СЕКЦИЯ III.
СОВРЕМЕННЫЕ НОРМАТИВНО-ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ И МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЗОН С ОСОБЫМИ УСЛОВИЯМИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ В ОТНОШЕНИИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, ЗАЩИТА НАСЕЛЕНИЯ И ОБЪЕКТОВ ЭКОНОМИКИ ОТ ВРЕДНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ВОД, РАЦИОНАЛЬНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

СОВРЕМЕННАЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКАЯ ОСНОВА РАБОТ ПО УСТАНОВЛЕНИЮ ГРАНИЦ ЗОН ЗАТОПЛЕНИЯ

***Землянов И.В.*, *Фатхи М.О.*, *Жбаков К.К.*,**
Терский П.Н.*, *Горелиц О.В.
Государственный Океанографический Институт им. Н.Н. Зубова, г. Москва
E-mail: ivz@geocentre.ru

Аннотация. Рассматриваются технологические и методические основы установления границ зон затопления водных объектов на примере рек на территории города Москва. Предложен подход к определению границ зон затопления на основе материалов многолетних гидрологических наблюдений, оперативной информации, результатов полевых работ, гидрологических и гидравлических расчетов, а также гидродинами-ческого моделирования. Проведена типизация водных объектов для использования различных подходов к определению наивысших уровней воды заданной обеспеченности. Разработан автоматизированный метод расчета зон затопления для рек со сложной структурой продольного профиля.

Ключевые слова: зоны затопления, водные объекты, уровни воды.

MODERN TECHNOLOGICAL BASIS OF WORK TO DETERMINATE OF THE BOUNDARIES OF FLOODING ZONES

***Zemlyanov I.V.*, *Fatkhy M.O.*, *Zhbakov K.K.*,**
Tersky P.N.*, *Gorelits O.V.
Zubov State Oceanographic institute, Moscow

Abstract. The technological and methodical bases to determine the boundaries for flooding zones of water bodies are considered on the example of Moscow rivers. An approach is proposed for determining the boundaries of flooding zones based on materials of long-term hydrological observations, operational information, fieldwork results, hydrological and hydraulic calculations, and hydrodynamic modelling. The classification of water bodies for using of different approaches to determine the highest water levels has been carried out. An automatic method for calculating zones of flooding for rivers with a complex structure of the longitudinal profile has been developed.

Keywords: flooding zones, water bodies, water levels.

Установление границ зон затопления на сегодняшний день является одной из целевых задач, реализуемых в рамках Постановления Правительства Российской Федерации № 360 от 18.04.2014 г. (далее – ПП). Данная задача охватывает значительную область фундаментальных основ гидрологии, геодезии, картографии и других смежных областей. ПП №360 указывает на необходимость установления границ зон затопления в отношении территорий, прилегающих к водным объектам с различным гидрологическим режимом.

С 2015 г. коллективом ФГБУ «ГОИН» проводятся работы по установлению границ зон затопления для территорий, прилегающих к водным объектам с различным гидрологическим режимом, в том числе для г. Москва, в пределах которого расположены зарегулированные и незарегулированные водотоки различного размера. Работы по установлению границ зон затопления в г. Москва, включая Новую Москву, приурочены в значительной мере к территориям с антропогенной нагрузкой на водотоки и их водосборы. В рамках определения границ зон затопления на территории города выделено 3 типа водных объектов, различающихся по размерам, гидрологическому режиму, условиям формирования максимальных расходов воды и генезису наивысших уровней:

1. Незарегулированные реки с естественным гидрологическим режимом или слабо зарегулированные;

2. Значительно зарегулированные реки урбанизированных территорий;

3. Водохранилища, уровенный режим которых определяется основными расчетными характеристиками водохранилищ и правилами их эксплуатации.

На незарегулированных реках наивысшие расходы и максимальные уровни воды наблюдаются во время половодья. Это обусловлено тем, что:

- русла рек находятся в естественном состоянии;
- на территории водосборов низкая плотность застройки или ее отсутствие;
- существует большое количество лесопарковых зон;
- ГТС практически отсутствуют, или расположены только в нижнем течении;
- отсутствует коллекторная сеть.

На значительно зарегулированных реках урбанизированных территорий наивысшие расходы и максимальные уровни воды наблюдаются во время дождевых паводков, поскольку для бассейнов этих рек характерны:

- застроенные и запечатанные водосборы;

- множество русловых коллекторов, водопропускных и гидротехнических сооружений;
- значительно измененные берега и долины рек;
- значительный «быстрый» приток ливневых вод с водоразделов и других водосборов.

В соответствии с ПП № 360, зоны затопления определяются для максимальных уровней воды 1, 3, 5, 10, 25 и 50-% обеспеченности. Также, в соответствии с ПП № 360, устанавливаемые зоны затопления необходимо согласовывать с заинтересованными органами, среди которых МЧС России, Росприроднадзор, Роснедра, Росгидромет. Согласно п. 5 приказа №429 от 10.07.2015 г. о реализации Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды полномочий по согласованию границ зон затопления, ФГБУ «УГМС» Росгидромета проверяют достоверность представленных расчетных обеспеченных значений, определенных, в соответствии со сводом правил «Определение основных расчетных гидрологических характеристик» (СП 33-101-2003). Однако область применения настоящего нормативного документа охватывает не все возможные гидрологические ситуации, для которых необходимо производить расчет зон затопления.

Действующий СП-33-101-2003 не предлагает вариантов решения поставленной задачи, в частности, для территорий, прилегающих к устьевым областям рек, затапливаемых в результате нагонных явлений различной обеспеченности, совместного действия приливных и стоковых факторов, территорий затапливаемых в результате ледовых заторов и зажоров.

Сложности в расчетах уровней заданной обеспеченности могут возникать и для водных объектов, на протяжении которых факторы формирования наивысших уровней генетически неоднородны. Например, на зарегулированных или антропогенно нарушенных участках малых рек осуществление нормативного подхода требует отступления от принятого в нормативных документах порядка выполнения расчетных операций. Разнообразные локальные естественные и антропогенные изменения гидрологического режима не позволяют при выполнении работ в полной мере придерживаться базовых методик для различных регионов.

Следует также отметить, что подготовка предложений по установлению границ зон затопления не заканчивается на этапе выполнения гидрологических расчетов. Достоверное определение расчетных гидрологических характеристик – максимальных уровней заданной обеспеченности – необходимое,

но не достаточное условие успешного выполнения поставленной в ПП № 360 задачи.

Не менее сложным представляется процесс определения собственно границ зон затопления – определения положения уровенной поверхности для исследуемой территории и линий пересечения земной поверхности с расчетной уровенной поверхностью. Используемая для этого технологическая последовательность действий, в значительно меньшей степени, урегулирована нормативными документами, чем гидрологические и гидравлические расчеты, за исключением нескольких, например, СТО ГГИ 52.08.40-2017, Методические рекомендации по определению расчетных гидрологических характеристик при отсутствии данных гидрометрических наблюдений, 2009 г. (п. А-21). В большинстве случаев исполнители полагаются на использование стандартных технических решений и опыта, особенно в случае выполнения массовых расчетов для водных объектов большой протяженности.

Однако опыт, полученный ФГБУ «ГОИН» в результате выполненных работ, показывает, что использование стандартных расчетных процедур, которые традиционно предлагают распространенные программные комплексы обработки пространственной информации, может привести к возникновению серьезных ошибок и артефактов. Поэтому для автоматизации определения границ зон затопления заданной обеспеченности был разработан программный комплекс "Зоны затопления", который основан на комбинации стандартных ГИС-пакетов (ESRI ArcGIS, Global Mapper, QGIS) и расчетных схем, подготовленных с помощью языков программирования C++ и Python. Исходной информацией для автоматизированного определения границ зон затопления является цифровая модель рельефа рассматриваемой территории и отметки водной поверхности на участке работ [1].

Опыт авторов по выполнению работ для установления границ зон затопления на территориях с высокой степенью хозяйственного освоения и изменения естественного режима водных объектов – г. Москва с присоединенными территориями Новой Москвы, а также в устьевых областях рек – устьевая область р. Печора, подтверждает как невозможность «механического» применения действующих нормативных документов, так и, в определенных случаях, недостаточность имеющейся нормативной базы.

Отмеченные сложности в работах по установлению границ зон затопления, а также высокая степень ответственности за представляемые результаты, с нашей точки зрения, предъявляют повышенные требования к исполнителям.

И в этой ситуации не кажется избыточным не только требование о наличии у исполнителей соответствующей квалификации, подтверждаемой лицензиями, но и более жесткий, требовательный подход на этапе согласования полученных результатов в уполномоченных ведомствах.

Список литературы

1. Терский П.Н. Определение границ зон затопления рек города Москвы / П.Н. Терский, М.О. Фатхи, А.С. Цыпленков и др. // Геориск. – 2017. – № 3. – С. 20-29.

© Землянов И.В., Фатхи М.О., Жбаков К.К.,
Терский П.Н., Горелиц О.В., 2018

ТЕХНОЛОГИЯ РАССМОТРЕНИЯ СВЕДЕНИЙ И ФОРМИРОВАНИЕ КАТАЛОГА МАТЕРИАЛОВ ОБ УСТАНОВЛЕННЫХ ГРАНИЦАХ ВОДООХРАННЫХ ЗОН, О БЕРЕГОВЫХ ЛИНИЯХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, О ЗОНАХ ЗАТОПЛЕНИЯ, ПОДТОПЛЕНИЯ В СОСТАВЕ ГОСУДАРСТВЕННОГО ВОДНОГО РЕЕСТРА

Шаткова М.Е.
Российский информационно-аналитический научно-исследовательский водохозяйственный центр, г. Ростов-на-Дону
E-mail: shatkova67@mail.ru

Аннотация: В докладе представлена технология рассмотрения сведений о местоположении береговых линий (границ водных объектов), о границах водоохранных зон и прибрежных защитных полос, зонах затопления, подтопления, предоставленных для внесения в государственный водный реестр.

Ключевые слова: береговые линии, водоохранные зоны, прибрежные защитные полосы, зоны затопления, зоны подтопления, государственный водный реестр, Единый государственный реестр недвижимости.

TECHNOLOGY OF CONSIDERATION OF INFORMATION AND FORMATION OF THE CATALOG OF MATERIALS ABOUT THE ESTABLISHED BORDERS OF WATER-PROTECTION ZONES, ON THE COASTAL LINES OF WATER OBJECTS, ABOUT AREAS OF FISHING, ACCUMULATION IN THE COMPOSITION OF THE STATE WATER REGISTRY

Shatkova M.E.
Russian Information Analytical and Research Water Economy Center, Rostov-on-Don

Abstract. The report presents a technology for examining information on the location of coastlines (boundaries of water bodies), on the boundaries of water protection zones and coastal protection belts, zones of flooding, flooding, provided for entry into the state water register.

Keywords: coastlines, water protection zones, coastal protection belts, flood zones, flood zones, state water register, Unified State Real Estate Register.

Согласно статье 31 Водного кодекса Российской Федерации от 03.06.2006 г. № 74-ФЗ в государственный водный реестр (далее – ГВР) включаются сведения о местоположении береговой линии (границы водного объекта), о водоохранных зонах и прибрежных защитных полосах, зонах затопления, подтопления [1].

Представленные для внесения в ГВР материалы по определению местоположения береговых линий (границ водных объектов), границ водоохранных зон (далее – ВОЗ) и прибрежных защитных полос (далее – ПЗП) водных объектов, зон затопления, подтопления, рассматриваются на соответствие требованиям, определенными постановлениями Правительства Российской Федерации от 10.01.2009 г. №17, от 29.04.2016 г. №377, от 18.04.2014 г. № 360.

Постановление Правительства РФ от 10.01.2009 г. №17 определяет правила установления границ ВОЗ и ПЗП, состав сведений и порядок их предоставления для внесения в ГВР [2]. Для внесения в ГВР сведений о ВОЗ и ПЗП необходимо предоставить следующие сведения:

– текстовое описание границ ВОЗ и ПЗП водного объекта;

– картографические материалы с отображением границ ВОЗ и ПЗП водного объекта (в том числе в виде файлов с использованием схем для формирования документов в формате XML, обеспечивающих считывание и контроль содержащихся в них данных);

– приказ бассейнового водного управления (в отношении морей и водохранилищ, перечень которых утвержден распоряжением Правительства РФ от 31.12.2008 г. № 2054-р [3]) или уполномоченного органа субъекта Российской Федерации в сфере водных отношений об утверждении границ ВОЗ и ПЗП водного объекта, в том числе перечня координат их опорных точек.

Анализ представленных материалов по описанию местоположения береговой линии (границы водного объекта), по установлению границ ВОЗ и ПЗП, определению зон затопления, подтопления начинается с проверки на соответствие проекта сведениям, содержащимся в распорядительном документе (приказе).

Текстовое описание границ водоохранных зон и прибрежных защитных полос водного объекта должно содержать сведения о водном объекте, сведения о параметрах установленных ВОЗ и ПЗП, в том числе письмо Росрыболовства о категории водного объекта.

Указанные сведения текстового описания необходимы для проверки корректности установления размеров ВОЗ и ПЗП в соответствии со ст.65 Водного кодекса РФ и сведениям справочного издания "Ресурсы поверхностных вод СССР. Гидрологическая изученность".

Представленный картографический материал должен отображать границы ВОЗ и ПЗП и соответствовать сведениям, содержащимся в каталогах координат опорных точек указанных границ.

Предоставленные в соответствии с постановлением Правительства РФ от 10.01.2009 г. №17 XML-документы, сформированные по сведениям о ВОЗ и ПЗП, должны соответствовать материалам проекта.

Порядок определения местоположения береговой линии (границы водного объекта), случаи и периодичность ее определения установлены постановлением Правительства РФ от 29.04.2016 г. №377 [4].

Для внесения в ГВР сведений о местоположении береговой линии (границы водного объекта) необходимо предоставлять следующие сведения:

– текстовое описание местоположения береговой линии (границы водного объекта).

– картографические материалы с отображением береговой линии (границы водного объекта).

– приказ бассейнового водного управления (в отношении морей и водохранилищ, перечень которых утвержден распоряжением Правительства РФ от 31.12.2008 г. № 2054-р) или уполномоченного органа субъекта Российской Федерации в сфере водных отношений об утверждении местоположения береговой линии (границы водного объекта), в том числе перечня координат их характерных точек;

– комплект документов для направления для внесения в ЕГРН в соответствии с письмом ФГБУ «ФКП Росреестра» от 27.03.2018 г. №19-03101-ВС/18 в Росводресурсы.

Текстовое описание местоположения береговой линии (границы водного объекта) согласно приказу Минэкономразвития России от 23.03.2016 г. №164 должно содержать сведения о заказчике, об исполнителе работ, сведения о водном объекте, метод и погрешность определения координат характерных точек [5].

Представленный картографический материал должен отображать береговую линию (границу водного объекта) и соответствовать сведениям, содержащимся в каталогах координат характерных точек береговой линии, а также сведениям установленных границ ВОЗ и ПЗП.

В соответствии с письмом ФГБУ «ФКП Росреестра» от 27.03.2018 г. № 19-03101-ВС/18 в Росводресурсы, в связи с отсутствием XML-схемы для формирования XML-документа, для внесения сведений в ЕГРН необходимо подготовить и направить в филиалы ФГБУ «ФКП Росреестра» по субъектам Российской Федерации электронные образы текстового, графического описания местоположения береговой линии (границы водного объекта) в формате PDF и сведения об описании местоположения береговой линии (границы водного объекта) в формате MID/MIF с целью корректного внесения сведений в ЕГРН, заверенные усиленной квалифицированной электронной подписью подготовившего и направившего их органа. Сведения в формате MID/MIF должны соответствовать сведениям проекта, представленного для внесения в ГВР.

Согласно приказу Министерства природных ресурсов России от 29.05.2007 г. № 138 сведения о границах ВОЗ и ПЗП подлежат внесению в государственный водный реестр по форме 2.13-гвр «Водоохранные зоны и прибрежные защитные полосы водных объектов», сведения о местоположении береговой линии (границы водного объекта) – по форме 1.8.1-гвр «Сведения о местоположении береговой линии (границы водного объекта)» [6].

В соответствии со структурой форм государственного водного реестра сведения о ВОЗ, ПЗП и местоположении береговой линии (границы водного объекта) необходимо предоставлять для каждого водного объекта отдельно. Сведения о ВОЗ, ПЗП и местоположении береговой линии (границы водного объекта) бассейнов рек, предоставляемые для внесения в ГВР, должны позволять идентифицировать текстовое, графическое описание и каталоги координат каждого водного объекта, входящего в бассейн.

В соответствии с постановлением Правительства РФ от 18.04.2014 г. №360 [7] и распоряжением Росводресурсов от 01.08.2017 г. № 02-26/4869 с целью наполнения ГВР сведениями о зонах затопления, подтопления необходимо предоставлять следующие материалы:

– копия распорядительного документа об определении зон затопления, подтопления территориального органа Росводресурсов – бассейнового водного управления;

– графическое описание местоположения границ зоны затопления, подтопления (картографический материал или схема), заверенное печатью и подписью уполномоченного должностного лица Федерального агентства водных ресурсов или его территориального органа;

– текстовое описание местоположения границ зоны затопления, подтопления, включающее название водного объекта, к которому прилегает зона затопления и территории, установленные в границах указанной зоны, а также содержащее числовые значения площадей зон затопления, подтопления;

– перечень координат характерных точек границ зон затопления, подтопления;

– согласование с Министерством Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий, Федеральной службой по надзору в сфере природопользования при определении границ зон затопления, подтопления, Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды при определении границ зон затопления, Федеральным агентством по недропользованию при определении границ подтопления предложений органа исполнительной власти субъекта РФ, подготовленных совместно с органами местного самоуправления, об определении границ зон затопления, подтопления (подписи, печати на графическом приложении).

Текстовое описание зон затопления, подтопления должно содержать сведения о наименовании водного объекта, к которому прилегает зона затопления, площади зон затопления, подтопления и их территорий (при наличии). Представленные каталоги координат зоны затопления, подтопления и территорий, установленных в границах указанных зон, должны соответствовать, координатам представленным в распорядительном документе, в карта(планах), в XML-документе, а также картографическому материалу зон затопления, подтопления.

Для внесения в ГВР сведений о зонах затопления, подтопления приказом МПР России от 29.05.2007 г. №138 утверждена форма 2.14-гвр «Зоны с особыми условиями использования территории».

Распоряжением Росводресурсов от 20.02.2018 г. № 02-26/934 даны разъяснения вопросов, возникающих при заполнении формы 2.14-гвр «Зоны с особыми условиями использования территории».

– в графе 1 «Наименование водного объекта (река, озеро, водохранилище, пруд, временный водоток, др.)» приводится наименование водного объекта, к которому прилегает зона затопления;

– в графе 4 «Координаты, ширина, площадь, км2» заполняется площадь зоны затопления, подтопления в квадратных километрах, при этом координаты зон затопления, подтопления представляются в составе документов, определенных постановлением Правительства РФ от 18.04.2014 г. № 360.

В случае соответствия представленных проектов по описанию местоположения береговой линии (границы водного объекта), по установлению границ водоохранных зон и прибрежных защитных полос, определению зон затопления, подтопления требованиям вышеуказанных документов и внесения в ГВР, сведения оформляются в «Каталог материалов об установленных границах водоохранных зон, о береговых линиях водных объектов, о зонах затопления, подтопления» базы данных АИС ГВР.

В заключении хотелось бы напомнить о порядке представления сведений о береговой линии (границе водного объекта), водоохранных зонах и прибрежных защитных полосах для внесения в ГВР и ЕГРН. В соответствии с п.22 постановления Правительства от 31.12.2015 г. № 1532 указанные сведения направляют в ЕГРН только «в случае внесения в государственный водный реестр [8].

Список литературы

1. Водный кодекс Российской Федерации [Электронный ресурс]: Федер. закон РФ от 03.06.2006 г. № 74-ФЗ [Последняя редакция с изменениями и дополнениями от 03.08.2018]. – Консультант Плюс, 1997-2018. – Режим доступа: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_60683/ (дата обращения 28.08.2018).
2. Об утверждении Правил установления на местности границ водоохранных зон и границ прибрежных защитных полос водных объектов [Электронный ресурс]: постановление Правительства РФ от 10.01.2009 г. № 17 [Последняя редакция с изменениями и дополнениями от 29.04.2016]. – Консультант Плюс, 1997-2018. – Режим доступа: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_83795/ (дата обращения 28.08.2018).
3. Об утверждении перечня водоёмов, которые полностью расположены на территориях соответствующих субъектов Российской Федерации и использование водных ресурсов которых осуществляется для обеспечения питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения 2 и более субъектов Российской Федерации [Электронный ресурс]: распоряжение Правительства Российской Федерации от 31 декабря 2008 года № 2054-р [Последняя редакция с изменениями и дополнениями от 02.09.2015]. – Консультант Плюс, 1997-2018. – Режим доступа: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_83659/ (дата обращения 28.08.2018).
4. Об утверждении Правил определения местоположения береговой линии (границы водного объекта), случаев и периодичности ее определения и о внесении изменений в Правила установления на местности границ водоохранных зон и границ прибрежных защитных полос водных объектов [Электронный ресурс]: постановление Правительства РФ от 10.01.2009 N 377. – Консультант Плюс, 1997-2018. – Режим доступа: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_197594/ (дата обращения 28.08.2018).
5. Об утверждении требований к описанию местоположения береговой линии (границы водного объекта [Электронный ресурс]: приказ Минэкономразвития России от 23.03.2016 №164 [Зарегистрировано в Минюсте России 28.04.2016 №41951]. – Консультант Плюс, 1997-2018. – Режим доступа: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_197545/ (дата обращения 28.08.2018).

6. Об утверждении формы государственного водного реестра [Электронный ресурс]: приказ МПР России от 29.05.2007 №138 [Последняя редакция с изменениями и дополнениями от 04.12.2017. Зарегистрировано в Минюсте России 02.07.2007 №9740]. – Консультант Плюс, 1997-2018. –
Режим доступа: http:// http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_69676/ (дата обращения 28.08.2018).
7. Об определении границ зон затопления, подтопления (вместе с Правилами определения границ зон затопления, подтопления) [Электронный ресурс]: постановление Правительства РФ от 18.04.2014 N 360 [Последняя редакция с изменениями и дополнениями от 17.05.2016]. – Консультант Плюс, 1997-2018. – Режим доступа: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_162041/
(дата обращения 28.08.2018).
8. Об утверждении Правил предоставления документов, направляемых или предоставляемых в соответствии с частями 1, 3 - 13, 15 статьи 32 Федерального закона "О государственной регистрации недвижимости" в федеральный орган исполнительной власти (его территориальные органы), уполномоченный Правительством Российской Федерации на осуществление государственного кадастрового учета, государственной регистрации прав, ведение Единого государственного реестра недвижимости и предоставление сведений, содержащихся в Едином государственном реестре недвижимости [Электронный ресурс]: постановление Правительства РФ от 31.12.2015 N 1532 [Последняя редакция с изменениями и дополнениями от 02.08.2018]. – Консультант Плюс, 1997-2018. – Режим доступа: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_192045/ (дата обращения 23.08.2018).

© Шаткова М.Е., 2018

АНАЛИЗ ПРОБЛЕМ ВНЕСЕНИЯ СВЕДЕНИЙ О ВОДООХРАННЫХ ЗОНАХ, ПРИБРЕЖНЫХ ЗАЩИТНЫХ ПОЛОСАХ И БЕРЕГОВЫХ ЛИНИЯХ (ГРАНИЦАХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ) В ЕДИНЫЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ РЕЕСТР НЕДВИЖИМОСТИ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Ансимов А.И.
ООО «Земельные ресурсы» г. Москва
E-mail: zem-resursi@yandex.ru

Аннотация: В статье анализируются основные проблемы, которые сопровождают процесс внесения в ЕГРН сведений о водных объектах, их зонах с особыми условиями использования территории. Приводятся сведения о формах и форматах документов, необходимых для описания водоохранных зон, прибрежных защитных полос и береговых линий (границ водных объектов), даются ссылки на основные нормативно-правовые акты. Задачей статьи является формирование путей решения проблем наполнения ЕГРН сведениями о водных объектах, с целью их комплексного использования и охраны.

Ключевые слова: водоохранная зона, береговая линия, Единый государственный реестр недвижимости (ЕГРН), топографическая карта, XML-документы.

ANALYSIS OF THE PROBLEMS TO INTRODUCE INFORMATION ON THE WATER PROTECTION ZONES, COASTAL PROTECTION STRIPS AND COAST LINES (THE WATER BODIES BORDERS) INTO THE UNIFIED STATE REGISTER OF REAL ESTATE (USRE) AND WAYS OF THEIR SOLUTION

Ansimov A.I.
LLC Land resources»

Abstract: the article analyzes the main problems that accompany the process of introducing the used information about water bodies, their areas with special conditions of the territory use. The information about the forms and formats of documents necessary to describt water protection zones, coastal protective strips and coast lines (boundaries of water bodies) as well as references to the main normative legal acts are given. The task of the article is forming ways to solve the problems of filling the USRE with information on water bodies, for the purpose of their multiple use and protection.

Key words: water protection zone, coastline, Unified state register of real estate (USRE), topographic map, XML-documents.

Комплексное использование и охрана водных объектов Российской Федерации невозможны без учета (регистрации) их водоохранных зон, прибрежных защитных полос и береговых линий (границ водных объектов).

Юридическим закреплением водоохраных зон (ВОЗ) и других зон с особыми условиями использования территории (ЗОУИТ) является внесение сведений о них в Единый государственный реестр недвижимости (ЕГРН). Только после этого на земельные участки и объекты недвижимости, расположенные в границах такой зоны, накладываются ограничения, установленные Водным кодексом. Например, в границах водоохранных зон, запрещается: сброс сточных вод, размещение кладбищ и АЗС, движение и стоянка транспортных средств (по дорогам без твердого покрытия), разведка и добыча полезных ископаемых (полный перечень ограничений – п.15 ст.65 Водного кодекса РФ [1]). В границах прибрежных защитных полос (ПЗП) дополнительно запрещена распашка земель, выпас сельскохозяйственных животных и размещение отвалов размываемых грунтов. Такие ограничения значительно влияют на хозяйственную деятельность человека, на инвестиционный климат отдельных субъектов и страны в целом, а также существенно улучшают экологическое состояние водных объектов.

Процесс внесения сведений в ЕГРН является достаточно сложным и многоэтапным, сопровождается различными проблемами. Рассмотрим основные из них (рис. 1).

Рис. 1. Схема основных проблем внесения сведений в ЕГРН

На этапе сбора исходных данных краеугольным вопросом является **наличие картографической основы**, которая необходима для определения береговой линии (границы водного объекта), для построения ВОЗ и ПЗП, а также для подготовки графического описания местоположения ЗОУИТ (документ, заменивший карту (план) объекта землеустройства, требования к подготовке которой утверждены Постановлением Правительства РФ от 30.07.2009 г. № 621 [2]). В соответствии с действующим законодательством, перестав быть объектами землеустройства, ВОЗ и ПЗП могут определяться только картометрическим методом с использованием топографических карт из Федерального и ведомственных картографо-геодезических фондов. Однако не всегда в фондах имеются карты **нужного масштаба** (1:25000 и крупнее).

Серьезным препятствием является и **их актуальность**: в фондах часто содержатся карты, датированные концом прошлого – началом этого веков; такие материалы нуждаются в серьезном обновлении с помощью космических снимков и ортофотопланов, однако и они также могут быть устаревшими.

Важнейшим показателем водного объекта, необходимым для определения местоположения БЛ является **нормальный подпорный уровень воды (НПУ)**. В соответствии с ГОСТ 19185-73, НПУ – это наивысший проектный подпорный уровень верхнего бьефа, который может поддерживаться в нормальных условиях эксплуатации гидротехнических сооружений [7]. Информация об уровне НПУ, содержащаяся в Государственном водном реестре (ГВР), Правилах использования водных ресурсов (ПИВР) и Правилах технической эксплуатации и безопасности (ПТЭБ) часто имеет **расхождения** друг с другом, а также **может отличаться от реальной отметки**, на уровне которой осуществляется эксплуатация водохранилища.

Вместе с этим, существующие ПИВР и ПТЭБ бывают устаревшими (датируются советским периодом) или до сих пор **не утверждены в установленном порядке**, что также затрудняет их использование в качестве исходных данных.

Серьезным препятствием на пути внесения сведений в ЕГРН являются **форма и формат документов**, которые необходимо подготовить в отношении ЗОУИТ.

XML-схемы, утверждаемые Росреестром, которые необходимы для подготовки XML-документов, регулярно обновляются, однако **поставщики программного обеспечения не всегда успевают своевременно актуализировать версию ПО** и внедрить новые схемы в работу.

В переходный период, когда ЗОУИТ перестали быть объектами землеустройства, уже самим **Росреестром долго не разрабатывалась соответствующая XML-схема,** и в отношении ВОЗ-ПЗП документы готовились «по-старинке», с использованием MapPlan (XML-аналог карты (плана) объекта землеустройства; позднее была создана схема TerritotyToGKN, утвержденная Приказом Росреестра № П/0465 от 15.09.2016 [7]). Данный период сопровождался различными проблемами подготовки документов, так как некоторые филиалы ФГБУ «ФКП Росреестра» требовали в PDF-образах избегать использования словосочетания «объект землеустройства», заменяя его на «ЗОУИТ», другие филиалы, наоборот настаивали на заполнении документа, в соответствии с требованиями законодательства к карте (плану) объекта землеустройства, так как другого **документа (в бумажном виде) просто не существовало**. Он не разработан и по сей день, хотя XML-схема создана и используется. И **разночтения в правильности заполнения печатной формы в зависимости от региона, продолжаются**.

Отдельно следует остановиться на **береговой линии (границе водного объекта). С 2017 г. определение ее местоположения является отдельным видом работ**. Законодательными органами был подготовлен ряд нормативно-правовых актов, в том числе: Постановление Правительства РФ от 29.04.2016 г. № 377 [4], Приказ Минэкономразвития РФ от 23.03.2016 г. № 164 [10]. Данные НПА устанавливают общие правила выполнения работ по определению и/или уточнению местоположения береговой линии (границы водного объекта), в том числе: картометрический метод выполнения работ, требования к исходной картографической основе и точности выполнения работ (СКП определения координат – в зависимости от масштаба карты), подготовку описания местоположения береговой линии в виде электронных XML-документов.

Однако за этим не последовало никаких НПА, детально определяющих требования к подготовке описания береговой линии (по аналогии с существующими Приказами Минэкономразвития в отношении межевых планов земельных участков и технических планов объектов недвижимости [8, 9]).

Отсутствие такого документа существенно затрудняет внесение сведений о береговых линиях в ЕГРН. На практике для подготовки бумажного вида (и электронного скан-образа) за основу принимается форма карты (плана) объекта землеустройства. И снова о себе напоминают противоречия, «справедливые» для ВОЗ-ПЗП, так как береговая линия – это граница водного объекта, она никогда не являлась (и не является) объектом землеустройства. Но только карта (план) является единственным документом, который позволяет соблюсти требования законодательства и воспроизвести в текстовой и графической формах описание местоположения береговой линии в виде каталогов координат характерных точек (СКП и метода определения их координат) и картографической основы.

Вместе с этим, до сих пор не утверждена XML-схема (на сайте Росреестра есть только проект) для подготовки XML-документов, содержащих описание местоположения береговой линии (границы водного объекта), необходимая для внесения сведений в ЕГРН. Таким образом, в соответствии с разъяснениями ФГБУ «Федеральная кадастровая палата Росреестра» (письмо от 07.06.2016г. №11-2303-КЛ [11]), документы необходимо готовить в виде сканированных образов (в формате PDF), содержащих каталог координат характерных точек, с указанием метода и погрешности определения координат.

Однако в письме нет подробных разъяснений и указаний на конкретную форму документа, не описан также порядок самого внесения в ЕГРН – то есть, каким образом орган кадастрового учета (ОКУ) внесет сведения о береговой линии, которые представлены в виде каталога координат, например, из нескольких десятков тысяч точек, в сканированном формате PDF. В результате складывается ситуация, когда документы готовятся, направляются в филиалы ФГБУ «ФКП Росреестра», но сведения в ЕГРН не вносятся, так как у ОКУ отсутствует техническая возможность для их обработки.

На практике, помимо электронных образов, каталоги координат предоставлялись в форматах MID/MIF, CSW. Альтернативным вариантом формирования документов являлась подготовка описаний на основе XML-схем, используемых для ВОЗ-ПЗП, в которых замкнутый контур границы водного объекта (береговой линии) позволял подготовить полноценный XML-документ. В случае, если работы выполняются в отношении части береговой линии или объект расположен в двух субъектах РФ, то, редактируя XML-документ в ручном

режиме, контур можно разомкнуть, удалив «лишнюю часть» границы (которая совпадает с границей субъекта РФ или искусственно созданна в ПО с целью прохождения топологического контроля для формирования самого документа). В результате подготовки документов в различных формах и форматах некоторые филиалы Кадастровой палаты в субъектах РФ такие документы все-таки принимали (даже с присвоением учетных номеров), некоторые – в качестве справочной информации (используя служебные слои Публичной кадастровой карты), другие сообщали о невозможности внести сведения или вовсе игнорировали запросы.

И только в 2018 г. было получено разъяснение от Росреестра (письмо от 27.03.2018 г. №19-03101-ВС/18 [12]), согласно которому до утверждения соответствующей XML-схемы с целью корректного внесения в ЕГРН сведений о береговых линиях, в филиалы ФГБУ «ФКП Росреестра» в субъектах РФ необходимо направлять электронные образцы документов в формате PDF, а также каталоги координат в формате MID/MIF. Данное письмо внесло ясность в переходный порядок внесения сведений в ЕГРН.

Важнейшей проблемой внесения сведений в ЕГРН, по-прежнему, остается **система координат, в которой ведется кадастровый учет на территории расположения водного объекта**. В соответствии с Постановлением Правительства РФ от 31.12.2015г. №1532, перечень координат характерных точек береговой линии должен быть подготовлен в системе координат, установленной для ведения ЕГРН, то есть в местной системе координат [3].

Однако на практике не во всех регионах РФ установлена единая местная система координат (МСК). Достаточно распространенной является ситуация, когда в муниципальных (кадастровых) районах одного субъекта (кадастрового округа) государственный кадастровый учет ведется в различных системах координат, что затрудняет выполнение кадастровых работ, если водный объект имеет значительную протяженность и расположен в нескольких районах – а значит в нескольких системах координат. Это приводит к техническим сложностям, так как объект (ВОЗ, ПЗП, БЛ) приходится «разбивать» на части, готовить отдельные документы, осуществлять пересчет координат из одной системы в другую. Дополнительно необходимо запрашивать в Росреестре ключи перехода, работать в секретной части – все это существенно увеличивает сроки подготовки документов и внесения сведений в ЕГРН. Необходимо также отметить, что не ко всем местным системам координат, принятым для ведения ЕГРН, в Росреестре есть ключи перехода.

Отдельно стоит обратить внимание и на процесс «разбивки» объекта на части из-за различных систем координат. Как правило, разбивка осуществляется по

кадастровому делению и здесь также есть ряд сложностей: границы кадастрового деления имеют низкую точность, так как были определены по топографическим картам мелкого масштаба и часто не совпадают друг с другом и/или с границами административно-территориальных образований. Такие ситуации приводят к:

- некорректной разбивке объекта, например, береговая линия (и незначительная часть ВОЗ) лежит в одной системе координат, а основная часть водоохраной зоны находится в другой системе координат,

- появлению «чересполосицы» или «щелей», когда часть объекта «выпадает» из обоих систем координат или присутствует в них одновременно (территории, кадастровый учет которых фактически осуществляется в двух СК),

- отсутствию некоторых муниципальных и субъектовых границ в ЕГРН, что вообще не позволяет осуществить правильную разбивку объекта по системам координат (в настоящее время Росреестром созданы рабочие группы с представителями регионов для установления таких границ [13]).

Указанные сложности существенно повышают риск того, что орган кадастрового учета не сможет внести сведения в ЕГРН.

Детально проанализировав проблемы, остановимся на путях их решения – тех способах, которые уже используются на практике, и теоретических предложениях, которые необходимы для усовершенствования процесса внесения сведений о ВОЗ, ПЗП и БЛ водных объектов в Единый государственный реестр недвижимости (рис. 2):

Рис. 2. Схема путей решения проблем внесения сведений в ЕГРН

1) В части сложностей с картографической основой проблемы необходимо решать, прежде всего, на государственном уровне. Картографирование территории страны всегда было одним из приоритетных направлений профильных министерств и ведомств, оно крайне необходимо и для комплексного использования и охраны водных объектов. В настоящее время, в целях поддержки выполнения работ по ЗОУИТ также необходимо **обновление цифровых топографических карт и планов**, содержащихся в Федеральном картографо-геодезическом фонде, ведение которого в настоящее время осуществляет ФГБУ «Центр геодезии, картографии и ИПД» [6]. На федеральном уровне **необходимо выполнять аэрофотосъемку (АФС) и космическую съемку населенных пунктов и объектов федерального значения**, в том числе водных объектов.

2) По вопросу разночтений в уровнях НПУ крайне **необходимо упорядочить сведения, содержащиеся в ГВР, актуализировать ПИВР и ПТЭБ**.

3) Для нормализации процесса внесения сведений в ЕГРН о береговых линиях необходимо **разработать и утвердить XML-схему** для формирования XML-документов, в части сведений о БЛ (в настоящее время в разработке находится XML-схема Interact_entry_boundaries_v01 [14]).

Вместе с этим, необходимо **разработать печатную форму документа**, содержащего описание местоположения БЛ. Аналогичный документ до сих пор не утвержден и в отношении ВОЗ-ПЗП.

На переходные периоды необходимы четкие регламенты, действующие на территории всех субъектов РФ: формы и форматы документов, на основании которых осуществляется внесение сведений до утверждения XML-схем, например, MID/MIF.

4) Для усовершенствования внесения сведений в ЕГРН о ЗОУИТ крайне **необходимо установление единой местной системы координат** (МСК) для каждого субъекта РФ**, приведение в порядок и соответствие друг другу кадастрового и административного делений территорий страны**.

5) Анализируя общий порядок выполнения работ, важно отметить необходимость увеличения информационного взаимодействия между всеми участниками процесса наполнения ЕГРН сведениями о ВОЗ, ПЗП и БЛ: кадастровыми инженерами и землеустроительными организациями, территориальными органами и подведомственными организациями Росводресурсов, Росреестром и филиалами ФГБУ «ФКП Росреестра», Минприроды и Минэкономразвития (рис. 3).

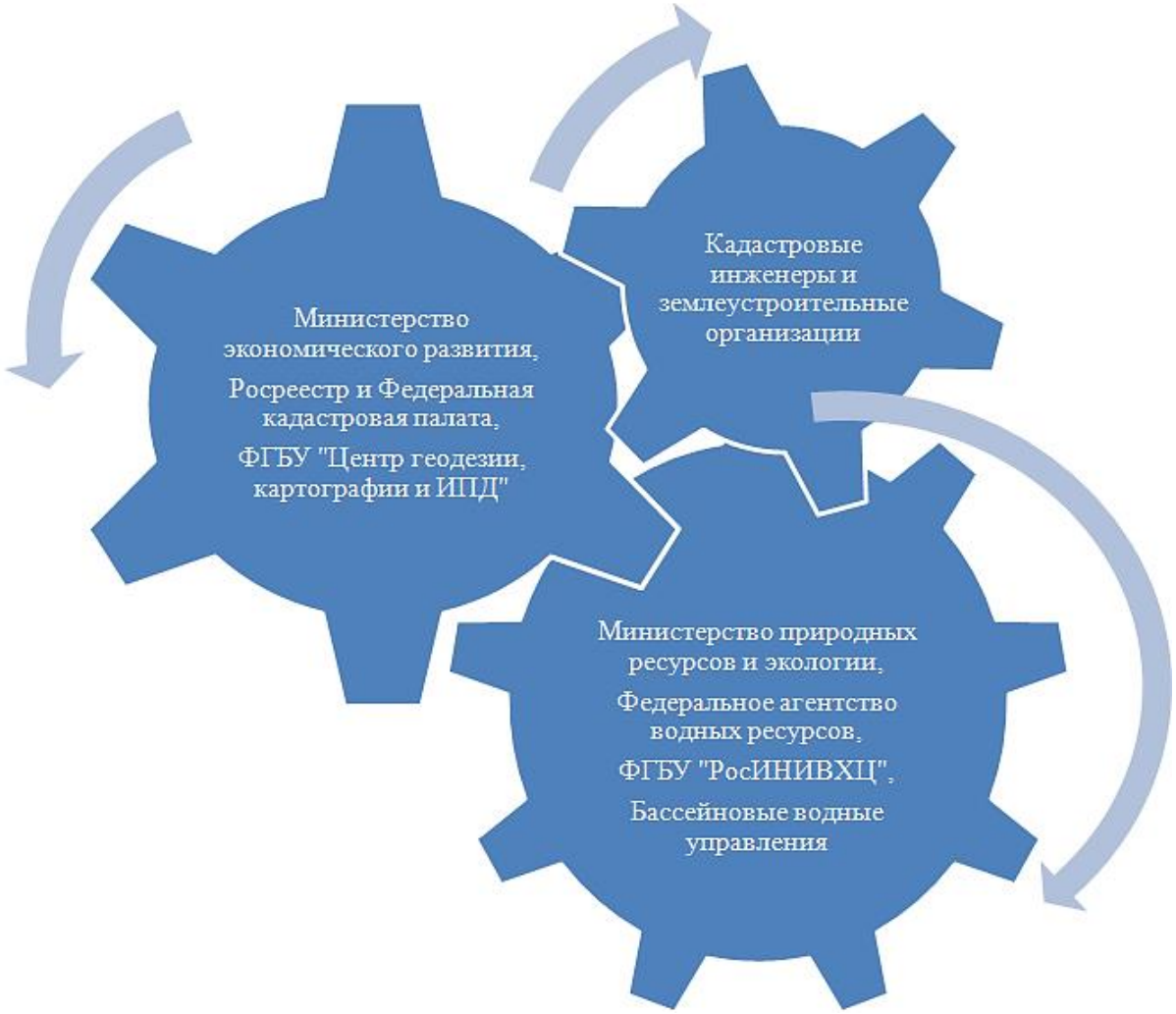


Рис. 3. Основные участники информационного взаимодействия

Подводя итог вышесказанному, необходимо отметить, что внесение сведений о водоохранных зонах, прибрежных защитных полосах и береговых линиях (границах водных объектов) в Единый государственный реестр недвижимости является государственно важным процессом как с точки зрения недвижимости, так и с точки зрения сохранения водных богатств нашей страны.

Список литературы

1. Водный кодекс Российской Федерации от 03.06.2006 N 74-ФЗ.
2. Постановление Правительства РФ от 30.07.2009 №621 "Об утверждении формы карты (плана) объекта землеустройства и требований к ее составлению".
3. ГОСТ 19185-73 «Гидротехника. Основные понятия, термины и определения».
4. Приказ Росреестра № П/0465 от 15.09.2016 «О внесении изменений в приказ Росреестра от 01.08.2014 №П/369 "О реализации информационного взаимодействия при ведении государственного кадастра недвижимости в электронном виде».
5. Постановление Правительства РФ от 29.04.2016 г. № 377 «Об утверждении Правил определения местоположения береговой линии (границы водного объекта), случаев и периодичности ее определения и о внесении изменений в Правила установления на

местности границ водоохранных зон и границ прибрежных защитных полос водных объектов».
6. Приказ Минэкономразвития РФ от 23.03.2016 г. № 164 «Об утверждении требований к описанию местоположения береговой линии (границы водного объекта)».
7. Приказ Минэкономразвития РФ от 08.12. 2015 г. № 921 «Об утверждении формы и состава сведений межевого плана, требований к его подготовке».
8. Приказ Минэкономразвития РФ от 18.12..2015 г. № 953 «Об утверждении формы технического плана и требований к его подготовке, состава содержащихся в нем сведений, а также формы декларации об объекте недвижимости, требований к ее подготовке, состава содержащихся в ней сведений».
9. Письмо ФГБУ «Федеральная кадастровая палата Росреестра» от 07.06.2016г. №11-2303-КЛ «О направлении информации».
10. Письмо Заместителя руководителя Росреестра от 27.03.2018г. №19-03101-ВС/18 «О внесении сведений о береговых линиях в ЕГРН».
11. Постановление Правительства РФ от 31.12.2015г. №1532 «Об утверждении Правил предоставления документов, направляемых или предоставляемых в соответствии с частями 1, 3 - 13, 15 статьи 32 Федерального закона "О государственной регистрации недвижимости" в федеральный орган исполнительной власти (его территориальные органы), уполномоченный Правительством РФ на осуществление государственного кадастрового учета, государственной регистрации прав, ведение ЕГРН и предоставление сведений, содержащихся в ЕГРН».
12. Официальный сайт Росреестра https://rosreestr.ru/site/press/news/rosreestr-sozdal-rabochie-gruppy-dlya-ustanovleniya-granits-regionov/
13. Приказ Росреестра от 07.08. 2014 г. № П/370 "Об утверждении устава ФГБУ "Федеральный научно-технический центр геодезии, картографии и инфраструктуры пространственных данных".
14. Официальный сайт Росреестра https://rosreestr.ru/upload/Doc/10-upr/Описание_структуры_interact_entry_boundaries_v1.01.pdf.

