А.А. Лыгин, А.Ш. Хабидов. Технологические аспекты информационного обеспечения мониторинга береговой зоны | 144 |
| И.Ю. Макаренкова Сравнительный анализ методов экологической оценки состояния водных объектов территорий нефтегазовых разработок Тюменского Севера | 148 |
| Г.В. Макарская, С.В. Тарских Возрастные и эколого-обусловленные изменения неспецифической резистентности рыб реки Енисей | 152 |
| Н.Ш. Мамилов, Г.М. Дукравец, Г.К. Балабиева, Ф.Х. Хабибуллин Проблемы сохранения разнообразия ихтиофауны реки Чу | 157 |
| Е.Ю. Митрофанова Образование тератологических форм у диатомовых водорослей в Телецком озере как один из индикаторных признаков состояния его экосистемы | 158 |

| | |
|---|-----|
| Е.Ю. Митрофанова Оценка состояния и качества воды реки Оби по показателям фитопланктона..... | 162 |
| Н.Н. Попов, Т.Н. Камиева, Т.А. Утеулиев Промысел, распределение и качественная характеристика леща уральской популяции..... | 166 |
| П.А. Попов Структура и продуктивность ихтиоценозов водоемов субарктической зоны Западной Сибири..... | 170 |
| П.В. Постникова Исследование дисперсной граничной структуры природных водоемов и протекающих в них процессов..... | 174 |
| В.П. Потапов, О.Л. Гиниятуллина, Н.В. Андреева Диагностика водных объектов угледобывающего региона по данным дистанционного зондирования | 178 |
| Л.С. Прусевич, А.А. Ростовцев, В.Ф. Зайцев, Е.В. Егоров Экологический мониторинг озера Сартлан в многолетнем аспекте..... | 182 |
| О.С. Сутченкова, Е.Ю. Митрофанова Экологический анализ таксономического состава диатомовых водорослей в донных отложениях озера Телецкое как один из инструментов при палеоэкологических исследованиях | 186 |
| Е.И. Третьякова Пространственное распределение биогенных элементов в водах Телецкого озера | 190 |
| Т.Т. Трошина Зоопланктон малых водоемов Алматинской области (2011, лето)..... | 194 |
| Ю.А. Харанжевская Многолетняя динамика водного режима болот южно-таежной подзоны Западной Сибири | 199 |
| Л.И. Шарапова Оценка зоопланктона некоторых разнотипных водоёмов юга Казахстана как кормового ресурса | 204 |
| В.П. Шестеркин, Ю.А. Форина, Н.М. Шестеркина Влияние катастрофических лесных пожаров 1998 года на гидрохимический режим рек Сихотэ-Алиня..... | 208 |
| К.О. Шутова, В.Ф. Рапута, А.Н. Романов, Т.В. Ярославцева Сопряжённые исследования длительного загрязнения атмосферы и снежного покрова города Барнаула | 212 |
| Л.В. Яныгина Чужеродные виды макробеспозвоночных в зооценозах водоемов бассейна реки Обь | 216 |
| Л.В. Яныгина, В.В. Горгуленко. Оценка качества донных отложений Новосибирского водохранилища методами биоиндикации и биотестирования | 220 |
| Л.В. Яныгина, М.И. Ковешников, Д.М. Безматерных Сезонная динамика сообществ донных макробеспозвоночных водотоков бассейна Верхней Оби | 224 |

| | |
|--|-----|
| <i>Н.С. Малыгина, Н.Н. Безуголова, Г.С. Зинченко</i> Оценка влияния барических осцилляций на климат Алтая в изменяющихся антропогенных условиях | 229 |
| <i>В.В. Кириллов, Н.М. Ковалевская, А.В. Котовщиков, О.В. Ловцкая, А.В. Дьяченко</i> Информационные аспекты экологической безопасности новосибирского водохранилища..... | 233 |
| <i>С.С. Эйрих, Н.С. Малыгина, Т.С. Папина, А. Эйхлер, Л. Тоблер, М. Швиговски</i> Оценка современного и ретроспективного уровня содержания свинца в атмосфере Алтая по данным ледникового керна..... | 240 |

