

Рыжков Л.П. Садковая аквакультура – программа действий // Садковое рыбоводство. Технология выращивания. Кормление рыб и сохранение их здоровья: тез. науч. конф. (Петрозаводск, 14-17 октября 2007 г.). Петрозаводск, 2008. С. 3-6.

Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1998. 188 с.

Сведения об авторах

Стерлигова Ольга Павловна,

доктор биологических наук, заведующая лабораторией экологии рыб и водных беспозвоночных Института биологии Карельского научного центра РАН

Китаев Станислав Петрович,

доктор биологических наук, главный научный сотрудник Института биологии Карельского научного центра РАН

Ильмаст Николай Викторович,

кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник Института биологии Карельского научного центра РАН

Sterligova Olga Pavlovna,

Dr.Sc.(Bio), Head of the Laboratory of Fish and Water Invertebrates Ecology, Institute of Biology, Karelian Science Centre, Russian Academy of Sciences

Kitaev Stanislav Petrovich,

Dr.Sc.(Bio), Leading Research Fellow of Institute of Biology, Karelian Science Centre, Russian Academy of Sciences

Il'mast Nickolay Viktorovich,

PhD(Bio), Leading Research Fellow of Institute of Biology, Karelian Science Centre, Russian Academy of Sciences

УДК 502.150.4

С.А.Горбачев

ВОПРОСЫ ОЦЕНКИ УЩЕРБА ВОДНЫМ БИОРЕСУРСАМ

Аннотация

Проведен критический анализ методов и механизмов расчета ущерба биологическим ресурсам водных экосистем в условиях современной природоохранной политики. Рассмотрено несовершенство разработанных в советский период существующих подходов к оценке ущерба. Предложены рекомендации к улучшению существующей системы оценки ущерба биологическим ресурсам с учетом эколого-экономических особенностей водоемов.

Ключевые слова:

оценка ущерба, система нормирования, биоресурсы.

S.A.Gorbachev

QUESTIONS OF ASSESSMENT OF WATER BIORESOURCES DAMAGE

Abstract

The critical analysis of methods and mechanisms of water ecosystems bioresources damage under the current environmental conditions policy is carried out. The imperfection of the existing assessment methods, developed in the Soviet period is shown. Recommendations to improvement of the existing system are given with allowance for ecological and economic peculiarities of the lakes.

Key words:

damage assessment, system of regulation, bioresources.

В 2005 г. в Москве была проведена Всероссийская конференция «Государственная экологическая политика на новом этапе экономических преобразований». На конференции отмечено среди факторов, создающих трудности в решении экологических проблем страны, также несовершенство правовых, административных и экономических механизмов, компенсирующих экологический вред от хозяйственной деятельности и стимулирующих перевод российской промышленности и транспорта на экологически чистые энерго- и ресурсосберегающие технологии и производство экологически безопасной продукции, соответствующей международным стандартам.

В Бюджетном послании Президента РФ Федеральному собранию в 2006 г. поставлена задача серьезной переработки системы платежей за негативное воздействие на природную среду. Новая система платежей должна исключить возможность принятия индивидуальных решений по размерам платежей для каждого плательщика и стимулировать переход на современные энергоэффективные технологии производства. Размер платежей должен быть адекватен реальной стоимости природных ресурсов на государственном уровне.

Практика экологической экспертизы в сфере рыбного хозяйства использует более десятка нормативно-методических и множество документов рекомендательного характера, разработанных и утвержденных ведомствами в советский период. Абсолютное большинство не проходило регистрацию в Минюсте России, слабо соответствует современному природоохранному законодательству и уровню экологических знаний, следовательно, теряет возможность правоприменения.

Принятый в 2004 г. Федеральный закон «О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов» по существу не изменил устаревший неадекватный порядок проведения и методологию рыбохозяйственной экспертизы.

Достаточно большой опыт (1981-2010 гг.) по оценке влияния на водные биоресурсы строительства и эксплуатации различных хозяйственных объектов и производства работ на водоемах Европейского Севера, Северо-Запада предопределил попытку обсудить ряд вопросов с надеждой на последующие новации.

Современное состояние водных экосистем и их биоресурсы формируются в условиях взаимодействия разнообразных природных и техногенных факторов. В наиболее хозяйственно освоенных и урбанизированных районах техногенный фон неуклонно замещает природные образования. Тем самым ухудшаются, сокращаются и даже полностью уничтожаются места обитания и нарушаются условия воспроизводства разных видов биоты. Обобщая многолетний опыт работы в области рыбохозяйственной экспертизы, можно считать, что наибольший ущерб водным биоресурсам на Европейском Севере России причиняется факторами, связанными с загрязнением природной среды (в среднем не менее 55%, включая аэрогенное загрязнение и ливневый сток), гидро- и тепловой энергетикой (15-20%) и всеми видами транспорта с его инфраструктурой – дорожная сеть и судоходные трассы, пугепроводы, портовое хозяйство и предприятия, подвижной состав (не менее 15%).

Изменения в развитии производительных сил в регионе, внедрение новых технологий генерируют возникновение дополнительных факторов, перераспределяя их экологическую значимость в общем техногенном воздействии на природную среду и ее биоресурсы. Так, постепенно ушли в прошлое факторы, связанные с лесосплавом, лесной мелиорацией (осушением заболоченных угодий), снизились масштабы судоходства и т.д. С другой стороны, существенно возросло негативное влияние горнопромышленного комплекса, нефте- и газодобывающей отрасли, коммунального хозяйства. Позитивом является общее снижение удельных выбросов и сбросов загрязняющих веществ и отходов в природные среды.

Нельзя исключать влияние на состояние водных биоресурсов самого рыбного хозяйства как основного пользователя с обширной инфраструктурой, включающей флот, добывающие, рыбоперерабатывающие, рыбоводные, судоремонтные и другие предприятия, специфические орудия производства и лова и многое другое.

Добыча водных объектов сопровождается множеством негативных факторов, связанных с применением техники, орудий лова и оборудования, жизнедеятельности персонала, а также обусловленных авариями и браконьерством. Это сбросы в воду всевозможных отходов и сточных вод работающим флотом, утечки нефтепродуктов и фреона, выхлопные газы двигателей, воздействия локаторов и другой аппаратуры, шумы двигателей, засорение потерянными орудиями лова и прочее.

Таким образом, с экологических позиций промысел представляет собой не только активную форму воздействия на биомассу и структуру сообществ, но его можно рассматривать как комплекс помех биологическим процессам и фактор загрязнения водной среды, а в экосистемном отношении, по определению Л.А.Кудерского (1992), как «деэвтрофикационный механизм», изымающий из водоема часть органического вещества.