© Ансимов А.И., 2018

ТЕХНИЧЕСКИЕ И ЮРИДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ГРАНИЦ ВОДООХРАННЫХ ЗОН, ПРИБРЕЖНЫХ ЗАЩИТНЫХ ПОЛОС И БЕРЕГОВЫХ ЛИНИЙ (ГРАНИЦ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ) В СООТВЕТСТВИИ С ПОСЛЕДНИМИ ИЗМЕНЕНИЯМИ ЗАКОНОДАТЕЛЬСТВА; АНАЛИЗ ПРОБЛЕМ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Потлов М.Е.
ООО «Земельные ресурсы», г. Москва
E-mail: zem-resursi@yandex.ru

Аннотация: Береговая линия – это граница, отделяющая поверхность водного объекта от поверхности суши. Водным кодексом Российской Федерации установлены особенности определения береговой линии у различных водных объектов. Например, для реки, ручья, канала, озера, обводненного карьера, береговая линия определяется по среднемноголетнему уровню вод в период, когда они не покрыты льдом, для пруда, водохранилища - по нормальному подпорному уровню воды.

Ключевые слова: береговая линия, водоохранная зона, прибрежная защитная полоса, водный объект.

TECHNICAL AND LEGAL ASPECTS TO DEFINE THE BOUNDARIES OF WATER PROTECTION ZONES, COASTAL PROTECTION STRIPS AND COASTLINES (BOUNDARIES OF WATER BODIES) IN ACCORDANCE WITH THE LAST LEGISLATION; CHANGES ANALYSIS OF PROBLEMS AND WAYS OF THEIR SOLUTIONS

Potlov M.E.
LLC "Land resources", Moscow

Abstract: A coastline is the boundary separating a water body surface from the land one. The Water code of the Russian Federation establishes the features of determining the coastline of various water bodies. For example, for a river, a stream, a channel, a lake, a watered quarry, the coastline is determined by the average annual water level during the ice-free period, for a pond, a reservoir - by the normal water retaining level.

Keywords: coastline, water protection zone, coastal protective strip, water body.

Введение

Береговую линию легко увидеть на любых топографических картах и планах, она хорошо видна на аэрокосмических снимках и фотопланах. Однако видимые и хорошо различимые на фотоизображениях границы водных объектов, зачастую, фактически таковыми не являются, поскольку уровень воды в водном объекте не постоянен, и на момент съемки он, как правило, находится за пределами отметки, при которой он соответствует «нормативному» значению, установленному Водным кодексом РФ. Постоянно меняющийся уровень воды в водоемах, а также ряд других причин (о которых будет сказано ниже), усложняет задачу определения местоположения береговой линии.

Определение границ водных объектов непосредственно связано с установлением границ водоохранных зон, прибрежных защитных полос и береговых полос водных объектов, в пределах которых устанавливается особый режим пользования, в целях предотвращения негативных последствий, связанных с загрязнением, засорением, заилением водных объектов и истощением их вод, а также сохранением среды обитания водных биологических ресурсов и других объектов животного и растительного мира.

Рассмотрим **Законодательство в отношении береговых линий.**

На сегодняшний день актуальными нормативно-правовыми актами, принятыми в развитие Водного кодекса Российской Федерации и непосредственно регламентирующими общие правила определения местоположения береговой линии, являются:

- Постановление правительства Российской Федерации от 29 апреля 2016 г. № 377 “Об утверждении Правил определения местоположения береговой линии (границы водного объекта), случаев и периодичности ее определения и о внесении изменений в Правила установления на местности границ водоохранных зон и границ прибрежных защитных полос водных объектов” (Далее Постановление № 377) [2];

- Приказ Министерства экономического развития от 23 марта 2016 г. № 164 «Об утверждении требований к описанию местоположения береговой линии (границы водного объекта) (Далее Приказ № 164) [3];

Постановление № 377 устанавливает правила определения местоположения береговой линии (границы водного объекта), под которыми понимаются: установление и уточнение местоположения береговой линии.

Установление местоположения береговой линии (границы водного объекта), осуществляется не реже одного раза в 25 лет, а также в случаях, если:

- местоположение береговой линии (границы водного объекта) изменилось в результате естественных процессов руслоформирования, воздействий антропогенного характера и стихийных бедствий;

- местоположение береговой линии (границы водного объекта) необходимо для установления границ водоохранной зоны и (или) границ прибрежных защитных полос соответствующего водного объекта.

Установление местоположения береговой линии (границы водного объекта) осуществляется:

- органами государственной власти субъектов Российской Федерации – при реализации переданных полномочий Российской Федерации по осуществлению мер по охране водных объектов или их частей, находящихся в федеральной собственности и расположенных на территориях субъектов Российской Федерации, за исключением водоемов, которые полностью расположены на территориях соответствующих субъектов Российской Федерации, и использование водных ресурсов которых осуществляется для обеспечения питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения 2-х и более субъектов Российской Федерации, в соответствии с перечнем таких водоемов, установленным Правительством Российской Федерации;

- Федеральным агентством водных ресурсов и его территориальными органами – в отношении водоемов, которые полностью расположены на территориях соответствующих субъектов Российской Федерации, использование водных ресурсов которых осуществляется для обеспечения питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения 2-х и более субъектов Российской Федерации и которые входят в перечень водоемов, установленный Правительством Российской Федерации, а также морей или их отдельных частей.

Для установления местоположения береговой линии (границы водного объекта) применяется картометрический способ определения координат береговой линии (границы водного объекта) с использованием актуального картографического материала наиболее крупного масштаба, а также данных дистанционного зондирования Земли, имеющихся в отношении соответствующей территории в федеральном или ведомственных картографо-геодезических фондах.

При установлении местоположения характерных точек береговой линии величина средней квадратической погрешности принимается равной 0.0005 м в масштабе используемого картографического материала. В приведенной ниже табл. 1 даны значения средней квадратической погрешности, в зависимости от масштаба используемого картографического материала

Таблица 1

Значения средней квадратической погрешности

Величина СКП	Величина СКП	Масштаб 1:	СПК положения Точки, не более, м
0,0005	Mt=0.0005*M	100	0,05
0,0005	Mt=0.0005*M	500	0,25
0,0005	Mt=0.0005*M	1000	0,5
0,0005	Mt=0.0005*M	2000	1
0,0005	Mt=0.0005*M	5000	2,5
0,0005	Mt=0.0005*M	10000	5
0,0005	Mt=0.0005*M	25000	12,5
0,0005	Mt=0.0005*M	50000	25
0,0005	Mt=0.0005*M	100000	50

В отличие от установления местоположения береговой линии, его уточнение линии осуществляется любыми заинтересованными лицами, в том числе органами государственной власти и органами местного самоуправления, собственниками, пользователями и владельцами земельных участков.

Уточнение необходимо в случаях распоряжения водным объектом или его частью и в иных случаях при необходимости повышения точности установленного местоположения.

При уточнении местоположения береговой линии ее местоположение определяется с нормативной точностью, установленной для определения коор-

динат характерных точек границ земельных участков, примыкающих к береговой линии, но не ниже, чем точность при установлении береговой линии. В приведенной ниже табл. 2 даны значения точности определения координат характерных точек границ земельных участков, в зависимости от их категории (целевого назначения).

Таблица 2

Точность определения координат характерных точек земельных участков

№ п/п	Категория земель и разрешенное использование земельных участков	СКП, не более, м
1	Земельные участки, отнесенные к землям населенных пунктов	0,10
2	Земельные участки, отнесенные к землям сельскохозяйственного назначения и предоставленные для ведения личного подсобного, дачного хозяйства, огородничества, садоводства, индивидуального гаражного или индивидуального жилищного строительства	0,20
3	Земельные участки, отнесенные к землям сельскохозяйственного назначения, за исключением земельных участков, указанных в пункте 2	2,50
4	Земельные участки, отнесенные к землям промышленности, энергетики, транспорта, связи, радиовещания, телевидения, информатики, землям обеспечения космической деятельности, землям обороны, безопасности и землям иного специального назначения	0,50
5	Земельные участки, отнесенные к землям особо охраняемых территорий и объектов	2,50
6	Земельные участки, отнесенные к землям лесного фонда, землям водного фонда и землям запаса	5,00
7	Земельные участки, не указанные в пунктах 1 - 6	2,50

В результате выполнения работ по определению местоположения береговой линии (границы водного объекта) осуществляется описание ее местоположения с учетом требований, установленных Приказом № 164 [3].

При описании местоположения береговой линии (границы водного объекта) подготавливаются: перечень координат характерных точек береговой линии (границы водного объекта), картографическая основа с нанесенной береговой линией (границей водного объекта), пояснительная записка (паспорт работ по описанию местоположения береговой линии), содержащая, в том числе,

сведения о заказчике работ, использованных исходных данных и методах выполнения работ.

Описание местоположения береговой линии (границы водного объекта) осуществляется в бумажном и электронном виде (в том числе, в виде файлов с использованием схем для формирования документов в формате XML, обеспечивающих считывание и контроль содержащихся в них данных).

Но, к сожалению, до настоящего времени XML-схема, предназначенная для формирования документов по описанию местоположения береговой линии водных объектов Росреестром не утверждена, поэтому в настоящее время вместо XML-схем используются формы документов в виде переработанных Карт (планов) объектов землеустройства в формате PDF и mif/mid файлов.

Касаясь **порядка установления местоположения береговой линии** (границы водного объекта), отметим, что перед началом работ осуществляется запрос и подборка исходного картографического материала, содержащегося в федеральном или ведомственных картографо-геодезических фондах, а также сведений единой электронной картографической основы. В качестве основного картографического материала используются актуальные цифровые топографические карты (ЦТК) наиболее крупного масштаба. Для увеличения точности определения местоположения береговой линии используются крупномасштабные ортофотопланы, современные аэрокосмические снимки высокого разрешения. Материалы аэрокосмических фотосъемок содержат большой объем дополнительных данных (по сравнению с ЦТК, как правило, меньшего масштаба), увеличивающий достоверность, детальность и информативность создаваемых карт.

Помимо картографических материалов, используются также данные о морфометрических характеристиках водного объекта, сведения о границах (включая координаты местоположения подпоров рек), а также календарные графики уровня воды с гидрологических постов.

Одним из этапов работ по определению границ водных объектов является создание картографической основы с нанесенной береговой линией. В целях обеспечения точности и актуальности создаваемой цифровой картографической основы могут быть использованы сведения Государственного кадастра недвижимости, содержащие актуальные данные о земельных участках, объектах недвижимости, территориальных зонах и зонах с особыми условиями использования территорий и прочих объектах землеустройства, в том числе, сведения об объектах недвижимости, граничащих с водными объектами (набережные, молы, причалы и др.).

Основным фактором, при определении местоположения границ водного объекта является рельеф местности. Применяемый на топографических картах способ изображения рельефа горизонталями, различными масштабными и внемасштабными условными знаками, отметками высот и урезов воды позволяет с достаточной точностью установить положение границ водного объекта.

Чем слабее выражен рельеф местности, тем он менее четко отображен и на топографической карте, и тем сложнее процесс установления местоположения границы водного объекта. Особенно сложно сделать это на топографических картах, покрывающих равнинные, преимущественно, низменные территории, часто сильно заболоченные, с незначительными относительными превышениями в рельефе, недостаточно подробно отображаемыми горизонталями принятого на карте сечения. В таких случаях при установлении местоположения границы водного объекта, привлекают дополнительные материалы, прежде всего, карты более крупного масштаба, на которых, как правило, принята меньшая высота сечения рельефа, а следовательно, более подробно изображен рельеф местности. Кроме того, используются аэрофотоматериалы и материалы гидрографических описаний. При проведении границ водного объекта тщательно анализируются все средства изображения рельефа местности: основные, дополнительные и вспомогательные горизонтали, указатели направления течения рек, отметки высот и урезов воды, условные обозначения малых форм рельефа как естественных, так и искусственных, а также другие косвенные признаки, в той или иной степени отражающие неровности поверхности и способствующие более точному определению местоположения границы водного объекта.

Определенные сложности возникают и при определении местоположения границ устьев рек. Под устьем реки подразумевается место ее впадения в другую реку, озеро, водохранилище, море или место, в котором река теряет свою воду вследствие ухода под землю (в карстовых районах), или место полного разбора на водохозяйственные нужды (орошение, водоснабжение и т.п.).

Определение местоположения устьев рек часто бывает затруднено как сложностью и разнообразием их форм, так и изменением местоположения, вследствие обильного выноса рекой твердого материала, прорыва рукавов и образования новых проток при наводнении.

В зависимости от характера процессов, происходящих в устьевой зоне, образуются различные по форме устья рек. По очертаниям в плане, устья рек подразделяются на следующие основные типы:

1) нормальное устье, когда река сохраняет приближенно постоянную ширину до места впадения;

2) воронкообразное затопленное устье (эстуарий или губа), постепенно расширяющееся в сторону моря в виде морского залива;

3) дельта - форма устья реки, характеризующаяся наличием проток, островов, располагающихся веерообразно. По характеру отложений наносов встречаются несколько типов дельт: блокированная, выдвинутая, лопастная, клювообразная, сложная и бухтовая.

При установлении местоположения устьев рек, впадающих в море (озеро), следует учитывать, что дельты и эстуарии относятся к речным образованиям, и их необходимо включать в длину реки.

Сложность и многообразие форм устьев рек позволяет установить общие правила определения местоположения лишь для наиболее выраженных устьев. Часто за устье рек, особенно крупных, судоходных, принимаются чисто условные пункты, отражающие либо исторические традиции, обусловленные судоходством, рыболовством и другими причинами, либо природные особенности водного объекта.

При установлении местоположения устьев рек по топографическим картам следует придерживаться следующих основных правил:

а) в общем случае за устье реки, изображенной на карте двумя линиями и впадающей в другую реку, озеро или море, принимается точка пересечения средней линии впадающей реки с береговой линией принимающих реки, озера, моря;

б) устьем реки, имеющей дельту, считается место впадения главного рукава дельты, изображенного на топографической карте более толстой линией или наибольшей шириной при изображении в две линии, при наличии нескольких одинаковых по водности рукавов основным следует считать тот, который имеет больший уклон, а если уклоны одинаковы или не могут быть установлены, то за основной принимается наиболее короткий из них. У всех многорукавных устьев, имеющих на карте названия рукавов, за устье принимается устье рукава, имеющего название основной реки;

в) при впадении реки двумя рукавами в разные реки, основным из них следует считать более многоводный, а место его впадения принимается за устье;

г) если река перед впадением в море образует озеро (разлив), соединенное с морем короткой протокой, за устье реки следует принимать устье протоки при ее впадении в море;

д) положение устьев рек, впадающих в моря с приливными явлениями, определяется на момент высокого уровня воды. На топографических картах положение устья соответствует этому уровню воды;

е) положение устьев рек, впадающих в озера, определяется на момент межени, как и показано на топографических картах;

ж) положение устьев рек, впадающих в водохранилища, определяется при нормальном подпорном горизонте воды (НПГ), что также соответствует принятым правилам изображения на топографических картах;

з) положение устьев пересыхающих рек или теряющихся в песках, болотах и разливах, при отсутствии уточняющих рекогносцировочных данных, определяется по топографическим картам. За устье этих рек принимается конец обозначающих их на карте сплошных или пунктирных линий;

и) если река полностью разбирается на орошение и оканчивается веером оросительных каналов, ее устьем считается место разветвления на оросительные каналы;

к) за окончание (устье) магистрального оросительного канала принимается место его полного разветвления на распределители, окончания осушительных и соединительных каналов принимаются аналогично устьям рек.

При определении границ водоохранных зон и прибрежных защитных полос водных объектов, следует иметь в виду, что водоохранными зонами являются территории, примыкающие к береговой линии (границам водного объекта) морей, рек, ручьев, каналов, озер, водохранилищ.

В границах водоохранных зон устанавливаются прибрежные защитные полосы, на территориях которых вводятся дополнительные ограничения хозяйственной и иной деятельности.

Установление границ водоохранных зон и прибрежных защитных полос осуществляется картометрическим методом на картографической основе с нанесенной береговой линией. Нанесение границ водоохранных зон и прибрежных защитных полос на карту выполняется с помощью создания буферных зон с заданным радиусом от береговой линии, равным ширине водоохраной зоны или прибрежной защитной полосы. Границы буферной зоны образуются путем расчета и построения эквидистантных линий, равноудаленных в сторону суши относительно множества точек на границе береговой линии (алгоритм, позволяющий создать новый объект на равноудаленном расстоянии от другого). Буферная зона является геометрическим местом точек, удаленных от исходного объекта на расстояние, не превышающее заданное значение – радиус буферной зоны (рис. 1).

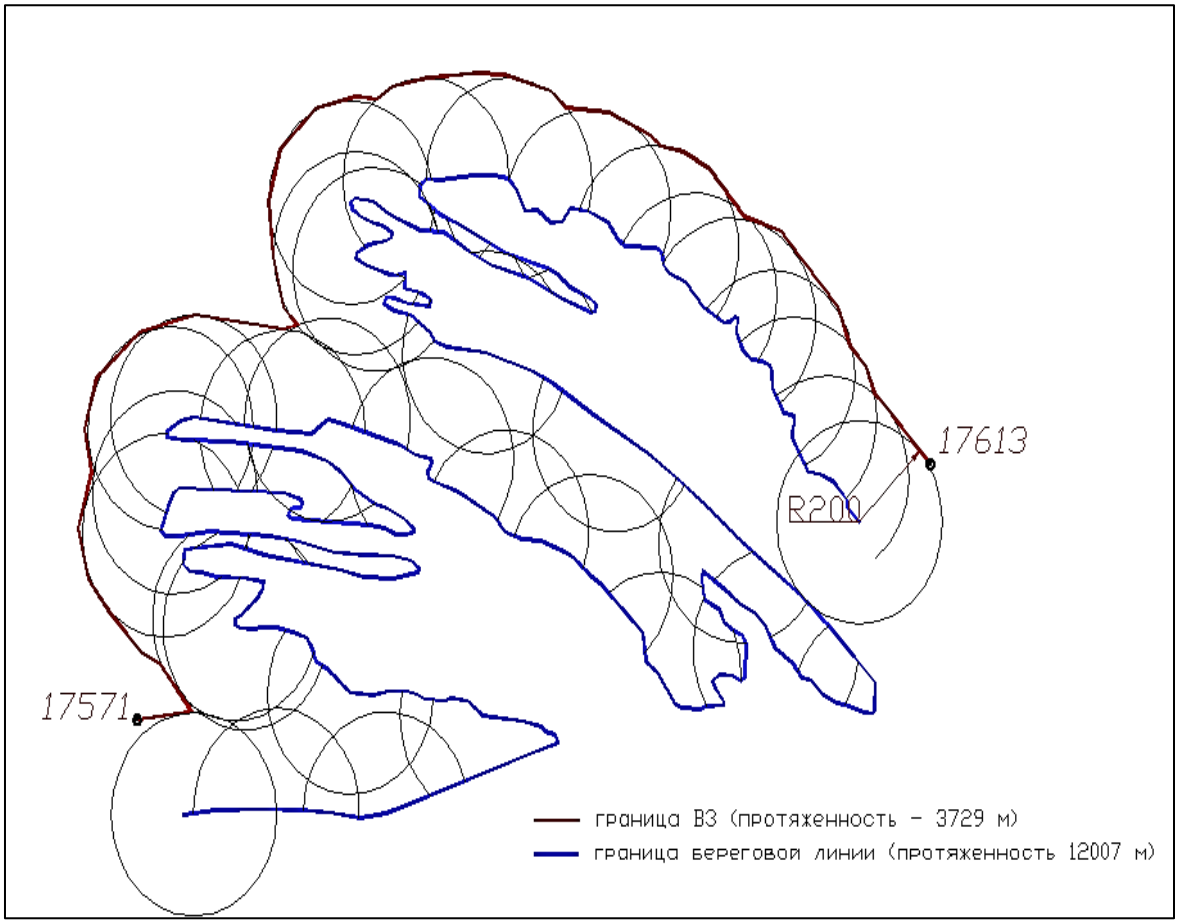


Рис. 1. Буферная зона вокруг объекта

Помимо радиуса буферной зоны, необходимо задать число сегментов для буферной окружности, определяющих степень скругления (гладкость). Чем больше сегментов используется для прорисовки буферной окружности, тем больше уровень гладкости буферов. Вместе с тем, надо помнить, что большая гладкость требует и большего времени на создание буфера. Стандартное значение гладкости – 12 сегментов для полной окружности.

Установление границ водоохранной зоны и прибрежной защитной полосы водного объекта направлено на информирование граждан и юридических лиц о специальном режиме осуществления хозяйственной или иной деятельности.

Установление на местности границ водоохранных зон и границ прибрежных защитных полос водных объектов, в том числе, посредством специальных информационных знаков, осуществляется в порядке, установленном Постановлением Правительства РФ от 10.01.2009 г. № 17 (ред. от 29.04.2016) "Об утверждении Правил установления на местности границ водоохранных зон и границ прибрежных защитных полос водных объектов".

В заключение следует подчеркнуть, что установление местоположения береговых линий, водоохранных зон и прибрежных защитных полос играет важную роль в решении задач, направленных на реализацию Федеральной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах», которая, в свою очередь, предусматривает комплексное решение вопросов, связанных с использованием водных объектов, включая рационализацию использования водных ресурсов при соблюдении интересов всех водопользователей, охраной водных объектов, в том числе, реализацией мер и внедрением механизмов, способствующих улучшению качества сточных вод, а также с предупреждением негативного воздействия вод и обеспечением безопасности гидротехнических сооружений.

Список литературы

1. Водный кодекс Российской Федерации" от 03.06.2006 г. № 74-ФЗ.
2. Постановление правительства Российской Федерации от 29 апреля 2016 г. № 377 “Об утверждении Правил определения местоположения береговой линии (границы водного объекта), случаев и периодичности ее определения и о внесении изменений в Правила установления на местности границ водоохранных зон и границ прибрежных защитных полос водных объектов”.
3. Приказ Министерства экономического развития от 23 марта 2016 г. № 164 «Об утверждении требований к описанию местоположения береговой линии (границы водного объекта.
4. Руководство по определению гидрографических характеристик картометрическим способом (утверждено Госкомгидрометом 6 января 1984 года).
5. Лыгин А.Н. Геоинформационные технологии сбора картографо-геодезической информации: Учеб.-метод.комплекс / А.Н. Лыгин; под ред. проф. И.В. Соловьёва. – М.: МИИГАиК, 2010.
6. Сайт ГИС-Ассоциации, http://gisa.ru/

© Потлов М.Е., 2018

ЧС НА ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ: ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Шишкин В.О.[1], Скачкова С.А.[2]

[1] Кубанский государственный аграрный университет им. И.Т. Трубилина, г. Краснодар;
[2]Российский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева, г. Москва

E-mail: vo2909@yandex.ru

Аннотация. Возникновение чрезвычайных ситуаций на водных объектах обусловлено рядом объективных (природных) и субъективных (антропогенных) факторов. На основе анализа чрезвычайных ситуаций, имевших место на Северном Кавказе, приведена классификация антропогенных факторов, в наибольшей степени влияющих на возникновение чрезвычайных ситуаций и величину ущерба.

Ключевые слова: чрезвычайные ситуации, антропогенные факторы, величина ущерба.

EMERGENCY SITUATIONS ON THE WATER BODIES: THE INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC FACTORS

***Shishkin V.O.*[1], *Skachkova S.A.*[2]**
[1] Kuban State Agrarian University named after I.T Trubilina, Krasnodar;
[2]Russian State Agrarian University –MTAA named after. K.A. Timiryazev, Moscow

Abstract. Emergencies on water bodies arise due to a number of objective (natural) and subjective (anthropogenic) factors. On the basis of an analysis of emergency situations occurring in the Northern Caucasus, classification of man-made factors having the greatest influence on emergencies and the amount of damage is given.

Keywords: emergency situations, anthropogenic factors, amount of damage.

Необходимость обеспечения безопасности населения в условиях чрезвычайных ситуаций (ЧС) следует из его конституционного права на охрану здоровья и благоприятную окружающую среду. Закон «Об охране окружающей природной среды» также предусматривает право каждого гражданина на охрану здоровья от неблагоприятного воздействия окружающей природной среды, вызванного хозяйственной или иной деятельностью, авариями, катастрофами, стихийными бедствиями. В соответствии с Водным Кодексом РФ (ВК РФ), зонами чрезвычайных ситуаций могут объявляться водные объекты и речные бассейны, в которых, в результате техногенных и природных явлений, происходят изменения, представляющие угрозу здоровью или жизни человека, объектам животного и растительного мира, другим объектам окружающей среды. На территориях, подверженных затоплению, размещение новых поселений, кладбищ, скотомогильников и строительство капитальных зданий, строений, сооружений без проведения специальных защитных мероприятий по предотвращению ЧС запрещается.

Возникает правовая, эколого-экономическая и научно-техническая проблемы и формируется новый вид деятельности – защита населения и территорий от ЧС природного и техногенного характера (с экологическими последствиями), направленная на решение этой проблемы. Цель обеспечения безопасности – повышение социальной защищенности человека, стабильности и устойчивости производственно-хозяйственной деятельности России. При этом следует учитывать тот факт, что вероятность возникновения ЧС в перспективе будет усиливаться под влиянием следующих основных факторов [1]:

– изменения отношений собственности в Российской Федерации, когда водохозяйственные объекты оказываются в руках негосударственных предприятий-собственников;

– дальнейшего освоения паводкоопасных территорий, и интенсификации хозяйственной деятельности на них;

– недопустимо высокого износа технологического оборудования;

– повсеместного нарушения технологической дисциплины, вызываемого использованием некондиционного сырья и материалов, а также недостатком квалифицированных кадров;

– недостаточного финансирования строительства, реконструкции и эксплуатации противопаводковых сооружений и оборудования;

– нарушения структуры управления, правил и норм технической эксплуатации, снижения качества регламентных работ.

Ежегодно повторяющиеся ЧС на водных объектах, увеличение ущерба обусловлено рядом объективных и субъективных причин [1, 2].

Причины возникновения ЧС:

1. Природные (объективные):

– метеорологические особенности территории Северного Кавказа;

– гидрологические особенности рек Предгорной зоны Северного Кавказа;

– возможность возникновения ливней большой интенсивности, приводящих к катастрофическим последствиям – паводкам 1–3% обеспеченности;

– величины максимальных расходов 1–3% обеспеченности в десятки раз превышают значения среднемноголетних расходов и в сотни раз расходы 95% обеспеченности.

2. Антропогенные (субъективные):

– прогрессирующее сокращение аккумулирующей способности водосборов;

– урбанизация территорий; застройка, хозяйственное освоение паводкоопасных территорий;

– строительство автомобильной и железнодорожной сетей, инженерных сооружений, гидротехнических сооружений (ГТС);

– аварии на ГТС и гидроузлах при прохождении паводков и половодий в результате недостаточной пропускной способности водосборных сооружений;

– недостаточный объём научно-исследовательских работ, просчеты при определении расчетной обеспеченности параметров и проектировании ГТС.

Оказывать влияние на природные, объективные причины возникновения ЧС общество пока еще не в состоянии. Анализируя антропогенные, субъективные причины возникновения ЧС на водных объектах Предгорной зоны Северного Кавказа [1-5], можно сделать следующие выводы.

1. Возникновению ЧС предшествует возникновение так называемого эффекта «домино», суть которого заключается в следующем. При прохождении водного потока вниз по течению со временем на стесненных участках русла, трубах-переездах, под мостовыми переходами начинают образовываться заторы из карчей и мусора, представляющие собой, по сути дела, своеобразные запруды – плотины. В результате русло разбивается на каскад подпертых уровней – мини водохранилищ. При достижении критического состояния один из заторов не выдерживает напора воды и разрушается, как правило, это происходит на верховом участке. Прорвавшийся поток разрушает нижележащую запруду и так далее, таким образом, возникает эффект «домино», в результате образуется волна прорыва.

Именно по такому сценарию развивались события на р. Адагум 6-7 июля 2012 г. Образовавшиеся завалы держали значительные объемы воды, не пропуская их вниз по течению, и на гидропосту г. Крымск на 23-24 часа 6 июля 2012 г. не наблюдался уровень ОЯ (опасного явления). Именно эта волна прорыва была принята за волну сброса из Неберджаевского водохранилища. Причиной возникновения волны явилось русло, забитое карчом, растительным и бытовым мусором.

2. Грубейшие нарушения правил эксплуатации водохозяйственных объектов, как правило, происходящие на сравнительно небольших водохозяйственных объектах при смене форм собственности, либо их передаче в аренду.

Классическим примером является разрушение плотины Владимирского водохранилища на р. Цемес под г. Новороссийск 8 августа 2002 г. Владимирское водохранилище емкостью 0,7 млн. $м^3$ было передано в аренду для целей рыборазведения. Для исключения попадания рыбы в нижний бьеф арендаторы заглушили донный водовыпуск из водохранилища. В результате подъема уровня воды в водохранилище 8 августа 2002 г., она начала переливаться через гребень плотины. Верховой откос плотины имеет железобетонное крепление, низовой – общепринятое земляное. Дорога по гребню плотины имеет гравийное покрытие. При переливе воды через гребень происходит размыв, разрушение низового откоса плотины. Наступает критический момент, когда железобетонной облицовке верхового откоса не на что опираться. Плотина разрушается, образуется волна прорыва и по руслу р. Цемес устремляется на г. Новороссийск.

Причина – грубейшее нарушение арендаторами правил эксплуатации водохранилища.

3. Линейно протяженные инженерные сооружения – насыпи автомобильных и железных дорог могут выполнять двоякую роль: в одном случае, они выступают в качестве защитных сооружений (дамб) и требуют при необходимости укрепления; в другом – они выступают в роли подпорных сооружений, и в этом случае следует обеспечить сброс воды с затопленных территорий, то есть необходимы устройства проранов в насыпи дорожного полотна.

4. При затоплении территории несущая способность саманных и турлучных жилых и хозяйственных построек достаточно быстро падает, и в случае необходимости вопрос о спасении населения и животных приобретает особую остроту и значимость. Это означает, что население таких домов должно быть эвакуировано в первую очередь.

5. ЧС на водных объектах зачастую инициируют ЧС на других хозяйственных объектах, находящихся в зоне затопления:

– объектах, использующих в технологических процессах опасные вещества, которые, сами по себе, являются источниками возникновения ЧС (могут попасть как в воздушную, так и в водную среду);

– размыв, разрушение скотомогильников может повлечь за собой бактериологическую опасность;

– попадание животноводческих стоков в водные объекты приводит к их органическому загрязнению;

– разрушение и нарушение работы систем жизнеобеспечения: водопроводных и электрических сетей, газопроводов; транспортных систем (мостовых переходов, в первую очередь, автомобильных и железных дорог). Нарушение работы водопроводной и дорожной сетей потребует решения проблемы обеспечения населения водой и продовольствием, а разрушение электрических сетей и газопроводов может привести к более серьезным последствиям.

6. При оповещении населения о возможности ЧС необходимо учитывать менталитет населения. Отмечены факты, что в случаях, когда население действительно предупреждали о реальной возможности возникновения ЧС (июнь 2002 г., бассейн р. Кубань) и необходимости покинуть населенные пункты (не по СМИ, а при наличии транспорта для эвакуации), на это предложение отреагировало лишь 20-40% проживающих. И это было сделано заблаговременно, в светлое время суток. Оставшихся жителей впоследствии пришлось эвакуировать вертолетами. Нежелание эвакуироваться объясняется достаточно просто: население опасается за сохранность своего имущества.

7. Отмечается несогласованность действий служб местного самоуправления, МЧС, МВД и т.д., особенно на начальных этапах возникновения ЧС.

При возникновении ЧС на крупных водных объектах (пример ЧС июнь 2002 г., бассейн р. Кубань) имела место несогласованность действий при управлении водохозяйственной системой р. Кубань: был несанкционированный сброс с вышележащих переполненных водохранилищ. Благо, замыкающим в системе оказалось Краснодарское водохранилище, которое позволило аккумулировать паводковый сток, срезать пик паводка и не допустить возникновения ЧС на Нижней Кубани. В целом, следует отметить ту положительную роль, которую выполнили водохранилища в условиях ЧС. Именно они обеспечили безопасность населения и территорий в период прохождения паводка в бассейне Кубани 18 июня – 2 июля 2002 г. (в том числе Краснодарское, Кубанское, а также каскад водохранилищ на каналах Ставропольского края.). В условиях катастрофической ситуации 6-7 июля 2012 г. выстояло Неберджаевское водохранилище на реке Неберджай, срезав при этом часть пика паводка. Причем отмечено, что по сравнению с крупными водохранилищами гидроузлов комплексного назначения, используемых также для аккумуляции паводковых вод, средние и мелкие защитные сооружения в подавляющем большинстве находятся в предаварийном или аварийном состояниях, что объясняется недостаточным финансированием ремонтно-эксплуатационных работ, а в ряде случаев – тем, что сооружения имеют заведомо недостаточную пропускную способность.

8. Дамбы обвалования водных объектов ЮФО находятся в неудовлетворительном состоянии, в своем большинстве они не в состоянии обеспечить пропуск расходов расчетной обеспеченности. К настоящему времени в значительной степени изношены основные фонды не только мелких ГТС, но и, к сожалению, водохранилищных узлов. Но крупные ГТС – это не дамбы обвалования, это гораздо серьезнее.

От возникновения ЧС на водных объектах никто не застрахован. Спрогнозировать, а тем более предотвратить выпадение трехмясячной нормы осадков за сутки иногда, даже на локальном участке, просто нереально. Вполне понятно, что строить все защитные сооружения в расчете на 0,5-1,0% обеспеченность очень дорого, но не заниматься защитой территорий также нельзя, должна быть «золотая» середина. И, в первую очередь, необходимо соблюдать положения Градостроительного и Водного Кодексов, запрещающих капитальное строительство и хозяйственное освоение паводкоопасных территорий.

Анализ последствий ЧС показывает, что в итоге величина нанесенного ущерба многократно больше капитальных вложений, необходимых для

проведения противопаводковых мероприятий. Так, разработанная долгосрочная краевая целевая программа, направленная на предотвращение негативного воздействия поверхностных вод «Развитие водохозяйственного комплекса Краснодарского края в 2013 - 2020 годах», предполагает объем инвестирования за счет всех источников финансирования в размере 12,7 млрд. руб., тогда как величина ущерба в 2012 г. по Крымску оценивается в 20-30 млрд. руб.

К настоящему времени разработан ряд документов на Федеральном и региональном уровнях: Концепция ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса РФ в 2012 - 2020 годах; Федеральная целевая программа «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012 - 2020 годах»; Долгосрочная краевая целевая программа «Развитие водохозяйственного комплекса Краснодарского края в 2013-2020 годах». Реализация этих программ требует разработки адекватного организационно-экономического обеспечения, что обусловлено высокой капиталоемкостью противопаводковых мероприятий, а также тем, что финансирование осуществляется из бюджетов различных уровней. В основу его разработки должен быть положен системный подход и учет иерархичности системы [6-7]. Организационно-экономический механизм реализации природоохранных инвестиционных проектов представляет собой систему взаимодействия участников проекта, включающую формы и конкретные количественные параметры их взаимоотношений. В общем случае организационно-экономический механизм включает [1]: комплекс противопаводковых мероприятий; научно-исследовательские и проектные проработки; нормативно-правовое обеспечение; систему информационного обеспечения.

Исключительное значение имеют предупредительные мероприятия, включающие систему информационного обеспечения, предполагающую организацию постоянных гидрометеорологических наблюдений для выполнения достоверных прогнозов начала и дальнейшего развития паводковых процессов в режиме реального времени, а также своевременного оповещения населения и региональных противопаводковых комиссий об опасности возникновения чрезвычайных ситуаций для обеспечения возможности принятия оперативных защитных мер. Анализ сложившейся гидрологической ситуации показывает, что июльский 2012 г. в паводок в г. Крымск, по сравнению с предыдущими, был катастрофическим и избежать столь значительных материальных потерь было не только невозможно, но просто нереально, а вот число погибших могло быть гораздо меньшим, при наличии соответствующей системы оповещения.

Обеспечение безопасности эколого-экономической системы обусловлено необходимостью соблюдения одного из основных принципов обеспечения без-

опасности – размещение и развитие материального производства на определенной территории должно осуществляться, в соответствии с ее безопасностью по отношению к ЧС, то есть, проблема обеспечения безопасности населения и территорий должна рассматриваться в единой, целостной системе национальных интересов и целей России, а механизмы ее обеспечения – совместно с механизмами обеспечения рационального природопользования и эффективной охраны окружающей природной среды.

Список литературы

1. Шишкин В.О. Организационно-экономические аспекты реализации природоохранных инвестиционных проектов / В.О. Шишкин, В.Т. Островский // Мелиорация и водное хозяйство. – 2007. – № 6. – С. 11-14.
2. Шишкин В.О. Водохозяйственный комплекс Российской Федерации: проблемы чрезвычайных ситуаций [Текст] / В.О. Шишкин, С.А. Скачкова, В.М. Смоленцев, Е.Н. Клочко // Экономика и предпринимательство. – 2015. – № 12. – С. 245-249.
3. Грищенко Н.С. Предотвращение вредного воздействия половодий и паводков на территории Российской Федерации / Н.С. Грищенко, Г.В. Шевченко, А.А. Марченко // Мелиорация и водное хозяйство. – 2005. – №2. – С. 2-4.
4. Деревягин В.И. Лучше предупреждать, чем ликвидировать последствия / В.И. Деревягин, Е.В. Деревягин // Мелиорация и водное хозяйство. – 2006. – №4. – С. 4-6.
5. Днестрянский И.Н., Лобановский Ю.И. Наводнение в Крымске: причины и механизмы затопления города // http://artofwar. ru.
6. Шишкин В.О. Системный подход к реализации и оценке средозащитных мероприятий по предотвращению негативного воздействия поверхностных вод / В.О. Шишкин, А.С. Небався // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета (Научный журнал КубГАУ) [Электронный ресурс]. – Краснодар: КубГАУ, 2014. – № 3 (097).
7. Шишкин В.О. Иерархическая структура системы обеспечения безопасности населения и территорий при чрезвычайных ситуациях / В.О. Шишкин, С.А. Пичкалев // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета (Научный журнал КубГАУ) [Электронный ресурс]. – Краснодар: КубГАУ, 2014. – № 4 (098).

© Шишкин В.О., Скачкова С.А., 2018

ВЛИЯНИЕ НА СОСТОЯНИЕ НЕВСКОЙ ГУБЫ ФИНСКОГО ЗАЛИВА СОЦИАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ

Кузнецова А.Б.
Невско-Ладожское бассейновое водное управление Федерального агентства водных ресурсов, г. Санкт-Петербург
E-mail:kuznez@nlbvu.spb.ru

Аннотация. В статье описан «Комплекс защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений», который в настоящее время введен в эксплуатацию. Подчеркивается необходимость сохранения естественного гидрологического режима и обеспечения водообмена между Невской губой и акваторией Балтийского моря.

Ключевые слова: защитные сооружения, естественный гидрологический режим, водообмен, акватория, Финский залив, Невская губа.

INFLUENCE OF SOCIAL FACTORS ON NEVA INTEL IN THE GULF OF FINLAND

Kuznetsova A.B.
Neva-Ladoga Basin Water Administration of the Federal Water resources Agency, St. Petersburg

Abstract. The article, "St. Petersburg protective facilities against flood", which has put into operation already. The necessity to maintain the natural hydrological regime and the secure water exchange between the Neva inlet in the Baltic Sea water area is pointed out.

Keywords: protective facilities, natural hydrological regime, water exchange, water area, Gulf of Finland, Neva inlet.

Невская Губа, иначе – «Маркизова лужа» – это северо-восточная часть Финского залива Балтийского моря ограниченная на востоке песчаным баром р. Нева, на западе – линией Лисий Нос – о. Котлин – Ломоносов. Длина Губы 21 км, наибольшая ширина 15 км, площадь водного зеркала 329 км^2, преобладающая глубина 3-5 м. С Финским заливом Губа сообщается через два пролива у о. Котлин, которые называются Северные и Южные ворота.

Около семи суток от дельты до Северных и Южных ворот у острова Котлин перемещаются воды Невы. Незначительная скорость течения в Невской Губе (около 120 м/ч) способствует оседанию на дно находящихся в ней твердых частиц. А их, кроме подхваченных на баре, Нева выносит за год 575 тыс. т. То есть Невская Губа работает как гигантские очистные сооружения на границе реки и моря.

Вторым по значимости процессом в Невской губе является самоочищение ее вод. И здесь, кроме волнообразования и различных местных течений, главную роль играет Нева. Именно она в течение года обновляет более 46 раз воды водоема. А так как невская вода почти не содержит органических примесей и насыщена от 90 до 100% кислородом, ее очистительная способность огромна.

Экологическое состояние Невской Губы в привычном понимании, как правило, характеризуется гидрохимическими показателями воды. По данным Государственного океанографического института им. Зубова, качество морских вод в Невской Губе стабильно и характеризуется следующими показателями:

- соленость колеблется в пределах 0,06-0,09‰;
- средняя концентрация общего фосфора – 9,01мкг/дм^3;
- средняя концентрация азота общего– 692мкг/дм^3;

– концентрация нефтяных углеводородов– 0,005 мг/дм^3.

И в настоящее время качество воды в Невской Губе позволяет обеспечивать питьевой водой г. Кронштадт.

Сегодня из Невской Губы забирается 85 млн м^3 воды в год на питьевые и производственные нужды. Но и отводится в водоем 756 млн м^3 сточных вод. Все хозяйственно-бытовые сточные воды Санкт-Петербурга, в основной массе, отводятся в Невскую Губу.

С начала основания Санкт- Петербурга существовала угроза катастрофических наводнений от нагонной волны из Финского залива, и она препятствовала свободному течению р. Нева. За свой трехсотлетний век город пережил более 300 наводнений.

Наводнения причиняют городу колоссальный ущерб. Глобальное потепление и ряд «антропогенных» факторов, по прогнозам специалистов, приведут к увеличению повторяемости и росту разрушительной силы наводнений. И статистика это подтверждает.

Заметно увеличилась повторяемость наводнений – около 20% всех наводнений из 300-летнего ряда наблюдений приходятся на последние 25 лет, до завершения строительства комплекса защитных сооружений (КЗС). С ноября 2011 по январь 2015 г. в Санкт-Петербурге было предотвращено шесть наводнений с особо опасным уровнем.

Чтобы предотвратить постоянную угрозу нагонных наводнений был построен Комплекс защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений ("дамба"), который в настоящее время введен в эксплуатацию и защищает город от водной стихии. Строительство велось с 1979 по 2011 г. Комплекс защитных сооружений предназначен для защиты акватории Невской Губы и дельты Невы от сгонно-нагонных явлений, при которых фиксировался подъём воды до 4,2 м выше ординара. Полная протяженность защитных сооружений 25,4 км. Комплекс рассчитан на защиту от наводнений высотой до 4,55 м, высота дамб – 6,4 м над средним многолетним уровнем воды, верхняя отметка волноотбойной стенки – 7,5 м.