CONTENTS

| | |
|--|----|
| S.I. Aliev Microzoobentos of the Lower Part of the River Araks | 3 |
| A.V. Andrianova The Consequences of Construction of Krasnoyarsk Hydroelectric Dam for Zoobenthos in the Yenisei River | 8 |
| I.A. Arkhipov, N.V. Larikova, U.V. Robertus Environmental Aspects of the "Ves'ely" Mine Wastes Impact On Surface Water..... | 12 |
| O.Yu. Astrakhantseva Principles and Methods to Develop Computer Physical-Chemical Models of the System "Lake Baikal-Environment (Flows)" | 20 |
| O.Yu. Astrakhantseva, K.V. Chudnenko Equilibrium Physical-Chemical Models of Surface Water of Lake Baikal Reservoirs | 25 |
| I.V. Afanasyev Cellular Automata Model of Organisms' Population Dynamic of Lake Baikal | 31 |
| O.P. Bazhenova, O.O. Krenc Phytoplankton and Ecological State of Lake System Saltaim-Tenis (Omsk Region) | 39 |
| B.B. Bazarova Modern Condition of Water Vegetation of Lake Kenon (East Transbaikalia) | 42 |
| Y.B. Bokova, G.G. Dzhunusova The Reason of Reducing A Natural Reproduction Sturgeons in Ural-River Basin | 47 |
| A.Ya. Bolsunovsky, D.V. Dementyev Comparative Evaluation of the Mobilities of Uranium and Artificial Radionuclides in the Ecosystem of the Yenisei River Basin..... | 50 |
| A.M. Vizer Influence of the Sandy Soils Exploitation to the Aquatic Resources of the Upper Ob | 55 |
| L.S. Vizer Zooplankton of Lake Chany in Climate Aridization | 59 |
| E.S. Voistinova Change and Transformation of Bog Water Chemical Composition in Anthropogenic Impact Conditions..... | 64 |
| G.T. Demesinova Influence of Ctenophores Mnemiopsis Leidyi On Zooplankton in North Caspian Sea..... | 70 |
| A.A. Evseeva Dynamics of the Ecological Condition of Water Currents of the River Basin Ulba due to the Change of Anthropogenous Loading | 73 |
| Z.K. Ermakhanov, N.S. Sambayev Features of Change of Salinity of the Small Aral Sea under the Influence of Anthropogenous Factors | 77 |
| O.N. Zhukova and D.M. Bezmaternykh Ecological Assessment of Lakes in the South Ob-Irtysh Interfluvy by Zoobenthos Composition and Structure | 80 |
| E.Yu. Zarubina, M.I. Sokolova, L.M. Kipriyanova The Productivity of Dominating Vegetative Communities of Novosibirsky of the Reservoir in 2011 Year | 85 |

| | |
|--|-----|
| L.A. Zykov, F.V. Klimov Comparative Assessment of Biological Productivity of the Caspian Sturgeons | 89 |
| Y.A. Kim The Present Situation of Fishery in Ural-Caspian Fishing Region | 96 |
| L.M. Kipriyanova, E.Yu. Zarubina Peculiarities of Vegetation of Novosibirsk Reservoir Formation | 100 |
| L. A. Kovaleva Characteristic of the State of Almaty Oblast Local Reservoirs' Bentofauna | 103 |
| A.V. Kotovshchikov Concentration of Chlorophyll "a" in Mid-Ob River As Indicator of Phytoplankton Abundance and Water Quality | 108 |
| E.N. Krylova Oligochaetes as Indicators of Environmental State of Novosibirsk Reservoir | 113 |
| O.V. Kuznetsova, O.A. El'chinina The Ecological State of Teletskoe Lake and its Main Tributaries | 116 |
| A.P. Kuklin Macroscopic Algae in Rivers Zusy Mountain Range (Vitim Plateau, Transbaikalia) | 120 |
| I.V. Lantsova, N.A. Juravleva The Organization and Carrying out Environmental Monitoring in Construction and Operation of the Main Pipelines | 126 |
| I.S. Litvinenko Water Chemical Changes in the Myakit River Area (Northeast Russia) Caused By Gold Placer Mining Activities | 133 |
| I.N. Likhodumova, S.V. Baboshkina, N.P. Beletskaya, A.V. Puzanov Hygienic Appraisalment of the Quality of Drinking Water From Underground Sources at North Kazakhstan's Territory | 140 |
| An.A. Lygin, A.A. Lygin, A.Sh. Khabidov Technological Aspects of Information Support for Coastal Zone Monitoring | 144 |
| I.Yu. Makarenkova Comparative Analysis of Methods Environmental Assessment of Ponds Located in the Oil and Gas Tyumen North | 148 |
| G.V. Makarskaya, S.V. Tarskikh The age and ecology caused changes of nonspecific resistency of fishes of the Yenisei river | 152 |
| N.Sh.Mamilov, G.M.Dukravets, G.K.Balabieva, F.Kh.Khabibullin Problems of Fish Diversity Conservation in the Chu River | 157 |
| E.Yu. Mitrofanova Teratological Forms Development in Diatoms of Lake Teletskoye As An Indicator of Its Ecosystem State | 158 |
| E.Yu. Mitrofanova Assessment of Ob River State and Water Quality By Phytoplankton Characteristics | 162 |
| N.N. Popov, T.N. Kamiyeva, T.A. Uteuliyev Fishery, Organization and Quality Characteristic of Ural Beam Population | 166 |
| P.A. Popov Structure and Productivity of Subarctic Zone Ichthyocenosis Waters of Western Siberia | 170 |