Одновременно существуют сложно взаимодействующие региональные и глобальные природные процессы с локальными техногенными факторами. Экологическая ситуация как в пространстве, так и во времени постоянно изменяется. Определенную роль играют спорадические трансграничные, аварийные и катастрофические факторы.

Живая природа на каждом уровне организации (организм – популяция – сообщество – биоценоз) обладает способностью к частичной или полной компенсации внешнего воздействия, а экосистема определенного вида в целом имеет особые свойства, не присущие ее подсистемам и блокам, а также сумме элементов, не объединенных системообразующими связями, т.е. действует принцип эмерджентности. Компенсаторно-адаптивные цепные реакции биоты могут проявляться в течение длительного времени, иметь скрытый период (Одум, 1986; Яблоков, 1987; Бигон и др., 1989; Северцов, 1992; Реймерс, 1994; Шилов, 1998; Филенко, 2002 и мн. др.).

В этом сложном конгломерате первичных и вторичных, синергических и разнонаправленных природно-техногенных процессов трудно определить достоверно место и роль, ущербобразующую значимость отдельно взятого фактора, источника негативного воздействия или природного явления. В каждом географическом пункте и в пределах каждой экосистемы (или их сочетания) существуют специфические трансформации биоты, и, по мнению Н.Ф.Реймерса (1990), общего стандарта признаков составить нельзя.

Высокая степень неопределенности имеет место почти всегда при расчетах ущерба водным биологическим ресурсам, поскольку экологические последствия, особенно для рыбной части водного сообщества, в большинстве случаев проявляются с запаздыванием (за исключением катастроф) и характеризуются латентностью. Весьма затруднительна оценка ущерба водным экосистемам, расположенным вне сферы хозяйственного освоения, но испытывающим трансграничное воздействие спорадически.

Хронический ущерб водным биоресурсам может не проявляться изменениями общей биопродуктивности. Деградированный или уничтоженный вид, как правило, замещается экологическими аналогами – другими видами, которые могут оказаться бесполезными и даже вредными для человека в хозяйственном отношении. При этом рыболовство как фактор селективного изъятия рыбы (недостовверного статистически) существенно искажает представление о величине реальных нарушений в экосистеме.

Оценки вреда природным экосистемам (причиненного или ожидаемого), а также субъектам хозяйственной деятельности, здоровью и имуществу граждан, выраженные с высокой точностью (например, потери рыбных запасов в килограммах и даже центнерах), как правило, вызывают справедливые сомнения специалистов, заказчиков и инвесторов. Существенные расхождения результатов наблюдаются не только у разных экспертов, использующих разные методики, но и при вариантных проработках одним исполнителем или единым коллективом. И это не столько издержки методологии, объема исходных данных, сколько объективные трудности учета сочетанного действия комплекса негативных и позитивных факторов, скрытых экологических последствий. Весьма значимо и существо задачи оценки, поскольку проблема компенсации ущерба может решаться в экологическом, экономическом, медицинском и социальном аспектах. Очевидно, критерии в этих случаях могут быть достаточно противоречивы.

Сложившаяся в результате перехода России на рыночную экономику правовая база эколого-хозяйственных отношений имеет дифференцированную структуру и включает:

- 1) экологические платежи за сбросы, выбросы и размещение отходов по установленным фиксированным ставкам;
- 2) возмещение ущерба (упущенной выгоды) в результате невозможности или ухудшения условий дальнейшей хозяйственной деятельности в рамках гражданско-правовых отношений, на договорной основе между хозяйствующими субъектами;
- 3) ресурсные платежи за право использования ресурсов, как правило, в виде фиксированной ставки отчислений объекта используемых ресурсов.

В теории и практике оценочных работ для расчета рыночной стоимости экологического ущерба от уничтожения основных элементов биоты используются три основных метода: затратный, доходный и метод сравнения продаж (Медведева и др., 1999). Международные стандарты требуют применения сразу трех методов для получения объективных значений и исключения необоснованных результатов.

Многие специалисты считают, что оценки стоимости биологических компонентов экосистем должны быть ориентированы не на расчет ущербов, наносимых одним видом хозяйственной деятельности другим, а должны исходить из компенсационного принципа. То есть они должны отвечать на вопрос: какие затраты (хотя бы гипотетические) необходимо понести обществу для того, чтобы восполнить потери в регуляторной функции биосферы, связанные с деградацией экосистем, обусловленной его деятельностью (Митяева, 1982, 1987; Фридман, 1982, 1992; Богачев, 1984; Семенов, Дубинина, 1991; Большаков и др., 1998; Медведева и др., 1999).

В сфере оценки ущерба рыбному хозяйству и водным биоресурсам действуют несколько методик, в том числе разработанные в 1967 и 1974 гг. Они основаны на различных подходах, обладают неравным юридическим статусом, не отвечают современному законодательству, но самое главное – их точность не отвечает критериям. Формализация подсчета и отказ от «предосторожного подхода» – это ошибка уже потому, что не учитывается трансформация самой водной экосистемы. Данная методология мало приемлема в новых экономических условиях хозяйствования.

Объективно существуют и законодательно определены два основных вида ущерба в сфере природопользования.

Первый вид – вред природной (окружающей) среде. Это негативные изменения, вызванные антропогенной деятельностью в результате загрязнения среды, истощения природных ресурсов, повреждения или разрушения

экосистем. Он является материальным носителем экономических потерь. Однако биоресурсы (в их числе водные) не могут быть оценены эквивалентно в денежном выражении, поскольку представляют собой не только источник пищевого белка. Они – неотъемлемая часть природных экосистем, способных самовосстанавливаться, регулировать состояние среды своего обитания, и носители уникальных генофондов, которые должны быть сохранены для нормального и продолжительного функционирования экосистем и биоразнообразия.

Второй вид ущерба – вред, причиняемый здоровью и имуществу граждан, а также отраслям хозяйства при эксплуатации, строительстве, производстве различных работ с использованием природных ресурсов. Отрасли и субъекты, конкурирующие в сфере природопользования, неминуемо наносят друг другу ущерб, который тем сильнее, чем значительнее они изменяют совместно используемый экологический компонент.