Одной из главных задач при проектировании КЗС являлось сохранение естественного гидрологического режима и обеспечение беспрепятственного водообмена между Невской Губой и акваторией Балтийского моря. Для решения этой задачи было построено шесть водопропускных сооружений суммарной площадью 1536 м^2 и глубинами 2,5-5 м и два судопропускных сооружения глубиной 16 м и 7 м. Все затворы КЗС постоянно открыты и закрываются

только в период наводнений, их водопропускная способность в 1,5 раза больше, чем расход в устье р. Нева, поэтому срок пребывания поступающей в Невскую Губу воды практически не отличается от естественного и составляет в среднем 5-7 суток, то есть КЗС фактически «прозрачен» для невских вод и прохода рыб.

Сейчас планировочная отметка территории города – 320 см над ординаром, что соответствует высоте наводнения повторяемостью раз в сто лет.

Катастрофическими для города считаются наводнения с подъемом воды более 300 см, которые имели место в каждом столетии, но самым опустошительным было наводнение 1824 г. Тогда вода в Неве поднималась на 410 см. был затоплен почти весь город, погибло много людей, животных, и городу нанесен огромный материальный ущерб. К сожалению, расчеты показывают, что следует ожидать наводнений с подъемом воды и более 5 м.

За последние 15 лет в акватории восточной части Финского залива образовано около 500 га намывных земель. В основном, это портовые комплексы. Кроме того, согласно Генеральному плану города, общая площадь территорий, которые могут быть образованы в Санкт-Петербурге, составляет около 1-1,5 тыс. га. Они будут расположены практически по всей акватории Невской Губы: в Кронштадте, Лисьем Носу, на Крестовском и Васильевском островах.

Намывы в Финском заливе для обеспечения территориями активного жилищного строительства в Санкт-Петербурге сводят на нет пользу от дамбы.

При этом, Невская Губа Финского залива Балтийского моря является аккумулирующей емкостью для вод р. Нева при наводнениях в период закрытия затворов на комплексе защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений. Проблема заключается в том, что при образовании намывных территорий изменяется емкость Невской Губы, приводящая уже в настоящее время к тому, что при нагонной волне и закрытии комплекса защитных сооружений уровень воды поднимается до проектного не за 3 суток, а раньше. Это свидетельствует об уменьшении емкости Невской Губы. При этом, необходимо рассматривать не только ограничение минимальной площади зеркала Невской Губы, но ее объема. Но в настоящее время можно уже говорить об изменении объема при одной и той же площади зеркала Губы, произошедшего, по всей вероятности, в том числе после намыва территории для строительства порта Бронка.

Следующий аспект касается показателя частоты повторяемости стояния высокой воды. Вследствие ограничения створа выхода воды из Губы в Финский залив после подъема уровня в Неве, отток осуществляется медленными темпами. Таким образом, уровень высокой воды сохраняется дольше, что ведет

к подтоплению значительной части территории Санкт-Петербурга, приводят к изменению режимов так называемой погребенной гидрологической сети (засыпанных рек, каналов и болот). Повышение повторяемости стояния высоких вод приводит к тому, что эта сеть начинает «жить своей жизнью».

Для зоны избыточного увлажнения, в которой находится Петербург, это неизбежно приводит к грунтовой подпитке, уменьшению дренирующей способности городских водоемов (увеличению подземной составляющей водного баланса) и постоянному подтоплению территории города, что, в свою очередь, способствует:

- интенсивному распространению капиллярной каймы на зданиях и сооружениях, а также более активному развитию разрушительных грибковых сообществ;

- непосредственной активизации процессов разрушения всех подземных коммуникаций и фундаментов зданий и сооружений в зоне подтопления и последовательного распространения их на все большую территорию города;

- ускорению гибели древесных насаждений и парков в зоне подтопления.

Следовательно, любое новое строительство в акватории Невской Губы, в том числе и образование новых территорий, может привести к уменьшению ее аккумулирующего объема и катастрофическим последствиям в период чрезвычайных ситуаций. Кроме того, для принятия решения по образованию искусственных земельных участков, при рассмотрении проектов намыва территории необходимо рассматривать не только информацию по критерию изменения объема водного объекта, но и всех последующих событий, экологических последствий с расчетами экономического ущерба объектам города.

© Кузнецова А.Б., 2018

РЕГИОНАЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ ВОДОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ПРИМЕРЕ ПРОВЕДЕНИЯ ПРОТИВОПАВОДКОВЫХ МЕРОПРИЯТИЙ

Андросов И.М.
Ленское бассейновое водное управление Росводресурсов, г. Якутск
E-mail: lenabvu@sakha.ru

Аннотация: В статье приведены основные характеристики образования заторо-опасных явлений и эффективные методы противопаводковых мероприятий. Подробно описаны методы и способы проведения противозаторных работ.

Ключевые слова: паводок, затор, противозаторные мероприятия, река Лена.

REGIONAL ASPECTS OF WATER MANAGEMENT ACTIVITY ON THE EXAMPLE OF CONDUCTING FLOOD-CONTROL MEASURES

Androsov I.M.
Lensk Basin Water Administration of Rosvodresursy, Yakutsk

Abstract: The main characteristics of -dangerous phenomena formation and effective measures of flood-control are given in the article. Methods and ways to carry out jam-control works are described in detail.

Keywords: flood, jam, jam-control measures, the Lena river.

Река Лена – одна из крупнейших рек в мире, занимая среди крупнейших рек мира шестое место по длине, и восьмое – по площади водосбора: ее протяженность – 4400 км, площадь водосбора – 2,49 млн. км^2. Среднегодовой расход составляет 17000 м^3/сек, достигая в половодье 200000 м^3/с. В его границах расположены части территорий 7 субъектов Российской Федерации Красноярского и Забайкальского краев, Иркутской, Амурской областей, Республик Бурятия и Саха (Якутия), причем к территории Республики Саха (Якутия) относится около 70 % площади бассейна реки.

Размещение поселений по берегам рек очень неравномерное. Наиболее густо населены верхнее, особенно среднее течения р. Лена, где на 100 км реки приходится, в среднем, от 4 до 10 населенных пунктов соответственно. На р.р. Алдан и Вилюй удельное число поселков составляет, в среднем, около 2 на 100 км. Берега реки Олекма практически не заселены – от 0,5 до 1 поселка на 100 км реки. Общее количество современных населенных пунктов составляет 160, в которых проживает 498,0 тыс. чел. По рекам преобладающее количество населенных пунктов расположено на р. Лена – 66%, на р.р. Алдан и Вилюй – до 27%. Численность населения в населённых пунктах колеблется в широких пределах: от 50-100 чел. до 235 тыс. чел. (г. Якутск). Без учёта г. Якутск, средняя численность населения на 1 населённый пункт составляет 1,6 тыс. чел.

В связи с этим, значительность материального ущерба от наводнений в бассейне р. Лена связана не только с высоким подпорным уровнем воды от заторов льда, но и с расположением многих населенных пунктов на пойменных участках реки и островах. По этой причине частота их затопления паводковыми водами довольно высокая. В настоящее время проблема снижения негативного воздействия вод является наиболее актуальной в Якутии. Здесь надо заметить, что образования заторов льда во время ледохода – это естественный природный процесс и их образования неизбежны, все зависит от того, на каких участках произойдет затор.

Основные проблемы пропуска весеннего половодья

Зона деятельности Ленского бассейнового водного управления – зона с экстремальными климатическими условиями: длительные холодные зимние периоды с низкой температурой воздуха, повсеместным распространением многолетних мерзлых пород, требуют особых подходов в решении водохозяйственных вопросов, таких как, пропуск весеннего половодья, летних дождевых паводков, проведение берегоукрепительных работ, организация водоснабжения населенных пунктов и очистки сточных вод.

Территория Якутии относится к регионам с высокой вероятностью наводнений, угроза которых существует почти для всех населенных пунктов, расположенных на реках республики. Только за последние 20 лет здесь произошли самые крупные наводнения предыдущих лет, и по классификациям МЧС, России относятся к разряду катастрофических, причем с редкой повторяемостью.

Комплекс разных факторов, таких как:

- превышение нормы толщины льда, где она составляет до 2-х м и более, чему способствуют экстремально низкие снегозапасы;

- неготовность ледовой поверхности к вскрытию замедляет прохождение ледохода;

- большой объем ледовой массы, который обуславливается высокими уровнями воды при ледоставе и приводит к затоплению населенных пунктов, расположенных в пойме реки на пониженных и незащищенных участках.

Одной из наиболее острых проблем современной гидрологии является разработка эффективных систем анализа, расчета и прогноза гидрологических режимов водных объектов с целью снижения негативного воздействия вод. В этой связи наиболее важным является изучение причин формирования заторов, создание на этой основе региональных и локальных методов прогноза этих опасных процессов. В том числе, для более точного прогноза необходимо также увеличение сети гидропостов.

Высокие весенние уровни воды на реках бассейна р. Лена, часто превышающие критические отметки, связаны, в основном, с формированием заторов льда. Катастрофические наводнения формируются в результате смешанного тало-дождевого стока и при образовании заторов льда из-за интенсивного развития половодной волны во время дружной весны и одновременного вскрытия главной реки и ее притоков.

Оценка участков заторообразования

Затороопасные участки в бассейне р. Лена различаются по особенностям морфологии долины и русла, гидрологии и геологической среды. Однако им присущи некоторые общие черты. Так, в пределах Якутии, в Ленском бассейне

можно выделить две области особенно частого формирования заторов и высоких подпорных уровней воды:

– Витимо-Олекминскую – участок р. Лена от устья р. Витим до устья р. Олекма.

– Лено-Алданскую – участок от устья р. Буотома до устья р. Вилюй и нижние течения рр.Алдан и Амга.

Данные области характеризуются относительно небольшим количеством осадков (150-300 мм/год), низкими зимними температурами (-40-50С), частыми изменениями направленности речных долин и продольных уклонов русел, развитием рукавов, островов, "разбоев", мелких перекатов и участков интенсивного накопления руслового аллювия и т.п. Суровые климатические условия в данной зоне определяют большую толщину ледяного покрова, а резкие изменения формы русел и глубины рек обуславливают их недостаточную ледопропускную способность в период ледохода

Места формирования заторов, их мощность и протяженность, сроки образования и существования, повторяемость и т.д. зависят от большого числа факторов. Из них можно выделить несколько основных.

1) *Морфологические особенности русла и долины*. Места образования заторов льда зависят от таких морфологических характеристик русла и долины, как изменение продольного уклона, наличие островов и перекатов, изменение ширины русла и долины реки, резкие повороты русла, отсутствие ярко выраженной поймы и др. Характерным в этом отношении является участок р. Лена в районе г. Ленск, где наблюдается весь указанный комплекс морфологических особенностей, способствующих образованию устойчивых заторов. В районе г. Олекминск образование заторов вызывает наличие переката «Верхний Олекминский» и крупного притока – р. Олекма.

2) *Водность и уровень реки в период ледостава*. На большую значимость этого фактора в формировании заторов льда указывают многие исследователи. От высоты уровня воды в реке и величины ее расхода в период начала замерзания зависит общий объем образуемого за зиму речного льда. Следовательно, чем выше уровень воды в реке в предзимний период, тем больше будет объем ледового материала для формирования заторов в период весеннего вскрытия рек.

3) *Толщина льда*. Один из важнейших факторов заторообразования на р. Лена. Оценивая ее изменения за девяностые годы, необходимо отметить следующее. На каждом гидрологическом посту, где проводятся измерения этого параметра, наблюдается значительная межгодовая изменчивость толщины

льда, обусловленная колебаниями метеорологических факторов (температуры зимы, высоты снега). Следует обратить особое внимание на 2001 г. Катастрофическое наводнение в г. Ленск, было предопределено не столько толстым льдом на участке Витим-Ленск (толщина льда была здесь даже чуть ниже нормы), сколько мощным льдом в районе формирования затора у с. Нюя (в 70-80 км ниже Ленска). В то же время в районе г. Якутск высокий уровень воды при весеннем наводнении 2001г. ожидался в связи с наивысшим за последнее десятилетие средним значением толщины льда на р. Лена на участке Олекминск-Якутск.

4) *Водность реки в период ледохода*. Высокая весенняя водность реки обусловливает особый характер вскрытия ее ледового покрова. Весенний подъем уровня воды на реках Якутии, в основном, связан со снеготаянием. Следовательно, чем больше за зиму накопилось запасов воды в снежном покрове, тем выше должен быть весенний подъем уровня воды.

5) *Температура воздуха в период вскрытия рек*. Значительное влияние на ход заторных явлений оказывает резкое понижение температуры воздуха в период вскрытия рек (на Лене, как правило, во второй декаде мая), вызывающее дополнительный подъем уровня воды за счет увеличения смерзаемости льда. Именно этот фактор сыграл решающую роль при формировании катастрофического затора на р. Лена у г. Ленск в 1998 и 2001 гг., а в устье р. Алдан – в 1999 г. Влияние этого фактора изучено недостаточно по причине довольно редкой повторяемости.

6) *Режим вскрытия главной реки и ее притоков*. Основные крупные притоки р. Лена (Олекма, Алдан, Витим) и р. Алдан (Тимптон, Учур, Мая) вскрываются часто раньше основной реки. При этом, лед из притоков выносится в русло основной реки, тем самым создавая предпосылки к образованию мощных заторов. При одновременном ледоходе на притоках и на основной реке, в районе их впадения, образуются большие массы льда, которые река транспортировать не в состоянии.

7) *Техногенная деятельность*. Формированию и росту заторов может способствовать деятельность человека и, прежде всего, сооружение русловых и береговых дамб, ледовых переправ, возведение насыпных и намывных участков на пойменных участках рек. Подобные мероприятия снижают ледопропускную способность русла в период вскрытия рек, поэтому в отдельные годы могут повышать вероятность образования мощных заторов вблизи населенных пунктов.

Необходимо также отметить еще один фактор, влияющий на формирование заторов – это отсутствие регулярных дноуглубительных и русловыправительных работ. До 1998 г. на р. Лена регулярно проводились дноуглубительные и русловыправительные работы для целей судоходства, которые, в определённой мере, улучшали и ледопропускную способность русла. Затем эти работы стали сокращаться, вплоть до полного их прекращения в последние годы, что привело к обмелению перекатов, сужению русла рек и способствовало активизации процессов заторообразования.

Перечисленные факторы, обусловливающие заторообразование на реках Якутии, тесно взаимосвязаны. Именно в годы, когда образование заторов вызывается совпадением нескольких основных факторов, наблюдаются, как правило, катастрофические наводнения на реках Якутии.

Методы и способы проведения противозаторных работ

Для снижения негативного воздействия вод в бассейнах рек во время весеннего ледохода на территории Якутии Росводресурсами проводятся предупредительные противопаводковые мероприятия по предотвращению образования ледовых заторов на реках. Основными видами предупредительных противозаторных мероприятий, согласно «Методическими рекомендациями по предотвращению образования ледовых заторов на реках РФ и борьбе с ними» [1], являются:

- дноуглубительные и русловыправительные работы, включающие спрямление и расширение русел рек в затороопасных местах, углубление мелководных участков;

- радиационно-химические мероприятия, включающие заблаговременное чернение снега и льда темными веществами (шлак, каменный уголь, песок, песчано-гравийная смесь), а также распыление химических реагентов (хлориды кальция, натрия калия, сульфат натрия и др.) на затороопасных участках реки, что ослабляет прочность льда;

- ледокольные и ледорезные работы, предназначенные для ослабления прочности и нарушения целостности ледового покрова реки на затороопасных участках;

- взрывные работы на льду и бомбометания путем закладки зарядов в лед и под лед для разрушения мощных заторов, когда другие способы их разрушения не дают положительных результатов.

На реках Якутии наиболее оптимальным вариантом и наиболее универсальным, с точки зрения эффективности, экономической дешевизны и экологической безопасности, является применение радиационного и ледорезного методов, т.е. зачернения и распиловки льда на затороопасных участках рек.

Например, в радиационном методе используется прямая энергия солнца, возможность работы на любых сложных участках и малая стоимость. Где зачерняющим материалом является угольная пыль со смесью песка. Эффективность данного метода определяется числом часов солнцестояния.

Начиная с 2005 г., ежегодно Росводресурсами проводится ослабление прочности льда с использованием данных методов на затороопасных участках рек Якутии в целях беззаторного пропуска ледохода. Работы по ослаблению прочности льда на реках проводятся так на самих затороопасных, так и ниже этих участков для снижения вероятности образования наиболее мощного затора льда 1 типа или тупикового (табл. 1).

В Ленском, Олекминском, Намском районах и в районе г. Якутск применяются комплексно-радиационный совместно с ледорезным методом, для получения наиболее высокого эффекта.

Таблица 1

Противопаводковые мероприятия методом распиловки и зачернения с 2006 по 2018 года

Годы	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012-2018
Распиловка, км	80	77	84	82	82	77	77
Зачернения, га	360	318	350	460	421	458	458

Стоит учесть, что на затороопасных участках р.р. Лена, Алдан и Колыма, где были выполнены предупредительные противопаводковые работы по зачернению и распиловке льда, ледоход прошел без заторных явлений, затопления населенных пунктов не было. Это указывает на эффективность проводимых предупредительных противопаводковых мероприятий по снижению негативного воздействия вод. Выбор того или иного вида работ проводится, в зависимости от толщины льда. При толщине льда менее 80 см., распиловка льда заменяется зачернением. Сроки начала и завершения работ определяются, исходя из результатов замеров толщины льда и данных прогнозов служб Росгидромета. Зачернение льда должно проводиться за 20-30 дней до вероятной даты вскрытия рек. Сроки выполнения работ по распиловке льда указываются в каждом отдельном случае, в зависимости от климатических условий местности.

Технология проведения работ:

– перед выполнением работ на местности необходимо вынести границы начала и окончания участков работ, согласно схемам, утвержденного на НТС;

– на местах проведения работ проводится расчистка снега;

– распиловка льда проводится на глубину 2/3 толщины льда по контуру ромбов, расположенных в последовательном порядке, под углом 60^0 по направлению течения реки. Протяженность по периметру ромба составляет не менее 1 км;

– распиловка льда производится баровыми установками;

– зачернение льда производится путем разбрасывания инертного зачерняющего материала, с соблюдением требований природоохранного законодательства РФ и по согласованию с заказчиком;

– ширина зачерняемой полосы должна составлять не менее 20 м, средняя толщина слоя зачернения 3-4 мм. Минимальное расстояние между полосами 80-100 м;

Сотрудниками Ленского БВУ были проведены исследования эффективности проведенных предупредительных противопаводковых мероприятий, ослабления прочности льда методом зачернения и распиловки в районе г. Якутск. В результате получены следующие данные: эффективность от проводимых мероприятий по ослаблению льда при его толщине на р. Лена в районе Кангалассы 115 см составляет 25% (при средней глубине разрушения ледовой поверхности до 30см). В результате проведенных работ на затороопасных участках, в связи с ослаблением прочности и целостности структуры льда, весенний ледоход прошел без заторов льда.

Список литературы

1. Методическими рекомендациями по предотвращению образования ледовых заторов на реках РФ и борьбе с ними. – М.: ФЦ ВНИИ ГОЧС, 2004. – 236 с.

© Андросов И.М., 2018

ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ В СИСТЕМЕ РОСВОДРЕСУРСОВ: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ

Чмыхов А.А., Калиманов Т.А., Косолапов А.Е.
Российский информационно-аналитический и научно-исследовательский водохозяйственный центр, г. Ростов-на-Дону

Аннотация. Рассматривается современное состояние информационного обеспечения в системе Росводресурсов, включая автоматизированную информационную систему «Государственный водный реестр», автоматизированную информационную систему государственного мониторинга водных объектов Российской Федерации, информационно-аналитическую систему мониторинга реализации схем комплексного использования и

охраны водных объектов бассейнов рек Российской Федерации, автоматизированную информационную систему производственного и финансового планирования деятельности Росводресурсов, автоматизированную систему «Водопользование», информационно-аналитическую систему статистической обработки сведений об использовании воды в Российской Федерации. Предлагается подход к созданию интегрированной информационной системы Росводресурсов, обеспечивающей сбор, обработку, анализ, хранение и выдачу информации о состоянии водных объектов, водных ресурсах, режиме, качестве и использовании вод.

Ключевые слова: информационная система, база данных, схема комплексного использования и охраны водных объектов, государственный водный реестр, государственный мониторинг водных объектов, единое информационное пространство.

INFORMATION SECURITY THE RUSSIAN WATER RESOURCES (ROSVODRESURSY) SYSTEM: PRESENT-DAY STATE AND PROSPECTS FOR THE DEVELOPMENT

Chmykhov A.A., Kalimanov T.A., Kosolapov A.E.,
Russian Information-Analytic and Research Water Economy Center, Rostov-on-Don

Abstract. The present-day state of information security in the Resvodresursy system including automated information system “State water register”, that of state monitoring the Russian Federation water bodies, information-analytic monitoring system of realizing schemes of multiple use and protection of water bodies in the Russian Federation river basins, automated information system of production and financial planning for Resvodresursy activity, “Water use” automated system, information-analytic system for statistical processing information on water use in the Russian Federation is considered. An approach to create Resvodresursy integrated information system making provision for collecting, processing, analysis, keeping and issuing information on the state of water bodies, water resources, water regime, quality and use is proposed.

Key words: information system, data base, schemes of multiple use and protection of water bodies, state water register, state monitoring of water bodies, integrated information space.

Федеральное агентство водных ресурсов (далее – Росводресурсы) является федеральным органом исполнительной власти, осуществляющим функции по оказанию государственных услуг и управлению федеральным имуществом в сфере водных ресурсов [1]. В рамках своей деятельности Росводресурсы осуществляют разработку, утверждение и реализацию в установленном порядке Схем комплексного использования и охраны водных объектов (далее – Схемы КИОВО), ведение государственного водного реестра, включая государственную регистрацию прав пользования водными объектами в государственном водном реестре, и т.д.

Основным инструментом обеспечения комплексного использования водных объектов и принятия решений в области управления водными ресурсами являются Схемы КИОВО. В соответствии со ст. 33 Водного Кодекса РФ [2], Схемы КИОВО включают в себя систематизированные материалы о состоянии водных объектов и об их использовании и являются основой осуществления водохозяйственных мероприятий и мероприятий по охране водных объектов, расположенных в границах речных бассейнов.

В соответствии с Методическими указаниями по разработке Схем КИОВО [3], утвержденными приказом Минприроды России от 04.07.2007 г. № 169, Схемы КИОВО разрабатываются на геоинформационной основе. Информационной основой разработки Схем КИОВО являются сведения государственного водного реестра (рисунок 1) и государственного мониторинга водных объектов. Государственный водный реестр представляет собой систематизированный свод документированных сведений о водных объектах, находящихся в федеральной собственности, собственности субъектов РФ, собственности муниципальных образований, собственности физических лиц, юридических лиц, о зонах с особыми условиями их использования, установленных в отношении водных объектов, об использовании водных объектов, о речных бассейнах, о бассейновых округах [4].

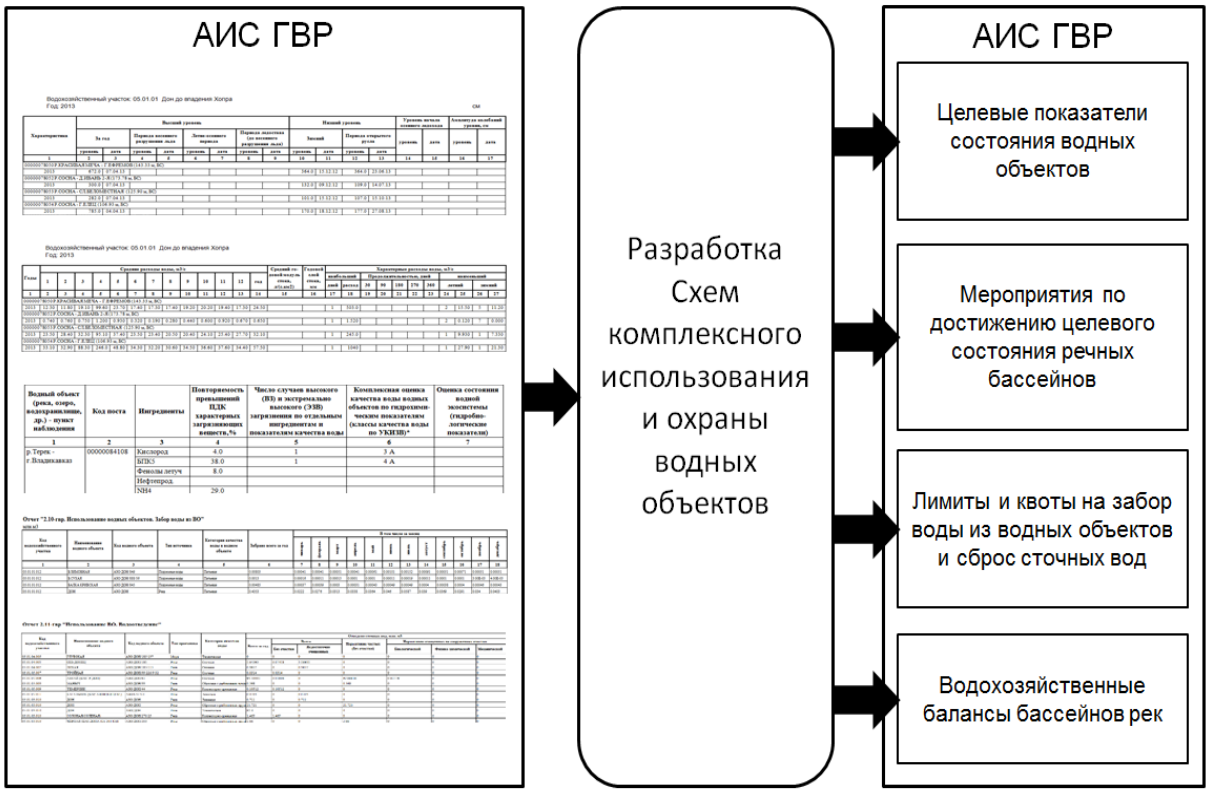


Рис. 1. АИС ГВР как основа разработки Схем КИОВО

Средством ведения государственного водного реестра на электронных носителях является автоматизированная информационная система «Государственный водный реестр» (далее – АИС ГВР, введена в постоянную эксплуатацию с 01.01.2008 г.). АИС ГВР обеспечивает автоматизацию процессов учета, внесения, обработки, анализа, хранения и представления заинтересованным лицам документированных сведений о водных объектах, водных ресурсах, о водопользовании и об инфраструктуре на водных объектах, регулярной загрузе сведений из внешних информационных источников и выгрузки во внешние информационные источники. Изначально АИС ГВР представляла собой систему, построенную на базе архитектуры клиент-сервер с «толстым» клиентом. В связи с развитием программных и аппаратных средств в 2016 г. проведена модернизация АИС ГВР, в ходе которой выполнено совершенствование архитектуры и программного обеспечения системы с применением web-технологий, основная нагрузка при работе системы перенесена с клиентских рабочих станций на сервер приложений. Результатом стало повышение доступности данных государственного водного реестра.

Ведение государственного водного реестра осуществляется преимущественно в табличной форме. В силу развития информационных технологий и выхода на передний план геоинформационных систем, табличное представление данных становится неактуальным. В связи с этим, в настоящее время выполняются работы по переводу государственного водного реестра на геоинформационную основу. В качестве основных картографических слоев выбраны бассейновые округа, речные бассейны, подбассейны, водохозяйственные участки, пункты наблюдений за водными объектами, места водопользования, сооружения на водных объектах. Такой выбор позволяет наиболее полно отобразить данные государственного водного реестра на геоинформационной основе.

В государственный водный реестр в обобщенной форме включаются данные государственного мониторинга водных объектов. В целях формирования электронного банка данных мониторинга по бассейновым округам, речным бассейнам, водохозяйственным участкам, территориям субъектов РФ и в целом по Российской Федерации, разработана и с 01.01.2014 введена в постоянную эксплуатацию автоматизированная информационная система государственного мониторинга водных объектов Российской Федерации (далее – АИС ГМВО) [5]. Данные в системе структурированы по разделам: «Состояние поверхностных вод», «Состояние дна, берегов и водоохранных зон», «Состояние подземных вод», «Водохозяйственные системы, в т.ч. ГТС», «Наблюдения за объемом вод при использовании», «Нормативные требования к водному объекту», «Трансграничные водные объекты» (рис. 2).

Рис. 2. Структура АИС ГМВО

Государственный мониторинг водных объектов осуществляется в соответствии Бассейновыми программами осуществления государственного мониторинга водных объектов, разрабатываемыми территориальными органами Росводресурсов. В целях автоматизации формирования Бассейновых программ осуществления государственного мониторинга водных объектов разработан и с 01.01.2016 г. введен в постоянную эксплуатацию программный информационно-аналитический комплекс (далее – ПИАК), обеспечивающий подготовку макетов Бассейновых программ на основе уже имеющихся программ и данных мониторинга, контроль исполнения Бассейновых программ, подготовку макетов информационных бюллетеней о состоянии водных объектов.

Росводресурсы осуществляют мониторинг реализации Схем КИОВО, в процессе которого определяется степень достижения установленных целевых показателей по разработанной системе индикаторов, соблюдение плана-графика, выполняется подготовка ежегодного отчета о результатах реализации Схемы и формирование предложений по ее корректировке.

Существенно облегчить осуществление мониторинга реализации Схем КИОВО призвана информационно-аналитическая система мониторинга реализации Схем комплексного использования и охраны водных объектов бассейнов рек Российской Федерации (далее – ИАС МРС, введена в постоянную эксплуатацию с 01.01.2018 г.), обеспечивающая ежегодный мониторинг реализации мероприятий и достижения целевых показателей, установленных в Схемах КИОВО, контроль соблюдения установленных лимитов и квот забора (изъятия) водных ресурсов из водного объекта и лимитов и квот сброса сточных вод

(рис. 3). В процессе разработки программного и технологического обеспечения ИАС МРС были предусмотрены процедуры, позволяющие вносить в базу данных дополнительные сведения о мероприятиях, которые не реализовывались и точно не будут реализовываться, а также о мероприятиях, которые начаты и уже реализуются в обход утвержденных программ мероприятий, т.е. которые, по мнению бассейновых водных управлений, целесообразно включить в Схему вместо мероприятий, подлежащих исключению. Таким образом, к моменту корректировки конкретных Схем КИОВО, по сути, будут сформированы необходимые предложения для осуществления технической процедуры корректировки Схем. Кроме того, в ИАС МРС предусмотрены программные средства генерации моделей водохозяйственных балансов.

Планирование мероприятий на очередной год также осуществляется на основе программ мероприятий, утвержденных в Схемах КИОВО. В системе Росводресурсов функционирует автоматизированная информационная система производственного и финансового планирования деятельности Росводресурсов (далее – ИС «Планирование», введена в постоянную эксплуатацию с 01.08.2009 г.), предназначенная для сбора, хранения, учета, предоставления и обработки информации о строительстве водных объектов и водохозяйственных мероприятиях. Сведения о планируемых и выполняемых мероприятиях из ИС «Планирование» поступают в ИАС МРС и используются при мониторинге реализации Схем КИОВО.

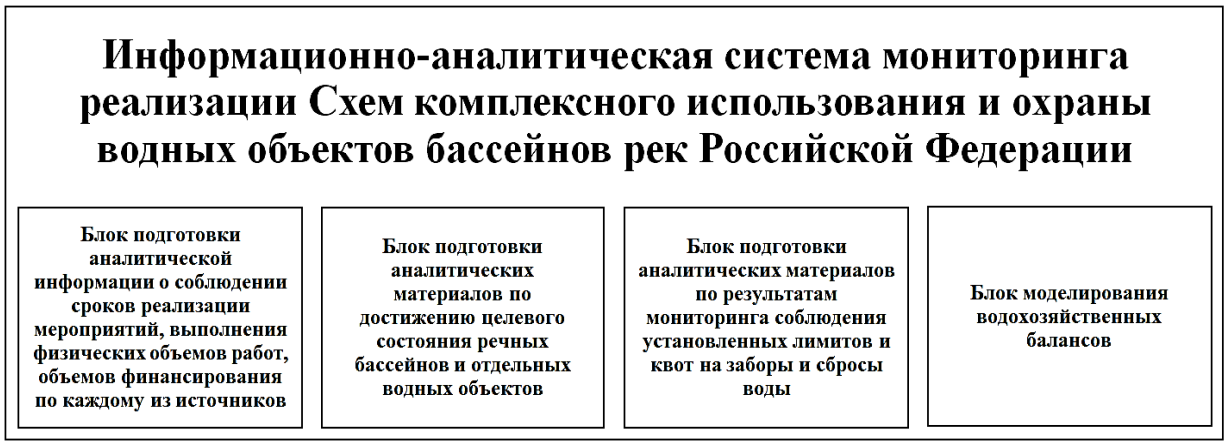


Рис. 3. Структура ИАС МРС

Показатели отраслевого и территориального водопользования, установленные в Схемах КИОВО, в дальнейшем служат основой для подготовки договоров водопользования и решений о предоставлении водных объектов в пользование. Подготовка договоров водопользования и решений о предоставлении

водных объектов в пользование осуществляется с использованием автоматизированной системы «Водопользование» (далее – АС «Водопользование», введена в постоянную эксплуатацию с 01.12.2013 г.), обеспечивающей выполнение функций принятия управленческих решений в сфере водопользования центральным аппаратом Росводресурсов, бассейновыми водными управлениями, отделами водных ресурсов и уполномоченными органами исполнительной власти субъектов РФ. Сведения АС «Водопользование» используются при регистрации в государственном водном реестре договоров водопользования, решений о предоставлении водных объектов в пользование, перехода прав и обязанностей по договору водопользования, а также прекращения договора водопользования (рис. 4).

По результатам фактического использования водных ресурсов водопользователи ежегодно отчитываются в Росводресурсы по форме федерального статистического наблюдения № 2-ТП (водхоз) «Сведения об использовании воды», утвержденной приказом Федеральной службы государственной статистики от 19.09.2009 г. № 230. В целях автоматизации процессов сбора, обработки и анализа информации по указанной форме разработана и внедрена в постоянную эксплуатацию информационно-аналитическая система статистической обработки сведений об использовании воды в Российской Федерации (далее – ИАС 2-тп (водхоз).

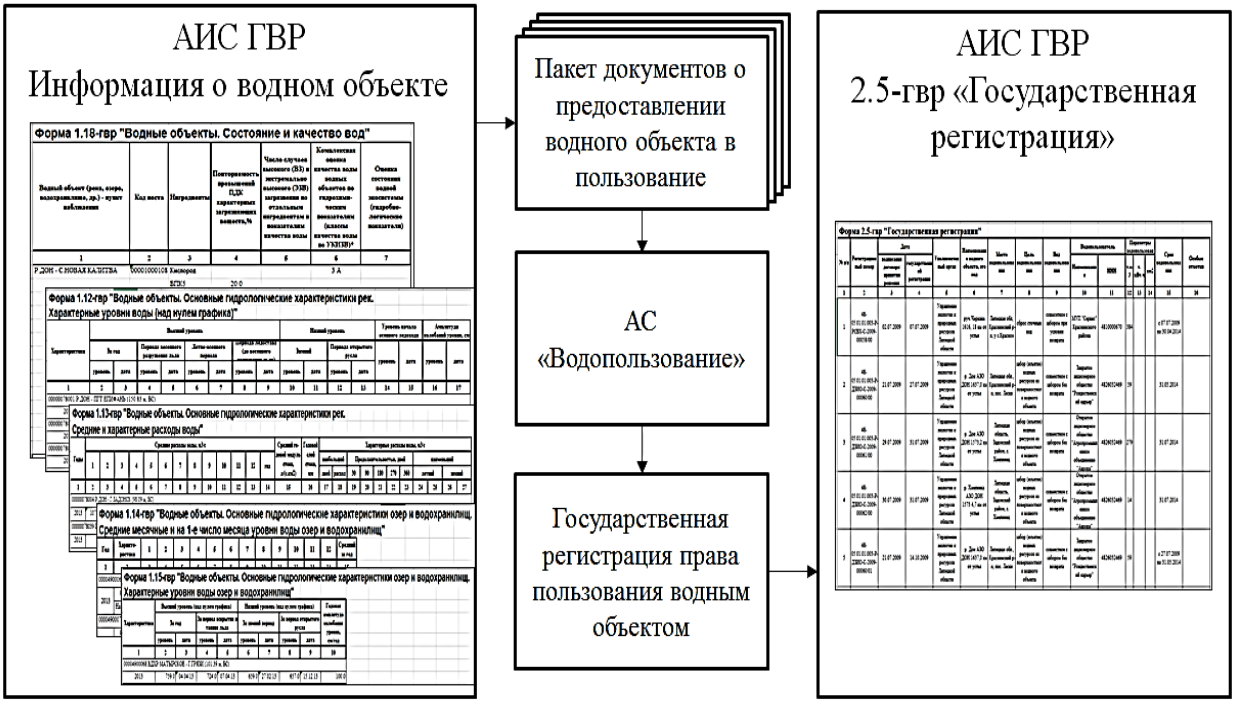


Рис. 4. Технология подготовки договоров водопользования и решений о предоставлении водных объектов в пользование

Таким образом, на сегодняшний день многие стороны деятельности Росводресурсов частично обеспечены информацией, содержащейся в базах данных перечисленных информационных систем. Данные системы взаимодействуют между собой на уровне передачи информации в соответствии с внутренним регламентом. Однако при этом существует ряд проблем:

1. Информационные системы функционируют в основном обособлено, используют собственные справочники и правила кодирования информации. В связи с этим, сведения об одних и тех же объектах, полученные из разных систем, не всегда возможно сопоставить и использовать для формирования сводных информационно-аналитических материалов, требуемых для осуществления Росводресурсами своих функций.
2. Информация в системах не привязана к геоинформационной основе. В связи с этим, невозможно формирование картографических материалов на основе информации, полученной из описанных систем.

Решение обозначенных проблем может быть достигнуто за счет создания на геоинформационной основе интегрированной информационной системы Росводресурсов, имеющей обобщенную базу данных, сформированную на основе имеющихся информационных ресурсов, и реализующую функции существующих сегодня отдельных информационных систем. Для формирования обобщенной базы данных необходима разработка системы унифицированных справочников и технологических процедур подготовки информации. Это позволит сформировать единое информационное пространство в системе Росводресурсов, обеспечить информационную поддержку выполнения Росводресурсами своих функций.

В интегрированной информационной системе должен быть предусмотрен универсальный генератор отчетов, позволяющий формировать информационно-аналитические материалы с использованием специализированных программных средств статистического анализа данных на основе объединенных информационных ресурсов, как в табличном, так и графическом виде, в том числе и на картографической основе.

Интегрированная информационная система предусматривается как открытая, что обеспечивает расширение ее функциональных возможностей в будущем.

Список литературы

1. Об утверждении Положения о Федеральном агентстве водных ресурсов [Электронный ресурс]: Постановление Правительства РФ от 16.06.2004 г. №282 (ред. от 01.07.2016 г.). – URL: http://voda.mnr.gov.ru/favr/statute/ (дата обращения 03.08.2018).

2. Водный кодекс Российской Федерации [Электронный ресурс]: Федеральный закон от 03.06.2006 г. № 74-ФЗ [Последняя действ. ред. с изм. и доп. от 29.07.2017 г.]. – URL: https://dokumenty24.ru/vodnyi-kodeks.html (дата обращения 03.08.2018).
3. Об утверждении Методических указаний по разработке схем комплексного использования и охраны водных объектов [Электронный ресурс]: приказ МПР РФ от 04.06.2007 г. № 169. – URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_70468/ (дата обращения 03.08.2018).
4. О порядке ведения государственного водного реестра [Электронный ресурс]: Постановление Правительства РФ от 28.04.2007 г. № 253 (ред. от 18.04.2014 г.). – URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_68034/ (дата обращения 03.08.2018).
5. Об утверждении Положения об осуществлении государственного мониторинга водных объектов [Электронный ресурс]: Постановление Правительства РФ от 10.04.2007 г. № 219 (ред. от 18.04.2014 г.). – URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_67586/ (дата обращения 03.08.2018).

© Чмыхов А.А., Калиманов Т.А., Косолапов А.Е., 2018

ЗАЩИТА ОТ ВРЕДНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ВОДЫ НА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ САХА (ЯКУТИЯ)

Аргунов П.М., Портнягин Н.Е.
Ленское бассейновое водное управление Росводресурсов, г. Якутск
E-mail: argunov@lbvu.ru

Аннотация: В статье определена природа образования заторных явлений на водных объектах Республики Саха (Якутия). Приводятся посчитанные материальные ущербы, нанесенные при прохождении катастрофических паводков. Рассмотрены основные способы защиты от негативного воздействия вод в республике и их фактическая реализация.

Ключевые слова: паводок, ущерб, половодье, противозаторные работы, капитальные сооружения.

PROTECTION AGAINST HARMFUL EFFECTS OF WATER OF THE TERRITORY OF THE SAKHA (YAKUTIA) REPUBLIC

Argunov P.M., Portnyagin N.E.
Lensk Basin Water Administration of Rosvodresursy, Yakutsk

Abstract. In the article the formation nature of the mash phenomena on water bodies of the Sakha (Yakutia) Republic is determined. The colculated material damages caused by passing catastrophic floods are given. The main ways of protection against negative impact of waters in the republic and their actual realization are considered.

Keywords: Flood, damage, high water, jam-control works, capital constructions.

Зона деятельности Ленского бассейнового водного управления расположена на территории Восточной Сибири и северо-восточной части России, занимая территорию площадью 3,5 млн. км^2 (1/5 часть территории РФ).

Обширная зона деятельности управления почти полностью расположена в области сплошного распространения «вечной мерзлоты» и в климатическом отношении является самой холодной и континентальной областью России. В таких природно-климатических условиях формируется своеобразный водный режим рек – восточно-сибирский тип, характерной чертой которого является заторообразование в период вскрытия. Образования мощных заторов льда при вскрытии рек, текущих с юга на север, вызывают катастрофические наводнения и наносят огромный ущерб населенным пунктам и объектам экономики. В связи с этим, территория Республики Саха (Якутия) по своим природным условиям относится к регионам с высокой вероятностью наводнений. Более 70% населенных пунктов и населения Республики расположены вдоль крупных рек, на паводкоопасной территории.

Значительность материального ущерба от наводнений связана не только с высоким подпорным уровнем воды от заторов льда, но и с расположением многих населенных пунктов на пойменных участках реки и островах. По этой причине частота их затопления паводковыми водами довольно высокая. Здесь надо заметить, что образования заторов льда во время ледохода – это естественный природный процесс и их образования неизбежны, все зависит от того, на каких участках и какой мощности произойдет затор.

Общее количество мест образования заторов льда природного происхождения, только на р. Лена составляет 137 [1].

Формированию и росту количества заторов в последние десятилетие способствует деятельность человека, (техногенный фактор) и, прежде всего, сооружение русловых и береговых дамб, ледовых переправ, сооружение подводных трубопроводных переходов, возведение насыпных и намывных участков на пойменных участках рек, а также сокращение объемов дноуглубительных работ. Подобные мероприятия снижают ледопропускную способность русла в период вскрытия рек, поэтому в отдельные годы повышается вероятность образования мощных заторов вблизи населенных пунктов.

Только за последние 18 лет здесь произошли крупные наводнения России. Так, наводнения на реках Лена, Алдан, Яна, Колыма, Амга, Таатта, (1998 - 2017 гг.) по величине подъема уровней воды, масштабам затопления и суммарному ущербу превысили все крупнейшие наводнения предыдущих лет и по существующим классификациям, относятся к разряду катастрофических, причем с очень редкой повторяемостью.

Общая сумма ущерба, нанесенного наводнениями населению и экономике республики за последние 18 лет, составила около 16,0 млрд. рублей в том числе: 1998 г. – 939,4 млн. руб.; 2001 г. – более 7 080,8 млн. руб.; 2002 г. – 114,6 млн, руб.; 2003 г. – 4,1 млн. руб.; 2004 г. – 438,9 млн. руб.; 2005 г. – 97,4 млн. руб.; 2006 г. – 89,7 млн. руб.; 2007 г. – 1 088,5 млн. руб.; 2008 г. – 586,6 млн. руб.; 2009 г. – 10,3 млн. руб.; 2010 г. – 1071,5 млн. руб.; 2011 г. – 484,0 млн. руб.; 2012 г. – 868,1 млн. руб.; 2013 г. – 2014,8 млн. руб.; 2014 г. – 971,1 млн. руб.; 2015 г. – 98,9 млн. руб.; 2016 г. – 100,7 млн. руб.; 2017 г. – 262,7 млн. руб.