| | |
|--|-----|
| P.V. Postnokova Investigation of Dispersed Border Structure of Natural Reservoirs and Processes Proceed in Them | 174 |
| V.P. Potapov, O.L. Giniyatullina, N.V. Andreeva Diagnostics of Water Objects of the Coal-Mining Region According to Remote Sensing Data | 178 |
| L.S. Prusevitsh, A.A. Rostovzev, B.F. Saizev, E.V. Egorov Ecological Monitoring of Lake Sartlan in the Long-Term Aspect..... | 182 |
| O.S. Sutchenkova, E.Yu. Mitrofanova Environmental Analysis of Diatoms Taxa Composition in the Bottom Sediments of Lake Teletskoe As One of the Instruments in Paleocological Studies..... | 186 |
| E.I. Tretiakova Spatial Distribution of Nutrients in Lake Teletskoye | 190 |
| T.T. Troshina Zooplankton of Small Waterbodies of Almaty Region (Summer 2011) | 194 |
| Yu.A. Kharanzhevskaya. Long-Term Dynamics of Bogs Water Regime in Southern Taiga Subzone of Western Siberia..... | 199 |
| L.I. Sharapova The Character of Zooplankton Some Various Types of Basins On the South of Kazakhstan As Foddy Supply | 204 |
| V.P. Shesterkin, Y.A. Forina, N.M. Shesterkina The Influence of Catastrophic Forest Fires in 1998 On the Hydrochemical Regime of the Rivers of the Sikhote-Alin | 208 |
| K.O. Shutova, V.F. Raputa, A.N. Romanov, T.V. Yaroslavtseva Related Research of Extended Atmosphere and Snow Pollution in Barnaul City..... | 212 |
| L.V. Yanygina Macroinvertebrates' Alien Species in Zoocenosis of the Ob River Basin..... | 216 |
| L.V.Yanygina, V.V. Gorgulenko Assessment of Bottom Sediment Quality in Novosibirsk Reservoir Using Bioindication and Biotesting..... | 220 |
| L.V. Yanygina, M.I. Koveshnikov, D.M. Bezmaternykh Seasonal Variation of Streams Bottom Macroinvertebrates of Upper Ob Basin | 224 |
| N.S. Malygina, N.N. Bezuglova, G.S. Zinchenko Evaluation of Baric Oscillations influence on the Climate of Altai Region in the Varying Anthropogenic Conditions | 229 |
| V.V.Kirillov, N.M.Kovalevskaya, A.V.Kotovshchikov, O.V.Lovtskaya, A.V.Dyachenko The Information Aspects of Environmental Safety at Novosibirsk Reservoir..... | 233 |
| S. Eyrikh, N. Malygina, T. Papina, A. Eichler, L. Tobler and M. Schwikowski Assessment of Past And Modern Levels of Lead Emission Recorded in Altai Ice Core..... | 240 |

Научное издание

**ВОДНЫЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
СИБИРИ И ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ**

(в трех томах)

Т. II

**Теоретические и прикладные аспекты экологической оценки
и мониторинга природных и природно-техногенных комплексов**

Труды Всероссийской научной конференции с международным участием,
посвященной 25-летию Института водных и экологических проблем
СО РАН
(20-24 августа 2012 г., Барнаул)

Подготовка оригинал-макета О.В. Ловцкой
Обложка – фото и дизайн Е.Ю. Митрофановой

Подписано в печать 01.07.2012. Формат 60x84/16.
Бумага офсетная. Усл. п. л. 14,88
Тираж 300 экз. Заказ 46.

Институт водных и экологических проблем СО РАН
656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1

Отпечатано в типографии ООО «Пять плюс»
656049, г. Барнаул, пр. Красноармейский, 73
тел. (385-2) 62-85-57, e-mail: fiveplus07@mail.ru