Из практикуемых в настоящее время в России нормативно-методических документов наиболее интегральной, «сырьевой» является «Временная методика оценки ущерба...» (1989). Она прошла многолетнюю апробацию и широко используется не только при разработке проектов, но и в экспертизе экологических последствий от воздействия существующих хозяйственных объектов и работ. Вместе с тем методика имеет ряд неточностей и недостатков, а главное, слабо отвечает концепциям экосистемного и бассейнового подходов. Новый проект методики (Инструкция ..., 2001) не получил статуса нормативного документа. Опыт экспертных работ, выполненных на водных объектах Европейского Севера России в 1981-2010 гг., показал малую приемлемость чисто нормативных методов подсчета ущерба водным ресурсам. Практически во всех случаях необходимо использование большого объема научной информации, а также хотя бы рекогносцировочных полевых исследований. Действующие нормативы, особенно в области гидрохимии, привязанные локально к месту и времени, часто ведут к необъективным выводам. Выйти на относительную достоверность позволят лишь анализ экологической обстановки в масштабе всей водной системы с учетом изменений на уровнях популяций, сообществ и биоценоза во взаимосвязи с трансформацией абиотических условий.

Создание универсальной методики, которая охватывала бы все случаи причинения вреда водным биоресурсам, обеспечивала адекватно оценку экологических и экономических потерь и способы их компенсации на условиях сохранения доминантных природных комплексов при устойчивом развитии современной цивилизации, очевидно, на данном этапе нереально. Возможно, нет и быть не может универсального и простого алгоритма оценки ущерба водным биоресурсам, и каждый случай требует индивидуального подхода с учетом многих факторов – экологических, экономических и социальных.

Общим фактором становления и развития социально-экономического комплекса страны, так или иначе, является привязанность к водным системам. В конечном счете в хозяйственную сферу вовлекаются все природные ресурсы водных бассейнов. Достаточная обособленность водных бассейнов, с одной стороны, и глубокая взаимозависимость элементов бассейна (в их числе биоресурсы), с другой – обуславливают необходимость вести расчеты последствий антропогенного воздействия (водосбор, сброс сточных вод, создание гидроузлов и водохранилищ и т.д.), составлять прогнозы и осуществлять планирование не в точке (как это заложено в большинстве методик), а с учетом последствий для бассейна всей совокупности воздействий. Вместе с тем исходные данные о состоянии природных объектов

гидросферы по-прежнему отличаются неточностью и неполным объемом, а иногда – относятся лишь к качественным показателям. Характерная особенность – наличие третьей ординаты (глубины) в условиях водной среды, что определяет существенные различия по вертикали в реакции абиотических компонент экосистемы на внешнее воздействие, а также в характере и интенсивности одних и тех же внешних импульсов. Существенная скрытность внутриводоемных процессов приумножает неадекватность оценки экологических последствий.

Природоохранная политика длительное время акцентировалась на факторе загрязнения, игнорируя множество других видов антропогенного воздействия. Само понятие «загрязнение окружающей среды» получило чрезмерное толкование, включив разновидности не только химического, но и физического воздействия (радиация, шумы, микроволновые и магнитные поля, тепло и т.д.), вплоть до «биологического загрязнения».

Большинство бытующих методических документов предназначено для определения ущерба (убытков) от загрязнения преимущественно химическими агентами. В качестве нормативного базиса была разработана и официально утверждена система контроля с помощью ПДК. Сыграв положительную роль на начальном этапе мониторинга природных сред, к настоящему времени система изжила себя экологически и стала определенным дезинформатором при оценке состояния водных экосистем и расчетах причиняемого вреда биоресурсам. Установленные общегосударственные ПДК не отражают всего многообразия устойчивости к антропогенной нагрузке водных экосистем, расположенных в различных природно-климатических зонах и биогеохимических провинциях страны (Волков и др., 1996; Заличева, 1996; Лесников, 1998; Александровская, Розенталь, 2011 и др.). Игнорирование этого положения способствовало дальнейшему ухудшению экологического состояния водных объектов и значимому снижению их биопродуктивности. Перед наукой встал вопрос разработки региональных ПДК, учитывающих зональные и а зональные факторы резистентности. Как следствие – перечень обязательных ПДК должен расширяться до бесконечности, увеличивая затраты на их разработку и мониторинг окружающей среды.

Сложилась парадоксальная ситуация: при существовании тысяч вредных веществ с установленными нормативами, большая часть которых практически не контролируется из-за обилия, инструментально-технических трудностей и экономической обремененности, известна группа веществ (всего около 30), которые являются причиной патологий, несмотря на действующую систему контроля за их содержанием в природной среде.

По результатам исследований зональных и а зональных особенностей устойчивости пресноводных экосистем к антропогенной токсикологической нагрузке, выполненных в лаборатории экологической токсикологии и биомониторинга СевНИИРХ в 1980-1990-е годы, было предложено в системе рыбохозяйственных ПДК выделить в специальную группу вещества природного происхождения. Их регламентирование следует вести с обязательным учетом нормы реакции представительных гидробионтов и зональных особенностей токсикорезистентности водных экосистем (Заличева, 1996).

Вопрос о несовершенстве системы ПДК-ПДС-ПДВ справедливо ставил академик В.А.Коптюг (1988). В последующее время некорректность нормирования и контроля на основе ПДК обосновали не только гигиенисты, химики и гидробиологи, но даже токсикологи – авторы системы (Грушко, 1982, 1987; Башкин, 1989;

Безель и др., 1992; Фридман, 1992; Волков и др., 1996; Лесников, 1998; Тулупов, 2000; Гусева и др., 2001; Пономарева, 2003 и др.).

Нормативы ПДК относительно приемлемы в качестве базовых в сфере технологического управления качеством сбросных (сточных) вод и выбросов в атмосферу, но они «не работают» в условиях естественных экосистем, где комплексуются, трансформируются и перемещаются тысячи природных и техногенных веществ и нет места существованию рафинированных элементов, для которых установлены ПДК. Зональные, ландшафтные, геохимические и множество других особенностей функционирования экосистем невозможно нормировать с помощью гипертрофированной системы ПДК. Очевидно, просто необходим полный запрет на сброс или выброс в окружающую среду наиболее опасных веществ-ксенобиотиков (например, по списку ЮНЕП 1995 г., но дополненному). Более того, в условиях действия гигиенических нормативов Минздрава РФ в области охраны здоровья и охраны окружающей среды применение «рыбохозяйственных» ПДК – по определению юридически неправомерно.

Практически не найден переход от нормативного представления о действии контролируемого вещества к оценке размера экологических последствий в реальной обстановке. Вопрос установления природоохранных норм качества природных вод остается открытым.