В зоне деятельности Ленского БВУ мероприятия по предупреждению и снижению ущербов от наводнений проводятся по трем направлениям:

1. Строительство капитальных инженерных защитных сооружений.
2. Предупредительные противопаводковые мероприятия;
3. Руслоочистительные и дноуглубительные работы;

Далее рассмотрим каждое направление более подробно.

Строительство инженерных защитных сооружений

Основные мероприятия, направленные на снижение негативного воздействия вод в результате наводнений на современном этапе сводятся к защите крупных населённых пунктов, в основном нескольких городов. Паводковые ситуации последних лет (1998-2001 гг.) вызвали необходимость в проектировании и строительстве более капитальных инженерных защитных сооружений.

Особенно хочется отметить 2001 г., когда вся Россия помогала и активно участвовала в восстановлении г. Ленска после разрушительного наводнения. В трудные для республики времена Правительство Российской Федерации в лице Министерства природных ресурсов РФ, в последующем Федерального агентства водных ресурсов, уделяло большое внимание проведению работ по ликвидации последствий негативного воздействия вод. Начиная с 2001 г., из федерального бюджета направлено на капитальное строительство и водохозяйственные мероприятия более 2,5 млрд. рублей, общая сумма софинансирования со стороны республики составила 968 млн. рублей. (табл. 1)

Таблица 1

Объемы финансирования

Источники финансирования	Всего	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Объем финансирования за счет средств ФБ	2871,69	-	58,6	91,7	30,0	363,0	437,5	298,9	399,7
Объем софинансирования из средств бюджета РС (Я)	922,9	643,3	10,0	0,0	10,0	5,0	13,2	3,5	104,33

Продолжение таблицы 1

2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
500,9	363,7	101,5	0	0	31,89	22,78	7,45	63,19	100,88
30,35	58,69	5,92	0	0	-	17,344	1,02	7,81	12,47

Благодаря поддержке Министерства природных ресурсов Российской Федерации и Федерального агентства водных ресурсов, введены объекты инженерной защиты от паводковых вод: р. Лена – в городах Ленск, Олекминск, Якутск; р. Таатта – с. Ытык-Кюель. В Магаданской области завершено строительство сооружения инженерной защиты территорий от наводнений и другого негативного воздействия вод – «Укрепление береговой линии с повышением отметки берега р. Тауй у с. Талон».

В 2017 г. на территории Магаданской области и Республики Саха (Якутия) проводились строительные работы по объектам:

- «Водоограждающая дамба на р. Сеймчан в районе пос. Сеймчан»;

- «Берегозащитные укрепления на р. Лена у п. Нижний Бестях Мегино-Кангаласского улуса».

- «Капитальный ремонт водоограждающей дамбы № 1 на р. Тауй в с. Балаганное». Сроки выполнения 2016-2018 гг.

Численность населения, защищенного в результате проведения мероприятий по повышению защищенности от негативного воздействия вод, осуществленных в 2017 г., составляет 61 172 чел. (всего 639 941 чел.).

Эти объекты выдержали не одно весеннее половодье, выполнили требуемые функции и защитили эти населенные пункты, что свидетельствует об их эффективности. В совокупности, предотвращен ущерб более 10-15 млрд. руб. От паводковых вод надежно защищены населенные пункты с общим населением более 300,0 тыс. чел., что говорит о том, что в 2001 г. было принято единственно верное решение о строительстве инженерной защиты городов.

Всего по зоне деятельности общая потребность в сооружениях инженерной защиты и берегоукрепления составляет 955,8 км. Протяженность построенных сооружений всего составляет всего 136,42 км. Всего в зоне деятельности управления построено около 137 км защитных сооружений от негативного воздействия вод.

Паводки 2009 - 2018 гг. еще раз наглядно показали эффективность построенных инженерных защитных сооружений. Весной 2009 г. во время прохождения ледохода ниже г. Ленск, образовался затор льда, что способствовало поднятию уровня воды в районе г. Ленск до отметки 166,6 мБС, при критическом уровне до строительства инженерной защиты 165,97 мБС, выше на 63 см (уровень дамбы инженерной защиты 170,5 мБС), при отсутствии инженерной защиты могла быть затоплена половина г. Ленск. Почти такая же ситуация произошла весною 2010 г. в районе г. Якутск: уровень воды поднялся до отметки 93,97 мБС, при критической отметке до строительства инженерной защиты 92,96 мБС, выше на 101 см. (уровень инженерной защиты 95,5 мБС).

Предупредительные противопаводковые мероприятия

Кроме строительства капитальных инженерных защитных сооружений, ежегодно с 2005 г. управлением ежегодно проводятся предупредительные противопаводковые мероприятия по ослаблению прочности льда. Цель проведения мероприятий по ослаблению прочности льда — не допустить опасного подъема подпорного уровня воды и защита от затопления населенных пунктов, снижение вероятности образования заторов льда на начальной стадии ледохода на конкретном затороопасном участке.

На р. Якутии наиболее оптимальным и универсальным, с точки зрения эффективности, экономической дешевизны и экологической безопасности, являются зачернение инертным зачерняющим материалом и распиловка льда на затороопасных участках рек. Предупредительные противопаводковые мероприятия по ослаблению прочности льда проводятся на р.р. Лена и Колыма на территории 8 муниципальных образований, на 46 участках: на 12 участках – распиловка льда (77 км), на 34 – зачернение льда (458 га):

За все время проведения мероприятий по ослаблению прочности льда на затороопасных участках положительные результаты показаны там, где были выполнены работы: ледоход на первоначальной стадии проходит без заторных явлений. При первых подвижках большие монолитные ледовые поля ломаются по местам ослабления прочности льда, и разрушенный лед проходит опасные участки.

Руслоочистительные и дноуглубительные работы

С целью увеличения пропускной способности русла и предотвращения размыва берегов выполнены руслоформирующие работы по расчистке русла, дноуглублению и креплению участков берега на следующих водных объектах:

- р.р. Синньигэс Атах и Ситтэ в районе с. Ситтэ Кобяйского улуса, Республика Саха (Якутия);

- р.р Армань в районе Арманского лососевого рыбоводного завода, пос. Радужный и пос. Армань на участке общей протяженностью 2,8 км.;

- р.р Ола и руч. Угликан в районе пос. Ола, пос. Заречный и с. Гадля на участке общей протяженностью 1,8 км.

Протяженность руслоочистительных работ, выполненных за 2017 г. – 12,32 км (всего с 2007 г. – 218,65 км). В 2017 г. завершены мероприятия по расчистке и спрямлению русел рек Татта, Хамньыка и Тамма в Республике Саха (Якутия); в Магаданской области выполнена работа по мероприятию «Руслоформирующие работы работы на р.Детрин и р. Омчуг, в п. Усть-Омчуг».

Общий объем финансирования за счет межбюджетных трансфертов составил 163,457 млн. руб.

Для улучшения организации мер предупреждения и снижения ущербов от наводнений на территории Республики Саха (Якутия) с учетом прошлых лет, необходимо:

- возобновить работу ряда гидрологических постов сети Росгидромета, которые были закрыты в 90-х гг., а также организовать дополнительную сеть наблюдений за уровенным режимом на реках республики;

- развивать систему дистанционных гидрометеорологических наблюдений, а также систему сбора, хранения, обработки и представления получаемой гидрометеорологической информации на основе использования современных ГИС-технологий;

- продолжить строительство противопаводковых инженерных сооружений как одного из эффективных методов защиты населения и населенных пунктов от негативного воздействия водных объектов;

- рассмотреть совместно с Росгидрометом вопрос финансирования проведения ледовых авиаразведок во время прохождения весеннего половодья;

- финансировать русловыправительные и руслоочистительные работы на затороопасных участках рек;

- переселять людей из затапливаемых зон.

Список литературы

1. Каталог заторных и зажорных участков рек СССР. Т. II. Азиатская часть СССР. – Л..: Гидрометеоиздат, 1976. – 287 с.

© Аргунов П.М., Портнягин Н.Е., 2018

КОМПЛЕКСНАЯ ПОДГОТОВКА И ПРОВЕДЕНИЕ МЕРОПРИЯТИЙ ПО МИНИМИЗАЦИИ НАВОДНЕНИЙ НА Р. СЕВЕРНАЯ ДВИНА

Нагибин С.О, Манаков А.Н.
Двинско-Печорское БВУ, г. Архангельск
E-mail: dpbvu@dpbvu.ru

Аннотация. Статья посвящена проблеме подготовки и проведению мероприятий по минимизации наводнений на р. Северная Двина в период весеннего половодья. Описывается используемый на 2018 г. комплекс мероприятий по снижению ущерба от наводнений.

Ключевые слова: Северная Двина, наводнение, паводок, половодье, Двинско-Печорское БВУ.

COMPLEX PREPARATION AND CONDUCTING MEASURES MINIMIZE FLOODS ON THE NORTHERN DVINA RIVER

Nagibin S.O., Manakov A.N.
Dvinsko-Pechorskoe Basin Water Administration (BWA), Arkhangelsk

Abstract. The article is devoted to a problem of preparation and Conducting measures to minimize floods on the Northern Dvina river in the period of a spring high water. The complex of measures to decrease in damage from floods for 2018 is described.

Keywords: Northern Dvina, flood, Inundation, high water, Dvinsko-Pechorskoe BWA.

Весенний ледоход на р. Северная Двина всегда проходит очень бурно. Как и большинство рек Севера, протекающих с юга на север, Северная Двина вскрывается сначала в верховьях, поэтому плывущий вниз лед встречает не чистую воду, а прочный лед, что приводит к его заторам. Возникновение заторов, которые можно представить как ледяную плотину, приводит к повышению уровней воды выше по течению и, при неблагоприятном стечении обстоятельств – к затоплению населенных пунктов на прилегающей территории.

Особо выделяется 2016 г., когда произошло затопление г.г. Великий Устюг, Красавино и Котлас. Эти города расположены на наиболее проблемном участке р. Северная Двина, от места слияния р.р. Сухона и Юг до места впадения реки Вычегда (681 -611 км судового хода, г. Великий Устюг – г. Котлас), на котором практически ежегодно происходят заторы (рис. 1) и затопления населенных пунктов. Общий ущерб по бассейну реки составил 1035,6 млн. руб.

Рис. 1. Навалы льда на набережной в Великом Устюге, 2016 г.

Двинско-Печорское БВУ как территориальный орган Федерального агентства водных ресурсов ведет планомерную работу по минимизации наводнений на р. Северная Двина, участвуя в реализации комплекса мероприятий по их минимизации на реке. Этот комплекс можно разделить на мероприятия по информационному обеспечению, планово-предупредительные, организационные и превентивные противопаводковые мероприятия.

В рамках мероприятий по информационному обеспечению по заказу Двинско-Печорского БВУ в 2012-2013 г. разработана научно-исследовательская работа. В данной работе был рассмотрен уже обозначенный проблемный участок и выработаны рекомендации по снижению негативного воздействия вод, часть из которых реализуется в настоящее время, в частности, строительство противопаводковой дамбы. Двинско-Печорским БВУ разработана и утверждена в 2014 году схема комплексного использования и охраны водных объектов бассейна р. Северная Двина. Реализация мероприятий схемы идет, преимущественно, в ходе выполнения планово-предупредительных и превентивных противопаводковых мероприятий.

В рамках планово-предупредительных работ Двинско-Печорским БВУ, в том числе, подведомственными Росводресурсам федеральными государственными учреждениями и субъектами РФ реализуются работы по строительству инженерных защитных сооружений, расчистке и берегоукреплению рек. Так, на р. Северная Двина в 2012-2014 гг. осуществлено берегоукрепление участка рукава Быстрокурка р. Северная Двина в с. Холмогоры Архангельской области, укрепление правого берега р. Сухона в г. Великий Устюг (2004-2008 гг.), укрепление левого берега р. Сухона в г. Великий Устюг Вологодской области (2011-2017 гг., рис. 2). С 2017 года идет осуществление комплекса мероприятий по защите г. Великий Устюг, включающего строительство противопаводковой дамбы на р. Северная Двина и укрепление правого берега р. Северная Двина в Соломбальском территориальном округе г. Архангельск, в планах проведение расчистки участков р. Северная Двина. В 2018 г. заканчивается разработка проекта на участок в районе г. Великий Устюг от 679,5 км до 667 км судового хода. На 2018 г. запланировано также выполнение 3-ей очереди дноуглубления р. Сухона в районе г. Великий Устюг, первые две очереди выполнены в 2016-2017 гг.

Рис. 2. Берегоукрепление левого берега р. Сухона (1 пусковой комплекс)

В рамках проведения организационных мероприятий ответственными органами субъектов РФ, муниципальными образованиями при активном участии Двинско-Печорского БВУ проводятся совещания комиссий по предупреждению и ликвидации чрезвычайных ситуаций и обеспечению пожарной безопасности (КЧС и ПБ); совещания оперативных групп по координации действий и руководству работами в период ледохода и паводка; разрабатываются и реализуются планы мероприятий по обеспечению устойчивого функционирования в условиях чрезвычайных ситуаций, связанных с весенним половодьем; проводятся межведомственные совещания по организации безаварийного пропуска весеннего половодья. Необходимо отметить, что р. Северная Двина протекает по территории двух Субъектов РФ – Вологодской и Архангельской областей,

и налаживание взаимодействия при осуществлении противопаводковых мероприятий является одной из наиболее важных задач. С этой целью Двинско-Печорское БВУ ежегодно разрабатывает комплексный межведомственный план мероприятий по пропуску половодья и паводков на реках Архангельской и Вологодской областей, а также принимает активное участие в заседаниях совместных КЧС и ПБ Архангельской и Вологодской областей. Двинско-Печорское БВУ обеспечивает деятельность бассейнового совета Двинско-Печорского бассейнового округа, на заседаниях которого рассматриваются наиболее актуальные вопросы и проблемы, связанные с прохождением ледохода и паводка.

В рамках комплекса превентивных противопаводковых мероприятий проводятся обследования возможных источников загрязнения, расположенных в водоохранных зонах и зонах прогнозируемого затопления, ГТС; межведомственные авиаобследования ледовой обстановки, обследования заторов с помощью БПЛА; маршрутное предпаводковое обследование р. Северная Двина, Пинега, Вага и Лая; комплекс взрывных работ; дежурство ледоколов; чернение льда; проведение ледорезных (на р. Сухона и Северная Двина) и ледокольных (Северная Двина) работ (рис. 2). В перечне указанных работ Двинско-Печорское БВУ осуществляет ледокольные работы на р. Северная Двина, на участках Архангельск (устьевая часть) и Архангельск-Холмогоры, общий объем 707,6 км (протяженность русла 212,6 км), а также ледорезные работы на р. Северная Двина, на участке Великий Устюг – Котлас, общий объем 141 км (протяженность русла 70,7 км) (рис. 3, 4).

Рис. 3. Ледокольные работы на р. Северная Двина

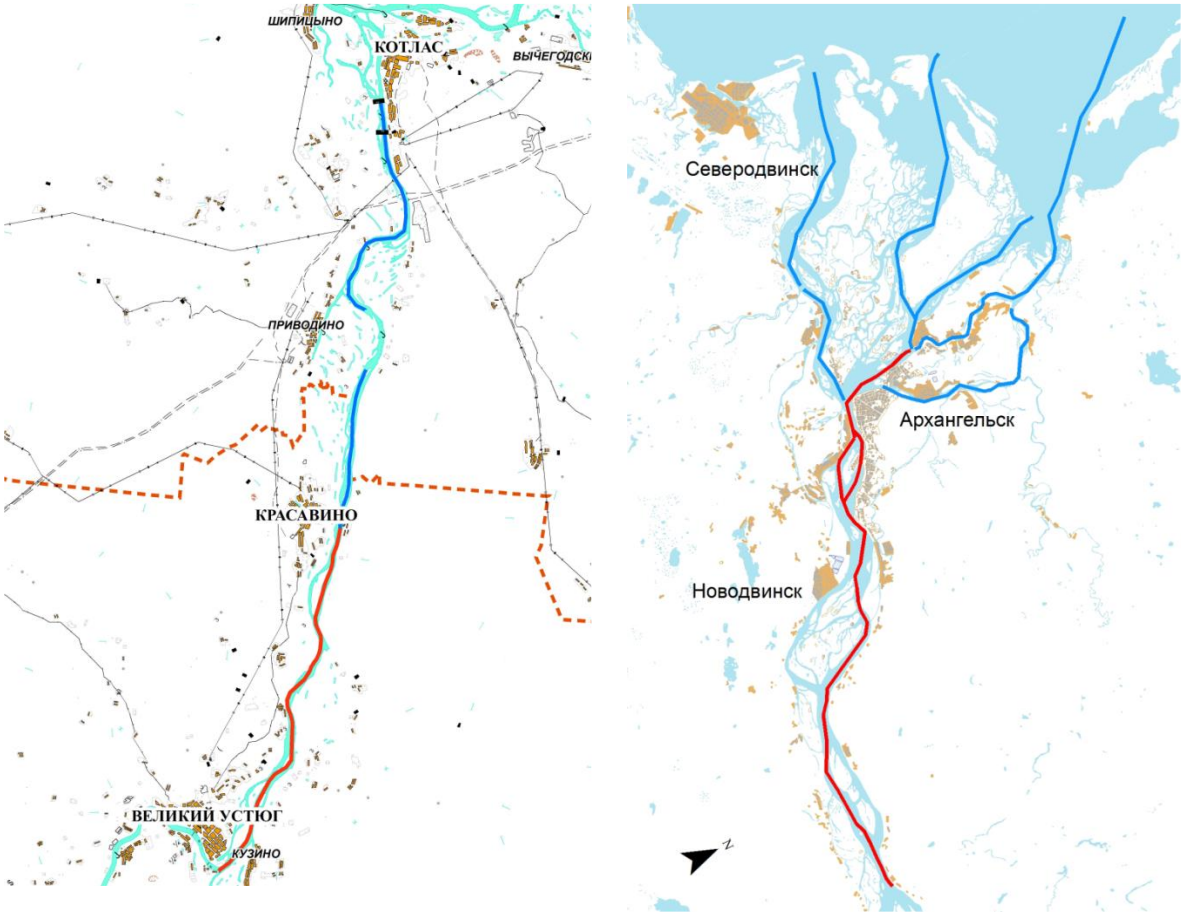


Рис. 4. Участки проведения ледорезных (слева) и ледокольных (справа) работ на р. Северная Двина, выполняемых по заказу Двинско-Печорского БВУ

Созданная комплексная система минимизации наводнений на р. Северная Двина позволяет успешно бороться с негативным воздействием вод с учетом складывающейся обстановки и минимизировать возможный ущерб от затопления территорий в период весеннего половодья и паводков.

© Нагибин С.О, Манаков А.Н., 2018

НАВОДНЕНИЯ В КУНГУРЕ (ПЕРМСКИЙ КРАЙ). ПРИЧИНЫ И ВОЗМОЖНЫЕ ПУТИ ЗАЩИТЫ ГОРОДА

Михайлов А.В., Поздеева Г.Л.
Камское бассейновое водное управление, г. Пермь
E-mail: kambvu@mail.ru

Аннотация. В статье дан подробный анализ причин разорительных наводнений, сопровождающихся эрозионными и оползневыми явлениями. В качестве основных причин названы уровенный режим, температурный и антропогенный факторы, а также запас влаги в снежном покрове и атмосферные осадки в период снеготаяния. Рассматривается

возможность прогноза наводнений. Описано современное состояние защитных сооружений города и приведены методы его защиты от наводнений.

Ключевые слова: наводнение, эрозия, оползни, уровенный режим, температурный фактор, антропогенный фактор, запас влаги, снежный покров, снеготаяние, защитные сооружения.

CAUSES OF FLOODS IN KUNGUR AND POSSIBLE WAYS TO PROTECT THE TOWN

Mikhailov A.V., Pozdeeva G.L.
Kamsk basin water administration, Perm`

Abstract. A detailed analysis of the causes for dangerous floods, accompanied with erosion and landslide phenomena is given in the article. As the main causes level conditions, temperature factor and anthropogenic one, as well as the moisture deposits in the snow cover and atmospheric precipitation during the snow melting period are made. Possibilities of flood predictions are considered. The present state of the town protective structures is described and methods to protect the town from floods are given.

Keywords: flood, erosion, landslides, level conditions, temperature factor, anthropogenic factor, moisture deposits, snow cover, snow melting, protective structures.

Город Кунгур (Пермский край) возник в XVII веке в месте слияния р. Сылва и двух ее крупных притоков – Ирень и Шаква. Происхождение Кунгурского речного узла связано с длительным развитием карста и тектоническими движениями земной коры.

Город раскинулся в обширной карстовой депрессии меридионального простирания, образовавшейся в гипсах и ангидритах кунгурского яруса. В этой депрессии протекает на всем своем протяжении р. Ирень, и в ней же продолжает свой путь к р. Чусовая р. Сылва. Расположенный к востоку известняковый Сылвенский кряж пересекается глубинными разломами, которые сходятся у г. Кунгур. По ним проложили свои долины р. Сылва и Шаква.

Обширная низина, где сливаются реки, обрамлена крутыми склонами и гипсовыми скалами. Плоское дно этой низины шириной до 3 км образовано первой надпойменной террасой высотой 5-6, реже до 8 м и местами узкой поймой. Во время высоких весенних паводков реки затопляют большую часть 1-ой надпойменной террасы, превращая ее в озеро. Незначительные уклоны Сылвы и Ирени в нижнем течении способствуют боковой эрозии. Меандрирование рек увеличивает общее протяжение защитных дамб на территории города, а также количество участков, где требуется укрепление откосов.

Реки являются источником водоснабжения и украшением города. Наряду с этим, в периоды весенних паводков они угрожают разорительными

наводнениями, которые сопровождаются эрозионными, оползневыми и провальными явлениями.

Уровенный режим. На протяжении первого квартала года (январь-март) уровень Сылвы и Ирени обычно находится около своего меженного положения. Однако в отдельные годы, при сильно дождливой предыдущей осени, уровень рек на 0,5-1,0 м выше ординара. При этом, происходит его постепенное понижение, и в начале апреля он вновь приближается к межени. Перед весенним подъемом наблюдается быстрое кратковременное снижение уровня до минимальных отметок, когда русло реки в пределах города очищается ото льда.

В первой декаде мая обычно начинается подъем речного уровня, обусловленный весенним снеготаянием. Пик паводка наступает после ледохода, длящегося 1-5 суток, в то время, когда в окрестностях Кунгура снеготаяние уже закончилось. Это дает возможность своевременно перекрывать водопропускные трубы под дамбами.

В случае ранней весны, начало паводка отмечается уже в конце марта (1961, 1978, 1981, 1983, 1984 и 1986 гг.), а при запаздывании снеготаяния паводковый подъем уровня начинается во второй половине апреля и продолжается интенсивно в первой декаде мая. Максимальной высоты уровень воды в реках (пик паводка) достигает, в зависимости от температурного режима, в разное время. По данным за 1934-1988 гг., пики весенних паводков наступали в промежутке от 3.IV (1961 г.) до 21.V (1940 г.).

Спад уровня воды после максимума происходит значительно медленнее, чем подъем, и обычно растягивается на 1-1,5 месяца.

Кратковременные похолодания погоды в период снеготаяния приводят к расчленению уровенного графика на двух-, трехпиковые и более сложной формы. Угрозу наводнения в г. Кунгур создают лишь однопиковые паводки с максимальными отметками в конце апреля или в начале мая.

Скорость схода снегового покрова (температурный фактор). Скорость схода снегового покрова определяется температурным режимом атмосферного воздуха в марте, апреле и мае. Анализ материалов многолетних наблюдений на водомерных постах обнаруживает определенную зависимость высоты весеннего паводка от времени его наступления. Пики наиболее высоких паводков тяготеют к последним числам апреля или к началу мая. Умеренные и низкие паводки обычно приурочены к 1-2 и началу 3-й декады апреля. Так, максимумы наводнений 1957, 1965, 1979, 1981, 1987 и 1998 гг. приходятся на 5-11 мая, и лишь пики двух аномально высоких паводков 1969 и 1985 гг. приурочены к 29 и 30 апреля соответственно.

Поздние и обычно высокие паводки связаны с задержкой весеннего снеготаяния, которое приурочено обычно к апрелю. Холодная погода в апреле, сменяющаяся резким потеплением, обуславливает бурное снеготаяние, высокую скорость схода снегового покрова и, как следствие, катастрофическое наводнение.

Повышенная среднемесячная температура апреля обычно формирует двухтрехпиковые паводки, характеризующиеся небольшой высотой (до 3-5 м), не приводящие к наводнению в городе. Подобная ситуация зарегистрирована весной 1935, 1961, 1977, 1980, 1983, 1988 гг.

Таким образом, температурный фактор, определяя длительность и скорость снеготаяния, играет решающую роль в прогнозировании высоты весенних паводков.

Запас влаги в снеговом покрове. Наличие мощного снегового покрова указывает на возможность наводнения. Для реализации этой возможности необходимо дополнительное воздействие факторов, увеличивающих скорость снеготаяния. В Кунгуре известно немало примеров, когда в годы с повышенным запасом влаги в снеговом покрове (1982, 1986 гг.) высокие весенние паводки не состоялись. Наоборот, в годы, характеризовавшиеся средними запасами влаги в снеге (1981, 1985 гг.), произошли мощные половодья.

Атмосферные осадки, выпадающие в период снеготаяния. Дополнительные атмосферные осадки, выпадающие во время снеготаяния (апрель-май), способствуют более высокому максимуму паводка (увеличивают запас влаги в снежном покрове, ускоряют его таяние и усиливают поверхностный сток в реке). Так, например, в 1981 и 1985 гг., наряду с высокой скоростью снеготаяния, паводки были обусловлены обильными весенними дождями, давшими в сумме 57 и 56 мм осадков. Запас влаги в снеге был около нормы – 110,5 и 109,8 мм соответственно.

Обильные дожди, предшествующие паводку летне-осеннего периода. Наблюдения показывают, что всем аномально высоким половодьям на р. Сылва (1979, 1981, 1985 и 1987, 1998 гг.) предшествуют довольно высокие осенние паводки прошлого года. Они обусловлены обильными и продолжительными дождями, мокрыми снегопадами. Осени и последние месяцы предыдущих лет характеризовались очень дождливой погодой и высоким уровнем воды в р. Сылва.

Антропогенный фактор. Подтопление застроенных частей городских территорий следует считать типичным антропогенным процессом. С 1940 г. на

р. Сылва, у Косарихинского, лога функционировала лесосплавная запань. Переработка молевого сплава леса в районе Кунгура сопровождалась большими потерями. Так, например, в Кунгурской лесосплавной конторе в плановом порядке разрешается ежегодный «утоп» древесины в объеме 10-15 тыс. м^3. Сравнение замеров, выполненных в 1956 и 1982 гг., показывает, что меженный уровень Сылвы у Кунгурской пещеры повысился на 40-60 см и более. Следовательно, засорение русла лесом и иловым материалом может повысить уровень паводка на величину порядка 30-40 см, не более.

Прогноз наводнений. Многолетние наблюдения показывают, что паводок высотой 6,5 м и более над меженью в г. Кунгур вызывает наводнение, но при значительно меньшем подъеме уровня наводнения не приносят городу ощутимого ущерба. Более чем за сто лет (1885-2017 гг.) в г. Кунгур произошли 14 наводнений, т.е. в среднем одно наводнение за 9 лет. Катастрофические наводнения высотой более 7,5 м за столетие случались в 1885, 1979, 1987 и 1998 гг., однако строгой периодичности в моментах наступления наводнений не наблюдается: они могут происходить и через 1-3 года (1911-1914, 1979-1981, 1985-1987 гг.), и через 11-16 лет (1885-1902, 1914-1926 гг.). Промежуток времени между наводнениями 1926 и 1957 гг. составляет 31 год.

Крайняя неравномерность наступления наводнений лишает возможности предсказывать момент будущего наводнения. Наиболее отдаленным признаком возможного высокого половодья предстоящей весной является необычно теплая и дождливая осень предшествующего года, когда наблюдается высокий осенний паводок на реках. Такая осень позволяет уже за 3-4 месяца предполагать наводнения будущей весной. «Мокрые» осени наблюдались в 1978, 1980, 1984 гг., и все они предшествовали аномально высоким паводкам 1979, 1981 и 1987 гг.

Необходимо иметь в виду и другой признак возможности наводнений – запас снеговой массы, накопленной за зимнее время. Ожидание паводка в 1979 г. было тревожным, потому что запас влаги в снежном покрове в 1,5 раза превышал среднюю многолетнюю норму.

Современное состояние защитных сооружений города. От затопления паводковыми водами город защищают дамбы общей протяженностью около 28 км, высотой до 10 м, шириной по гребню до 6 м. Дамбы были построены в середине 60-х гг. XX века. Эксплуатация дамб до середины 90-х гг. велась хаотично, работы проводились только в период весеннего половодья, при подъеме уровня воды до отметок, близких к критическим. Начиная с середины 90-х гг., появилась плановость в проведении работ по реконструкции и креплению дамб.

В 1997 г. по заявке Комитета по водному хозяйству Пермской области было проведено рекогносцировочное обследование всех защитных дамб города с нанесением на картографический материал опасных проявлений и инвентаризацией существующих берегоукрепительных сооружений. По результатам рекогносцировочного обследования можно сделать выводы, что существующие противопаводковые дамбы в настоящее время являются кардинальной мерой защиты: строительство, укрепление, благоустройство, сохранение которых необходимо, прежде всего, жителям города.

Несмотря на то, что в г. Кунгур построены защитные дамбы, высота которых в основном доведена до необходимой отметки, существует необходимость и в дальнейшем добиваться надежности дамб, которая гарантировала бы защиту города от затопления за счет прорывов на отдельных ослабевших участках дамб. С этой целью необходимо повсеместно довести высоту и ширину дамб до оптимальных размеров.

Необходимо рассмотреть вопрос защиты и благоустройства берегов рек надежными технически проработанными вариантами защитных сооружений. Ежегодно выполняемые в осенне-весенний период ремонтные работы практически малоэффективны: дамбы разрушаются. Вся сложность в том, что дамбы строились в условиях городской застройки, в стесненных условиях и в настоящее время, чтобы выполнить ремонт некоторых участков, приходится сносить дома и расселять людей.

Основные работы по наращиванию, уширению, укреплению защитных дамб были проведены в 1998-99 гг., в результате чего появилась возможность свободного проезда автомобильной техники по гребню всех дамб.

Методы защиты города от наводнений. Наиболее эффективными являются мероприятия не по борьбе с наводнениями, а по ликвидации причин, их вызывающих. В то же время все возрастающая степень хозяйственного освоения территории и ее природных ресурсов, с одной стороны, и угроза, создаваемая наводнениями, с другой, вызывает необходимость разработки мероприятий по борьбе с наводнениями, предотвратить которые пока невозможно. К числу таких мероприятий относят следующие:

1. сооружение защитных дамб;
2. изменение русла;
3. создание противопаводковых водохранилищ;
4. комплексный метод.

Рассмотрим каждое из мероприятий.

Сооружение защитных дамб. Дамбы – это самый распространенный и относительно дешевый тип гидротехнических сооружений для защиты от наводнений. Они примыкают к склонам долины, не затопляемым при самом высоком уровне половодья, и в местах впадения притоков должны поворачивать в их долины. В наиболее опасных местах воздействия потока дамбы должны быть укреплены основательнее.

Защитные дамбы Кунгура требуют постоянной и дорогостоящей эксплуатации. Город ежегодно тратит огромные деньги на «латание дыр», поскольку после прохождения паводков образуются все новые и новые оползни, обвалы. Многообразие методов укрепления опасных участков дает положительный эффект только на этих участках. Сооружение защитных дамб без дренажа городской территории (большинство старых дренажных труб или засыпаны грунтом, или не работают, новые не закладываются) – уже привело, по данным Горного института УрОРАН, к подтоплению территории, резкой активизации карстообразующих процессов, увеличению карстовых провалов почти в 2 раза.

Изменение русла. В администрации г. Кунгур рассматривалось предложение по спрямлению русла р. Сылва каналом по трассе: ул. Воровского, у подножия горы – оз. Карасье – выезд на Березовский тракт – озеро-старица р. Ириловка – выход к Сылве. Технически этот вариант осуществим, но для его обоснования необходимы гидрологические и гидравлические расчеты.

Здесь необходимо учесть очень плотную застройку города в прирусловой части р. Сылва, неизбежные социальные «взрывы», связанные с отселением из обжитого места, огромные финансовые затраты не только на сам канал, но и на компенсации отселяемым жителям, строительство нового жилья и т.д. Следует учесть и геологические условия города, наличие большого количества карстовых полостей и провалов. Сооружение канала в карстующихся грунтах неизбежно активизирует развитие карстообразующих процессов.

Создание противопаводковых водохранилищ. В 40-х гг. XX века институтом «Гидропроект» разрабатывалась схема создания средних гидроэлектростанций на р. Сылва (Шумковская ГЭС и Кишертская ГЭС). По своим характеристикам эти водохранилища способны были срезать пик весеннего половодья и снять угрозу наводнений в Кунгуре. Но проект не был реализован. В своей работе «Гидрологические исследования на реках бассейна Сылвы в связи с наводнениями в г. Кунгур» профессор кафедры гидрологии и охраны водных ресурсов ПГУ А. М. Комлев рассматривает возможность создания водохранилища в верховьях Сылвы у с. Агафонково Суксунского района. В своих выводах

А.М. Комлев указывает, что создание такого водохранилища в верховьях р. Сылва надежно обезопасит г. Кунгур от наводнений.

Комплексный метод. Комплексный метод защиты от наводнений должен включать в себя реализацию нескольких различных методов. Здесь, наряду с проводимыми работами по текущей эксплуатации дамб, закреплению отдельных аварийных участков, строительству новых дамб, чем и занимается администрация города, считаю возможным рассмотреть вопрос использования для срезки пика паводка прудов и водохранилищ, расположенных в бассейне р. Сылва, на ее притоках.

В настоящее время, по данным инвентаризации гидротехнических сооружений, на притоках р. Сылва и Ирень расположены створы восьми прудов и водохранилищ (более 500 тыс. м^3), которые могут быть использованы для срезки пика паводка. Для выполнения этой задачи необходимы относительно небольшие денежные средства на выполнение текущих ремонтов сооружений и единый диспетчерский график наполнения-сработки. Эти ресурсы в Пермском крае имеются, и при соответствующем обосновании могут быть задействованы для решения задач по защите г. Кунгур от наводнений.

© Михайлов А.В., Поздеева Г.Л., 2018

МОДЕЛИРОВАНИЕ СТОКА РЕК ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЯКУТИИ

***Лебедева Л.С.*[1], *Макарьева О.М.*[2,1]**
[1]Институт мерзлотоведения им. П.И. Мельникова СО РАН
[2]Санкт-Петербургский государственный университет
lyudmilaslebedeva@gmail.com

Аннотация: Проведено моделирование гидрографов стока шести рек Центральной Якутии на суточном расчетном интервале за период от 11 до 65 лет с использованием детерминированной модели Гидрограф. Для описания пространственной изменчивости условий формирования стока выделены пять стокоформирующих комплексов (СФК): сосновые леса, лиственнично-березовые леса, мохово-лишайниковое лиственничное редколесье, луга аласных котловин и межаласные залесенные пространства. Параметры почвы и растительности СФК задавались на основе литературных данных и полевых работ. Результаты моделирования показали, что при сходном климате и близости водосборов такие локальные факторы, как распространение особых мерзлотных ландшафтов, ассоциированных с термокарстовыми озерами, могут играть ключевую роль в формировании речного стока.

Ключевые слова: речной сток, мерзлота, гидрологическая модель Гидрограф, параметры модели, стокоформирующий комплекс.

SIMULATION OF RIVER RUNOFF IN CENTRAL YAKUTIA

***Lebedeva L.S.*[1], *Makarieva O.M.*[2,1]**
[1]Melnikov Permafrost Institute
[2]St. Petersburg State University

Abstract: The river runoff hydrographs of six rivers in Central Yakutia were simulated with a daily time step for a period from 11 to 65 years using the process-based Hydrograph model. Five runoff formation complexes (RFCs) were identified to represent the spatial variability of the catchments characteristics: pine forests, larch-birch forests, moss-lichen larch sparse forest, meadows of alas hollows and forested areas between alases. Soil and vegetation parameters of RFCs were estimated based on literature data and field work. The results of simulation showed that local factors such as specific permafrost landscapes associated with thermokarst lakes can play a key role in the formation of river flow.

Keywords: river runoff, permafrost, Hydrograph model, model parameters, runoff formation complex

Восточная Сибирь характеризуется низкой плотностью гидрологической сети и сокращением количества постов в последние годы, в том числе тех, на которых измеряется расход воды. Ограниченность и низкое качество данных о расходах воды может быть частично восполнено использованием гидрологических моделей, уточненных на более надежных исторических данных и материалах специальных исследований.

Целью работы является моделирование гидрографов стока малых и средних рек на равнинных территориях Центральной Якутии с учетом пространственной изменчивости мерзлотных ландшафтов.

В работе использовалась детерминированная гидрологическая модель Гидрограф [1-3], разработанная под руководством проф. Ю.Б. Виноградова в Государственном гидрологическом институте (г. Санкт-Петербург). Входной информацией для моделирования служат суточные значения температуры, влажности воздуха и осадков. Результатами расчетов являются непрерывный гидрограф стока в замыкающем створе, компоненты водного баланса и переменные состояния водосбора – температура и влажность грунта на различных глубинах, высота, плотность и температура снежного покрова, глубина протаивания и промерзания и другие. Основными параметрами модели являются физические свойства ландшафтов, которые можно измерять в природе, систематизировать по типам почв, растительности и другим характеристикам [4, 5]. В модели Гидрограф решается задача динамики тепла и влаги в почвенной колонке [6, 7], что позволяет ее использовать в районах распространения многолетней мерзлоты.

В центральной части бассейна р. Лена было выделено шесть водосборов, обеспеченных ежедневными гидрологическими и метеорологическими

данными (табл. 1, рис. 1). Для моделирования были использованы суточные данные 13 метеорологических станций. Исследуемый район относится к Приленскому плато и юго-восточной части Центрально-Якутской низменности в пределах Лено-Алданского и Лено-Вилюйского междуречья. Исследуемые речные бассейны располагаются в зоне средней тайги и сплошного распространения многолетней мерзлоты. Верхняя часть бассейна р. Амги находится в зоне несплошной многолетней мерзлоты. Количество осадков увеличивается с севера-запада на юго-восток от 240 до 450 мм/год. Среднемноголетняя температура воздуха меняется от -7.7°С до -11°С с юга на север.

Таблица 1

Список рек Центральной Якутии, выбранных для моделирования

Код	Река-пост	Площадь, км^2	Высоты, м	Длина ряда, годы	Средний многолетний слой стока, мм/год
3214	Шестаковка-гп.Камырдагыстах	170	123-301	65	25
3217	Суола-пос. Бютейдях	1270	166-383	36	17
3291	Амга - с. Буяга	23900	288-1264	78	171
3293	Амга - с. Терют	65400	81-662	76	104
3628	Таатта - с. Уолба	8290	143-401	10	1
3659	Суола - с. Бедеме	3380	91-387	25	15

Согласно мерзлотно-ландшафтной карте Якутии 1:2 500 000 [8] основными типами местности на водосборах рр. Амги, Суолы, Таатты и Шестаковки являются межаласный, плакорный, склоновый и горно-склоновый, которые были представлены набором стокоформирующих комплексов (СФК) в целях моделирования. СФК является сходным по характеристикам почвы, растительности и преобладающим гидрологическим процессам типам подстилающей поверхности на водосборе. Для описания пространственной изменчивости условий формирования стока на водосборах Центральной Якутии были выделены пять СФК: 1) сосновые леса на пологих песчаных склонах и водоразделах – склоновый тип местности, 2) лиственнично-березовые леса – плакорный тип местности, 3) мохово-лишайниковое лиственничное редколесье – горно-склоновый тип местности, 4) луга аласных котловин – межаласный тип местности, 5) межаласные залесенные пространства – межаласный тип местности.

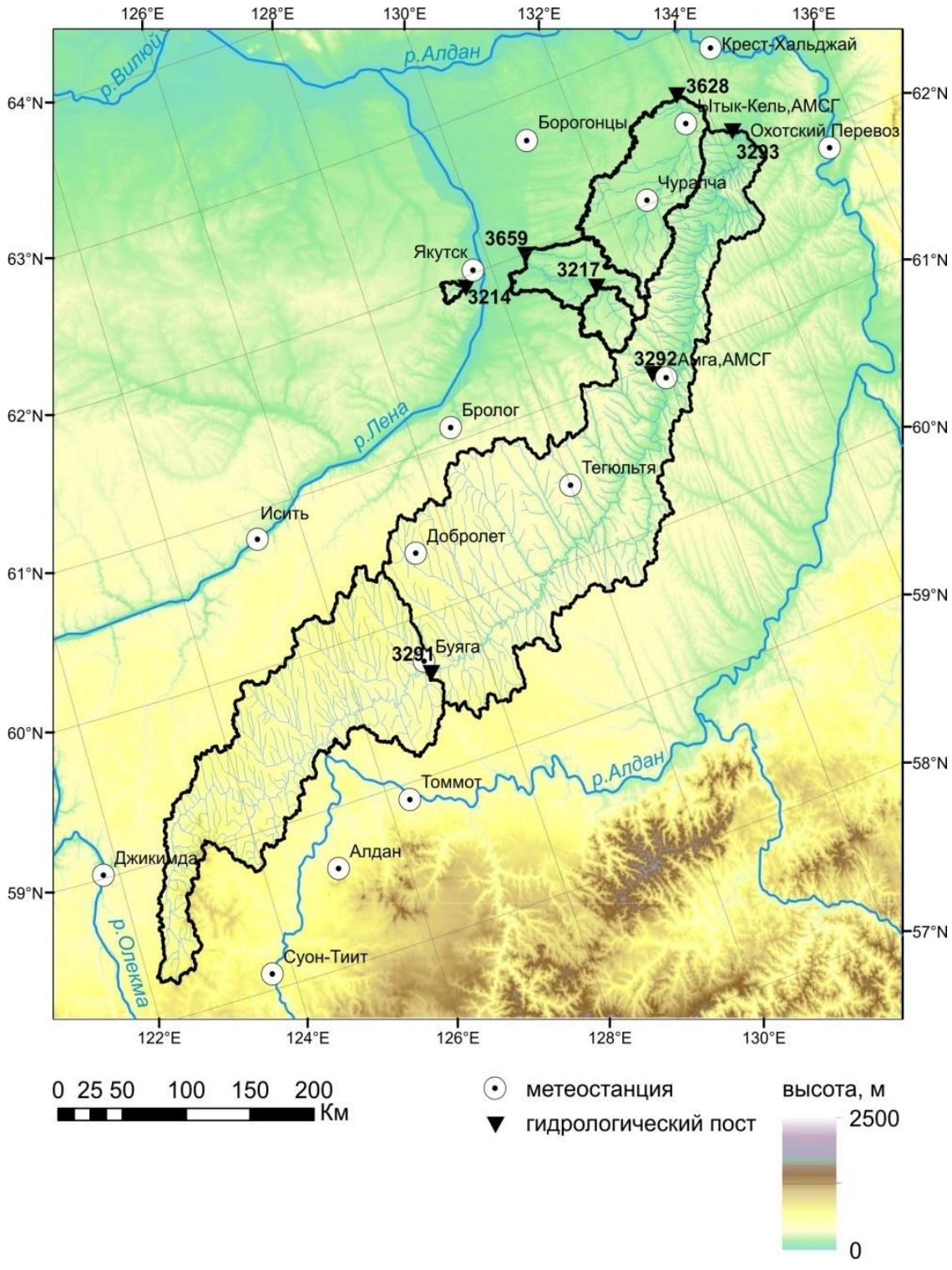


Рис. 1. Расположение гидрологических постов, метеорологических станций и границы расчетных речных бассейнов

Параметры почвы (плотность, пористость, максимальная водоудерживающая способность, влажность завядания, коэффициент фильтрации, теплоемкость, теплопроводность) и растительности (альбедо, затененность, емкость

перехвата осадков растительным покровом, фенологические даты, коэффициент испаряемости) СФК задавались на основе литературных данных [9-11] и результатов собственных полевых работ 2015-2017 гг. в бассейне р. Шестаковки, в том числе бурения.