Из негативных сторон системы ПДК следует отметить еще экономическую. В настоящее время на рынке в заметных количествах оборачивается до 200 тыс. синтезированных веществ, в большинстве которые являются ксенобиотиками. Наличие ПДК в соответствии с законодательством необходимо на каждое потенциально опасное вещество. Перечень только рыбохозяйственных ПДК достиг 1.5 тыс. наименований, эклектичных по многим параметрам (ионы, смеси, пасты, взвеси, сложные соединения и тому подобные разновидности и формы). Разработка новых ПДК в неупорядоченной системе нормирования и неадекватных в реальной ситуации – задача архидорогая и тупиковая. Прописанные Водным кодексом РФ (2010) запреты на сбросы и захоронения опасных для здоровья и других организмов веществ и взвесей в соответствии с установленными нормативами ПДК для огромного их числа практически неосуществимы и являются чистой декларацией.

На основе комплексных натурных работ по оценке степени техногенного воздействия крупных хозяйственных объектов Европейского Севера на водные экосистемы (предприятия ЦБП, ОАО «Апатит», Кольская АЭС, месторождения нефти, газа, нерудных стройматериалов и т.д.) И.В.Волковым и автором был предложен показатель условного экологического водопотребления (УЭВ). Он выражает объем чистой природной воды, необходимый для нейтрализации токсичности характерных видов загрязнения (сточных, ливневых, дренажных и иных вод без детализации их сложного состава) от конкретных источников в зоне их воздействия. Степень порогового разбавления определяется экспериментально по общепринятым в токсикологии методикам. При этом за экологически приемлемый уровень нагрузки принимается величина УЭВ, не превышающая 25% годового притока на загрязняемую акваторию. Этот страховочный коэффициент введен с учетом трех положений:

- исходя из физиологии гидробионтов известно, что адаптация организма возможна при уменьшении лимитирующего ресурса (например, содержания кислорода в воде) не более чем на одну треть оптимальной величины;
- годовая приточность не может быть на 100% израсходована на нейтрализацию загрязнения, так как остаются неучтенными другие факторы антропогенного влияния, в том числе аэрогенные;

- в связи с биотестированием не по полной схеме токсикологического анализа среды экстраполяция расчетной величины УЭВ на натурную экосистему целесообразна с понижающим коэффициентом допустимости безопасного уровня воздействия.

При биотестировании натуральных вод необходимо иметь в виду, что аккумуляция большинства токсикантов донными отложениями и гидробионтами до $1 \cdot 10^6$ превышает их содержание в воде, то есть концентрация вещества в воде не отражает токсикологической нагрузки на водную экосистему, а может дать лишь первичную информацию к установлению силы антропогенного воздействия (Лукияненко, 1983; Брагинский, 1985; Ласкорин, Лукияненко, 1992 и др.).

Система маркерных показателей оценки состояния водных объектов при малой антропогенной нагрузке взамен системы ПДК обоснованно предложена Т.В.Гусевой с сотрудниками (2001). К показателям, которые наиболее устойчиво характеризуют состояние водной массы, отнесены электропроводность, цветность, жесткость, содержание гидрокарбонатов и хлорофилла «а».

Экологические нормы не должны быть абсолютно жесткими, поскольку задача нормирования, по сути, сводится к поиску компромисса между требованиями держаться подальше от границы устойчивости экологической системы и получением максимально возможной продукции с учетом технологических особенностей того или иного вида хозяйственной деятельности. При этом, по мнению многих авторов (Семенов, Дубинина, 1991; Безель и др., 1992; Кондратьев и др., 1996; Моисеенко, 1997; Объедков, 2000; Булгаков, 2002 и др.), экологическое нормирование необходимо ориентировать не на степень и качество видов воздействия на природные комплексы, а на реакцию биологических систем.

Современный уровень экологических знаний свидетельствует, что самый значительный вред наносит уничтожение или ослабление природных экосистем, а не фактор загрязнения и аномалии климата. В данном контексте, по крайней мере для зоны Севера, богатой водными ресурсами, экологический ущерб от объектов энергетики может превышать потери от других видов антропогенного пресса. Энергетики, уповая на высокую экономическую эффективность и крайне важную роль своей отрасли в жизни всего населения, откровенно замалчивают наличие серьезных техногенных факторов негативного воздействия на водные экосистемы: аномалии гидрологического режима, препятствия миграциям и воспроизводству водных организмов, прямая гибель гидробионтов на сооружениях электростанций и в водохранилищах, электромагнитные поля (особенно трехфазные), имеющие катастрофические последствия для всего живого, но практически не нормируемые. На энергетику завязаны промышленные центры и поселения с инфраструктурой, которые усиливают антропогенный пресс на водные экосистемы. По классификации Всемирного банка плотины и водохранилища отнесены к категории А, т.е. к объектам с чрезвычайно высокой степенью воздействия на окружающую среду с серьезными экологическими последствиями, включая наведенные изменения климата, сейсмичности и аварии.

Техногенно-природные экосистемы водохранилищ отличаются значительным динамизмом абиотических условий и, как следствие, разбалансированы, качественно и количественно перестраиваются местные гидробиоценозы, резко возрастают межгодовые колебания биомассы рыбной части сообщества (Васильев, Хрисанов, 1984; Лукияненко, 1989; Романенко и др., 1990; Авакян, Ковалевский, 1992; Кудерский, 1992; Авакян, Подольский, 2002). Особенно значительны изменения в условиях озерно-речных систем Карело-Кольского региона, которые претерпели масштабную трансформацию в интересах энергетики, лесосплава, мелиорации, судоходства и для других целей.

Известный ученый гидролог-гидротехник С.В.Григорьев еще в 1940-1950-е годы считал главным фактором изменения природы вод использование рек и озер в энергетических целях, сравнивая процесс массового гидростроительства по последствиям с новой геологической эпохой.

Долинно-речные водохранилища региона имеют скромные регулирующие возможности из-за слабоврезанных русел, а водохранилища на базе озер могут вести многолетнее регулирование стока, трансформируют морфометрию и водный режим собственно водоема и вытекающей из него реки во всех их характеристиках как по внутригодовому распределению, так и по смежным годам. Новая техногенно-природная водная система в большинстве случаев аномальна к условиям обитания и воспроизводстве гидробионтов и околородной фауны и флоры в масштабе всего водного бассейна, а при переброске стока сказывается и на другом водосборе.

Водный кодекс Российской Федерации (новая редакция 2006 г.) содержит наибольший объем законодательных требований именно в части использования водохранилищ и водных объектов для целей производства электроэнергии.

Ущерб, причиняемый рыбным ресурсам ежегодно гидроэнергетикой, трудно восполним специальными мероприятиями, а сформировавшиеся новые водные экосистемы характеризуются неустойчивостью и пониженной биопродуктивностью на 20-30% от исходной в естественном режиме. По данным В.И.Лукияненко (1989), реальные уловы рыбы на водохранилищах европейской части России составляют от 10 до 48% от расчетных проектных. Наша оценка с использованием методики С.П.Китаева (2007) показала, что в зоне Европейского Севера средний уровень рыбопродуктивности водохранилищ, созданных на базе озер, на 24% ниже, чем таковая в естественных озерах. При этом следует помнить об утрате многих популяций проходных рыб и ряда видов других гидробионтов в результате создания каскадов ГЭС на реках Ковда, Кемь, Выг, Воронья, Териберка, Нива.