Помимо параметров СФК при моделировании средних речных бассейнов большое значение приобретают параметры стоковых элементов, которые описывают подземное питание рек. Параметры стоковых элементов назначаются по характерным для каждого бассейна формам кривой истощения после прохождения половодья, паводков и в период промерзания грунтов осенью и зимой. Как правило, верхние и более быстрые ярусы имеют больший вес в структуре подземного питания по сравнению с более глубокими и медленными. Максимальное количество ярусов может быть равно 15. Количество ярусов подземных вод назначается для каждого моделируемого водосбора и в общем случае зависит от площади бассейна – чем больше водосбор, тем более глубокие подземные горизонты участвуют в питании реки. Река Амга не пересыхает и не перемерзает, что позволяет предположить, что происходит постоянное питание подземными горизонтами с характерным временем истечения несколько месяцев. Реки Суола и Таатта полностью промерзают, поэтому было принято, что подземное питание в основном формируется стоковыми элементами с характерным временем истечения от суток до месяца. При моделировании Таатты были добавлены более глубокие ярусы как возможность описать процесс задержки воды в термокарстовых озерах, характерный для межаласного типа местности.

Период моделирования процессов формирования стока р. Шестаковки составил 65 лет, с 1951 по 2016 гг. Параметры СФК были уточнены при моделировании переменных состояний на масштабе склона: характеристик снежного покрова, глубин протаивания и промерзания, температуры и влажности грунтов. После уточнения параметры СФК были использованы без изменений для моделирования гидрографов стока р. Шестаковки и более крупных рек Центральной Якутии.

Получены удовлетворительные результаты моделирования температуры и влажности почвы, высоты снежного покрова и стока воды в бассейне р. Шестаковки на суточном расчетном интервале (рис. 2, В и Г). Сходимость рассчитанных и фактических гидрографов сильно отличается от года к году (рис. А и Б). Критерий эффективности моделирования Нэша-Сатклиффа, рассчитанный по суточным значениям для каждого года, варьируется от отрицательных значений до 0.66.

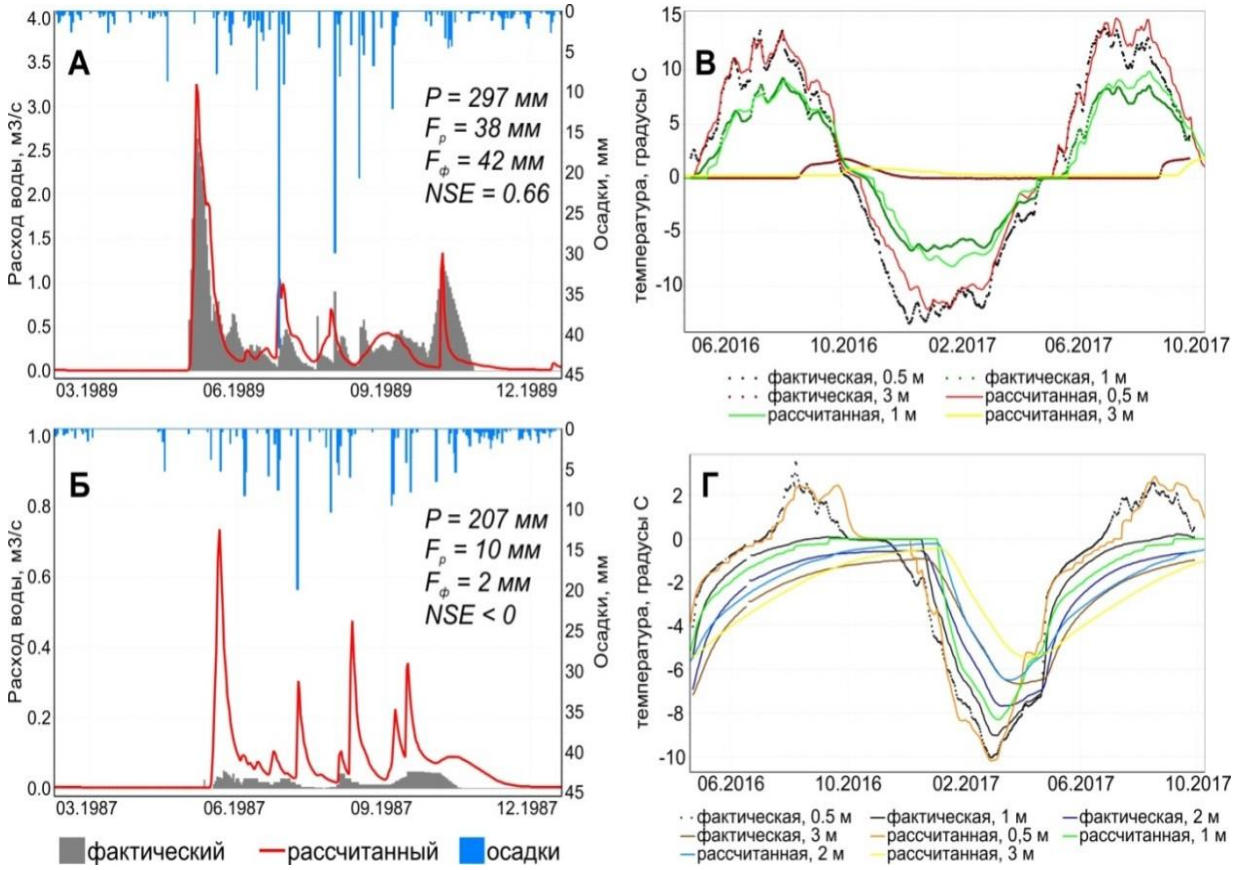


Рис. 2. А и Б – рассчитанные и наблюденные гидрографы стока воды р. Шестаковки – г.п. Камырдагыстах и осадки на метеостанции Якутск за годы с максимальным (1989 г.) и минимальным (1987 г.) критерием эффективности Нэша-Сатклиффа; В и Г - температуры грунта в сосновом и лиственничном лесу на глубинах 0.5-3 м

В ходе адаптации модели к бассейнам р.р. Амги, Суолы и Таатты вводились корректирующие коэффициенты к гидравлическим параметрам поверхностных и почвенных стоковых элементов, которые зависят от площади бассейна. Результаты моделирования стока р.р. Амги, Суолы и Таатты за сухие и влажные годы показаны на рис. 3. Сопоставление рассчитанных и наблюденных гидрографов стока р. Амги в двух створах позволяет сделать вывод, что смоделированные расходы воды отражают суточную динамику стока воды как по объему, так и по времени наступления подъемов и спадов расходов в годы разной водности и во все фазы водного режима. Максимальные расходы р. Амги – с.Терют выше 3000 $м^3/с$ несколько преуменьшаются, а ниже 3000 $м^3/с$ – наоборот, как правило, преувеличиваются. Связь рассчитанных и фактических слоев стока для обоих бассейнов р. Амги выше 0,8. Связь рассчитанных и фактических максимальных расходов воды р. Амги – с. Буяга слабее, чем у р. Амги - с.Терют. Почти все максимальные годовые расходы

р. Амги – с.Буяга ниже 2000 м^3/с преувеличены по результатам моделирования, а выше 2000 м^3/с – преуменьшены. Это может быть связано с большей неопределенностью ливневых осадков в горных условиях, которые являются одним из важнейших факторов формирования максимальных расходов р. Амги в ее верховьях. Критерий качества моделирования Нэша-Сатклиффа, рассчитанный по суточным значениям смоделированных и фактических расходов, равен 0,63 и 0,64 для р. Амга – Буяга и Амга – Терют соответственно. BIAS, рассчитанный по суточным значениям для каждого года, составляет по модулю менее 3% для обоих бассейнов р. Амги. Алгоритмы и наборы параметров модели Гидрограф удовлетворительно отображают процессы формирования стока воды на суточном, месячном и годовом масштабах за период расчета 1981-2012 гг.

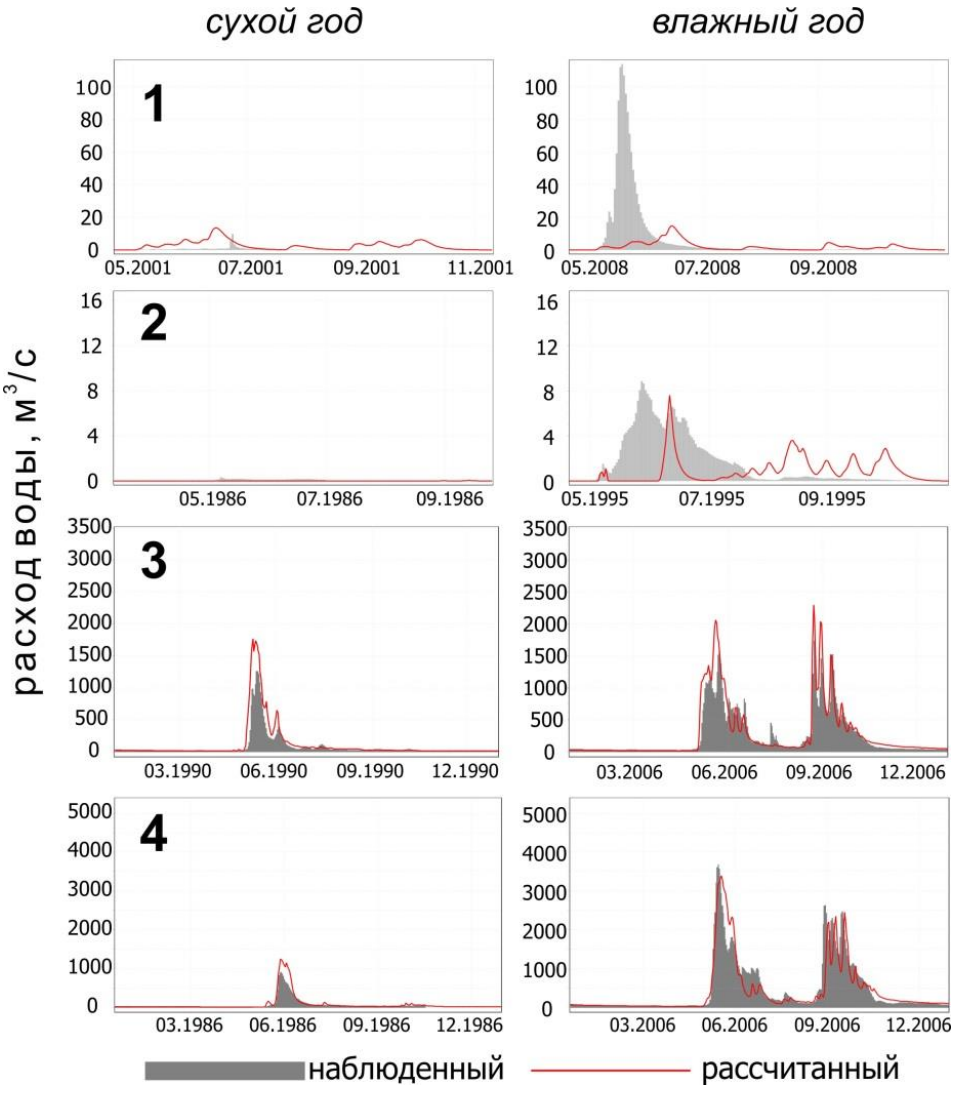


Рис. 3. Рассчитанные и наблюденные гидрографы стока:
1) р. Суола – Бедеме, 2) р. Татта – Уолба, 3) р. Амга – Буяга, 4) р. Амга – Терют

Моделирование суточных гидрографов стока р. Таатты – с. Уолба, р. Суола – с. Бютейдях и р. Суолы – с. Бедеме проводилось для периодов 1984-1996, 1971-1996 и 1991-2012 соответственно. Периоды расчета обусловлены наличием проверочных данных по стоку воды. Сходимость рассчитанных и наблюденных гидрографов стока рр. Суолы и Таатты, которые находятся в непосредственной близости от Амги, низкая. Это говорит о выраженном влиянии азональных факторов формирования стока. В бассейне р. Таатты расположено около 2300 озёр, в бассейне р. Суолы – около 1600 озер. Большая часть озер имеет термокарстовое происхождение. Средний многолетний слой стока р. Суолы – с. Бедеме равен 15 мм/год, р.Суолы – с. Бютейдях – 17 мм/год, изменяясь от полного отсутствия стока до 79 мм/год за период наличия данных 1989-2013 гг. Слой стока р. Таатты изменяется от 0.01 до 3.3 мм/год со средним значением 0.99 мм/год (1984-1986, 1988-1990, 1992-1996), что в сто раз меньше, чем слой стока на соседнем водосборе р. Амги. Это означает, что практически все осадки, выпадающие на поверхность водосборов р.р. Суолы и Таатты, поступают не в речную сеть, а расходуются на испарение, пополнение запасов воды на водосборе, либо другие расходные компоненты водного баланса.

Для улучшения эффективности моделирования были применены следующие меры: 1) коэффициент испарения увеличен в 1,8 раза на р. Суоле и в 1,5 раза – на р. Таатте; 2) скорость истечения из почвенных стоковых элементов была понижена за счет введения корректирующего коэффициента.

Принятые меры позволили получить удовлетворительные результаты моделирования средних многолетних и годовых характеристик стока воды рр. Таатты и Суолы. Смоделированные расходы воды неудовлетворительно отражают суточную динамику стока, как по объему, так и по времени наступления подъемов и спадов расходов в различные фазы водного режима.

Опыт моделирования суточных гидрографов стока воды шести рек в Центральной Якутии показал, что при сходном климате и близости водосборов такие локальные факторы, как распространение особых мерзлотных ландшафтов, ассоциированных с термокарстовыми озерами, гидрологическая роль которых не учитывается при моделировании, могут играть ключевую роль в формировании стока.

Список литературы

1. Виноградов Ю.Б. Математическое моделирование процессов формирования стока. Опыт критического анализа / Ю.Б. Виноградов. – Л.: Гидрометеоиздат, 1988. – 312 с.
2. Виноградов Ю.Б. Математическое моделирование в гидрологии / Ю.Б. Виноградов, Т.А. Виноградова.– М.: Изд. центр «Академия», 2010. – 298 с.

3. Semenova O., Lebedeva L., Vinogradov Yu. Simulation of subsurface heat and water dynamics, and runoff generation in mountainous permafrost conditions, in the Upper Kolyma River basin, Russia // Hydrogeol. J. – 2013. –21(1). – p. 107–119
4. Лебедева Л.С. Расчет глубины сезонно-талого слоя в условиях различных ландшафтов Колымской водно-балансовой станции в задаче гидрологического моделирования (Часть 2) / Л.С. Лебедева, О.М. Семенова, Т.А. Виноградова // Криосфера Земли – 2015. – XIX. № 2. – 35-44.
5. Lebedeva L., Semenova O., Vinogradova T. Simulation of Active Layer Dynamics, Upper Kolyma, Russia, using the Hydrograph Hydrological Model // Permafrost and Periglac. Process. – 2014. – 25 (4). – P. 270-280.
6. Виноградов Ю.Б., Семенова О.М., Виноградова Т.А. Гидрологическое моделирование: метод расчета динамики тепловой энергии в почвенном профиле (Часть 1) / Ю.Б. Виноградов, О.М. Семенова, Т.А. Виноградова // Криосфера Земли. – 2015. – т. XIX. № 1. – С. 11-21.
7. Semenova O., Vinogradov Y., Vinogradova T., and Lebedeva L. Simulation of Soil Profile Heat Dynamics and Integration into Hydrologic Modelling in the Permafrost Zone. // Permafrost and Periglac.Process. – 2014. – 25 (4). – p. 257-269.
8. Мерзлотно-ландшафтная карта Якутской АССР. Масштаб 1: 2 500 000 / Гл. ред. П.И. Мельников. – М.: ГУГК, 1991. – 2 л.
9. Бойцов А.В. Бойцов А.В. Условия формирования и режим подземных вод надмерзлотного и межмерзлотного стока в Центральной Якутии: дис. … к.г.-м.н. – Якутск: Изд-во ИМЗ СО РАН, 2002. – 176 с.
10. Мониторинг подземных вод криолитозоны / В.В. Шепелев, А.В. Бойцов, Н.Г. Оберман и др. – Якутск: Изд-во ИМЗ СО РАН, 2002. – 172 с.
11. Межгодовая изменчивость теплового режима грунтов района Якутска / П.Н. Скрябин, С.П Варламов., Ю.Б. Скачков. – Новосибирск: изд-во СО РАН, 1998. – 144 с.

© Лебедева Л.С., Макарьева О.М., 2018

ОЦЕНКА МАКСИМАЛЬНЫХ ВОЗМОЖНЫХ ПАВОДКОВ В БАССЕЙНЕ Р. КУБАНЬ

Болгов М.В., Трубецкова М.Д.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
E-mail: bolgovmv@mail.ru

Аннотация. Для ряда метеостанций в районе бассейна р. Кубань получены оценки максимально возможных 12-часовых сумм осадков. По полученным значениям осадков рассчитан гидрограф максимально возможного паводка р. Адагум – г. Крымск.

Ключевые слова: наводнение, максимально возможные осадки, максимально возможные паводки, р. Кубань, р. Адагум.

EVALUATION OF POSSIBLE MAXIMUM FLOODS IN THE KUBAN RIVER BASIN

Bolgov M.V., Trubetskova M.D.
Water Problems Institute of RAS, Moscow

Abstract. Estimates of 12-hour probable maximum precipitation sums are calculated for a number of weather stations in the Kuban River basin. According to them values obtained, the hydrograph of probable maximum flood for the Krymsk gauge on the Adagum River is calculated.

Keywords: flood, probable maximum precipitation, probable maximum flood, Kuban River, Adagum River.

Введение

Катастрофическое наводнение, произошедшее в июле 2012 г. на р. Адагум, повлекшее за собой человеческие жертвы и масштабные разрушения в г. Крымск, продемонстрировало необходимость получения надежных расчетных характеристик дождевых паводков на реках с паводочным режимом.

Для расчета максимального возможного стока изучаемой реки необходимо получить оценки максимальных осадков, которые могут его сформировать. В работе применена методика расчета максимально возможных осадков (МВОС), разработанная международной метрологической организацией (ММО) и подробно описанная в [1].

Под термином «МВОС» понимают наибольший слой осадков заданной продолжительности и площади распространения, физически возможный для расчетного водосбора или для зоны ливней в конкретном месте, в определенное время года без учета долгосрочных климатических тенденций [1]. В отечественной практике на сегодняшний день известно ограниченное количество исследований, посвященных оценке МВОС. Методические вопросы применительно к территории России рассмотрены в работе А. Асарина и А. Жиркевича [2], где перечислены основные сложности, возникающие в процессе определения этой характеристики. В работе Н. Поповой [3] приведены результаты расчетов МВОС и максимально возможного паводочного стока для территории ЕТР и Приморья. В [4] получены оценки МВОС для бассейна р. Зея.

Использованные данные

К исследованию привлечены данные наблюдений на метеостанциях, расположенных на территории бассейна Кубани и в его окрестности. Использованы данные восьмисрочных наблюдений за основными метеорологическими характеристиками из электронной базы данных ВНИИГМИ МЦД [5]. Анализировались значения температуры точки росы и сумм осадков. Рассчитывались скользящие суммы осадков за 24 час., из которых выбирался абсолютный максимум. Длина рядов составляет 50 лет: с 1966 по 2015 гг. В соответствии с [1],

это та минимальная длина рядов, которой достаточно для получения обоснованных результатов расчетов.

Методика определения максимально возможных осадков

В данном исследовании применен гидрометеорологический подход к расчету МВОС [1], базирующийся на предположении, что существует верхний, физически обусловленный предел слоя максимальных осадков на заданной территории. Он требует учета и интерпретации данных наблюдений за метеорологическими характеристиками атмосферы, в первую очередь – за температурой точки росы и количеством осадков.

Основной этап в расчете МВОС – определение предельного содержания водяного пара в воздухе (так называемая максимизация влагосодержания атмосферы). Принимается предположение о том, что воздух при выпадении осадков поднимается, по сухоадиабатическому закону, до уровня насыщения, а затем – по влажноадиабатическому. Чем ниже расположен уровень насыщения, тем больше водяного пара содержится в столбе воздуха. Максимальное количество осадков выпадет в случае, если уровень насыщения находится прямо у земной поверхности. В соответствии с методикой определения МВОС (1), из многолетних рядов значений температуры точки росы выбирается ее максимальное значение, которое наблюдалось в данном пункте за период наблюдений в течение не менее 12 час. Далее, по этому значению определяется количество влаги в столбе атмосферы и предполагается, что вся эта влага выпадает в виде осадков. В реальности, конечно, такая ситуация практически невозможна, но именно эта величина является предельной.

Следующий этап – выделение из многолетнего ряда наблюдений ливня с максимальной суммой осадков за выбранный период (в данной работе – 12 час.). Берется наблюдавшаяся при этом реальная температура точки росы, также сохранявшаяся в течение 12 час., и по ней определяется реальное влагосодержание атмосферы. МВОС рассчитывают по формуле:

$$P_m = P_s \frac{W_m}{W_s},$$

где P_m – максимально возможные осадки; P_s – сумма осадков, выпавших во время ливня, который максимизируется; W_m – максимально возможное влагосодержание столба атмосферы в данном пункте; W_s – влагосодержание столба атмосферы во время максимизируемого ливня.

Результаты расчетов максимально возможных осадков

Расчеты МВОС проводились для каждого из 4-х летних месяцев: июня, июля, августа и сентября. В табл. 1 приведены результаты расчетов величин МВОС за 12 час. и выбранный из них максимум для всего летнего периода. Кроме этого, для каждого месяца приведены абсолютные максимумы, наблюденных 12-часовых сумм осадков, взятые из базы данных суточной температуры воздуха и количества осадков [5]. Максимальное значение МВОС за 12 час. составляет 444 мм. Оно получено для метеостанции Туапсе и относится к июлю.

Таблица 1

Наблюденные максимальные 12-часовые суммы осадков и рассчитанные значения МВОС по месяцам

Метеостанция	Июнь		Июль		Август		Сентябрь		Год
	МВОС, мм	Наблюдния, мм	МВОС, мм	Наблюдения, мм	МВОС, мм	Наблюдения, мм	МВОС, мм	Наблюдения, мм	МВОС, мм
Краснодар	161	140	172	85	80	68	94	52	172
Ставрополь	162	141	149	108	92	74	70	67	162
Анапа	68	67	186	152	238	228	99	95	238
Туапсе	196	101	444	267	248	220	235	207	444
Армавир	124	79	143	140	86	78	100	75	143

Метод расчета максимального паводочного стока

Для оценки максимально возможного паводочного расхода используется модель формирования поверхностного стока на изучаемой территории, которая включает расчет стока с элементарных водосборов по заданным параметрам потерь, с учетом различной степени застройки, и его трансформацию по системам естественных русел и каналов ливневой канализации.

Для расчета гидрологического режима поверхностных водных объектов в работе [6] рекомендовано применение программного комплекса SWMM [7]. Данный комплекс включает в себя несколько модулей, из которых в работе применены только два (модули RUNOFF и EXTRAN).

Модуль RUNOFF рассчитывает сток с элементарных водосборов, при этом основные элементы процесса стока (инфильтрация, поверхностное задержание

и испарение) описываются моделью с сосредоточенными параметрами. Модель поверхностного стока представлена в виде нелинейной емкости, описываемой уравнением неразрывности в сочетании с уравнением Маннинга для расхода воды.

Для элементарного бассейна уравнение неразрывности записано в виде:

$$\frac{dV}{dt} = A\frac{d\alpha}{dt} = Ai^* - Q,$$

где $V=A\alpha$ – объем воды на водосборе, α – глубина воды, t – время, A – площадь водосбора, i^* – превышение интенсивности дождя (снеготаяния) над инфильтрацией (разность между интенсивностью и инфильтрацией), Q – расход воды. Q определяется из уравнения Маннинга:

$$Q = W\times 1.49/n(\alpha - \alpha_p)^{5/3}\, S^{1/2}$$

где W – ширина водосбора, n – коэффициент Маннинга, α_p – глубина емкости задержания, S – уклон водосбора.

Модуль под названием EXTRAN реализует алгоритм решения уравнения Сен-Венана для системы открытых и закрытых (напорных и безнапорных) водоводов и водотоков. EXTRAN представляет собой Фортран-программу, предназначенную для численного решения системы уравнений, описывающих движение воды в системе открытых (безнапорных) и закрытых водотоков и водоводов. EXTRAN-блок получает входной гидрограф в специальных узлах расчетной сетки через интерфейсный файл из гидрологического блока (RUNOFF-блок) и/или путем непосредственного ввода пользователем. Модуль выполняет динамический расчет (решение) потока ливневых вод по всей дренажной системе с верхних точек до точек выхода (принимающей водной системы). Выходом модели являются профили водной поверхности и расходы воды в заданных точках дренажной системы.

Гидравлическая система, воспроизводимая модулем EXTRAN, представляется в виде набора элементов в основном двух типов: соединительные узлы и линейные элементы (водоводы). Пример расчетной схемы для бассейна р. Адагум приведен на рис. 1.

Входной поток данных программы EXTRAN содержит несколько групп данных, которые содержат информацию, управляющую выполнением программы, выбор единиц измерения, площади колодцев и число итераций и допустимую ошибку в условиях переполнения и итерационных вычислений. Временной шаг является наиболее критичным параметром по отношению к устойчивости счета по программе EXTRAN и должен быть выбран тщательно, исходя из решаемой задачи.

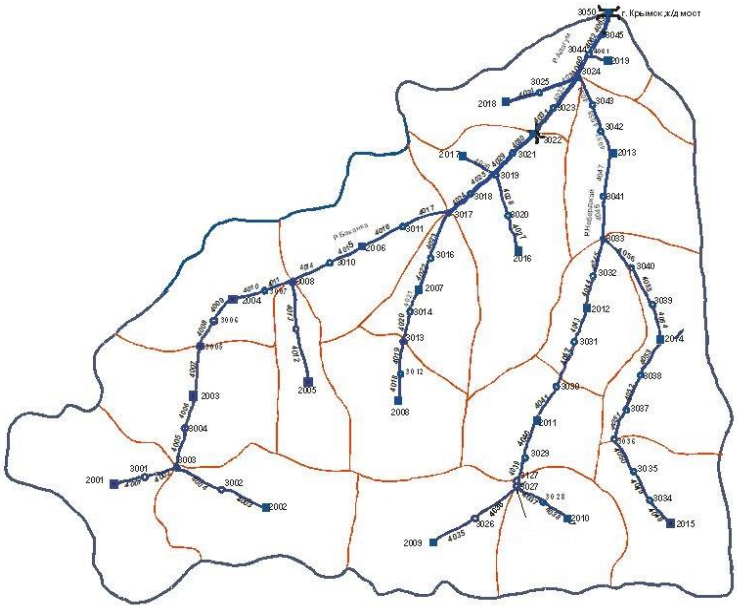


Рис. 1. Схематизация водосбора р. Адагум в створе ж/д моста на входе в город

Расчет максимально возможного паводка

Для расчета гидрографа максимально возможного паводка р. Адагум наблюденные графики хода дождя по метеостанциям Новороссийск и Крымск были трансформированы таким образом, чтобы сумма осадков равнялась величине МВОС за 12 час. Основная фаза дождя, приведшего к катастрофическому паводку 2012 г., продолжалась около 12 час.

На рис. 2 и 3 приведены результаты расчетов гидрографа паводочного стока р. Адагум в двух вариантах: по данным наблюдений за осадками 06-07 июля 2012 г. и по оцененной величине МВОС.

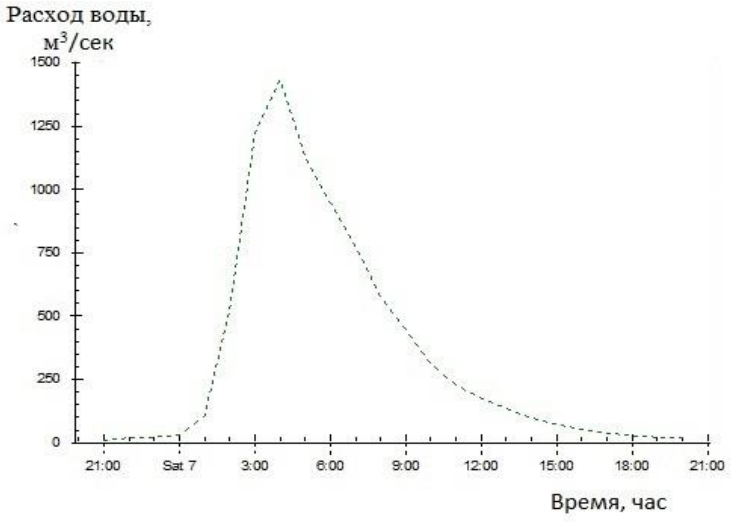


Рис. 2. Гидрограф паводочного стока р. Адагум – г. Крымск 06-07 июля 2012 г., восстановленный методом математического моделирования

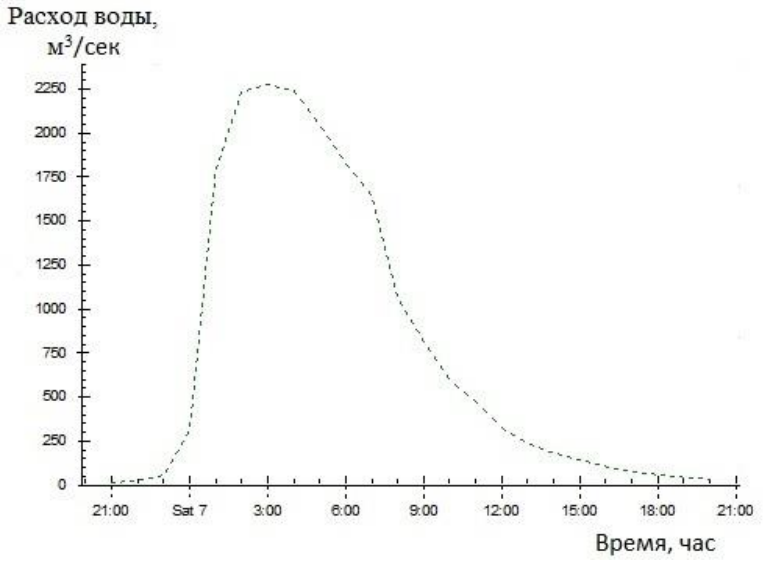


Рис. 3. Гидрограф максимально возможного паводочного стока р. Адагум – г. Крымск, рассчитанный по данным о МВОС

Заключение

Для оценки потенциального риска хозяйственной деятельности на водных объектах предлагается подход, основанный на понятии потенциально возможного максимального паводка.

На примере региона, характеризующегося повышенной паводочной опасностью (бассейн реки Кубань), получены оценки МВОС, в соответствии с рекомендациями Всемирной Метеорологической Организации (ВМО). Эти оценки достаточно сильно изменяются по территории, и поэтому в качестве предельно возможной величины принято максимальное из рассчитанных значений, полученное для метеорологической станции Туапсе.

Предельно возможный максимальный расход, так же, как и весь гидрограф максимально возможного паводка р. Адагум у г. Крымска, получены с помощью модели формирования стока. Эта модель была апробирована на данных наводнения 2012 г. и показала хорошее соответствие натурных и рассчитанных данных. Для расчетов предельных максимумов использовались те же начальные условия, что и для паводка 06-07.07.2012 г.

Предельное значение стока получено путем трансформации наблюденных в июле 2012 г. гиетографов с целью задания распределения предельной суммы осадков внутри дождя. Получившийся предельно возможный гидрограф имеет максимальное значение 2275 м^3/сек и компактную форму, но с менее острой вершиной, чем у гидрографа паводка, имевшего место в 2012 г.

В целом, можно сделать вывод, что для определения предельно возможных расходов воды дождевых паводков на территории бассейна р. Кубань приемлема методика ВМО в сочетании с математическими моделями формирования стока.

Список литературы

1. World Meteorological Organization. 2009. Manual on Estimation of Probable Maximum Precipitation (PMP). – WMO-No. 1045. – 257 p.
2. Асарин А.Е. О необходимости разработки методики расчета вероятного максимального паводка (PMF) для инженерно-гидрологических расчетов в России / А.Е. Асарин, А.Н. Жиркевич // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2012. – № 4. – С. 53-64.
3. Попова Н.О. Оценка возможных максимальных жидких осадков и предельно возможных расходов паводкового стока для речных бассейнов Европейской территории России и Приморья / Н.О. Попова // В сб.: «Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.» Т. 2. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. – 2015. – С. 30-37.
4. http://www.meteo.ru
5. Болгов М.В. Оценка максимальных возможных осадков для бассейна р. Зеи / М.В. Болгов, МД. Трубецкова // В сб.: Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения. Тр. Всероссийской науч. конф. Г. Сочи 02-07 октября 2017 г. – Новочеркасск: Лик, 2017. – С. 485-490.
6. Болгов М.В. Реконструкция дождевого паводка на реке Адагум на основе математического моделирования формирования стока / М.В. Болгов, Е.А. Коробкина // Водное Хозяйство России. – 2013. –№ 3. – С. 87-102.
7. James W., Huber W.C. User System Models User's guide to SWMM. – 2003. – 700 p.

© Болгов М.В., Трубецкова М.Д., 2018

КОНЦЕПЦИЯ СОВРЕМЕННОГО РАЗВИТИЯ РАСЧЕТНЫХ СХЕМ РАСХОДА НАНОСОВ РЕЧНЫХ ПОТОКОВ

Поздняков Ш.Р.*, *Шмакова М.В.
ИНОЗ РАН, СПб
E-mail: tbgmaster@mail.ru

Аннотация: Современная концепция расчетных схем расхода наносов должна основываться на взаимосвязанном расчете гидравлических переменных состояния потока. Это позволяет более объективно и комплексно оценивать процессы динамики морфометрических характеристик водных объектов.

Ключевые слова: речной поток, уравнение двухфазного потока, формула расхода наносов

THE CONCEPT OF THE COLCULATTION SCHEMES MODERN DELOPMENT OF RIVER FLOWS SEDIMENT DISCHARGE

Pozdnyakov S.R.*, *Shmakova M.V.
Institute of Limnology RAS, SPb

Abstract. The modern concept of calculation schemes for sediment flow should be based on the interrelated calculation of hydraulic variables of the flow state. This allows to assess more objective and comprehensive the dynamic processes of morphometric characteristics for water bodies.

Keywords: river flow, the equation of two-phase flow, the formula of sediment discharge.

В соответствии с установившимися в классической гидрологии определениями [10], транспортируемые водными потоками твердые наносы делятся на взвешенные, переносимые во взвешенном состоянии в водной толще, и влекомые, перемещаемые в придонном слое путем влечения (скольжения), перекатывания и сальтации (перебрасывания на относительно короткие расстояния). Такое деление является весьма условным. Изменение гидравлических характеристик (прежде всего, глубины, скорости течения потока, уклонов) приводит к изменению условий движения наносов [4, 10]. В результате, частицы, переносившиеся во влекомом состоянии, могут переходить во взвешенное, причем на больших транспортируемых расстояниях, и наоборот. При этом, как справедливо отмечено в работе [3], между сальтацией и перемещением частиц наносов во взвешенном состоянии вообще не может быть сделано резкого различия. Твердые частицы осуществляют более или менее значительные скачки в турбулентном потоке за счет вихревых токов, внутри которых частицы будут находиться во взвешенном состоянии. При этом, во время практического измерения мутности воды в отбираемую пробу, независимо от того, какой путь был проделан в потоке, попадают все частицы, пересекающие в данный момент вертикаль в точке взятия пробы. Весьма образно процесс перемещения наносов описан в работе [5]: «…на участках, где уклоны нередко превышают критические, реки в состоянии увлекать за собой крупную гальку, булыги и гравий в смеси с песком различных фракций. В то же время они переносят во взвешенном состоянии значительные массы более мелкого песка, ила и глины». Проведенные инструментальные измерения параметров слоя сальтации частиц при помощи специально разработанного для этих целей многоуровенного батометра показали, что при соответствующих

гидродинамических условиях, высота траекторий сальтирующих гравийно-галечных наносов может достигать значения 0.7 глубины потока [7].

Тем не менее, исторически сложилось так, что многие исследователи разрабатывали расчетные схемы по вычислению расхода наносов отдельно для взвешенных и отдельно для влекомых наносов. Полученные многочисленные формулы детально рассмотрены во многих монографиях и работах, посвященных их анализу [4, 8, 11]. Следует отметить при этом, что практическое использование даже рекомендованных формул для раздельных расчетов расхода влекомых или взвешенных наносов [6, 9] приводит, при их верификации с данными измерений, как правило, к большим погрешностям [8, 11].

В этой связи, следует отметить, что при математическом моделировании двухфазного потока, разделение наносов на влекомую и взвешенную составляющие нельзя считать достаточно правильным. С одной стороны, как показано выше, такое разделение носит весьма размытый характер, и имеют место постоянные многочисленные переходы частиц наносов из одного состояния транспорта в другое. С другой стороны, все переменные гидравлические характеристики потока связаны между собой, и их расчет без учета общей взвесенесущей нагрузки не является корректным. Это, в частности, хорошо отмечается при анализе транспорта и расчетах расхода наносов горных рек, рек предгорий и рек, протекающих в равнинных условиях, но с определенными гидравлико-морфометрическими характеристиками. Дело в том, что при повышении скорости течения потока до определенных значений? при соответствующих глубинах и уклонах, начинается интенсивное перемещение влекомых наносов. При этом, как правило, увеличивается также расход взвешенных наносов. При дальнейшем увеличении скоростей течения влекомая составляющая транспорта наносов, тем не менее, начинает преобладать и может оказаться доминирующей. Вместе с тем, при уменьшении скоростных характеристик, возрастает доля транспорта взвешенных наносов, которая, в конечном счете, может дойти до 100% в общем расходе наносов. Данное соотношение, как правило, наблюдается в течение продолжительного времени на большинстве равнинных рек. Таким образом, при раздельном вычислении расхода взвешенных или влекомых наносов, исследователи пытаются искусственно разделить составляющие единого процесса, находящиеся при этом в тесной взаимосвязи друг с другом. Игнорирование этого положения и такое упрощение сложнейшего процесса общего

переноса наносов и приводит, в значительной степени, к большим погрешностям, как отмечалось выше, при их верификации данными измерений.

Из этого следует, что дальнейшие усилия по разработке расчетных схем транспорта наносов и вычисления их расхода следует уделить общему расходу, без разделения на взвешенную и влекомую составляющие.

В ИНОЗ РАН в последнее время были предприняты определенные усилия по получению такой общей формулы расхода наносов [11].

В основу данной расчетной схемы положено двухфазное уравнение речного потока [11], основанное на балансе сил, действующих в системе «водный поток – донные отложения – наносы»

$$\vec{F}_{т} + \vec{F}_{ин} + \vec{F}_{т.ч} + \vec{F}_{сопр} + \vec{F}_{ин.ч} = 0,$$

где $\vec{F}_{т}$ – сдвигающая проекция силы тяжести потока; $\vec{F}_{ин.}$ – сила инерции движущегося объема воды; $\vec{F}_{т.ч}$ – удерживающая проекция силы тяжести, действующая на частицы наносов, движущихся в потоке; $\vec{F}_{сопр}$ – сила сопротивления частиц грунта сдвигу, кг м/с^2; $\vec{F}_{ин.ч.}$ – сила инерции частиц, движущейся в потоке.

Сопротивление грунта сдвигу $F_{сопр}$ записывается по аналогии с известной линейной зависимостью сопротивления грунта сдвигу от давления со стороны потока R [1]:

$$F_{сопр} = Rf + cS,$$

где f – коэффициент внутреннего трения, б/р; c – сцепление частиц грунта при сдвиге, кг/(м·с^2); S – площадь приложения силы, м^2. Давление R представляет собой комплекс сил ($F_{потока}$), действующих на частицы грунта со стороны потока $R = F_{потока} = \vec{F}_{т} + \vec{F}_{ин}$. Таким образом, конечный вид уравнения движения воды и наносов в открытом русле, с учетом всех описанных сил, в одномерной постановке будет иметь вид [11]:

$$(1-f)\left(mg\left[I - \frac{\partial h}{\partial l}\right] - m\frac{dv}{dt}\right) - m_{ч}\frac{dv_{ч}}{dt} + m_{ч}g - cS = 0,$$

где m – масса объема воды, заключенного между двумя расчетными створами, кг; g – ускорение свободного падения, м/с^2; I – уклон дна; h – глубина потока, м; l – расстояние, м; v – скорость потока, м/с; t – время, с; $m_{ч}$ – масса всех движущихся в потоке частиц, кг; $v_{ч}$ – скорость движения частицы, м/с.

Уравнение движения воды и наносов замыкается уравнениями неразрывности потока, скорости движения частицы в потоке и уравнением баланса кинетической энергии потока и частиц.

Отличие настоящей модели от других гидравлических и гидродинамических моделей, использовавшихся ранее для расчетов неустановившегося течения, включает следующее:

1. Взаимосвязанный расчет переменных состояния водного потока и потока твердого вещества. Из уравнения баланса сил и баланса кинетической энергии потока и частиц определяется масса частиц, приводимых в движение или осаждаемых на расчетном участке русла за расчетный интервал времени, что позволяет непосредственно определить расход наносов. Причем, единая система расчета движения потока и движущихся частиц с достаточно физически обоснованной аппроксимацией этого процесса позволяет проследить судьбу перемещаемого твердого вещества не только по факту его наличия в потоке, но и учесть скорость осаждения частиц в случае уменьшения транспортирующего потенциала потока. Учет скорости осаждения частицы приводит к тому, что частица будет осаждаться на дно потока не сразу, как уменьшился транспортирующий потенциал потока, а в соответствии со своей гидравлической крупностью и исходной скоростью перемещения. На такую схему расчета, несомненно, накладывается принятая пространственно-временная дискретизация.

2. Взаимодействие движущегося потока воды и подстилающей поверхности в модели представлено не традиционным эмпирическим коэффициентом Шези, а физически обоснованными параметрами, описывающими взаимодействие движущегося потока и подстилающей поверхности – коэффициентом внутреннего трения грунта и силой сцепления грунта при сдвиге.

3. Параметры модели (коэффициент внутреннего трения грунта и силы сцепления грунта при сдвиге) имеют физически однозначный смысл.

Полученная математическая модель движения воды и твердого вещества может найти применение для численной оценки расхода наносов.

Интересно заметить, что М.А. Великанов [2] пишет: «Дифференциальные уравнения континуума мы вправе составлять лишь для жидкой фазы, а для твердой могут быть правомерны лишь уравнения дискретного типа». Однако единое математическое представление движения двухфазного потока с процессами взвешивания и осаждения частиц возможно в условиях конечно-разностной аппроксимации дифференциальных уравнений, представляющих гидродинамическую модель.

Для условий равномерного установившегося движения, после некоторых преобразований приведенного выше уравнения, получим, что расход наносов

G (кг/с), то есть масса твердого вещества, проходящая через поперечное сечение потока за единицу времени, равен:

$$G = \frac{m_ч}{\Delta t} = \frac{\left[\frac{cBv \cdot \Delta t}{g} - (1-f)mI\right]}{\Delta t},$$

Или, если записать, что $m=\rho hBv\cdot\Delta t$ и расход воды $Q=vhB$, (м^3/с) получается:

$$G = Q\left[\frac{c}{hg} - \rho(1-f)I\right].$$

где B – ширина потока, м; ρ – плотность воды, кг/м^3.

Таким образом, после сокращений и преобразований в формуле осталось две основные группы членов – гравитационная (сдвигающая проекция силы тяжести) и трения (сопротивление грунта сдвигу).

После учета веса частицы в воде, приведенная выше формула примет вид:

$$G = \frac{\rho_s}{\rho_s - \rho} Q\left[\frac{c}{hg} - \rho(1-f)I\right],$$

где ρ_s – плотность грунта, кг/м^3.

Полученная формула является аналитической. Расход наносов в этой формуле является общим, в него включены и взвешенные и влекомые наносы.