Во всех случаях оценочных работ следует иметь в виду, что изменения в структуре и биомассе водных биоресурсов вызываются не только антропогенными факторами. Единновременно происходят естественные колебания, обусловленные климато-продукционными глобальными циклами и внутриводоемными природными процессами. В этой связи возможны только приближенные результаты оценки потерь биоресурсов, связанные с определенным техногенным прессом. Необходимо установить норму допустимых отклонений по вариантным расчетам.

К началу 1990-х гг. практика оценки ущербов водным биоресурсам показала несостоятельность стоимостного подхода к проблеме, несмотря на существование нормативно закреплённого механизма компенсации вреда и множество методических разработок (Киселев, Киселева, 1983; Семенов, Дубинина, 1991; Кудерский, 1992; Киселев, 2009 и др.).

Стоимостное выражение вреда, причиняемого водным биоресурсам, да и в целом от негативного вмешательства в природные процессы, оценить невозможно в принципе. Цена, стоимость отражают процессы общественного товарного производства, их влияние ограничено сферой производственных отношений. Стоимостные показатели могут характеризовать только общественные затраты труда, а не свойства природных ресурсов, не качество окружающей среды. Обустройство природных ресурсов (создание производственной базы и необходимой инфраструктуры), конечно, требует затрат труда на их выявление, освоение, реализацию и т.д. При этом, чем беднее ресурсы и сложнее условия их освоения, тем необходимо больше затрат. В экономическом смысле – нелепость.

В естественном состоянии водные биоресурсы представляют собой не только определенное количество полезного для человека продукта или вещества, но главное – они самовоспроизводятся в течение неограниченного времени, являясь элементами сложных экосистем и носителями своеобразных и уникальных генофондов. Поэтому они, как и свойство биопродуктивности водных объектов, имеют самостоятельную ценность, которая не может быть определена в полной мере денежным эквивалентом.

Если в общественном производстве деньги можно «конвертировать» в товар, то, как считает В.К.Киселев (2009), утраченные природные ресурсы в большинстве случаев невозможно восстановить ни за какие деньги. Лишь в случаях, когда имеется проверенная на практике возможность возмещения усилиями человека причиненных природе потерь, можно допустить стоимостные критерии для выбора вариантов хозяйственных решений, связанных с использованием природных ресурсов.

Масштабы хозяйственного пресса на природную среду в наши дни вызвали растущее увеличение ценности природных ресурсов, особенно их универсальных элементов: земли, вод, биоценозов и энергоресурсов. Все новые и новые элементы природы переходят из разряда «бесплатных даров» и «свободных благ» в хозяйственные ценности, во все более важный предмет непосредственного потребления. Результаты перевода величины натуральных потерь водных биоресурсов в денежное выражение довольно часто встречают недоверие со стороны вероятных инвесторов компенсации и сомнения специалистов.

Экс-председатель Комитета Госдумы РФ по охране окружающей среды В.И.Данилов-Данильян (1999) считает, что плата за воздействие на природную среду и компенсация причиненного ущерба – это две различные принципиально компоненты механизма экономического управления охраной окружающей среды и смешивать их не следует. Принцип платёжности отделен от его практической реализации проблемами технического характера: регистрация, измерение объема воздействия, финансово-экономические калькуляции. Эти проблемы для ряда типов воздействий удовлетворительного решения не имеют. Вопрос о компенсации ущерба допускает корректную правовую постановку при выполнении условий:

- наличие хотя бы одного юридического или физического лица, претендующего на возмещение причиненного ему ущерба;
- решение технической проблемы проведения финансовой оценки причиненного ущерба; она требуется не вообще, а применительно к каждому претенденту на возмещение ущерба. Индивидуальный подход необходим исходя из существа задачи, поэтому претензии, связанные с возмещением ущерба, не могут подводиться под некую общую методику (в отличие от платы за воздействие на окружающую среду), а должны рассматриваться судом по каждому иску отдельно.

Принятая на конференции ООН в Рио-де-Жанейро «Повестка дня на 21 век» (1997) изложила концепцию устойчивого развития и в этой связи новую трактовку понятия «природный капитал» как совокупность природных активов, предоставляющих человечеству, наряду с ресурсами природы, и экологические услуги (Цит. по: Титова, 2009). В состав последних включаются: способность экосистем к ассимиляции загрязнений и восстановлению нарушений, регулирование состава атмосферы и водной среды, круговорот питательных веществ, сохранение биоразнообразия и генетического фонда, выработка пищевой продукции, технологическое сырье, рекреационный и культурный досуг.

Стоимость экологических услуг не учитывается в ценах на товары, экономическая оценка их количественно может быть проведена только приблизительно. Одна из первых попыток оценить стоимость различных типов природных экосистем планеты сделана международной группой экспертов в 1997 г. (Costanza et al., 1997). Авторы справедливо полагают, что экономика Земли не может быть полной без услуг экосистем по поддержанию жизни. Согласно выполненным расчетам, общая ценность услуг экосистем нашей планеты достигает 33 трлн долл. США (в ценах середины 1990-х гг.), из них стоимость услуг морских экосистем – 20.95 трлн, наземных – 12.3 трлн, включая водно-болотные угодья – 4.9 трлн долл. Эти астрономические показатели, равновеликие уровню совокупного валового продукта планеты, интерпретируются как задолженность природе, и, естественно, их невозможно компенсировать (Титова, 2009).

В «запасе» прочности экосистем, несмотря на его ограниченность и конечность, сосредоточена бесконечная ценность для человечества.

Сотрудники ФГУП ТИПРО-Центр выполнили оценку потенциальной стоимости экосистемных услуг залива Петра Великого (Японское море). Общая стоимость услуг на единицу площади (га) определилась в 1610 долл. в год, тогда как без учета затрат стоимость промыслового запаса биоресурсов залива составляет всего 3% от расчетной суммы, или около 1450 руб/га (Лукиянова и др., 2010).

Все это заставляет крайне серьезно задуматься о пересмотре методологии оценок вреда, причиняемого антропогенно природным экосистемам, и о том, что использование действующей с 1960-х гг. нормативной базы некорректно.