Аналитическая формула общего расхода наносов была апробирована для достаточно большого числа водотоков, расположенных в различных физико-географических зонах и имеющих различные гидравлико- морфометрические характеристики. Среднее относительное отклонение между рассчитанными по этой формуле и наблюденными расходами наносов составило около 50%.

В табл. 1, в качестве примера апробации формулы, приведено среднее относительное отклонение между рассчитанными и наблюденными расходами наносов σ, %, а также диапазон основных гидравлических характеристик некоторых расчетных рек. Данные наблюдений представлены 15-ю гидрометрическими створами, расположенными на американских реках штатов Аляска, Айдахо, Колорадо, Вашингтон и Висконсин [13]. Всего в расчетах использовались данные 252 измерений.

Таблица 1

Основные гидравлические характеристики и среднее относительное отклонение σ, % расчетных рек

Гидрометрический створ	*I*, б/р	*Q*, м3/с	*v*, м/с	*h*, м	В, м	$G_{общ}$, кг/с	σ, %
Susitna River near Talkeetna, Alaska	0.00146	612-1160	1.8-2.7	1.7-2.3	183-202	199-859	34
Chulitua River below Canyon near Talkeetna, Alaska	0.00131	564-946	2.0-2.5	2.5-3.1	108-123	488-1835	25
Tanana River at Fairbanks, Alaska	0.000467	1010-2020	1.3-1.9	2-2.9	296-469	2426-10119	28
Snake River near Anatone, Wash	0.001033	1990-3770	2.4-3.3	4.7-5.8	181-197	62.67-1328	85
Toutle River at Tower Road near Silver Lake, Wash.	0.00311	112-248	1.5-3.1	0.77-1.5	61-70	682-5901	38
Fork Toutle River near Kid Valley, Wash.	0.0037	110-185	2.4-2.8	0.85-1.1	56 -59	1883-5090	36
Clearwater River at Spalding, Idaho	0.000312	847-1810	1.4-2.5	4.3-5.1	135-143	16.38-130.54	52
Yampa River at Deerloge Park, Colo	0.000673	108-447	0.81-1.3	1.5-3.9	90-93	122.3-1008	60
Wisconsin River at Muscods, Wis.	0.000311	114-714	0.49-0.88	0.71-2.6	278-310	3.18-43.3	44
Black River near Galesville, Wis.	0.000221	20.1-80.7	0.44-0.54	0.55-1.4	72-122	1.702-9.59	30
Chippewa River at Durand, Wis.	0.000326	132-884	0.77-1.1	1.3-3.2	215-244	8.3-87.8	38
Chippewa River near Pepin, Wis.	0.000309	118-391	0.57-0.86	10.76-1.8	229-274	5.13-60.4	45
North Fork of Lick Creek near Yellow Pine, Idaho	0.00666	1.28-4.25	0.52-0.95	0.32-0.51	7.3-8.8	0.00344-0.127	110
South Fork of Salmon River near Cascade, Idaho	0.00695	22-77.5	0.62-1.3	1.1-1.7	31.5-34.5	0.138-10.53	130
Chippewa River near Caryville, Wis.	0.000213	117-779	0.45-1.1	1.4-2.8	185-247	0.936-29.9	67

В ближайшее время параметры формулы будут уточнены [11]. При этом следует заметить, что параметры трения являются функцией водности речного потока, то есть для одного и того же гидрометрического створа эти параметры в межень и половодье будут отличаться [12].

Работа выполнена в рамках государственного задания ИНОЗ РАН по теме № 0154-2018-0003 (№ гос. регистрации: № 01201363379) при частичном финансовом обеспечении за счет средств федерального бюджета.

Список литературы

1. Бабков В.Ф. Грунтоведение и механика грунтов / В.Ф. Бабков, Н.И. Быковский, А.В. Гербурт-Гейбович, А.Я. Тулаев. – М.: Дориздат, 1950. – 334 с.
2. Великанов М.А. Русловой процесс / М.А. Великанов. – М.: Гос. изд. физ.-мат. литературы, 1958. – 396 с.
3. Караушев А.В. Пути изучения речных наносов / А.В. Караушев // Труды ГГИ. Вып.100. – Л. Гидрометеорол. изд-во, 1963. – С. 3-25.
4. Караушев А.В. Теория и методы расчета речных наносов / А.В. Караушев. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – 272 с.
5. Леви И.И. Инженерная гидрология / И.И. Леви. – М.: Изд. «Высшая школа», 1968. – 238 с.
6. Методические рекомендации по измерению и расчету стока влекомых наносов. – Л.: ГГИ, 1982. – 39 с.
7. Поздняков Ш.Р. Исследование сальтации крупнофракционных наносов в горных реках / Ш.Р. Поздняков // Труды ГГИ. Вып. 349. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1991. – С. 54-62.
8. Поздняков Ш.Р. Проблемы расчета и измерения характеристик наносов в водных объектах / Ш.Р. Поздняков. – СПб: Лема, 2012. – 226 с.
9. Указания по расчету стока наносов. ВСН 01-73. – Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 29 с.
10. Чеботарев А.И. Гидрологический словарь / А.И. Чеботарев. – Л.: Гидрометеорол. изд-во, 1970. – 306 с.
11. Шмакова М.В. Теория и практика математического моделирования речных потоков / М.В. Шмакова. – СПб: Изд-во Лема, 2013. – 142 с.
12. Шмакова М.В. Анализ и расчеты твердого стока (на примере североамериканских рек) // М.В. Шмакова, С.А. Кондратьев // Уч. зап. Росс. гос. гидрометеороло. ун-та. – 2016. – № 43. – С. 51-66.
13. http://pubs.usgs.gov/of/1989/0067/report.pdf

© Поздняков Ш.Р., Шмакова М.В., 2018

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КОМПЬЮТЕРНОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ И ГИС-ТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ НАУЧНОГО ОБОСНОВАНИЯ ИНЖЕНЕРНЫХ РЕШЕНИЙ ПО ПРЕДОТВРАЩЕНИЮ ЗАТОПЛЕНИЯ ПОЙМ РЕК

Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б., Марусин К.В.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул
E-mail: zinoviev@iwep.ru

Аннотация. Для оценки эффективности инженерных решений по предотвращению затопления территорий населенных пунктов, расположенных в поймах крупных рек, использован метод компьютерного моделирования гидродинамических процессов. Виды рассматриваемых защитных мероприятий – дамбы обвалования и прорези в руслах. Для условий р. Лена выполнены разные варианты ЦМР русла и поймы с учетом реализации различных вариантов инженерной защиты территорий. Построена компьютерная плановая (2DH) гидродинамическая модель процесса затопления поймы, выполнены вариантные расчеты, приводятся и обсуждаются их результаты.

Ключевые слова: наводнения, р. Лена, дамбы, прорези, моделирование

THE USE OF COMPUTER MODELING AND GIS TECHNOLOGIES FOR SCIENTIFIC BASIS OF ENGINEERING SOLUTIONS TO PREVENT FLOODING OF FLOODPLAINS AREAS

Zinoviev A.T., Koshelev K.B., Marusin K.V.
Institute for water and environmental problems SB RAS, Barnaul

Abstract. To assess the effectiveness of engineering solutions to prevent flooding on the territory of settlements located in the floodplains of large rivers, the method of computer modeling for hydrodynamic processes was used. Dikes and cuts are considered as the protective measures. For the conditions of the Lena River, different variants of the riverbed and floodplain relief are built here, taking into account different variants for engineering protection of territories. Hydrodynamic computer models for the process of the floodplain flooding were constructed for the two river sections. The calculations were performed using the constructed models. The numerical results are discussed.

Keywords: floods, the Lena River, dikes, cuts, modeling

Введение

Опасные гидрологические явления (ОГЯ) на территории нашей страны обусловлены негативными проявлениями различных гидрологических процессов: весенними половодьями и дождевыми паводками редкой повторяемости, ледовыми затруднениями на реках, русловыми процессами, подъемами уровней грунтовых вод и т.д. [1]. Для отдельных территорий нашей страны наиболее характерны те или иные ОГЯ. К числу наиболее опасных природных бедствий в Сибири и на Дальнем Востоке относятся вызываемые таянием снегов или выпадением дождей наводнения, которые наблюдаются регулярно. Сравнительно недавно крупные наводнения наблюдались на р. Лена (катастрофические затопления городов Ленск и Якутск в начале XXI века) [2].

Наводнения в бассейне р. Лена проходят, в основном, в период высокого весеннего половодья и летне-осенних высоких дождевых паводков. Особую опасность представляют наводнения весной в период ледохода, когда, вследствие загромождения русла льдом, уровень воды может резко подняться на несколько метров в течение короткого времени. Основные причины подъема уровней: дружное половодье, когда после некоторой задержки сроков снеготаяния резко повышается температура воздуха, наложение на волну половодья волн дождевых паводков. Формирование при этом ледовых заторов является ключевой причиной образования максимальных уровней.

Многие населенные пункты Якутии расположены непосредственно на берегах р. Лена. Целью выполненной в ИВЭП СО РАН работы являлась разработка научно-обоснованных рекомендаций и мероприятий по предотвращению негативного воздействия вод и противопаводковой защите на участке р. Лена от д. Чанчур Иркутской области до с. Жиганск Республики Саха (Якутия) в границах населенных пунктов. Основная цель рассмотренных ниже инженерных мероприятий – обеспечить гарантированную защиту территорий населенных пунктов от негативного воздействия вод р. Лена, прежде всего, от затопления половодьями (паводками) обеспеченностью 1% с учетом заторно-зажорных явлений. Общее содержание таких мероприятий состоит в том, что по каждому населенному пункту предлагается комплекс инженерных сооружений, состоящий из основного защитного сооружения (как правило, дамбы с каменной одеждой) и вспомогательных сооружений (водосборно-водоотводящей сети и т.д.). Для некоторых территорий, наряду с дамбами в качестве защитных мероприятий рассматривается, как сопоставление, проведение русловыправительных работ. Результаты этого исследования приводятся в статье.

Количественные данные для сравнения эффективности предлагаемых инженерных мероприятий по предотвращению затопления территорий населенных пунктов и оценки их влияния на гидрологический режим р. Лена получены с использованием современных методов моделирования и ГИС-технологий.

Методы и материалы

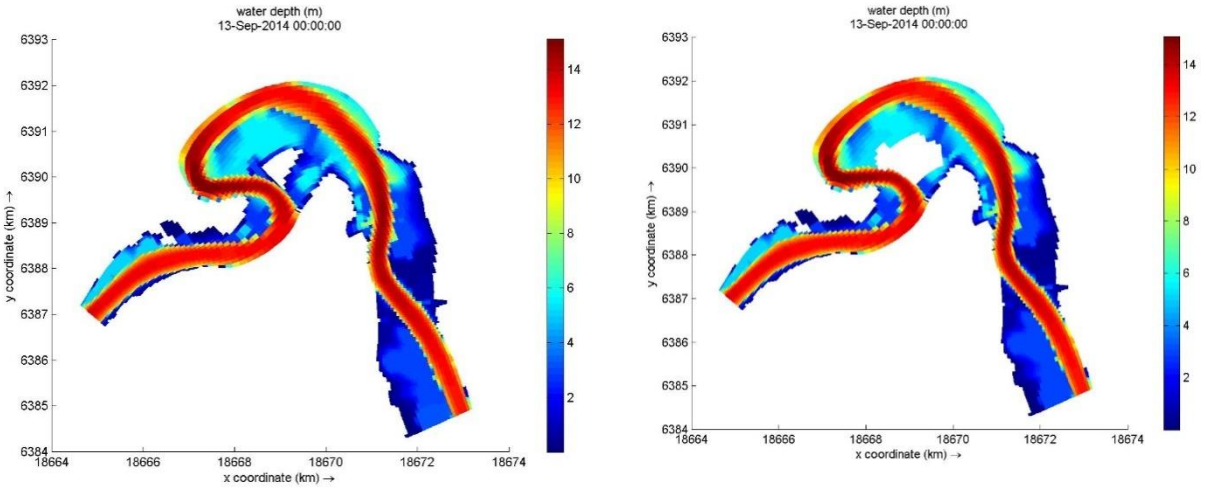
Тип, параметры и расположение на местности защитных сооружений выбирались для каждого населенного пункта на основе данных полевого обследования, результатов гидрологических расчетов отметок уровня половодий (паводков) обеспеченностью 1%, 3%, 5% и трассировки этих отметок на топооснове М 1:25000.

Гидрологический режим исследуемых участков р. Лена со сложной морфометрией русла и поймы рассчитывался по двухмерной нестационарной модели «мелкой воды» [3]. Для выбранных в качестве «модельных» участков реки реализованы плановые компьютерные модели процесса затопления территорий населенных пунктов при половодьях и паводках малой обеспеченности. Геометрические характеристики русла определялись по ЦМР (цифровой модели рельефа), построенной по крупномасштабным картам и данным натурных измерений. Дамба моделировалась на основе базовой ЦМР заданием соответствующих высот в расположении дамбы; прорезь – соответствующих отметок глубин по месту ее нахождения. Для компьютерного моделирования использовался программный комплекс с открытым кодом Delft3D [4].

Результаты

Для изучения эффективности предлагаемых решений по предотвращению затопления пойменных территорий выполнено моделирование течений на сложных участках р. Лена у нескольких населенных пунктов, в том числе, на Верхней Лене, у с. Кривая Лука и Средней Лене у п.г.т. Пеледуй (расстояние 3379 и 2857 км от устья, соответственно). В численных экспериментах были рассмотрены следующие вопросы: защита пойменных территорий с помощью строительства дамб, в том числе при заторообразовании (для оценки экономической целесообразности планируемых мероприятий); влияние строительных сооружений (дамб) на характеристики течения (в конечном итоге, на русловые процессы); сопоставление эффективности различных инженерных решений по защите затопляемых территорий.

Рассчитанные глубины речного потока на участке р. Лена у с. Кривая Лука в естественных и зарегулированных условиях приведены на рис. 1.



а) **б)**

Рис. 1. Глубины течения (м) у с. Кривая Лука при расходе 6150 м^3/с: а) в естественных условиях и б) при строительстве защитной дамбы

Расчеты показали, что не только глубина, но и скорости течения после строительства защитной дамбы изменятся сравнительно мало. Так, в беззаторных условиях разница в уровнях воды составляет несколько сантиметров. При наличии затора изменения уровней могут быть более значимыми. Разница в расчетных уровнях увеличивается до нескольких десятков сантиметров. При заторе средняя скорость течения выше дамбы уменьшается на 10-30 см/с; в районе дамбы скорости возрастают, по сравнению с естественными условиями. Длина зоны влияния подпора при величине значимого расхождения уровней воды (от 10 см) составляет не более 10 км. Ниже дамбы заметные изменения

гидравлических характеристик речного потока не выявлены. Установленная высота дамбы, необходимая для защиты территории от затопления, с учетом заторообразования, позволяет оценить стоимость строительства [5].

Альтернативным строительству дамб решением по защите пойменных территорий от затопления является выполнение дноуглубительных работ. В качестве примера приведем результаты вариантных расчетов характеристик течения на участке Средней Лены вблизи п.г.т. Пеледуй (2857 км от устья Лены) (рис. 2). Цель данных вычислений - определить влияние следующих инженерных мероприятий на уровни водной поверхности у населенного пункта при расходах 1% обеспеченности в условиях формирования затора: а) строительства защитной дамбы около п.г.т. Пеледуй, б) проведения дноуглубительных работ в левом рукаве р. Лена. Фактически, в этом случае речь идет о сравнении эффективности разных технических решений по защите территории п.г.т. Пеледуй при существенных подъемах уровней воды в условиях ледовых затруднений.

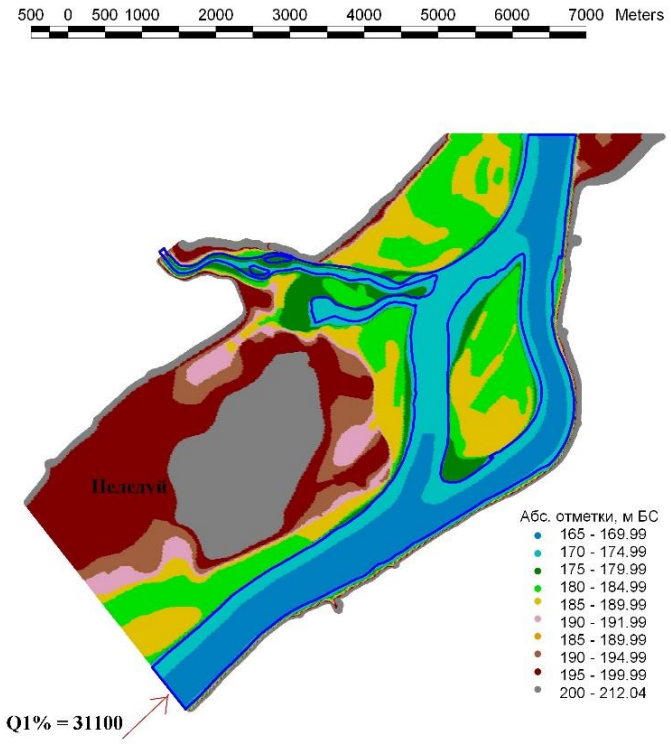
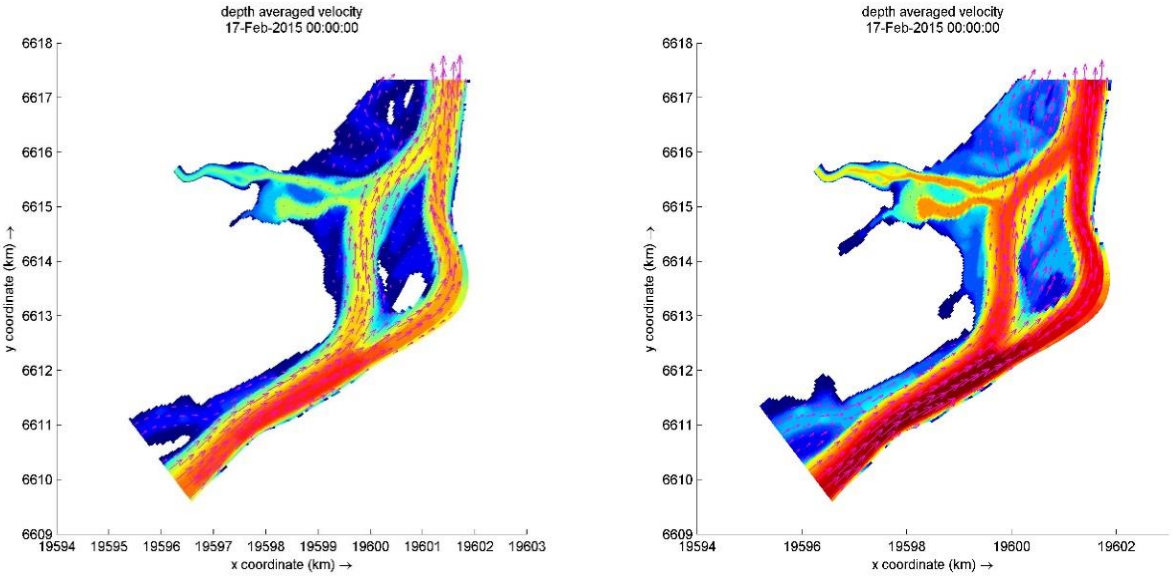


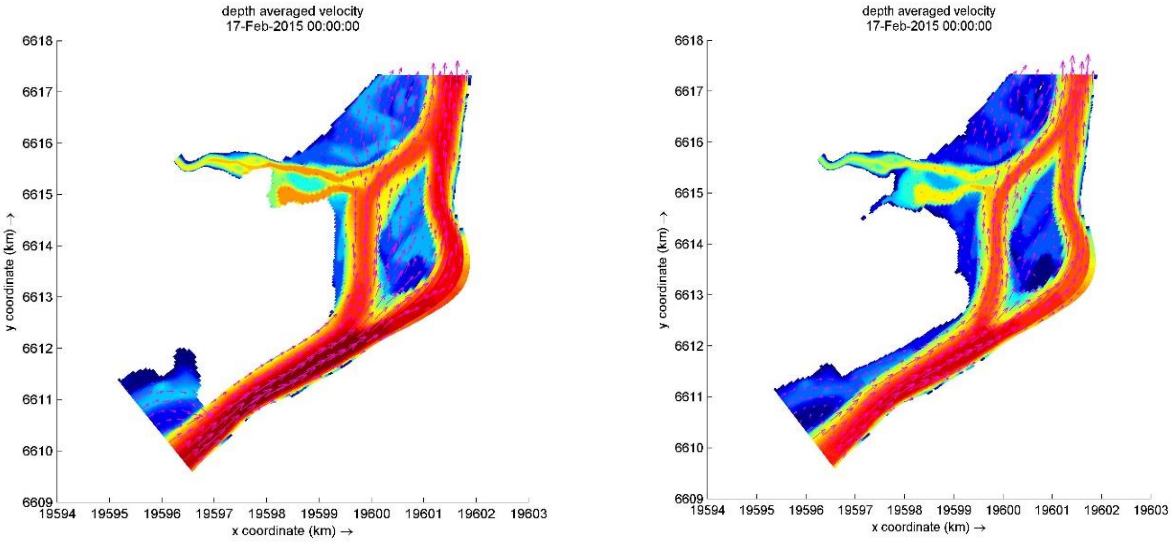
Рис. 2. Схема участка р. Лена около п.г.т. Пеледуй

В расчетах расход 1%-й обеспеченности полагался равным 31100 м^3/с. Расчетная сетка содержала 164 х 218 узлов. Затор, как и в случае с. Кривая Лука, моделировался заданием повышенного уровня воды в замыкающем створе на рассматриваемом участке р. Лена (рис. 3).



а) **б)**

Рис. 3. Глубина воды и скорости течения около п.г.т. Пеледуй для исходного рельефа а) без затора, б) при наличии затора



а) **б)**

Рис. 4. Глубина воды и скорости течения около п.г.т. Пеледуй при наличии затора для а) случая строительства дамбы, б) рельефа с прорезью в левом рукаве р. Лена

Предложенное местоположение дамбы позволяет избежать затопления основной части территории поселка в период весеннего половодья. Результаты вычислений границ речного потока при формировании затора для случая строительстве дамбы приведены на рис. 4.а.

Другим способом уменьшить негативное влияние затора, обуславливающего повышение уровней воды, может быть углубление русла. В выполненных расчетах предполагалось, что левый рукав р. Лена углубили на 1 м; при выполнении данных работ воздействие подпора из-за затора на уровни воды уменьшилось вдвое. Результаты вычислений, выполненных для ЦМР русла реки с прорезью, при условиях формирования затора, приведены на рис. 4.б.

Обсуждение

Расчеты по компьютерным моделям позволили оценить затопление территорий населенных пунктов (с. Кривая Лука и п.г.т Пеледуй) в условиях 1 % обеспеченности расходов при наличии заторов, определить характеристики защитных сооружений (высоту дамб), установить эффективность реализации разных вариантов защиты территорий. Результаты расчетов, приведенные на рис. 1, дают изменение характеристик речного потока под воздействием гидротехнического строительства.

Из результатов расчетов, представленных на рис. 3-4, следует вывод, что строительство дамбы позволит полностью обезопасить п.г.т. Пеледуй от затопления при половодьях с расходами 1% обеспеченности при наличии заторов. Влияние дамбы на речной поток будет незначительное. При углублении русла реки на 1 м границы речного потока в условиях заторообразования остаются примерно такими же, как при его отсутствии. В целом показано, что проведение дноуглубительных работ в рассмотренных объемах может значительно снизить негативное влияние роста уровней из-за затора, однако полностью избежать подтопления окраин п.г.т. Пеледуй не удастся.

Заключение

Построены компьютерные 2DH-модели затопления участков поймы р. Лена в бытовых условиях и после проведения инженерных защитных мероприятий в районе нескольких населенных пунктов, выполнены вариантные расчеты, получены данные расчетов характеристик уровней и скоростей течения, в том числе, в условиях заторообразования. По результатам расчетов дана сопоставительная оценка эффективности разных инженерных решений (строительство дамб и проведение дноуглубительных работ) для защиты прибрежных территорий от наводнений.

Список литературы

1. Бузин В.А. Опасные гидрологические явления / В.А. Бузин. – СПб.: изд-во РГГМУ, 2008. – 228 с.
2. Кильмянинов В.В. Катастрофическое наводнение на р. Лена у г. Ленск / В.В. Кильмянинов // Метеорология и гидрология. – 2001. – № 12. – С. 79-83.

3. Зиновьев А.Т. Математическое моделирование руслового потока для прогнозов влияния строительства в поймах на гидрологический режим крупных рек (на примере реки Обь) / А.Т. Зиновьев, К.Б. Кошелев, К.В. Марусин, Е.Д. Кошелева // Водное хозяйство России. Проблемы, технологии, управление. – 2017. – № 2. – С. 54-72.
4. Delft3D-FLOW User Manual. Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. Version: 3.15.52614. 1 October 2017. - Deltares, 2017.
5. Методика оценки вероятностного ущерба от вредного воздействия вод и оценки эффективности осуществления превентивных водохозяйственных мероприятий: Всероссийский научно-исследовательский институт экономики минерального сырья и недропользования. – М., 2006. - 97 с.

© Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б., Марусин К.В., 2018

РОЛЬ КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ В ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИИ ТРАНСГРАНИЧНОГО БИОГЕННОГО СТОКА, ПОСТУПАЮЩЕГО В КУРШСКИЙ ЗАЛИВ С ВОДАМИ РЕКИ НЕМАН

Домнин Д.А.*, *Воропаев Р.С.*, *Чубаренко Б.В.
Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, г. Москва
E-mail: dimanisha@rambler.ru

Аннотация. На основании данных мониторинговых наблюдений о состоянии качества воды бассейна р. Неман произведена оценка поступления биогенных веществ (азота и фосфора) в Куршский залив. За период 2006-2016 гг. с территории Литвы, с водами реки Неман, поступило 31.7 тыс. тонн/год общего азота и 1.4 тыс. тонн/год. Из всего объёма загрязняющих веществ через р. Матросовка прошло 5.7 тыс. тонн/год общего азота и 0.2 тыс. тонн/год общего фосфора. При этом, удержание этих веществ на территории Калининградской области составило 14% и 37%, соответственно.

Ключевые слова: биогенный сток, р. Неман, Куршский залив.

THE ROLE OF KALININGRAD REGION IN THE REDISTRIBUTION OF TRANSBOUNDARY NUTRIENT RUNOFF OF THE NEMAN RIVER TO THE CURONIAN LAGOON

Domnin D.A.*, *Voropaev R.S.*, *Chubarenko B.V.
Shirshov Institute of Oceanology, RAS, Moscow

Abstract. Assessment of nutrients load (nitrogen and phosphorus) for the Neman River to the Curonian Lagoon was performed by using monitoring data on the of water quality state. 31.7 ths. tons/year of total nitrogen and 1.4 ths. tons/year of total phosphorus came from Lithuania with the Neman River waters for the period of 2006-2016. 5.7 ths. tons/year of total nitrogen and 0.2 ths tons / year of total phosphorus passed through the Matrosovka River from the total volume of pollutants. Retention on Kaliningrad region amounted 14% of total nitrogen and 37% of total phosphorus, correspondingly.

Keywords: nutrient runoff, Neman River, Curonian Lagoon.

Введение

Среди основных задач работы Хельсинской комиссии (ХЕЛКОМ) по аналитической оценке поступления биогенных веществ в Балтийское море с водами рек, впадающими в него, выделяется разграничение вклада в биогенную нагрузку различных государств, использующих ресурсы трансграничных рек. Одной из таких рек является Неман – основная река водосбора Куршского залива, которая, входя в число семи крупнейших рек водосбора Балтийского моря, имеет одну из самых высоких концентраций биогенных веществ в воде.

Согласно рекомендациям ХЕЛКОМа, вся ответственность за формирование биогенной нагрузки в бассейне р. Неман приходится на Литву, а Калининградская область выступает лишь транзитной территорией, через которую часть потока биогенных веществ попадает в Куршский залив. В условиях выполнения требований ХЕЛКОМа по снижению поступления биогенной нагрузки в Балтийское море от каждой из стран, литовская сторона делает попытки переложить часть биогенной нагрузки на Россию [1].

Целью настоящей работы является определение роли Калининградской области в поступлении биогенного стока с водами р. Неман.

Географическое положение

Река Неман берёт своё начало в Беларуси, где формируется верхняя часть её водосбора (45% площади), практически вся его нижняя часть (49% площади) сформирована на территории Литвы (рис. 1). Небольшой (по сравнению с общей площадью) участок бассейна расположен на территории Калининградской области (4%), а на территорию Польши приходится только 2% [2]. Площадь бассейна составляет 98.2 тыс. км^2 [3]. Средний годовой расход 678 м^3/с.

Одним из крупнейших притоков реки Неман на территории Калининградской области является р. Шешупе, впадающая в Неман в 80 км выше устья, с левой стороны. Водосбор находится на территории Польши, Литвы и России. Ниже Шешупе в Неман впадает р. Тыльжа.

Устье Немана имеет дельту, образованную тремя основными рукавами: собственно Неманом (северный рукав[1]), Скирвите (средний рукав) и каналом им. Матросова или р. Матросовка (южный рукав) [3]. В нижнем течении по руслам рукава Скирвите и выше собственно по р. Неман, проходит государственная граница между Россией и Литвой.

[1] Имеется расхождение в названии северного рукава дельты Немана. На картах, изданных в Литовской республике, и в [3] он называется Атмата. На картах, изданных в России, этот рукав носит название Неман.

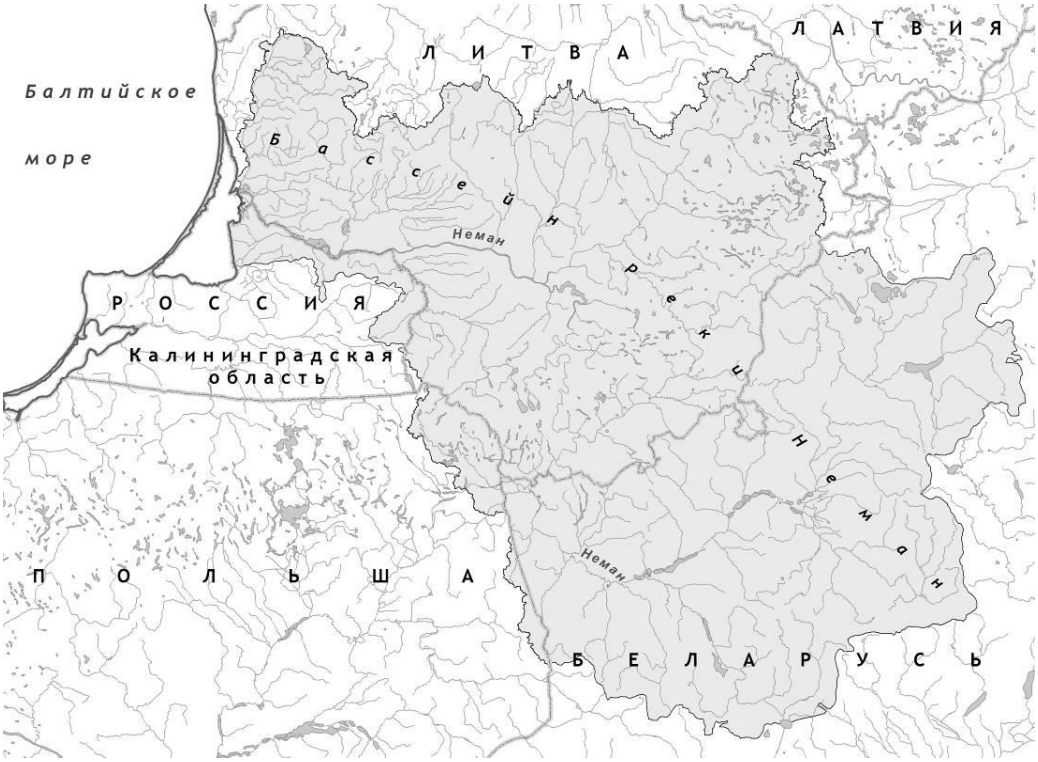


Рис. 1. Бассейн реки Неман

Формирование биогенной нагрузки в бассейне

Географическое положение Литовской республики в бассейне Немана таково, что она принимает биогенный сток, поступающий с территории Беларуси и Польши, добавляет собственную нагрузку, а затем сбрасывает в Куршский залив напрямую и через Калининградскую область. Оценка вклада отдельных государств в годовом выносе биогенных веществ (валовые азот и фосфор) с водами р. Неман проведена с использованием данных Агентства по охране окружающей среды Литвы [4] за 2001-2016 гг. Баланс биогенного стока в границах Калининградской области оценён по данным мониторинга 2013-2014 гг., выполненного в рамках проекта BASE [5]. Исходя из существующей сети (рис. 2), проведён анализ трансграничного движения биогенного стока.

Биогенный сток рассчитан через произведение среднегодовой концентрации азота и фосфора в воде и среднегодового расхода воды в соответствующем контрольном пункте.

По данным мониторинга [4], средние значения вклада Беларуси и Польши в биогенный сток, поступающий по речной сети бассейна Немана в Куршский залив за 2006-2016 гг., по общему азоту составил 15 тыс. тонн/год, а по общему фосфору – 0.9 тыс. тонн/год. На выходе из Литвы в замыкающих створах на границе с Калининградской областью России (посты L11 (р. Неман), L137 (р. Шешупе), L265 (р. Юра)), количество биогенных веществ составило 41.5 тыс. тонн/год общего азота и 2 тыс. тонн/год общего фосфора. Безусловно,

часть загрязнителей была удержана на территории Литвы, но даже с учётом этого, существует значительная добавка со стороны литовской части бассейна р. Неман в биогенный сток, поступающий в Куршский залив.

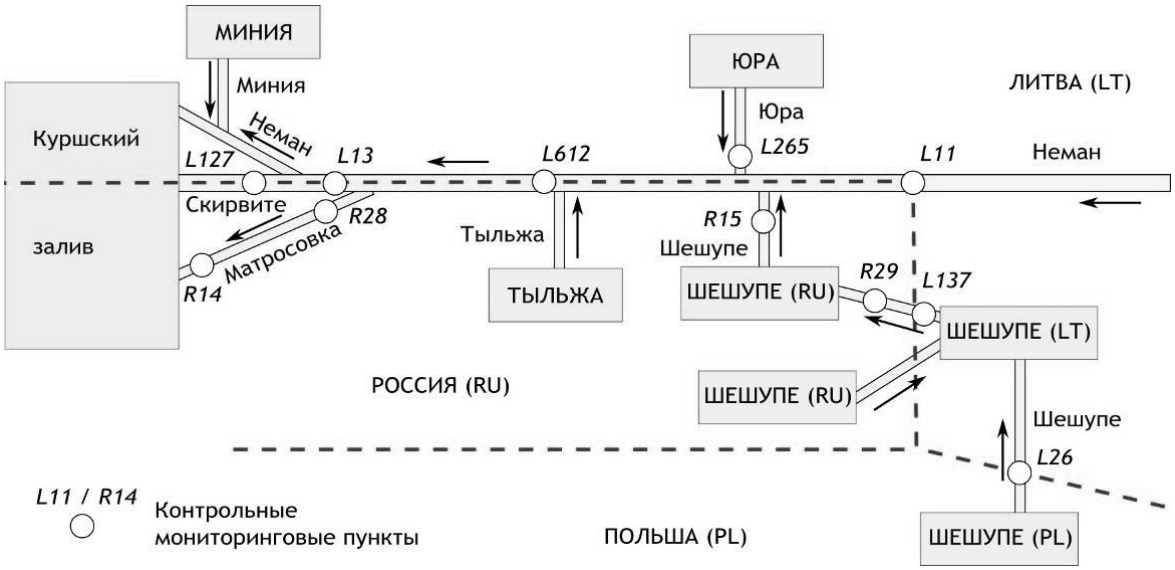


Рис. 2. Схема устьевого участка реки Неман и расположение контрольных мониторинговых пунктов. Буквы *L* и *R* означают принадлежность мониторинговых пунктов Литве и России, соответственно

Биогенный сток рассчитан через произведение среднегодовой концентрации азота и фосфора в воде и среднегодового расхода воды в соответствующем контрольном пункте.

Трансграничная биогенная нагрузка, формирующаяся на территории Литвы, Беларуси и Польши, поступает в залив через территорию Калининградской области по реке Шешупе – приток у Немана и по южному рукаву дельты Немана – р. Матросовка. Основная часть стока р. Неман идёт в Куршский залив по пограничной части русла Немана – рукаву Скирвите, а также сбрасывается через северный рукав дельты – р. Неман (Атмата), не попадая, таким образом, на территорию России (рис. 2).

Особенности межгодового хода величины потока общего азота и фосфора для реки Неман за 2006-2016 гг. оценивались по пунктам мониторинга, расположенным в её нижнем течении: L612 (после того как р. Неман приняла все основные притоки), L13 (р. Неман ниже ответвления р. Матросовка), L127 (рукав Скирвите). Характер межгодового хода биогенного стока во многом определялся расходом реки. Уменьшение величины биогенного стока от точки к точке обусловлено последовательным отделением рукава Матросовки и разделением реки на рукав Скирвите и р. Неман (рис. 3, 4).

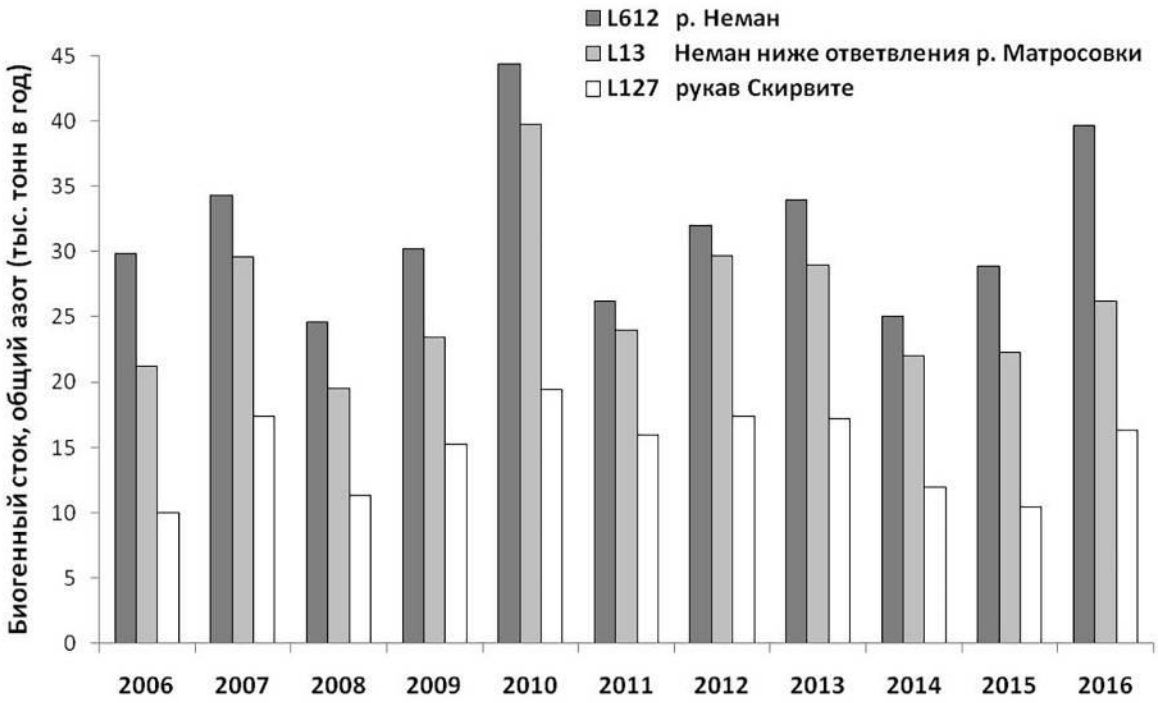


Рис. 3. Межгодовой ход величины биогенного стока общего азота в воде р. Неман за 2006-2016 гг.

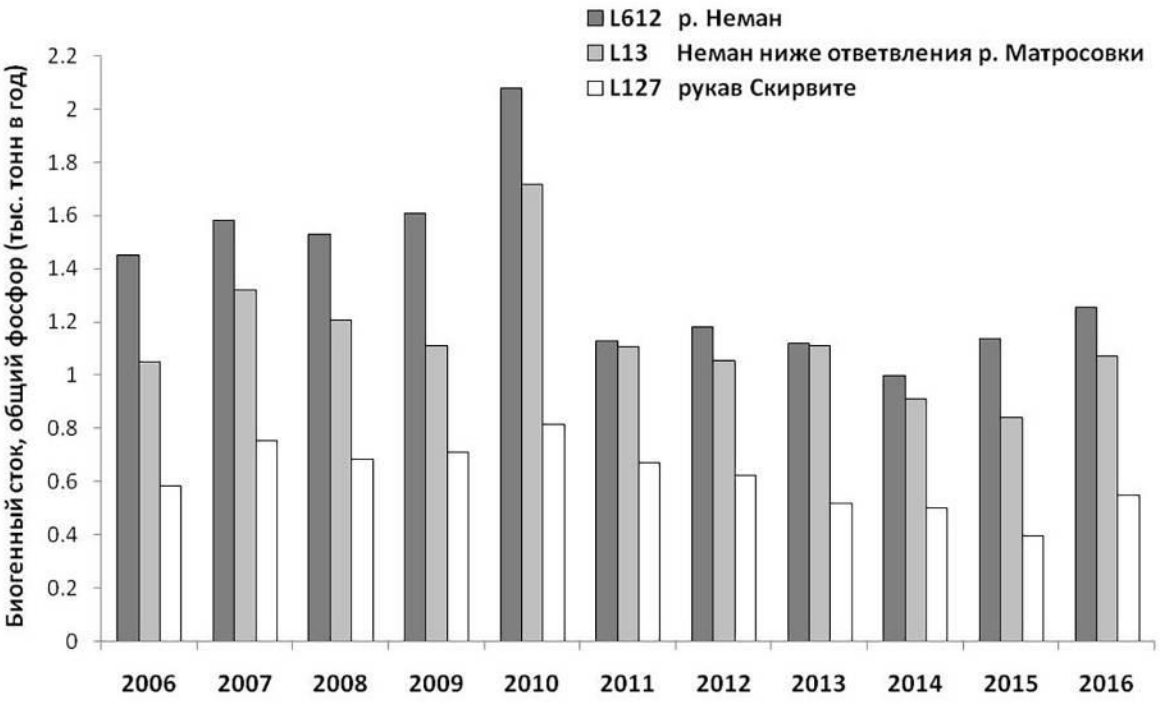


Рис. 4. Межгодовой ход величины биогенного стока общего фосфора в воде р. Неман за 2006-2016 гг.

Следуя расчётам, отмечено, что средний биогенный сток общего азота, выносимого рекой Неман (до разделения на рукава) за анализируемый период, составил 31.8 тыс. тонн/год. Это меньше, чем общее количество биогенных веществ, приходящих от разных притоков Немана выше по течению, что свидетельствует об удержании и разбавлении в пределах Калининградской области. После отделения первого рукава, на р. Матросовка в среднем приходится 5.7 тыс. тонн/год общего азота. Скирвите отводит 14 тыс. тонн/год, а серный рукав Неман (Атмата) – 11.3 тыс. тонн/год.

Межгодовое изменение величины биогенного стока фосфора несколько отличается от азота. Так, если с 2006 по 2010 гг. наблюдается постепенное увеличение биогенного стока (достигшее 2.1 тыс. тонн/год), то после этого периода зафиксировано его сокращение на 45%, после которого величина выноса общего фосфора в 1.1 тыс. тонн/год сохранилась до конца анализируемого периода (рис. 4). В среднем, за анализируемый период биогенный сток общего фосфора р. Неман до разделения на рукава составил 1.4 тыс. тонн/год. Из них на р. Матросовка приходится 0.2 тыс. тонн/год общего фосфора, на Скирвите – 0.6 тыс. тонн/год, а на Неман (Атмату) – 0.5 тыс. тонн/год.

В 2013-2014 гг. были произведены отборы проб с определением содержания общего азота и общего фосфора в воде р. Матросовка в точках «входа» в Калининградскую область со стороны Литвы (контрольный пост R28) и «выхода» с её территории в Куршский залив (пост R14) [5]. Среднегодовые значения в точке R28 соответствуют значениям биогенного стока, полученного в результате описанных выше расчётов – 5.7 тыс. тонн/год общего азота и 0.2 тыс. тонн/год общего фосфора, тогда как в устье реки, нагрузка снижается до 4.9 тыс. тонн/год общего азота и 0.13 тыс. тонн/год общего фосфора, соответственно. Таким образом, удержание на территории Калининградской области составило 14% общего азота и 37% общего фосфора.