Следует отметить, что Федеральный закон «Об охране окружающей среды» предусматривает возмещение только причиненного вреда, а не компенсацию предполагаемого будущего ущерба (ст.77-79). В отношении планируемой хозяйственной и иной деятельности при размещении, проектировании, строительстве, эксплуатации, консервации и ликвидации объектов и проведении работ предписано соблюдение установленных требований в области охраны окружающей среды и проведение оценки воздействия на окружающую среду в целях разработки соответствующих мероприятий по охране и восстановлению природной среды, рациональному использованию и воспроизводству природных ресурсов, обеспечению экологической безопасности (глава VI закона). Затраты по данным мероприятиям, по существу, являются компенсационными, но их сумма зависит от качества проектных разработок и объективности решений согласовывающих инстанций.

В настоящее время нарушен перечень директивно установленных территориальных организаций, на которые возложено исключительное право оценки ущерба, причиняемого антропогенно водным биоресурсам. Экспертизу позволительно выполнять многим самостоятельным «предпринимателям», не обладающим необходимыми знаниями и информацией, профессиональными навыками, зачастую действующим в интересах лобби. Такое положение приумножает недоверие к результатам экологических экспертиз, создает дополнительные трудности в хозяйственной деятельности, не способствует оздоровлению экологической ситуации. Новая редакция Водного кодекса РФ (2006 г.) значительно упростила вопросы водопользования и требования к охране водных объектов. Вместе с тем, специализированные рыбохозяйственные институты испытывают дефицит финансирования и, соответственно, времени по ресурсным исследованиям, что сказывается на уровне экологических заключений. Очевидно, в целях получения более надежных доказательств

рыбохозяйственных, иных экологических последствий и ущербов необходимо законодательно регламентировать порядок и процедуру оценки степени воздействия на природные экосистемы и их биоресурсы с возложением и разделением соответствующих полномочий и обязанностей на органы по охране объектов животного мира и среды их обитания, научно-исследовательские и проектные институты по территориально-бассейновому принципу.

В соответствии с современными требованиями процесс экологической оценки должен начинаться на самых ранних стадиях разработки проекта и проходить параллельно с процессом проектирования. Никакая постэкспертиза не может сделать проект или существующий объект экологически безопасным. Самодеятельность посторонних организаций в данной области должна быть запрещена.

Практика экспертных работ с оценкой ущерба водным биоресурсам показала, что использование преимущественно нормативного метода, как правило, не дает объективного результата и вызывает неприятие со стороны инвестора и других заинтересованных субъектов. Почти во всех случаях задача решается на базе научной информации нестандартизированными методами.

Действующая нормативно-методическая база и, как правило, лимит времени не позволяют или сильно ограничивают выполнение специальных исследований и даже изучение обширного фонда научной информации, опыта практиков. Это обуславливает широкое применение экспертных оценок и субъективную интерпретацию ситуации в экосистемах, что в конечном итоге ведет к невысокой достоверности результатов, дублированию работ, бессмысленному расходованию немалых средств.

Современное законодательство предусматривает вариантность разрешения споров и порядка компенсации вреда, причиняемого природной среде и ее биоресурсам: помимо определения размера вреда исходя из фактических затрат на восстановление нарушенного состояния окружающей среды, с учетом понесенных убытков, в том числе упущенной выгоды, в соответствии с проектами, таксами и методиками, а также на основании решения суда или арбитражного суда и добровольного компромисса.

Принимая во внимание определенную декларативность и малоэффективность законодательно-нормативных актов при явной эклектике методологии оценки вреда водным биоресурсам и чрезвычайную сложность получения объективных результатов, очевидна необходимость упрощенного подхода к решению вопросов ответственности за нарушение природоохранного законодательства и компенсации причиненного вреда. Разумеется, такой подход должен действовать временно, до ведения соответствующей подзаконной методической документации, и оправдан на этапе перевода производственной деятельности страны на путь всесторонней интенсификации и модернизации. Это позволило бы не только снять некоторые препятствия развитию промышленного производства, создаваемые под предлогом необходимости детального изучения экосистем, но и приостановить фискально-распределительные функции, которые упрочились в деятельности ряда органов власти, контроля и согласования. Главное – предоставляется возможность серьезной работы по созданию новой методики определения вреда природным биоресурсам на основе современного законодательства и экосистемного подхода, накопленного фонда материалов экологических исследований.

Наиболее существенными стимулами для хозяйственника (юридического или физического лица) к повышению экологической безопасности деятельности на водном объекте или его водосборе остаются экономические санкции, если суммы ущербов

и штрафов будут достаточными, чтобы нарушения правил природопользования стали экономически невыгодными. В условиях широко распространенных нарушений более оправданы штрафные санкции и плата за природопользование.

Временный приоритет таксового метода взыскания за причиненный вред соответствует сложившейся структуре экологических платежей, включающей наряду с затратами по возмещению ущерба на договорной основе платежи за сбросы, выбросы и размещение отходов по установленным ставкам и платежи за право использования ресурсов в виде фиксированной ставки от объема используемых ресурсов.

Стоимостная оценка причиненного вреда и компенсационных мероприятий, в силу фактической неопределенности цены собственно природных объектов и ресурсов, может быть дана только укрупненно, применительно к претенденту на возмещение вреда – по каждому иску в судебном порядке либо по согласованию.

Выполнение углубленных исследований, требующих значительного времени и средств, оправдано в случае сложных проектов с новыми технологиями и факторами воздействия, хотя и здесь можно было бы избежать рутинной работы при использовании ретроспективного банка экспертиз и материалов экологического аудита.

Подводя итог с учетом реалий современной экономики и экологического состояния природной среды, в целях совершенствования методологии оценки вреда, причиняемого антропогенно водным биоресурсам, позволительно сформулировать ряд предложений, разумеется не претендующих на завершение.

Во-первых, очевидно, нереально создать методику, единую для всей территории России, интегральную для всех реципиентов и с максимально упрощенным алгоритмом расчетов, приемлемым для среднего уровня специалистов, работающих в области экологической экспертизы, контроля и надзора за состоянием природных ресурсов. Вместо этого на федеральном уровне должны действовать единые законодательно установленные основные принципы природопользования и ответственности за нарушение соответствующих норм и правил.

Возможные варианты методик (инструкций) по оценке размера антропогенного вреда водным объектам и их биоресурсам желательно адаптировать к эколого-экономическим особенностям в масштабе установленных федеральных округов либо крупных водных бассейнов. Это позволило бы значительно сократить объем исходных данных для процедуры оценки размера вреда, тем самым упростить алгоритмы расчетов.

Принимая во внимание объективность экологической, экономической и социальной значимости негативных последствий антропогенного нарушения природных экосистем, целесообразно разделить методологию оценки вреда на две части. Первая – внеэкономическая – предназначена для определения натурального ущерба природным биоресурсам, вторая – для оценки экономических и социальных последствий в результате утраты биоресурсов и трансформации природной экосистемы применительно к искам конкретных претендентов на компенсацию ущерба в согласованной форме (денежной, реновационной либо иной).

Для каждой категории методик необходимо четко сформулировать понятие «ущерб», определив его составляющие.

Концептуальной основой обоих методических направлений должны стать два подхода:

- 1) экологический аспект воздействия рассматривается исходя из экосистемных представлений в масштабе водного бассейна (площади водосбора);
- 2) допустимый уровень воздействия (критерий, порог) определяется с учетом принципов предосторожности и обманчивого благополучия.

Мы не можем приостановить развитие экономики страны под предлогом необходимости детального изучения экосистем в каждом случае антропогенного воздействия или принимаемого хозяйственного решения. Логично, что главной задачей является обоснованная оценка приемлемости наблюдаемых и удаленных во времени экологических последствий для состояния окружающей среды. Новая редакция методики оценки натурального ущерба биоресурсам должна обозначить допустимую степень антропогенного воздействия, тем самым выделить долю ресурсов, которая способна самовосстанавливаться и не входит в объем компенсации. На современном уровне знаний за допустимую можно принять техногенную нагрузку, в результате которой будут наблюдаться отклонения параметров биоты (выживаемость, плодовитость, численность, продуктивность и т.п.) или среды ее обитания (качество воды, донных отложений, объемы стока, экстремальные характеристики расходов, уровня и т.п.) не более чем 20-25% от нормы или многолетнего показателя, контроля в эксперименте. Безусловной компенсации подлежит невосполнимая (необратимая и долговременная) часть рассчитанного ущерба.

Как подчеркивал Н.Ф.Реймерс (1994), научная экспертиза (в отличие от экспертных оценок) – особая форма деятельности, требующая самостоятельного юридического статуса и профессиональных навыков, а следовательно, обучения и коллективов. Всесторонний анализ воздействия объектов и видов хозяйственной деятельности на природную среду с объективной оценкой экологических последствий требует значительных затрат времени и средств. Выполнение таких работ целесообразно лишь в рамках крупных проектов, схем развития отраслей или промышленных комплексов. Процесс экологического обоснования инвестиций необходим на ранних стадиях разработки проекта с дальнейшим уточнением в ходе реализации.

В заключение надо признать, что провести достаточно точную оценку потерь обычно затруднительно, поэтому выделение средств на сохранение качества окружающей среды и ее биоресурсов приходится устанавливать либо экспертным путем, либо по согласованию, либо в судебном порядке.

Литература

Авакян А.Б. О влиянии техногенных изменений режима вод суши на окружающую среду / А.Б.Авакян, В.С.Ковалевский // Водные ресурсы. 1992. № 2. С. 140-149.

Авакян А.Б. К вопросу о влиянии водохранилищ на животных / А.Б.Авакян, С.А.Подольский // Водные ресурсы. 2002. Т.29, № 2. С. 141-151.

Александровская Л.Н. Оптимизация водно-экологического нормирования / Л.Н.Александровская, О.М.Розенталь // Водные ресурсы. 2011. Т.38, № 1. С. 108-118.

Башкин В.Н. Агрохимическая нагрузка на ландшафты // Природа. 1989. № 2 (882). С. 28-34.

Безель В.С. Экологическое нормирование антропогенных нагрузок. Общие подходы / В.С.Безель и др. // Экология. 1992. № 6. С. 3-12.

Бигон М. Экология особи, популяции и сообщества / М.Бигон, Дж.Харпер, К.Таусенд. М.: Мир, 1989. Т.1. 667 с.; Т.2. 477 с.

Богачев В.Н. Природные ресурсы – составная часть общественного богатства // Оптимизация природопользования. М.: Знание, 1984. С. 26-36.

Большаков В.Н. Новый подход к оценке стоимости биотических компонентов экосистем / В.Н.Большаков и др. // Экология. 1998. № 5. С. 339-348.

Брагинский Л.П. Некоторые аспекты классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиол. журн. 1985. Т.ХХI, № 6. С. 65-74.

Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Успехи современной биологии. 2002. Т.122, № 2. С. 115-135.

Васильев Ю.С. Экологические аспекты гидроэнергетики / Ю.С.Васильев, Н.И.Хрисанов. Л.: Изд-во ЛГУ, 1984. 248 с.

Водный кодекс Российской Федерации: федер. закон: текст с изм. и доп. на 2010 г. М.: Эксмо, 2010. 64 с. (Российское законодательство).

Волков И.В. Есть ли экологический смысл у системы общедеревенных рыбохозяйственных ПДК? / И.В.Волков и др. // Экология. 1996. № 5. С. 350-354.

Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах: утв. Госкомприроды СССР, Минрыбхоз СССР, согласована Минфином СССР 20/18/21 декабря 1989 г. М., 1989. 60 с.

Горшков В.Г. Природная биологическая регуляция окружающей среды / В.Г.Горшков и др. 1994. Т.126, вып.6. С. 17-23.

Горшков В.Г. Физические и биологические основы устойчивости жизни. М.: Наука, 1995. 470 с.

Грушко Я.М. Вредные органические соединения в промышленных сточных водах: справ. Л.: Химия, 1982. 216 с.

Грушко Я.М. Вредные неорганические соединения в промышленных выбросах в атмосферу: справочное издание. Л.: Химия, 1987. 192 с.

Гусева Т.В. Маркерные показатели оценки состояния водных объектов при малой антропогенной нагрузке / Т.В.Гусева и др. // Водные ресурсы. 2001. Т.28, № 4. С. 505-509.

Данилов-Данильян В.И. Экология и здоровье населения. Плата за ресурсы и ущерб // Зеленый мир. 1999. № 10-11. С. 6-7.

Заличева И.Н. Экологические принципы регламентирования антропогенной токсикологической нагрузки на водные экосистемы: автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб., 1996. 26 с.

Инструкция по оценке ущерба водным биологическим ресурсам, причиняемого в результате планируемой хозяйственной и иной деятельности и разработке компенсационных материалов: проект / Госкомрыболовство РФ. М., 2001. 47 с.

Киселев В.К. Экономика воспроизводства рыбных запасов / В.К.Киселев, Р.А.Киселева. М., 1983. 192 с.

Киселев В.К. Этология – экономика – этономия // Рыбное хозяйство. 2009. № 3. С. 18-21.

Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2007. 395 с.

Кондратьев К.Я. Экология – экономика – политика. СПб.: Санкт-Петерб. науч. центр РАН, 1996. 828 с.