Схожая ситуация с удержанием биогенных веществ на территории Калининградской области наблюдается и для р. Шешупе. Так, в пункте R29 «входа» в Калининградскую область общего азота с водами реки поступает 4.6 тыс. тонн/год, а в контрольном пункте R15 в р. Неман сбрасывается 4.5 тыс. тонн/год, что даёт небольшое, но удержание, равное 2%. Общего фосфора с водами реки в Калининградскую область поступает 0.1 тыс. тонн/год, а сбрасывается – 0.09 тыс. тонн/год, при этом удержание составило 10%.

Заключение

В отчётах, подаваемых Литвой в ХЕЛКОМ, фактический ежегодный общий объём поступлений азота и фосфора с речным стоком показывает высокое

количество биогенного стока через р. Неман. Литовская сторона частично связывает эти поступления со стоком рукава Матросовки, который отводит некоторый объем воды Немана из Литвы в Калининградскую область. Такая позиция не является абсолютно верной, так как р. Матросовка не имеет собственного выраженного водосбора (русло реки обваловано), с которого бы в Куршский злив и, соответственно, в Балтийское море, поступали биогенные вещества. А тот биогенный сток, который поступает с водами р. Матросовки, является частью транзитного стока всего водосборного бассейна р. Неман, сформированного на территориях государств Беларусь, Литва, Польша и Россия (в пределах Калининградской области) выше по течению. Соответственно, для объективной оценки поступлений биогенного стока в Куршский залив, сток рукава Матросовка следует учитывать, как транзитный.

За период 2006-2016 гг. с территории Литвы с водами р. Неман поступило 31.7 тыс. тонн/год общего азота и 1.4 тыс. тонн/год общего фосфора, из которых на р. Матросовка в среднем приходилось 5.7 тыс. тонн/год общего азота и 0.2 тыс. тонн/год общего фосфора. При этом, в устье реки нагрузка снижается до 4.9 тыс. тонн/год общего азота и 0.13 тыс. тонн/год общего фосфора. Таким образом, удержание на территории Калининградской области составила 14% общего азота и 37% общего фосфора. Схожая ситуация с удержанием биогенных веществ на территории Калининградской области наблюдается и для р. Шешупе: после прохождения по Калининградской области объём общего азота снижается на 2%, общего фосфора – на 10%.

Настоящая публикация подготовлена при поддержке темы 0149-2018-0012 Государственного задания Федерального агентства научных организаций.

Список литературы

1. Updated Fifth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 145. Helsinki: HELCOM. 2015. 143 p.
2. Домнин Д.А. Трансграничные водосборы Юго-восточной Балтики / Д.А. Домнин, Б.В. Чубаренко // География и природные ресурсы. – 2012. – № 3. – С. 69-76.
3. Михайлова М.В. Гидрологические процессы в устьевой области р. Нямунас (Неман) / М.В. Михайлова, Р. Жаромскис // Водные ресурсы. – 2013. – Т. 40. № 2. – С. 115-129.
4. Valstybinio upių monitoringo duomenys URL: http://vanduo.gamta.lt/cms/index?rubricId=6adeeb1d-c902-49ab-81bb-d64b8bccefdd (дата обращения 11.03.2018).
5. Towards a healthier Baltic Sea – Implementation of the Baltic Sea Action Plan in Russia. – Helsinki: HELCOM. 2014. 10 p.

© Домнин Д.А., Воропаев Р.С., Чубаренко Б.В., 2018

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КВАНТИЛЬНОЙ РЕГРЕССИИ ДЛЯ ОБЩЕЙ ОЦЕНКИ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ В ГИДРОЛОГИЧЕСКОМ ПРОГНОЗИРОВАНИИ

Демидов В.Н.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
E-mail: balber@mail.ru

Аннотация. Рассматривается применение квантильной регрессии для оценки общей предсказательной неопределенности в гидрологическом прогнозировании. Основой используемого метода является построение регрессионных зависимостей для преобразованных распределений вероятности исходных рядов в нормальные стандартные распределения с использованием процедуры Normal Quantile Transformation (NQT). Эта процедура получила широкое распространение в различных областях геофизики. Результаты применения метода квантильной регрессии для оценки общей предсказательной неопределенности показаны на примере прогнозов расходов воды на горизонт до 3 суток на водосборе р. Кубань до г. Армавир.

Ключевые слова: моделирование формирования стока, гидрологические прогнозы, квантильная регрессия, оценка неопределенности в гидрологическом прогнозировании, нормальное обращение квантилей.

USE OF QUANTILE REGRESSION FOR THE GENERAL ASSESSMENT OF UNCERTAINTY IN HYDROLOGICAL FORECASTING

Demidov V.N.
Institute of Water Problems, Russian Academy of Sciences, Moscow

Abstract: The application of quantile regression to assess the overall predictive uncertainty in hydrological forecasting is considered. The basis of the method used is the construction of regression dependencies for transformed probability distributions of source series into normal standard distributions using the Normal Quantile Transformation (NQT) procedure. This procedure is widely used in various fields of geophysics. The results of the application of the quantile regression method for estimating the overall predictive uncertainty are shown using the example of water discharge forecasts to the horizon up to 3 days on the catchment area of the Kuban river to the town of Armavir.

Keywords: flow formation modeling, hydrological forecasts, quantile regression, estimation of uncertainty in hydrological forecasting, normal quantile transformation

Введение

Предсказание опасных гидрологических явлений необходимо для минимизации возможных ущербов, увеличения безопасности гидротехнических сооружений и повышения эффективности управления водноресурсными системами. Использование моделей формирования стока на речных водосборах существенно повысило точность и надежность гидрологических предсказаний. В последние годы уделяется все большее внимание исследованиям, направленным

на оценку неопределенности гидрологических прогнозов. Неопределенность в гидрологическом прогнозировании возникает главным образом, в результате ошибок в метеорологических прогнозах, а также при выборе структуры модели, определении ее параметров и задании начальных и граничных условий.

Из эмпирических методов общей оценки неопределенности достаточно эффективным представляется метод квантильной регрессии [1, 2, 3, 4]. Квантильная регрессия – процедура оценки параметров линейной зависимости между независимой переменной и заданным квантилем зависимой переменной. Квантильная регрессия представляет собой метод оценки условных квантилей. В отличие от обычного метода наименьших квадратов, квантильная регрессия является непараметрическим методом. В то же время метод квантильной регрессии можно назвать высоко параметрическим методом, поскольку он предоставляет возможность получения информации о параметрах регрессии для любых квантилей распределения зависимой переменной. Кроме того, такая модель значительно менее чувствительна к выбросам в данных и к нарушениям предположений о характере распределений.

Оценка неопределенности прогнозов расходов воды с использованием квантильной регрессии

Рассмотрим основные шаги по использованию метода квантильной регрессии для оценки общей неопределенности прогноза расходов на разные интервалы прогнозирования. Результаты прогноза расхода воды на период заблаговременности, полученные с помощью модели формирования стока с распределенными параметрами, представим в следующем виде:

$$Q(t) = \hat{Q}(t) + e(t), \quad (1)$$

где $Q(t)$ – наблюденный расход воды; $\hat{Q}(t)$ – спрогнозированный расход воды, $e(t)$ – ошибка прогноза.

Ошибка прогноза может быть оценена с помощью вероятностной модели ошибок, основанной на линейной зависимости ошибки прогноза $e(t)$ от самой величины прогноза $\hat{Q}(t)$

$$e_\tau(t) = a_\tau \hat{Q}(t) + b_\tau, \quad (2)$$

где a_τ, b_τ – коэффициенты линейной зависимости.

Однако в этом случае нет гарантии, что структура ошибок будет гомоскедастична, т.е. дисперсия случайных ошибок не будет изменяться. Известно, что временные ряды ошибок в моделях формирования стока гетероскедастичны. Наличие гетероскедастичности случайных ошибок может приводить к неэффективности оценок, получаемых с помощью метода наименьших квадратов (МНК). В этом случае оказывается смещенной и несостоятельной

классическая оценка параметров МНК, и статистические выводы о качестве полученных оценок могут быть неадекватными. Чтобы получить надежные линейные вероятностные связи в уравнении (2) и избежать гетероскедастичность, проводится трансформация рядов прогнозов и ошибок прогнозов в нормальные стандартные распределения с помощью процедуры нормального преобразования квантилей, включающей следующие шаги [5]:

1. Ряд X ранжируется по возрастанию, $x_i, \ldots, x_n$;

2. Оценивается интегральная вероятность $p_i, \ldots, p_n$ по рангу величины x_i равной $p_i=i/(n+1)$, так что $p_i=P(X \le x_i)$;

3. Каждое значение x_i ряда X трансформируется в значение $y_i=F^{-1}(p_i)$ нормального стандартного распределения Y. Здесь F обозначает стандартное нормальное распределение, а F^{-1} – ее обратное распределение.

Уравнение (1) с учетом нормального обращения квантилей спрогнозированных расходов и ошибок прогноза представляется как

$$NQ(t)=NQ^{\wedge}(t)+Ne(t), \tag{3}$$

где символ N указывает на преобразованные величины.

Использование квантильной регрессии обеспечивает получение более полной информации о вероятностной характеристике ошибки прогноза, не только для медианы, но и для любых других квантилей. Коэффициенты линейной регрессии для медианы получают путем минимизации суммы абсолютных отклонений. В то же время минимизация суммы асимметрично взвешенных отклонений с различными весами для положительных и отрицательных значений обеспечивает получение регрессионных зависимостей и для других квантилей:

$$\min \sum_{t=1}^{n} \rho_\tau \left[Ne(t) - \left(a_\tau NQ^{\wedge}(t) + b_\tau \right) \right], \tag{4}$$

где ρ_τ – функция квантильной регрессии для квантиля τ.

$$\rho_\tau(\varepsilon(t)) = \begin{cases} \tau\,(\varepsilon(t)), \text{ если } \varepsilon(t)>0 \\ (\tau-1)\,(\varepsilon(t)), \text{ если } \varepsilon(t)\le 0 \end{cases} \tag{5}$$

Отклонение $\varepsilon(t)$ определяет разность между ошибками прогноза и линейной зависимостью $(a_\tau NQ^{\wedge}(t) + b_\tau)$ для выбранного квантиля τ. Минимизация (4) выполняется с помощью методов линейного программирования.

Обратная трансформация квантилей ошибок прогноза из нормального стандартного вероятностного распределения в эмпирическое вероятностное

распределение осуществляется с помощью линейной интерполяции или экстраполяции: по интегральной вероятности ошибки прогноза расхода воды определяется ее величина в эмпирическом вероятностном распределении

$$e_\tau(t)=G^{-1}(F(a_\tau(t)\, NQ^{\wedge}(t) + b_\tau)) \quad (6)$$

где F – стандартное нормальное распределение ошибки прогноза, а G^{-1} – обратное эмпирическое распределение ошибок прогноза расхода воды.

Таким образом, квантильная регрессия позволяет получить условное вероятностное распределение прогнозов расходов воды $Q_\tau(t)$

$$Q_\tau(t) = Q^{\wedge}(t) + e_\tau(t) \quad (7)$$

Оценка неопределенности прогнозов расходов воды р. Кубань у г. Армавир на горизонт до 3 суток

Использование квантильной регрессии для оценки предсказательной неопределенности прогнозов расходов воды покажем на примере водосбора р. Кубань до г. Армавир (16900 км^2). Река Кубань берет свое начало с ледника Уллукам, находящегося на западном склоне Эльбруса на высоте 3080 м. Питание реки происходит, в основном, за счет снеготаяния и жидких осадков. Объем ледникового стока в створе г. Армавир не превышает 2-3%. Около 10% стока р. Кубань до г. Армавир формируется за счет поступления возвратных вод с орошаемых полей ниже г. Невинномыск. В речном бассейне отчетливо прослеживается вертикальная зональность в изменчивости почвогрунтов и растительного покрова. С увеличением высоты местности каштановые черноземы сменяются горно-лесными бурыми почвами и затем горно-луговыми почвами. Водосборная площадь до высот 600-800м полностью распахана и вовлечена в сельскохозяйственное производство. Лесная растительность размещается на высотах до 2000м. В высокогорной области растительный покров представлен растительностью субальпийского, альпийского и нивального поясов. Вследствие вертикальной зональности метеорологических условий, различий в характере рельефа, изменений растительного покрова процессы формирования снежного покрова и снеготаяния, а также поступления воды в речную сеть в разных частях бассейна Кубани значительно различаются по интенсивности и продолжительности.

Моделирование формирования стока на водосборе проводится с помощью физико-математической модели, учитывающей пространственную неоднородность водосбора и вертикальную зональность физико-географических и метеорологических условий. Конечноэлементная схематизация водосбора и русловой сети, включающей основное русло р. Кубань и ее основные притоки (Малый и Большой Зеленчук, Теберда, Уллу-Хурзук, Уллу-Кам, Учкулан) на участке до г. Армавир, показана на рис 1.

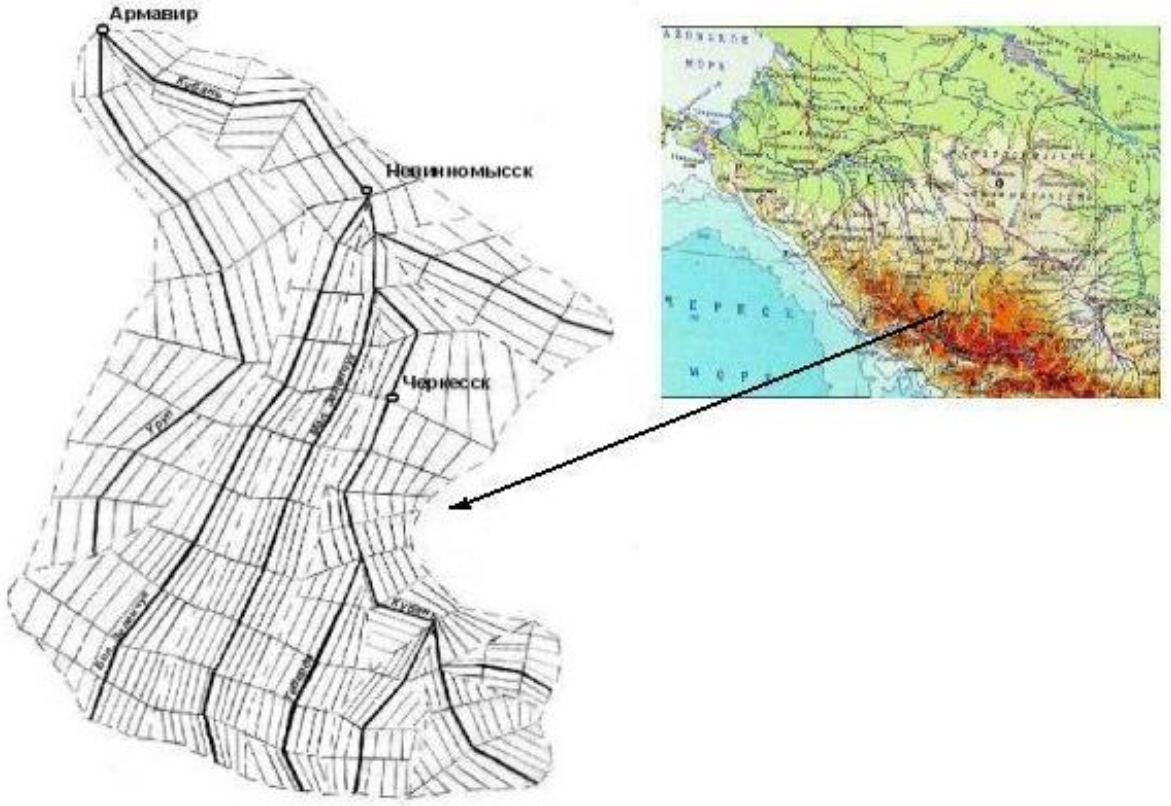


Рис. 1. Конечноэлементная схематизация водосбора р. Кубань до г. Армавир

Модель описывает формирование снежного покрова и снеготаяние на разных высотах, впитывание воды в почвогрунты, испарение, поверхностное и подповерхностное стекание воды по склонам водосбора, движение воды по разветвленной русловой сети [6]. Модель откалибрована и верифицирована по данным гидрометеорологических наблюдений за 10-летний период (1971-1980 гг.). В расчетах используются суточные данные метеорологических наблюдений за температурой, осадками, влажностью воздуха и высотой снежного покрова на 11 метеостанциях. Контроль расчетов расходов воды осуществляется по 7 створам, расположенным на основном русле и притоках р. Кубань. Эффективность расчетов расходов воды за весенне-летний период с 1 марта по 30 сентября, оцениваемая отношением средней квадратической ошибки расчета к средней квадратической изменчивости расходов, изменяется в створах основного русла и на притоках от 0.5 до 0.6 [6].

Зависимость ошибок, трансформированных в нормальную область прогнозов расходов воды р. Кубань у г. Армавир в период с 1 марта по 30 сентября 1972 г. с заблаговременностью прогноза от 1 до 3 суток от трансформированных спрогнозированных величин расхода, и полученные регрессионные зависимости для разных квантилей показаны на рис. 2.

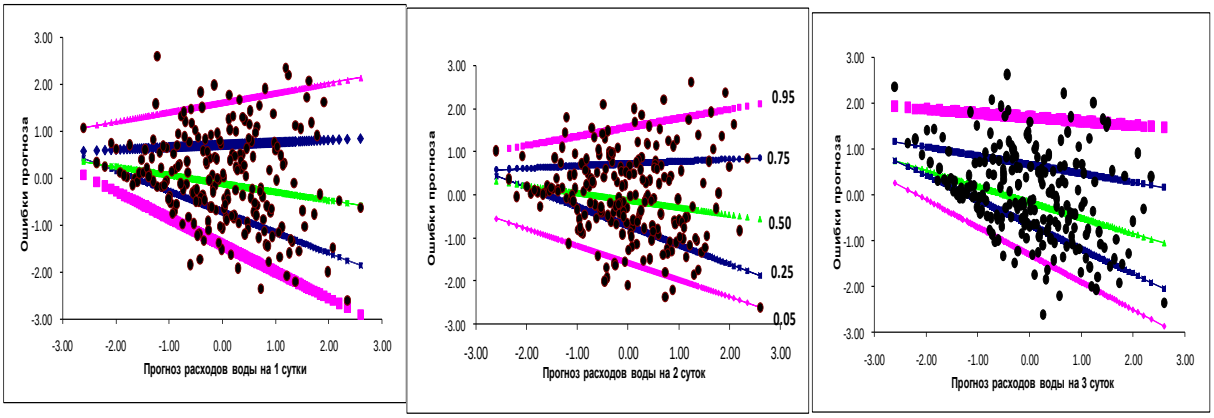


Рис. 2. Ошибки трансформированных прогнозов расходов воды р. Кубань у г. Армавир в период с 1 марта по 30 сентября 1972 г., в зависимости от трансформированных величин прогноза и полученные регрессионные зависимости для разных квантилей τ (0.05, 0.25, 0.5, 0.75. 0.95) и заблаговременности прогнозов от 1 до 3 суток

На рис. 2 видно, что большинство ошибок прогнозов расходов воды заключены в 50% доверительный интервал, ограниченный квантильными регрессионными зависимостями со значениями 0.25 и 0.75. Только небольшая часть ошибок оказывается за пределами 90% доверительного интервала, ограниченного квантильными регрессиями 0.05 и 0.95.

Валидация метода квантильной регрессии на примере прогнозов расходов воды р. Кубань у г. Армавир с 1 марта по 30 сентября 1972 г. с заблаговременностью прогноза от 1 до 3 суток показана на рис. 3.

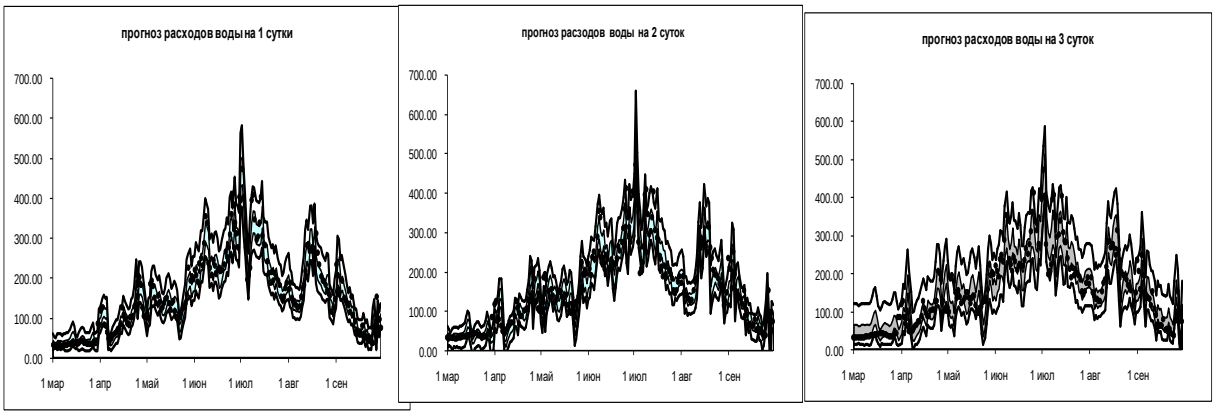


Рис. 3. Валидация метода квантильной регрессии для прогнозов расходов воды р. Кубань у г. Армавир (1972 г.) с заблаговременностью от 1 до 3 суток. Тёмносерая область представляет 50% доверительный интервал, светлая область ограничивает- 90% доверительный интервал, черные точки – наблюденные расходы воды

Как показано на этом рисунке, в большинстве случаев наблюденные расходы воды не выходят за 90% доверительный интервал, ограниченный

регрессионными зависимостями с квантилями 0.05 и 0.95. С увеличением заблаговременности прогноза увеличивается неопределенность в прогнозах расходов воды, возрастают ошибки прогноза. Так, при увеличении заблаговременности прогноза до 3 суток возрастает количество наблюденных расходов воды, которые оказываются за пределами 50% доверительного интервала, существенно расширяется 90% доверительный интервал.

Представленные результаты показывают, что использование метода квантильной регрессии для оценки ошибки прогноза расхода воды обеспечивает эффективный и надежный метод общей оценки прогностической неопределенности гидрологических прогнозов. Зависимости квантильной регрессии могут представлять постпроцессор в режиме реального времени в операционной системе прогнозирования.

Список литературы

1. Koenker R, Basset G. Regression Quantiles, Econometrica, 46(1), 33-50, 1978, 33-50
2. Koenker R, Hallock K.F. Quantile Regression, The Journal of Economic Perspectives, 15(4), 2001, 143-156.
3. Krzysztofowicz R., Transformation and normalization of variates with specified distributions, J. Hydrol., 197, 1997, 286-292.
4. Montanary A., Brath A. A stochastic approach for assessing the uncertainty of rainfall-runoff simulations, Water Resour., Res., 40, W1106, doi:10.1029/2003WR002540, 2004
5. Weerts A. H., Winsemius H.C., Verkade J.S. Estimation of predictive hydrological uncertainty using quantile regression: examples from National Flood Forecasting System (England and Wales). Hydrol., Earth Syst. Sci., 15, 2011, 255-265.
6. Кучмент Л.С. Пространственная модель формирования тало-дождевого стока горной реки (на примере Верхней Кубани) / Л.С. Кучмент, А.Н. Гельфан, В.Н. Демидов // Метеорология и гидрология. – 2010. – №12. – С. 76-87.

© Демидов В.Н., 2018

ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АКВАТОРИИ ВОДНОГО ОБЪЕКТА

Мельникова Н.В.
Верхне-Волжское бассейновое водное управление Федерального агентства водных ресурсов, г.Нижний Новгород
E-mail: regvod@vvbvu.kis.ru

Аннотация: В статье сообщается о действующих нормативно-правовых актах в области водопользования. Рассматриваются последние изменения и возникающие в связи с этим вопросы правоприменения.

Ключевые слова: водный кодекс, поверхностные водные объекты, договор водопользования, документы, аукцион.

LEGAL BASE TO USE WATER AREA OF WATER BODIES

Melnikova N.V.
Verkhne-Volzhskoe basin water Department
of Federal water resources agency, Nizhny Novgorod

Abstract: Normative legal acts in the field of water use are informed in the article. The latest changes and arising in this connection problems of legal succession are considered.

Keywords: water code, surface water bodies, water use contract, documents, auction.

В соответствии с ч.1 и ч.2 ст.11 Водного кодекса РФ право пользования поверхностными водными объектами, или их частями, находящимися в федеральной собственности, собственности субъектов Российской Федерации, собственности муниципальных образований, приобретается физическими и юридическими лицами на основании договоров водопользования в целях использования акватории водных объектов, если иное не предусмотрено частями 3 и 4 настоящей статьи.

В развитие Водного кодекса РФ приняты постановления Правительства от 12 марта 2008 г. №165 «О подготовке и заключении договора водопользования» и от 14 апреля 2007 г. №230 «О договоре водопользования, право на заключение которого приобретается на аукционе, и о проведении аукциона».

В соответствии с последними изменениями, внесенными в Водный кодекс Федеральным законом от 26 июля 2017 г. № 208-ФЗ "О внесении изменений в Водный кодекс Российской Федерации", определено, что использование акватории возможно:

– без предоставления права пользования водным поверхностными водными объектами, находящимися в федеральной собственности, собственности субъектов Российской Федерации, собственности муниципальных образований, на основании договоров водопользования;

– с предоставлением права пользования поверхностными водными объектами, находящимися в федеральной собственности, собственности субъектов Российской Федерации, собственности муниципальных образований, на основании договора водопользования, заключаемого без проведения аукциона;

– с предоставлением права пользования поверхностными водными объектами, находящимися в федеральной собственности, собственности субъектов Российской Федерации, собственности муниципальных образований, на основании договора водопользования, заключенного по результатам аукциона.

30 марта 2018 г. вступили в силу изменения в акты Правительства Российской Федерации по вопросу совершенствования процедур по предоставлению водных объектов в пользование, утвержденные постановлением Правительства РФ от 20 марта 2018 г. № 306, в частности были внесены изменения в постановления Правительства от 12 марта 2008 г. № 165 «О подготовке и заключении договора водопользования» (далее – постановление №165) и от 14 апреля 2007 г. № 230 «О договоре водопользования, право на заключение которого приобретается на аукционе, и о проведении аукциона» (далее – постановление №230).

В соответствии с изменениями, внесенными в постановление №165, теперь помимо запроса в Федеральную налоговую службу «Уполномоченный орган в течение 2-х рабочих дней со дня представления водопользователем заявления и прилагаемых к нему документов и материалов запрашивает, в том числе, с использованием единой системы межведомственного электронного взаимодействия и подключаемых к ней региональных систем межведомственного электронного взаимодействия:

а) в Федеральной службе по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека (ее территориальных органах) – сведения о санитарно-эпидемиологическом заключении в случае, если водный объект предоставляется в пользование для использования акватории водных объектов для лечебных и оздоровительных целей и организованного отдыха детей;

б) в Федеральной службе по надзору в сфере здравоохранения (ее территориальных органах) – сведения о лицензии на оказание медицинской помощи при санаторно-курортном лечении (в случае использования акватории водных объектов для лечебных и оздоровительных целей санаторно-курортными организациями);

в) в Министерстве здравоохранения Российской Федерации – сведения о санаторно-курортной организации, содержащиеся в государственном реестре курортного фонда Российской Федерации и государственном реестре лечебно-оздоровительных местностей и курортов (в случае использования акватории водных объектов для лечебных и оздоровительных целей санаторно-курортными организациями);

г) в Федеральной службе государственной регистрации, кадастра и картографии (ее территориальных органах):

– сведения, содержащиеся в Едином государственном реестре недвижимости, о земельном участке (в случае использования акватории водных объектов для эксплуатации пляжей правообладателями земельных участков, находя-

щихся в государственной или муниципальной собственности и расположенных в границах береговой полосы водного объекта общего пользования, а также в случае использования акватории водных объектов для рекреационных целей туроператорами или турагентами, осуществляющими свою деятельность, в соответствии с федеральными законами, организованного отдыха детей, ветеранов, граждан пожилого возраста, инвалидов);

– сведения, содержащиеся в Едином государственном реестре недвижимости, об объектах недвижимого имущества, разрешенное использование которых позволяет отнести их к объектам туристской индустрии: гостиницам и иным средствам размещения, горнолыжным трассам, пляжам (в случае использования акватории водных объектов для рекреационных целей туроператорами или турагентами);

д) в органах государственной власти субъектов Российской Федерации, осуществляющих переданные полномочия Российской Федерации в сфере образования, – сведения о лицензии на осуществление образовательной деятельности (в случае использования акватории водных объектов для рекреационных целей физкультурно-спортивными организациями);

е) в Федеральном агентстве по туризму – сведения о туроператоре, включенные в единый федеральный реестр туроператоров (в случае использования туроператорами акватории водных объектов для рекреационных целей).

При этом указывается, что заявитель вправе представить вышеперечисленные документы по собственной инициативе. К сожалению, остается непонятным, как быть уполномоченному органу, если ответ от данных органов не получен или получен позже указанного срока. Как быть, если сообщают, что лицензия на осуществление образовательной деятельности (в случае использования акватории водных объектов для рекреационных целей физкультурно-спортивными организациями) отсутствует. Процедура получения лицензии носит заявительный характер: пока организация не обратилась, лицензирующий орган не может дать ответ, нужна лицензия данной организации или нет.

Перечень оснований для отказа является закрытым и к числу случаев для отказа в предоставлении водного объекта в пользование не относятся:

– отсутствие ответа вышеперечисленных органов

– ответ о том, что данной лицензии нет.

Появился перечень документов, необходимых при подаче заявления о предоставлении водного объекта для использования его акватории, необходимой для эксплуатации судоремонтных и судостроительных сооружений и занятой гидротехническими сооружениями. Требуется приложить сведения о

технических параметрах указанных сооружений (площадь и границы используемой для их эксплуатации акватории водного объекта с учетом размеров охранных зон этих сооружений, длины, ширины и высоты сооружений, глубины прокладки подводных коммуникаций и конструктивные особенности, связанные с обеспечением их безопасности), копию документа об утверждении проектно-сметной документации, в которой отражены указанные технические параметры, копию правоустанавливающих документов на гидротехнические сооружения.

При подаче заявления для использования акватории поверхностных водных объектов для эксплуатации пляжей правообладателями земельных участков, находящихся в государственной или муниципальной собственности и расположенных в границах береговой полосы водного объекта общего пользования, для использования акватории водных объектов для рекреационных целей туроператорами или турагентами, а также для использования акватории водных объектов для организованного отдыха детей, ветеранов, граждан пожилого возраста, инвалидов – дополнительно необходимо приложить копии правоустанавливающих документов на земельный участок, сведения о правах на который отсутствуют в Едином государственном реестре недвижимости.

Перечень органов, по согласованию с которыми определяются условия использования водного объекта, также претерпел изменения. В него добавили:

– Государственную инспекцию по маломерным судам Министерства Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий;

– органы государственной власти субъекта Российской Федерации в области градостроительной деятельности, если акватория прилегает к землям населенных пунктов (на соответствие схемам территориального планирования), с которыми осуществляют согласование в случае использования акватории водного объекта для:

– лечебных и оздоровительных целей санаторно-курортными организациями;

– эксплуатации пляжей правообладателями земельных участков, находящихся в государственной или муниципальной собственности и расположенных в границах береговой полосы водного объекта общего пользования;

– рекреационных целей физкультурно-спортивными организациями, туроператорами или турагентами, осуществляющими свою деятельность, в соответствии с федеральными законами;

– организованного отдыха детей, ветеранов, граждан пожилого возраста, инвалидов.

Работая в рамках действующего законодательства, столкнулись с тем, что органы государственной власти субъекта Российской Федерации в области градостроительной деятельности сообщают, какая зона, в соответствии со схемой территориального планирования расположена напротив акватории вместо того, чтобы согласовать, с учетом включения их условий использования водного объекта или отказать в согласовании, в соответствии с действующим законодательством.

Изменения коснулись и постановления №230, в результате которых признали утратившим силу п.1, который гласил, что «право на заключение договора водопользования в части использования акватории водного объекта, в том числе для рекреационных целей, приобретается на аукционе в случаях, когда договором водопользования предусматриваются разметка границ акватории водного объекта, размещение на ней зданий, строений, плавательных средств, других объектов и сооружений, а также в случаях, предусматривающих иное обустройство акватории водного объекта, в соответствии с водным законодательством и законодательством о градостроительной деятельности». Как следствие, встает вопрос, в каких случаях проводить аукцион. Например, у физического лица имеется небольшой деревянный мосток или понтонный причал напротив его участка земли, то нужно ли проводить аукцион, а если мостик на железобетонных сваях и имеет правоустанавливающий документ на ГТС, то без аукциона?

Процедура аукциона также порой приводит к неоднозначным результатам. В 2017 г. мы столкнулись с ситуацией, когда победитель аукциона, предложивший наибольшую цену за предмет аукциона, отказался от заключения договора водопользования и мы, обратившись в суд и пройдя три инстанции, проиграли. Это было связано с тем, что в предыдущей редакции п.5 ст.448 Гражданского кодекса гласил: «В случае уклонения одной из сторон от заключения договора, другая сторона вправе обратиться в суд с требованием о понуждении заключить договор, а также о возмещении убытков, причиненных уклонением от его заключения», а в п.14. «Правил подготовки и заключения договора водопользования, право на заключение которого приобретается на аукционе», утвержденных постановлением №230, также гласил: «В случае уклонения одной из сторон от заключения договора водопользования другая сторона вправе обратиться в суд с иском о понуждении заключить договор, а также о возмещении убытков, причиненных уклонением от заключения договора» и,

следовательно, можно было настаивать на заключении договора и оплате предмета аукциона.

После внесения изменений в ст.448 ГК, согласно которым, в соответствии с п.6 данной статьи «при уклонении организатора торгов от подписания протокола победитель торгов вправе обратиться в суд с требованием о понуждении заключить договор, а также о возмещении убытков, вызванных уклонением от его заключения» у организатора торгов БВУ пропала возможность принудить победителя аукциона к подписанию договора и оплате цены предмета аукциона, несмотря на то, что в постановлении Правительства от 14 апреля 2007 г. № 230 «О договоре водопользования, право на заключение которого приобретается на аукционе, и о проведении аукциона», никакие изменения не вносились. Следовательно, победитель аукциона может принуждать организатора торгов к заключению договора, а организатор такого права лишен.

Изменение п.9 «Правил проведения аукциона по приобретению права на заключение договора водопользования» (утв. постановлением Правительства РФ от 14 апреля 2007 г. № 230), согласно которым «Начальная цена предмета аукциона устанавливается в размере платы за пользование водным объектом за весь период действия договора водопользования, но не более чем за 10 лет, исходя из установленных ставок платы за пользование водными объектами, находящимися в федеральной собственности, собственности субъекта Российской Федерации, собственности муниципальных образований», также вызывает много вопросов.

Ставки платы установлены, а коэффициенты определены Министерством экономического развития Российской Федерации только до 2025 г. Следовательно, если договор водопользования заключается на срок 10 лет, как рассчитывать начальную цену? Требуются разъяснения от Министерства экономического развития РФ и Министерства природных ресурсов РФ.

© Мельникова Н.В., 2018

ПРАВОВЫЕ ОСНОВАНИЯ И ОСОБЕННОСТИ ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ ДЛЯ ГОРНЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ ПО ДОБЫЧЕ РОССЫПНОГО ЗОЛОТА (НА ПРИМЕРЕ ЗАБАЙКАЛЬСКОГО КРАЯ)

Павленко П.В.[1], Макаров А.В.[1]
[1]Амурское бассейновое водное управление, г.Чита
[2]Амурское бассейновое водное управление, г.Хабаровск
E-mail: amur@bvu.kht.ru

Аннотация. Рассмотрены особенности предоставления права пользования водным объектом для горных предприятий, осуществляющих добычу россыпного золота, а также трудности, с которыми сталкиваются специалисты, предоставляющие государственную услугу по утверждению нормативов допустимых сбросов веществ (за исключением радиоактивных веществ) и микроорганизмов в водные объекты. Представлены предложения по совершенствованию нормативно-правой базы.

Ключевые слова: право пользования водным объектом, договор водопользования, государственный водный реестр, нормативы допустимых сбросов.

LEGAL GROUNDS AND SPECIAL ASPECTS OF WATER USE FOR MINING ENTERPRISES ENGAGED IN THE ALLUVIAL GOLD OUTPUT (TRANS-BAIKAL KRAI AS AN EXAMPLE)

Pavlenko P.V., Makarov A.V.
Amur basin water management, Chita
Amur basin water management, Khabarovsk

Abstract. In the article, special aspects of water object user license for mining enterprises engaged in the alluvial gold output as well as the severities of providing public services to approve permissible standards of substances (except radioactive ones) and microorganisms disposal are considered. The proposals to improve the legal framework are presented.

Keywords: water object user license, water use contract, state water register, permissible disposal standards.

Почти все россыпное золото в Российской Федерации, в основном, добывается в 9 регионах, расположенных в Дальневосточном и Сибирском федеральных округах (Магаданская область, Чукотский автономный округ, Республика Саха (Якутия), Амурская область, Хабаровский край, Забайкальский край, Республика Бурятия, Иркутская область, Красноярский край).

В настоящей статье мы рассмотрим Забайкальский край. Специфика промышленности Забайкальского края заключается в значительном численном преобладании предприятий горно-добывающего комплекса. Большое количество недропользователей осуществляют свою деятельность по открытой отработке россыпных месторождений золота на водотоках региона. Согласно информации Министерства природных ресурсов Забайкальского края, на его территории 56 предприятий осуществляют свою деятельность по добыче россыпного золота. В 2017 г. добыча россыпного золота составила 9 т. (в 2016г. – 7,2 т.). По данным Государственного водного реестра, на 01.01.2018 г. количество зарегистрированных водопользователей составляет 81 шт., из них предприятий горнодобывающего комплекса 54 шт.

Основные запасы россыпных месторождений золота расположены непосредственно в границах водных объектов, под руслами рек и ручьев, или в их

пойменной части. Разработка россыпей выполняется открытым способом. Производится обычно при глубине залегания россыпи до 20 м. Комплекс процессов, входящих в открытую разработку россыпных месторождений, включает: отвод русла водотока путем строительства руслоотводного канала, строительство прудов-осветлителей и пионерных отстойников, а также комплекса технологических подпорных дамб для обеспечения промывки песков. Для защиты россыпи от притока поверхностных вод и атмосферных осадков предусматривается строительство нагорных каналов или валов-канав.

При отработке россыпи промприборами работы ведутся снизу вверх по долине с перекачкой воды из нижнего технологического отстойника в верхний. При отработке дражным способом – ход драги может быть как снизу вверх, так и сверху вниз (в этом случае вода либо перепускается из верхнего отстойника в нижерасположенный, либо перекачивается из нижнего в верхний).

Для первоначального заполнения пионерного или дражного отстойника используется вода поверхностного водного объекта. Необходимый объём воды определяется рабочим проектом. Заполнение отстойника должно производиться путём перекачки воды из аванкамеры, устраиваемой для насосной установки, с обязательным сохранением в реке минимального 95% расхода воды.

Забор на первичное заполнение отстойников промприбора составляет, в среднем, 20 тыс. $м^3$, для заполнения дражного отстойника воды необходимо в разы больше и составляет в среднем не менее 100 тыс. м.куб. только из реки, при этом необходимый объем для ведения дражной отработки достигается за счет притока подземных вод. Приток подземных вод определяется гидрогелогическими условиями отработки конкретно каждого месторождения.

Дальнейшая подпитка технологических отстойников водой происходит за счёт притока подземных вод к участку отработки и выпадения атмосферных осадков. Когда этих источников недостаточно – выполняется возврат дренажных вод или подпитка отстойников за счёт водотока. Данные величины также определяются при расчёте водного баланса в проектной документации.

Забор воды из реки влечёт необходимость получения договора водопользования.

Сточные воды участка отработки месторождения россыпного золота образуются при вскрыше торфов и промывке песков. При вскрыше полигона работ проводится первоначальное осушение полигона путём прохождения продольной разрезной канавы. Сточная вода собирается в приямок (зумпф) и после предварительного отстаивания перекачивается в пруд-осветлитель. При промывке песков сточные воды фильтруются через водоподпорные дамбы и

целик. Объёмы сточных вод определяются проектом при расчёте водного баланса (исходя из оттайки льдистых песков и притока подземных вод).

По составу сточные воды представляют собой минеральные суспензии с различной концентрацией взвешенных илисто-глинистых частиц, из которых наиболее устойчивое загрязнение связано с частицами класса крупности от 0,01 до 0,05мм. и менее 0,01 мм., содержание которых в промываемых песках, в среднем по россыпи, определяется гранулометрическим составом торфов и песков и определяется в проектной документации. Нефтепродукты могут попадать в водные объекты при эксплуатации техники в незначительных количествах, менее предельно допустимых концентраций.

В качестве водоемов для системы оборотного водоснабжения и очистных сооружений используются технологические отстойники, вместимость которых обеспечивает необходимое качество оборотной воды по условиям предельной мутности на период работы промывочной установки в одном отстойнике и возможности накопления дренажных вод в течение всего периода эксплуатации отстойника.

После отработки участка выполняется рекультивация отработанных площадей и восстановление русла реки.

Учитывая, что при отработке месторождения неизбежно образуются сточные (дренажные) воды, требуется получение решения о предоставлении водного объекта в пользование с целью сброса сточных вод.

Исходя из анализа представленных в Амурское бассейновое водное управление отчетов за 2017 г. по форме 2-ТП водхоз «Сведения об использовании воды», всего по Забайкальскому краю из поверхностных водных объектов забрано воды 163,3 млн. м³, в том числе недропользователями (россыпниками) – 17,5 млн. м³ или 10,7% от общего объема забора воды. Отведено в поверхностные водные объекты сточных вод всего 213,2 млн. м³, в том числе недропользователями (россыпниками) – 7,7 млн. м³ или 3,6%. Состав загрязняющих веществ в сточных водах, для данной категории недропользователей, составляют взвешенные вещества 131,7 т. (8% от общего объема) и нефтепродукты 1,0 т. (12% от общего объема).

Как правило, исходя из намечаемых водохозяйственных мероприятий, недропользователям, осуществляющим добычу россыпного золота, как было уже отмечено, необходимо получение Решения о предоставлении водного объекта в пользование в целях сброса сточных вод (далее-Решение) и Договора водопользования в целях забора (изъятия) водных ресурсов из водного объекта (далее-Договор).

Заявление о предоставлении водного объекта в пользование с приложениями представляется в уполномоченный орган государственной власти субъекта Российской Федерации с описью всех приложений. Уполномоченный орган рассматривает представленные заявителем документы на предмет их соответствия требованиям, установленным административными регламентами, оценивает их полноту и достоверность, а также соответствие условий осуществления намечаемых водохозяйственных мероприятий и мероприятий по охране водного объекта требованиям Водного законодательства; выполняет расчет параметров водопользования; определяет условия использования водного объекта; обеспечивает согласование условий водопользования с федеральными органами исполнительной власти (их территориальными органами) по вопросам, отнесенным к их компетенции [2, 3].

Результатом данной государственной услуги является заключение Договора или выдача Решения, которые подлежат государственной регистрации в Государственном водном реестре в установленном порядке, и вступают в действие с момента регистрации [5].

Следующий этап получения разрешительной документации – разработка и согласование проекта нормативов допустимых сбросов веществ (за исключением радиоактивных веществ) и микроорганизмов в водные объекты (далее-НДС).

Охрана вод обеспечивается нормированием качества окружающей среды, мерами по предотвращению экологически вредной деятельности и оздоровлению окружающей среды. С этой целью для источников загрязнения должны устанавливаться нормативы допустимых сбросов веществ, поступающих в водные объекты со сточными и (или) дренажными водами, для чего необходима разработка проекта нормативов допустимого сброса.

Разработка проекта НДС выполняется в соответствии с Методикой разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей [1].