Коптюг В.А. Экология: от общественности – к действенной политике // Коммунист. 1988. № 7. С. 24-33.

Кудерский Л.А. Разработка стратегии оптимизации функционирования экосистем зарегулированных рек с целью сохранения и восстановления их биоресурсов. СПб.: ГосНИОРХ, 1992. 142 с.

Ласкорин Б.Н. Стратегия и тактика охраны водоемов от загрязнения / Б.Н.Ласкорин, В.И.Лукьяненко // Вестник РАН. 1992. № 11. С. 45-63.

Лесников Л.А. Региональные проблемы нормирования загрязнения вод // Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России. Ярославль, 1998. С. 21-36.

Лосев К.С. Вода. Л.: Гидрометеониздат, 1989. 272 с.

Лукияненко В.И. Общая ихтиотоксикология. М., 1983. 320 с.

Лукияненко В.И. Влияние гидростроительства на воспроизводство промысловых рыб // Вестник АН СССР. 1989. № 12. С. 50-59.

Лукиянова О.Н. Оценка потенциальной стоимости экосистемных услуг залива Петра Великого (Японское море) / О.Н.Лукиянова и др. // Рыбное хозяйство. 2010. № 6. С. 34-38.

Медведева О. Методы экономической оценки экологического ущерба от уничтожения основных элементов биоты / О.Медведева и др. // Зелёный мир. 1999. № 14. С. 7-11.

Методика подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате сброса в рыбохозяйственные водоемы сточных вод и других отходов: утв. Минрыбхозом СССР 16 августа 1967 г. № 30-1-11 // Рыбоохрана: сб. нормативных актов. М.: Юрид. лит., 1988. С. 548-555.

Методика подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате нарушения правил рыболовства и охраны рыбных запасов: утв. Минрыбхозом СССР и согласована с Минфином СССР 12/15 июля 1974 г. № 30-2-02 // Рыбоохрана: сб. нормативных актов. М., 1988, с. 543-548.

Митяева И.Б. О критериях экономической оценки ущерба, наносимого рыбным запасам внутренних водоемов в результате хозяйственной деятельности // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1982. Вып.189. С. 7-30.

Митяева И.Б. Совершенствование экономических отношений рыбного хозяйства с отраслями-водопользователями в условиях экологических ограничений // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1987. Вып.258. С. 37-48.

Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1997. 261 с.

Об охране окружающей среды: федер. закон. М.: Омега-Л, 2009. 61 с. (Законы Российской Федерации).

Объедков Ю.Л. Методология оценки экологического состояния территорий (подходы и разработки) // Экологическая экспертиза: Обзорная информация. М.: ВИНТИ-ЦЭП, 2000. Вып.6. С. 53-70.

Одум Ю. Экология: в 2 т. М.: Мир, 1986. Т.1. 328 с.; Т.2. 376 с.

Пономарева Л.С. О нормативах ПДК веществ в природных водах и их применении в современных условиях // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2003. № 9-10. С. 126-133.

Реймерс Н.Ф. Природопользование: словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. 637 с.

Реймерс Н.Ф. Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотезы). М.: Россия молодая, 1994. 367 с.

Романенко В.Д. Экологическое воздействие гидротехнического строительства на водные объекты / Романенко В.Д. и др. Киев: Наук. думка, 1990. 254 с.

Северцов А.С. Динамика численности человечества с позиции популяционной экологии животных // Бюл. МОИП, отдел Биология. 1992. Т.97, вып.6. С. 3-17.

Семенов А.Д. Оценка ущерба биоресурсам водных экосистем / А.Д.Семенов, В.Г.Дубинина // Рыбное хозяйство. 1991. № 6. С. 11-14.

Титова Г.Д. Новая концепция защиты морских экосистем от истощения экономическими методами // Рыбное хозяйство. 2009. № 5. С. 17-21.

Тулупов П.Е. На НПП «Химэк» создают унифицированную методику оценки зон негативного влияния предприятия // Зелёный мир. 2000. № 21-22. С. 22-23.

Филенко О.Ф. Значение токсикодинамических закономерностей в экотоксикологии // Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах. М.: Изд-во МГУ, 2002. С. 64.

Фридман И.Л. Методические вопросы определения экономической эффективности НР и новой техники по рыбоводству и сырьевой базе пресноводных водоемов // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1982. Вып.189. С. 115-136.

Фридман И.Л. Определение ущерба рыбным ресурсам от загрязнения озер, рек и водохранилищ // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1992. Вып.298. С. 91-101.

Шилов И.А. Экология. М.: Высш. шк., 1998. 512 с.

Яблоков А.В. Популяционная биология. М.: Высш. шк., 1987. 303 с.

Costanza R. The value of the world's ecosystem services and natural capital / R.Costanza et al. // Nature. 1997. Vol.387. P. 253-260.

Сведения об авторе

Горбачев Станислав Алексеевич,
младший научный сотрудник, Северный НИИ рыбного хозяйства

Gorbachev Stanislav Alekseyevich,
Junior Research Fellow of Northern Fisheries Research Institute

УДК 597.5.574.3

П.М.Терентьев, Н.А.Кашулин

ТРАНСФОРМАЦИИ РЫБНОЙ ЧАСТИ СООБЩЕСТВ ВОДОЕМОВ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ

Аннотация

Оценены современные тенденции изменений рыбной части сообществ водоемов Мурманской области на примерах крупных озерно-речных бассейнов. Наиболее серьезные и стремительные перестройки ихтиоценозов в условиях антропогенного загрязнения и эвтрофирования вод отмечены в центральной части региона, где на смену лососевым и сиговым приходят корюшковые и окуневые рыбы. Аналогичные явления характерны и для других районов области, однако скорости их протекания менее выражены и определяются процессами климатических изменений и природными сукцессиями.

Ключевые слова:

ихтиофауна, структура ихтиоценозов, загрязнение вод, эвтрофирование водоемов, инвазия видов.

P.M.Terentjev, N.A.Kashulin

THE TRANSFORMATION OF FISH COMMUNITIES IN THE WATERBODIES OF THE MURMANSK REGION

Abstract

The current tendencies of changes of the fish communities in the Murmansk Region waterbodies by the example of large lake-river systems are assessed. The most serious and impetuous reconstructions of fish fauna under the intensification of both anthropogenic pollution and eutrophication are registered in the middle part of the region. There is the change of *Salmonidae* and *Coregonidae* fishes by the *Osmeridae* and *Percidae* species. The same phenomena are observed in other parts of the region, characterized by slower rate and determined by the processes of climate changes and natural succession.

Key words:

fish fauna, ichthyocenosis structure, water pollution, water eutrophication, invasion of new species.