Разработанный проект НДС в установленном порядке утверждается в территориальном органе Федерального агентства водных ресурсов – бассейновом водном управлении (далее-БВУ). И в последующем на основании утвержденного НДС, направляется заявление в Федеральную службу по надзору в сфере природопользования на выдачу разрешения на сброс веществ (за исключением радиоактивных веществ) и микроорганизмов в водные объекты, в соответствии с Административным регламентом [4].

Утверждение НДС – государственная услуга, предоставляемая БВУ по согласованию с Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, Федеральной службой по надзору в сфере защиты прав

потребителей и благополучия человека, Федеральным агентством по рыболовству и Федеральной службой по надзору в сфере природопользования и состоит из ряда административных процедур, которые закреплены административным регламентом [6]. Внедрение Административного регламента упростило водопользователям задачу согласования разработанного проекта НДС, предоставив возможность подавать проект на согласование по принципу «одного окна».

Однако, с другой стороны, возник ряд обстоятельств, усложнивших задачу. При подаче проекта лично в каждый из согласующих органов у водопользователя (или представляющего его интересы проектировщика), чаще всего, была возможность общаться с конкретными экспертами лично и снимать большинство вопросов и замечаний в рабочем порядке, без повторной подачи документов на согласование.

На сегодняшний день специалисты БВУ вынуждены отказывать в утверждении проекта НДС при наличии даже одного отказа согласовывающего органа. При этом согласующие органы далеко не всегда при отказе в согласовании руководствуются ограниченным перечнем возможных причин отказа, указанным в Административном регламенте. Нередко в качестве мотивированного отказа согласовывающих органов указываются опечатки, несоответствие цифр в тексте и т.д., что могло быть устранено в рабочем порядке.

Таким образом, проект НДС, не утвержденный всеми согласовывающими органами, отправляется на доработку и, в ряде случаев, возвращается на согласование без принципиальных изменений. В Административном регламенте не предусмотрен порядок повторного рассмотрения проекта НДС, в том числе и сокращение сроков повторного рассмотрения, что увеличивает не только сроки согласования проекта НДС и получения разрешительных документов, но и дублирует ранее полученные положительные согласования надзорных органов.

Административный регламент определяет, что «государственная услуга предоставляется … лицам, осуществляющим водопользование на основании решения о предоставлении водного объекта в пользование для сброса сточных вод и (или) дренажных вод, выданного в установленном порядке, или на основании лицензий на водопользование, срок действия которых не истек». Таким образом, указывается порядок получения разрешительных документов водопользователями: сначала Решение, затем согласованный НДС.

Такой порядок в отдельных случаях приводит к определенным трудностям. При подаче заявления на выдачу Решения заявитель обязан представить расчет объемов сброса сточных вод и количества загрязнений, поступающих в водный объект. Однако в дальнейшем, при прохождении процедуры согласования НДС, возможно изменение расчетных данных по замечаниям экспертов

согласующих органов. В результате, возможны различные показатели сброса сточных вод и загрязняющих веществ в полученном Решении и Приказе об утверждении НДС. Подобные ситуации были исключены по ранее действовавшему порядку получения документов: сначала – разработка и согласование НДС, затем – Решение.

В настоящее время отсутствует методическая основа расчёта норм загрязняющих веществ с дренажными сточными водами, поэтому расчёт НДС в проектной документации выполняется, как для сосредоточенного выпуска в водный объект. Кроме того, сточные воды поступают дренажным путем,как в поверхностные водотоки, так и в подземные воды, а, следовательно, отсутствует возможность контроля непосредственно самих сточных вод. В такой ситуации выполняется только сравнительный анализ воды водного объекта в фоновом и контрольном створах.

Исходя из вышеизложенного, если рассчитать время, необходимое недропользователю для получения всех разрешительных документов (Решения и Договора, утвержденного НДС, разрешения на сброс загрязняющих веществ), согласно сроков предоставления государственных услуг, с учетом подготовки документов и оформления заявок, этот срок составит около 190 дней, превышая продолжительность промывочного сезона 170 суток, что, по сути, является периодом открытой воды по Забайкальскому краю – 180-200 суток. В связи с этим, соблюдая все требования охраны водных объектов в части получения разрешительной документации, предприятия по добыче россыпного золота нарушают сроки отработки месторождения, что приводит к невыполнению условий лицензии на право пользования недрами. Особенно это касается месторождений, срок отработки которых не превышает 1-1,5 года.

Многие проблемы охраны водных объектов связаны с несовершенством нормативной правовой базы. В последние годы особенностью законотворческой деятельности является то, что сначала вступает в силу основный нормативно-правовой акт, а лишь позже начинается разработка подзаконных актов в его развитие. Примером такой ситуации является запрет на сброс сточных вод на рельеф по причине отсутствия нормативно-правового регулирования в данной области в течение нескольких лет. Ярким примером является введение нормативов допустимого воздействия на водные объекты. Нормативы утверждены в 2014 г., однако до сих пор не внедрена схема квотирования вредных воздействий на водные объекты. В результате нормативы фактически не применяются.

Нормативно-правовая база в сфере охраны водных объектов с каждым годом обременяется всё большим набором документированных процедур,

требующих значительных финансовых и трудовых затрат как со стороны водопользователей, так и со стороны органов государственной власти, что в значительной степени является препятствием для проведения эффективных организационно-технических мероприятий всеми участниками водных отношений.

Список литературы

1. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии РФ от 14.09.2011 №763 «Об утверждении административного регламента по предоставлению органами государственной власти субъектов РФ государственной услуги в сфере переданного полномочия РФ по предоставлению водных объектов или их частей, находящихся в Федеральной собственности и расположенных на территориях субъектов РФ, в пользование на основании решений о предоставлении водных объектов в пользование».
2. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии РФ от 12.03.2012 №57 «Об утверждении Административного регламента по предоставлению органами государственной власти субъектов РФ государственной услуги в сфере переданного полномочия РФ по предоставлению водных объектов или их частей, находящихся в федеральной собственности и расположенных на территориях субъектов РФ, в пользование на основании договоров водопользования».
3. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии РФ от 22.08.2007 №216 (ред. от 11.08.2014) «Об утверждении Правил оформления государственной регистрации в государственном водном реестре договоров водопользования, решений о предоставлении водных объектов в пользование, перехода прав и обязанностей по договорам водопользования, прекращения договоров водопользования"».
4. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии РФ от 17.12.2007 №333 «Об утверждении Методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей».
5. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии РФ от 09.01.2013 №2 «Об утверждении Административного регламента Федеральной службы по надзору в сфере природопользования по предоставлению государственной услуги по выдаче разрешений на сбросы веществ (за исключением радиоактивных веществ) и микроорганизмов в водные объекты».
6. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии РФ от 02.06.2014 №246 «Об утверждении Административного регламента Федерального агентства водных ресурсов по предоставлению государственной услуги по утверждению нормативов допустимых сбросов веществ (за исключением радиоактивных веществ) и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей по согласованию с Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, Федеральной службой по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Федеральным агентством по рыболовству и Федеральной службой по надзору в сфере природопользования».
7. Приказ Министерства сельского хозяйства РФ от 13.12.2016 №552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».

© Павленко П.В., Макаров А.В., 2018

ГАРМОНИЗАЦИЯ ПРОЦЕССОВ ВОДООБЕСПЕЧЕНИЯ И СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ РЕГИОНОВ ВОДНОГО БАССЕЙНА

Матвеева Л.Г.,* *Чернова О.А.
Российский информационно-аналитический и научно-исследовательский водохозяйственный центр, г. Ростов-на-Дону
E-mail: matveeva_lg@ mail.ru

Аннотация. В статье, с позиции повышения эффективности процессов управления рациональным использованием ограниченных водных ресурсов, предлагается совместное использование регионального и бассейнового подходов к определению вариантов распределения ограниченных водных ресурсов между потребителями в сопряжении с показателями социально-экономического развития регионов. Такой подход ориентирован на достижение гармонизации процессов рационального водообеспечения и социально-экономического развития регионов.

Ключевые слова: водные ресурсы региона, регионально-бассейновый подход, рациональность распределения, эффективность использования водных ресурсов.

HARMONIZATION OF THE PROCESSES OF WATER AVIABILITY AND SOCIO-ECONOMIC DEVELOPMENT OF WATER BASIN REGIONS

Matveeva L.G.,* *Chernova O.A.
Russian information-analytical and research water economy center, Rostov-on-Don

Abstract. From the position of management processes efficiency increase for limited water resources use, a joint use of regional and basin approaches to determining alternatives of limited water resources distribution among water consumers in integration with the indices of the socio-economic development of regions is proposed in the article. This approach is oriented on harmonization of the efficient water availability processes and socio-economic development of the regions.

Keywords: regional water resources, regional and basin approach, distribution efficiency, efficient use of water resources.

Практика регионального стратегирования в части водообеспечения социально-экономического развития региона предполагает гармонизацию данных процессов с позиций согласованности действий органов управления водохозяйственным комплексом и органов регионального управления. Это означает гармонизацию ресурсов социально-экономического развития территории адекватно существующим вызовам внешней среды, с сохранением целостности и поддержанием эффективности функционирования воспроизводственной системы региона. Такой подход к проблемам регионального развития через призму гармонизации процессов водообеспечения инициирует постановку ряда методологических проблем, связанных с рациональным распределением водных ресурсов по отраслям и сферам деятельности.

Проблема моделирования системы управления гармоничным использованием водных ресурсов региона обусловлена необходимостью поиска компромисса между целостностью представления системы взаимодействия участников процесса водопотребления, в том числе, распределения водных ресурсов между ними. В рамках совместного использования регионального и бассейнового подходов к управлению водными ресурсами региона [1] решение этой проблемы предлагается на основе методологии системного анализа структуры, целей и функций системы управления рациональным водопользованием. Применительно к такой сложной системе это означает, что развитие и функционирование водохозяйственного комплекса региона, со всей структурной и функциональной организацией, со всеми протекающими в нем экономическими и экологическими процессами должно рассматриваться с точки зрения выполнения стратегических задач социально-экономического развития региона.

Экономические, экологические и социальные процессы, с которыми приходится иметь дело при изучении динамики системы управления водными ресурсами, поддаются математическому описанию лишь в определенной степени агрегации, сложность этих процессов определяется большим разнообразием структурных элементов, каждый из которых имеет свои собственные законы динамики с чрезвычайно сложными схемами взаимодействия между элементами [2].

Основой для разработки организационной структуры системы управления служит структура целей и функций. Для ее формирования за основу возьмем методику, учитывающую взаимодействие системы со средой [3]. В составе среды системы управления выделим:

– надсистему, определяющую требования к системе управления и ограничивающую результаты ее деятельности;

– подчиненные системы, обеспечивающие деятельность системы управления водными ресурсами;

– системы, находящиеся в равноправных отношениях с системой управления водными ресурсами;

– актуальную среду, в условиях которой осуществляется функционирование системы управления;

– внутреннюю среду системы управления водными ресурсами.

Структура надсистемы управления водными ресурсами может быть представлена в следующем виде (рис.1).

Подчиненные системы классифицируем укрупнено, что позволит одновременно избежать громоздкости из-за излишней детализации и уяснить функциональное наполнение подсистем без уточнения их количества, состава и

внутренней структуры. Такого представления достаточно для моделирования с организационно-функциональной точки зрения, позволяющего исследовать процессы жизнедеятельности системы управления водными ресурсами и выявить факторы, лимитирующие ее гармоничное развитие.

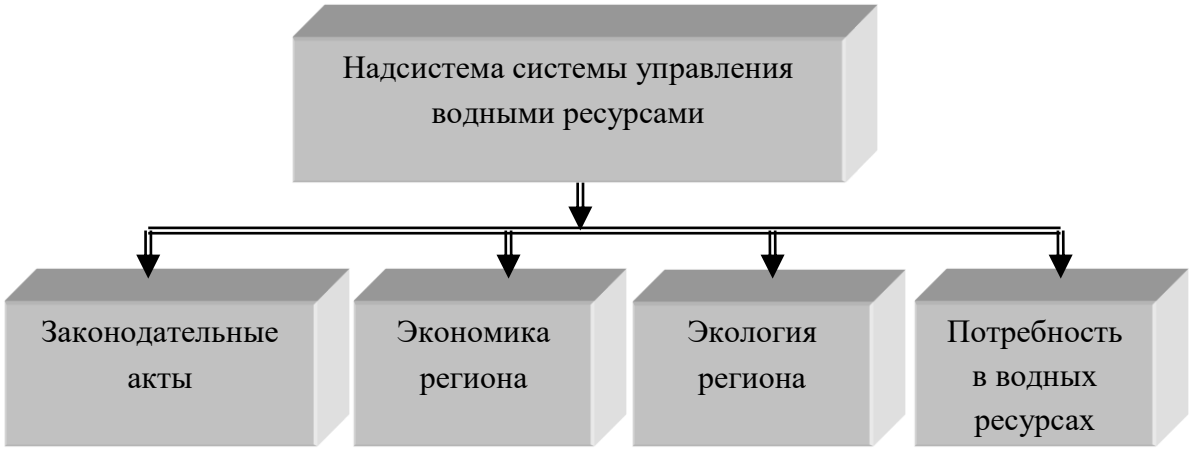


Рис. 1. Структура надсистемы управления водными ресурсами региона

Актуальную среду, в которой функционирует система управления водными ресурсами, образуют элементы мезосистемы «регион», составной частью которой является система управления водными ресурсами территории.

Внутренняя среда системы управления может быть представлена совокупностью целей, методов, технологий их достижения, а также ресурсным потенциалом. При этом, в состав ресурсного потенциала входят как традиционные компоненты – кадровый, финансовый, материально-технический, так и инновационный, информационный, коммуникационный и др. Такое представление совокупного потенциала системы управления водными ресурсами ориентирует процесс принятия управленческих решений на максимальный учет возможностей водохозяйственной системы региона.

Далее проведем структуризацию целей системы управления водными ресурсами региона (рис. 2).

Формы достижения указанных целей могут быть следующими: рациональное распределение водных ресурсов между отраслями и сферами деятельности с учетом водоемкости производства и стратегических интересов регионального развития; совершенствование системы согласования интересов между субъектами водопользования; использование технологий повторного

(оборотного) использования водных ресурсов; снижение потерь воды при транспортировке и др.

Методы реализации форм достижения целей управления водными ресурсами могут быть следующие: совершенствование нормативно-правовой базы, регулирующей взаимодействия субъектов в сфере водопотребления; разработка новых прогрессивных технологий, ориентированных на водосбережение; совершенствование системы мониторинга состояния водных ресурсов; оптимизация системы поставки воды.

Сформированная таким образом структура целей и функций системы организационного управления водными ресурсами служит основой для разработки ее математической модели.

Рис. 2. Структуризация целей системы управления водными ресурсами региона

Рассмотрим основные концептуальные модели управления водными ресурсами в контексте достижения задач гармонизации процесса водообеспечения.

1. Управление как экологическое мероприятие. Данная модель отражает точку зрения, согласно которой управление водными ресурсами необходимо для минимизации наносимого экологического ущерба. Основная задача при таком подходе состоит в том, чтобы не допустить экологической катастрофы в регионе. Следовательно, система управления водными ресурсами должна обеспечивать снижение возможного ущерба, наносимого экологии региона различными гидротехническими сооружениями, а также предотвращать загрязнение водных источников в результате развития промышленных производств в регионе. Такое управление приведет к оздоровлению экологической ситуации, что, в свою очередь, поддерживает социально-экономическую гармонию.

2. Управление водными ресурсами как путь повышения объемов ВРП при снижении уровня его водоемкости. В рамках этой модели отдельные элементы системы управления должны стремиться к рациональному водопотреблению. В данной модели действия элементов системы в большей степени основаны на экономических рыночных стимулах. Функционирование системы управления водными ресурсами здесь во многом схоже с функционированием любой другой отрасли и сферы деятельности. Ее элементы должны стремиться достигнуть баланса в рыночном законе «спрос – предложение», в соответствии с которыми определяются перспективы регионального развития.

3. Управление водными ресурсами как необходимое условие жизнедеятельности. В данном случае цель управления водными ресурсами – обеспечить повышение уровня и качества жизни населения.

Следует отметить, что для гармонизации процессов водообеспечения социально-экономического развития регионов водного бассейна необходимо, чтобы система управления водными ресурсами базировалась на синтезе представленных моделей.

Список литературы

1. Беляев С.Д. Предложения по переходу к побассейновой системе управления водными ресурсами / С.Д. Беляев, Ю.Б. Мерзликина, Н.Б. Прохорова // Водное хозяйство России. – 2014. – № 5. – С. 10.
2. Косолапова Н.А. Механизм и инструменты управления водопользованием: модельная и информационная платформа / Н.А. Косолапова. – Таганрог: Изд-во Юж. федерал. ун-та, 2016. – 352 с.
3. Волкова В.Н. Теория систем и системный анализ / В.Н. Волкова, А.А. Денисов. – С-Пб., 2014. – 616 с.

© Матвеева Л.Г., Чернова О.А., 2018

ЭФФЕКТИВНОСТЬ СТРАХОВАНИЯ РИСКА ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

Глухих М.В, Хранович И.Л.
Институт водных проблем Российской академии наук, Москва
E-mail: khran@bk.ru

Аннотация. Анализируется влияние страхования риска водопользования на управление водными ресурсами. Рассмотрено взаимодействие страхования со страхователями – пользователями водных ресурсов. Найдены соотношения между страховым тарифом и нормативом страхового возмещения, при котором страховой взнос обеспечивает покрытие расходов, связанных с возмещением ущербов, а возмещение наибольшего ущерба значительно превосходит страховой взнос. Рассмотрены различные механизмы страхования водопользования в орошаемом земледелии Терско-Кумского региона.

Ключевые слова: Водные ресурсы, водохозяйственная система, управление, стохастические условия, риск

RISK INSURANCE EFFICIENCY OF WATER USE

Glukhikh M.V., Khranovich I.L.
Water Problems Institute Russian Academy of Sciences

Abstract. The influence of the insurance of the water consumption risk on the water resources management is analyzed. The interaction between the insurance and insurers – users of water resources is examined. Correlation between the insurance tariff and the normative insurance compensation is discovered under the conditions that the insurance compensation guarantees the covering of expenses concerned with the compensation of the losses, but the compensation of the largest losses exceeds the insurance payment. The various mechanisms of insurance for the water use in the irrigated agriculture of the Tersko-Kumsky region are considered.

Keywords: water resources, water economy system, management, stochastic conditions, risk.

Управление водными ресурсами осуществляется в рамках водно-ресурсных систем (ВРС). Методология управления ВРС базируется на общих принципах управления сложными системами, с учетом особенностей процессов поступления, перемещения и использования водных ресурсов, а также некоторых упрощающих предложений. Значительные трудности в выработке стратегий управления ВРС обусловлены стохастическим характером поступления и использования водных ресурсов. Эти трудности, связанные с необходимостью принятия детерминированных решений о параметрах и режимах ВРС в стохастических условиях, проявляются в снижении эффективности использования водных ресурсов из-за возможного несоответствия условий функционирования принятым решениям.

Для преодоления указанных трудностей были введены понятия гарантированного водопользования [1], под которым понимается расчетный объём водных ресурсов, предоставляемых пользователю, и его надежности – вероятности того, что объём реализуемого водопользования не хуже гарантированного. Эти показатели характеризуют возможности ВРС как партнера в хозяйственной деятельности. С гарантированными объёмами связано планирование необходимых подготовительных работ и использование других неводных ресурсов. Использование гарантированных объёмов водных ресурсов осуществляется с большей эффективностью, чем избытков водных ресурсов. Использование водных ресурсов, объёмы которых меньше гарантированных, связано с необходимостью компенсации вызванных этим потерь и корректировки принятых решений. Оно приводит к дополнительным затратам, значительно превосходящим затраты использования гарантированных объёмов водных ресурсов.

Введение понятий гарантированного водопользования и его надежности дало возможность оценивать ущерб - потерю эффективности функционирования ВРС и (или) их элементов при отклонении показателей реализуемых режимов от гарантированных. Отклонения реализуемых режимов ВРС от гарантированных порождают риск неоправданных решений, следствием которых являются ущербы – потери эффективности использования водных ресурсов. Для повышения устойчивости функционирования и развития ВРС целесообразно создать механизм компенсации этих потерь. Таким механизмом видится страхование риска водопользования.

Функции эффективности

ВРС представляют собой элементы инфраструктуры, согласующие потребности общества и хозяйства в водных ресурсах с возможностью их удовлетворения. Эффективность их функционирования определяется совокупностью эффектов от использования водных ресурсов. Предполагается, что эффекты от использования водных ресурсов различными элементами ВРС могут быть сопоставлены в одних и тех же единицах, для определенности – в рублях. Это дает возможность оценивать эффективность функционирования ВРС одним критерием – прибылью от использования водных ресурсов. Значения этого критерия зависят от двух групп переменных, соответствующих гарантированным Q и реализуемым q ресурсам [2].

В данной работе эффективность функционирования ВРС оценивается функцией прибыли $f(Q, q)$, которой описывается зависимость разности между доходами от использования водных ресурсов и издержками, связанными с их

доставкой, от величин гарантируемых и реализуемых объемов водных ресурсов. Прибыль всей системы *f(Q, q)* складывается из прибыли отдельных элементов $f_s(Q_s, q_s)$

$$f(Q,q) = \sum_{s \in S} f_s(Q_s, q_s), \quad (1)$$

где *S* – множество элементов ВРС; координаты Q_s вектора $Q = \{Q_s | s \in S\}$ являются величинами гарантированных объемов водных ресурсов; вектор $q = \{q_s | s \in S\}$ составлен из векторов $q_s = \{q_s^\omega | \omega \in \Omega\}$, координатами которых служат значения объемов водных ресурсов q_s^ω, реализуемых в ω-ые исходы стохастических условий; Ω – множество учитываемых исходов стохастических условий.

Функции $f_s(Q_s, q_s)$ представляют собой математическое ожидание прибыли $f_s^\omega(Q_s, q_s^\omega)$ при функционировании элементов ВРС в различных стохастических условиях. В данной работе множество исходов стохастических условий Ω конечно.

$$f_s(Q_s, q_s) = \sum_{\omega \in \Omega} \rho^\omega f_s^\omega(Q_s, q_s^\omega), \quad (2)$$

где ρ^ω – вероятность исхода ω, функции $f_s^\omega(Q_s, q_s^\omega)$, подробно описанные в [2], вогнуты по каждому из переменных $Q_s \cup q_s^\omega$, и, вообще говоря, не вогнуты по их совокупности. Из соотношений (1) и (2) следует, что

$$f(Q,q) = \sum_{\omega \in \Omega} \rho^\omega \sum_{s \in S} f_s^\omega(Q_s, q_s^\omega) = \sum_{\omega \in \Omega} \rho^\omega f^\omega(Q, q^\omega), \quad (3)$$

где функция $f^\omega(Q, q^\omega) = \sum_{s \in S} f_s^\omega(Q_s, q_s^\omega)$ описывает прибыль функционирования *s*-го элемента ВРС при ω-ом исходе стохастических условий.

Риск и шанс

Различия между эффективностью использования водных ресурсов в разных стохастических условиях порождают риск потери эффективности функционирования пользователей от недополучения водных ресурсов *R(Q,q)* и шанс увеличения эффективности *D(Q,q)*, связанный с использованием избытков водных ресурсов сверх гарантированных значений.

Под риском понимается математическое ожидание ущерба (потери эффективности) от недополучения пользователем гарантированного объёма водных ресурсов. В соответствии с этим, риск *s*-го пользователя равен:

$$R_s(Q_s, q_s) = \sum_{\omega \in \Omega} \rho^\omega \left[f_s^\omega(Q_s, Q_s) - f_s^\omega(Q_s, q_s^\omega) \right]^+ = \sum_{\omega \in \Omega} \rho^\omega r_s^\omega(Q_s, q_s^\omega), \quad (4)$$

где $r_s^\omega(Q_s, q_s^\omega)$ – ущерб от недополучения водных ресурсов в *s*-ый исход стохастических условий, функция $[u]^+ = \max\{u, 0\}$.

Шанс *s*-го пользователя представляет собой математическое ожидание приращения прибыли (увеличения эффективности) от использования избытков водных ресурсов

$$D_s(Q_s, q_s) = \sum_{\omega \in \Omega} \rho^{\omega} \left[f_s^{\omega}(Q_s, q_s^{\omega}) - f_s^{\omega}(Q_s, Q_s) \right]^{+} = \sum_{\omega \in \Omega} \rho^{\omega} d_s^{\omega}(Q_s, q_s^{\omega}). \qquad (5)$$

Механизм страхования

Наличие риска естественным образом порождает желание пользователей – равноправных участников рынка – его застраховать для обеспечения более устойчивого, без резких срывов, функционирования в результате возмещения части понесённого ущерба. При этом, число пользователей, у которых дефицит водных ресурсов приводит к потере эффективности функционирования (ущербу), всегда меньше числа опасающихся наступления этого негативного события. Таким образом, наряду с органом управления ВРС (центром) и пользователями, появляется ещё один участник – страховщик (страховая компания) – "защитник" от отрицательных последствий дефицита водных ресурсов, влияющий на распределение водных ресурсов изменением функций эффективности пользователей. Возникает необходимость в анализе характера этого влияния, который проводится на примере использования водных ресурсов в орошаемом земледелии Терско-Кумского региона.

Для того, чтобы система страховой защиты оказалась жизнеспособной, необходимо, чтобы она соответствовала нескольким обязательным требованиям.

С одной стороны, страхование выгодно страхователям (отрасли экономики, отдельные предприятия, физические лица) и страховщикам – это их бизнес. С другой стороны, страхование, как экономическая категория, подчиняется объективным экономическим законам. Оно может быть успешным только в том случае, когда удается соблюсти баланс между, казалось бы, противоречащими интересами страхователя и страховщика. А именно:

- для страхователя страховая премия является одним из компонентов производственных затрат. Наличие этой компоненты не должно переводить рентабельность производства в отрицательную область;
- деятельность страховщика также не должна быть убыточна. Собранной премии должно хватать на страховые выплаты.

Возникает необходимость в анализе влияния взаимодействия страховщика со страхователями – пользователями на управление водными ресурсами. В качестве страховщика могут быть общества взаимного страхования, государственные страховые организации, акционерные общества, выступающие самостоятельно или объединенные для организации перестрахования и сострахования. Предполагается, что резервы страховщика достаточны для обеспечения страховых возмещений.

Пользователь получает прибыль от использования водных ресурсов, выплачивает страховую премию (страховой взнос) за предоставление страховой защиты и, если случается страховой случай – снижение размеров прибыли, обусловленное дефицитом водных ресурсов, – страховщик выплачивает ему страховое возмещение (страховую сумму). Целевая функция пользователя принимает вид:

$$F_s(Q_s, q_s) = f_s(Q_s, q_s) - A_s(Q_s, q_s) + B_s(Q_s, q_s), \quad (6)$$

где $A_s(Q_s,q_s)$ – страховой взнос, $B_s(Q_s,q_s)= \sum_{\omega\in\Omega} \rho^{\omega} B_s^{\omega}(Q_s, q_s^{\omega})$ – математическое ожидание страховой суммы.

Страховая премия составляет часть риска

$$A_s(Q_s, q_s) = \alpha(R) \cdot R_s(Q_s, q_s)$$

со страховым тарифом $\alpha(R)$ – неубывающей функцией риска со значениями в пределах $1>\alpha(R)>0$. В данной работе страховой тариф предполагается единым для всех пользователей.

Страховая сумма возмещает только часть ущерба от недодачи водных ресурсов, чтобы поощрять пользователя производить продукцию:

$$B_s^{\omega}(Q_s, q_s^{\omega}) = \beta(r^{\omega}) r_s^{\omega}(Q_s, q_s^{\omega}).$$

Норматив страхового возмещения $\beta(r^{\omega})$ представляет собой невозрастающую функцию ущерба со значениями, находящимися в пределах $1>\beta(r^{\omega})>0$. В данной работе он принят единым для всех пользователей.

Соотношения между страховым тарифом $\alpha(R)$ и нормативом страхового возмещения $\beta(r^{\omega})$ выбираются такими, чтобы были выполнены условия:

$$A_s(Q_s, q_s) \geq B_s(Q_s, q_s), \quad (7)$$

$$A_s(Q_s, q_s) < \max_{\omega\in\Omega} B_s^{\omega}(Q_s, q_s^{\omega}). \quad (8)$$

Условие (7) означает, что страховой взнос должен обеспечивать покрытие расходов, связанных с возмещением ущерба вследствие страховых случаев и нагрузки, предназначенной для покрытия расходов, связанных со страхованием. Его нарушение означает невыгодность страхования для страховщика. Выполнение условия (8) делает страхование привлекательным для страхователя – снижается его риск; при этом страховое возмещение наибольшего ущерба превосходит страховой взнос. Как правило, страховой взнос $A_s(Q_s, q_s)$ в несколько раз меньше наибольшей величины страхового возмещения $\max_{\omega\in\Omega} B_s^{\omega}(Q_s, q_s^{\omega})$ [3], [4].

При назначении страховых тарифов и нормативов страхового возмещения учитывается также отношение страхователей к достижению компромисса между возможностью использовать шанс повысить прибыль и риском, связанным с надеждой на такой шанс (более высокая ожидаемая прибыль предопределяет значительно больший риск). Условно людей и, следовательно, организации – страхователи, управляемые людьми, можно разделить на три группы. К первой группе относятся те, кто не склонен к риску. При прочих равных условиях, они предпочитают меньший разброс возможных исходов. Вторую группу составляют нейтрально относящиеся к риску. Им безразличен выбор между определенной и неопределенной ожидаемой прибылью. Третью группу образуют любители риска, предпочитающие неопределенную прибыль определенной. Водопользователи стремятся к повышению надежности гарантированного количества ресурсов. Они отнесены к первой группе страхователей. Страховщики, как правило, нейтральны. Страховые компании, обслуживающие большое число страхователей, могут рассчитывать на то, что собранные страховые премии будут не меньше страховых выплат.

Вообще говоря, условия (7) и (8) могут оказаться несовместными. Поэтому потребовалось, на примере конкретных ВРС, убедиться в существовании коэффициентов $\alpha(R)$ и $\beta(r^{\omega})$, обеспечивающих выполнение этих условий. Непротиворечивость условий (7) и (8) анализируется в рамках математической модели обоснования параметров и режимов ВРС при рассмотрении страхования рисков водопользования в Терско-Кумском регионе.

Математическая модель

Определение параметров гарантированной отдачи и режимов ВРС основывается на сопоставлении оценок эффективности использования гарантированных расходов и объёмов водных ресурсов с величинами рисков и шансов, обусловленных отклонениями реализуемых режимов от гарантированных. Использование гарантированных расходов и объемов водных ресурсов осуществляется с наибольшей эффективностью. С их ростом у пользователей уменьшаются шансы и увеличиваются риски. И, наоборот, с их понижением увеличиваются шансы и уменьшаются риски. Согласование этих величин осуществляется в математических моделях и, в частности, в рассматриваемой в данной работе “простейшей” статической потоковой модели, подробно рассмотренной в [2].

В модели ВРС изображается сетью $\Gamma(J,S)$, геометрическое начертание которой соответствует схематическому изображению моделируемой системы. Множество вершин *J* соответствует местам расположения источников, водохранилищ, соединений рек и каналов, изъятия и возврата воды и т.д. Множество дуг *S* изображает водопользователей, участки рек и каналов, а также дуги,

вводимые для изображения источников воды. Сетью $\Gamma(J,S)$, моделируются все рассматриваемые элементы ВРС – существующие и проектируемые.

Модель описывается двухэтапной задачей стохастического программирования *B* определения вектора потоков Q^0,q^0 в сети $\Gamma(J,S)$, соответствующего объёмам водных ресурсов, поступающих пользователям, с составляющими: вектором гарантированных потоков $Q^0=\{Q_s^0 \mid s\in S\}$ – стратегических переменных (первого этапа), который моделирует гарантированное водопользование, и вектором реализуемых потоков $q^0=\{q_s^\omega \mid s\in S,\omega\in\Omega\}$ – тактических переменных (второго этапа), соответствующих объемам воды, поступающей пользователям в различных условиях. Вектор Q^0,q^0 максимизирует функцию, оценивающую эффективность функционирования ВРС

$$f(Q,q)=\sum_{s\in S} f_s(Q_s,q_s)=\sum_{\omega\in\Omega}\rho^\omega\sum_{s\in S} f_s^\omega\left(Q_s,q_s^\omega\right) \tag{9}$$

на множестве $G_{\tilde{B}}$, выделяемом системой уравнений неразрывности потоков в вершинах $\Gamma(J,S)$,

$$\sum_{s\in S_i^+} k_s^\omega q_s^\omega-\sum_{s\in S_i^-} q_s^\omega+b_i^\omega=0,\qquad i\in J\,, \tag{10}$$

и ограничениями сверху и снизу на величины потоков

$$\underline{q}_s^\omega\le q_s^\omega\le\bar{q}_s^\omega,\quad s\in S,\ \omega\in\Omega. \tag{11}$$

и на их гарантированные значения

$$\underline{Q}_s\le Q_s\le\bar{Q}_s\ ,\ s\in S, \tag{12}$$

где b_i^ω – мощность *i*-го источника водных ресурсов ($b_i^\omega\ge 0$) либо фиксированная потребность в них ($b_i^\omega\le 0$); k_s^ω – неотрицательный коэффициент “усиления” *s*-ой дуги при помощи которого учитываются потери водных ресурсов в элементах ВРС, его значение не превосходит единицы; S_i^+ – множество дуг, заходящих в *i*-ю вершину; S_i^- – множество дуг, исходящих из *i*-ой вершины.

Задача *B* является сетевой распределительной задачей. Составляющая Q^0 оптимального вектора задачи *B* описывает гарантированное водопользование, составляющая q^0 – объемы воды, поступающей пользователям на участки рек и каналы при различных исходах стохастических условий. Вектор Q^0,q^0 полностью описывает оптимальный режим функционирования ВРС.

Наряду с оптимальными объёмами водных ресурсов $q_s^{\omega 0}$, поступающих пользователям, и их гарантированными значениями Q_s^0, а также надёжностями

гарантированного водопользования $P_s^0 = \sum_{\omega \in \Omega_s^+} \rho^\omega$, ($\Omega_s^+ = \{\omega \in \Omega \,|\, q_s^{0\omega} \geq Q_s^0\}$) в решении задачи *B* неявным образом содержатся также оптимальные величины рисков $R_s(Q_s^0, q_s^0)$ и шансов $D_s(Q_s^0, q_s^0)$. Значения $R_s(Q_s^0, q_s^0)$ и $D_s(Q_s^0, q_s^0)$ получаются при подстановке в формулы (4) и (5) оптимальных объёмов гарантированного Q_s^0 и реализуемого q_s^0 водопользования.

Влияние механизмов страхования на водопользование в Терско-Кумском регионе

Характер влияния страхования риска водопользования анализируется на примере ВРС Терско-Кумского региона, описанной в [2]. Потенциальными страхователями выступают хозяйства сельскохозяйственного производства, обслуживаемые 66 оросительными системами (ОС) и объединённые в 66 пользователей.

В результате анализа потребностей ОС региона в водных ресурсах, возможностей их удовлетворения и производственных функций (ПФ) ОС были определены страховой тариф в виде постоянного коэффициента $\alpha(R)=\alpha$=0,27 и норматив страхового возмещения, как монотонно убывающая функция ущерба $\beta(r^\omega)$ со значениями от 0,27 до 0,24. Полученные значения α и $\beta(r^\omega)$ обеспечивают выполнение условий (7) и (8) для всех 66 оросительных систем региона. В частности, для Терско-Кумской ОС наибольший ущерб $r_{15}^{\omega\max}$=106,1 млн. руб. и наибольшее значение риска $R_{15}^{\max}$=22 млн. руб., полученное для всех вариантов задачи *B*, гарантируют выполнение условия (8) со страховым взносом $A_{15}(Q_{15},q_{15})$=0,27·22=5,94 млн. руб. и страховым возмещением $B_{15}^{\max}(Q_{15},q_{15})$ = 0,24·106,1=25,4 млн. руб.

Рассматривается распределение водных ресурсов в орошаемом земледелии Терско-Кумского региона, моделируемое задачей *B*. Основу оценки эффективности использования водных ресурсов составляют те же производственные функции, которыми оценивалась эффективность оросительных систем в работе [2]. Сеть задачи *B* та же, что в [5]. Она содержит 28 вершин, соединённых 103 дугами, включающими 66 дуг, изображающих оросительные системы. Множество стохастических условий Ω представлено 10-ю реализациями стока рек региона.

В результате решения задачи (9)-(12) определены ущербы $r_s^\omega(Q_s^0, q_s^{\omega 0})$ всех 66 пользователей ВРС ТКР и связанные с этим риски $R_s(Q_s^0, q_s^0)$. По полученным значениям ущербов $r_s^\omega(Q_s^0, q^{\omega 0})$ и рисков $R_S(Q_s^0, q_s^0)$, в соответствии с правилом (8), сформированы оценки прибыли, получаемой с орошаемых полей

при страховании рисков водопользования – целевые функции $F_s^1(Q_s, q_s)$. Решена задача (9)-(12), в которой производственные функции $f_s(Q_s,q_s)$ заменены на $F_s^1(Q_s, q_s)$. Её оптимальный вектор Q^1q^1 характеризуется увеличением значений гарантированного водопользования Q_s^1, по сравнению с $Q_s^0 (Q_s^1 \geq Q_s^0)$, снижением его надежности $(P_s^1 \leq P_s^0)$ и увеличением риска $(R_s(Q_s^1, q_s^1) \geq R_s(Q_s^0, q_s^0))$ для всех $s \in S$. У части пользователей прибыль увеличилась $(F_s^1(Q_s^1, q_s^1) > f_s(Q_s^0, q_s^0))$, у другой части – уменьшилась $(F_s^1(Q_s^1, q_s^1) < f_s(Q_s^0, q_s^0))$, суммарная – практически не изменилась (уменьшилась с 493,3 до 492,2 млн. руб).

Значения страхового взноса $A_s(Q_s,q_s)$ и страхового возмещения $B_s(Q_s,q_s)$, участвующие в формировании функций $F_s(Q_s,q_s)$, соответствуют рискам и ущербам, определенным по оптимальному вектору Q^0,q^0. Вектору Q^1,q^1 соответствуют другие величины рисков и ущербов. Требуется преобразование целевых функций в $F_s^2(Q_s, q_s)$, формируемых по вектору Q^1,q^1, и новое решение задачи (9)-(12) и затем формирование функций $F_s^3(Q_s, q_s)$ по вектору Q^2,q^2 и т.д. То есть требуется организовать итерационный процесс, в результате которого будет получен оптимальный план распределения водных ресурсов, с учетом возможного страхования рисков, связанных с их использованием.

Проведены три таких процесса: один соответствует обязательному страхованию (*а*) и два – добровольному (*б*) и (*в*).

(*а*) Целевые функции всех водопользователей преобразуются по правилу (6). В начале, при переходе от итерации к итерации, наблюдается перераспределение водных ресурсов и прибыли между пользователями, приводящее к снижению суммарной прибыли с 493,2 до 460,1 млн. руб. Начиная с шестого шага, процесс принимает колебательный характер, в зависимости от соотношений между страховым взносом и страховым возмещением на очередном этапе. Прибыль колеблется в пределах от 460 до 462 млн.руб. Эти колебания находятся в пределах погрешностей исходных данных. Итерационный процесс не сходится.

(*б*) Выделяются пользователи, у которых при переходе от целевой функции $f_s(Q_s, q_s)$ к $F_s^1(Q_s, q_s)$ значение прибыли не увеличилось, то есть $F_s^1(Q_s^1, q_s^1) \leq f_s(Q_s^0, q_s^0)$. Для них потоки фиксируются и принимаются равными Q_s^0, q_s^0. Для остальных пользователей осуществляется переход от $F_s^1(Q_s, q_s)$ к $F_s^2(Q_s, q_s)$, по правилу (8) и решается задача (9)-(12) с новыми целевыми функциями. Переход к последующим итерациям аналогичен. На каждой итерации происходит увеличение прибыли хотя бы у одного пользователя при фиксированной прибыли остальных. Процесс сходится за конечное число шагов. В результате суммарная прибыль увеличилась с 493,3 до 498,7 млн. руб.

(*в*) Итерационный процесс перераспределения водных ресурсов отличается от итерационного процесса (*б*) только тем, что у выделенных пользователей фиксируются целевые функции предыдущей итерации, а не потоки, как в случае (*б*). Процесс также сходится. Величина суммарной прибыли незначительно увеличилась, она составила 494,2 млн. руб.

Все три варианта характеризуются увеличением риска всех оросительных систем, ростом их гарантированного водопользования и снижением его надёжности. Суммарный риск увеличился с 51,1 млн. руб. в случае (*а*) до 126 млн. руб., в случае (*б*) – до 111 млн. руб. и в случае (в) – до 106 млн. руб. Гарантированная отдача ВРС ТКР (суммарное гарантированное водопользование) возросла с 3763 млн. м^3 в случае (*а*) до 6765 млн. м^3, в случае (*б*) – до 5181 млн. м^3 и в случае (*в*) – до 5049 млн. м^3. При этом, надёжность гарантированных объёмов водопользования снизилась во всех случаях. Проявившаяся тенденция увеличения значений гарантированного водопользования, снижения его надежности и увеличения риска объясняется компенсацией ущербов при наступлении страховых случаев и вогнутостью нелинейных функций $f_s\left(Q_s, q_s\right)$, которыми оценивается эффективность использования водных ресурсов.

Из рассмотренных вариантов следует предпочтительность добровольного страхования орошаемого земледелия Терско-Кумского региона. Из вариантов добровольного страхования (*б*) и (*в*) более предпочтительным является вариант (*б*), в котором на каждом шаге итерационного процесса распределения водных ресурсов достигнутый результат либо улучшается, либо закрепляется.

Влияние страхования риска водопользования на распределение водных ресурсов в ВРС, функционирующих в условиях, отличающихся от рассмотренных и включающих водопользователей другой физической природы, при других механизмах страхования, а также при более подробном рассмотрении функционирования и развития ВРС, ещё предстоит выяснить.

Список литературы

1. Крицкий С.Н. Расчет многолетнего регулирования речного стока на основе теории вероятностей / С.Н. Крицкий, М.Ф. Менкель // Труды ВИСУ. Гидротехнический сборник. – 1932. – № 4. – С. 7-31.
2. Хранович И.Л. Принцип адаптивного управления водно-ресурсными системами в условиях риска / И.Л. Хранович // Известия КБНЦ РАН. – Нальчик, 205, №1(13). – С. 32-43.
3. Бурков В.Н. Как управлять проектами / В.Н. Бурков, Д.А. Новиков. – М.: СИНТЕГГЕО, 1997. – 188 с.
4. Штрауб Э. Актуарная математика имущественного страхования / Э. Штрауб. – М., 1994. – 148 с.

© Глухих М.В., Хранович И.Л., 2018

СЕКЦИЯ IV.
РАЗРАБОТКА СОВРЕМЕННЫХ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД, ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ И ОКОЛОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

МЕТОД ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД ПО НАБОРУ БИОТЕСТОВ

***Бакаева Е.Н.*[1,2,3], *Тарадайко М.Н.*[1,2,3], *Игнатова Н.А.*[1]**
[1]Институт водных проблем РАН, Гидрохимический (Южный) отдел, Ростов-на-Дону
[2]ФГБУ «Гидрохимический институт», Ростов-на-Дону
[3]Институт наук о Земле, Южный Федеральный университет, Ростов-на-Дону
E-mail: rotaria@mail.ru

Аннотация: При использовании набора биотестов с представителями разных систематических групп и трофических уровней возникает проблема итоговой оценки токсичности вод. На сегодняшний день итоговую оценку токсичности проводят по «наихудшему» биотесту. При этом теряется экологическая информация, полученная по другим биотестам. Предлагается новый подход с учётом результатов по всем биотестам.

Ключевые слова: токсичность воды, тест-объекты, биотесты.

THE METHOD TO ASSESS WATER QUALITY BY A SET OF BIOASSAYS

***Bakaeva E.N.*[1,2,3], *Taradayko M.N.*[1,2, 3], *Ignatova N.A.*[1]**
[1]Water Problems Institute RAS, Hydrochemical (South) department, Rostov-on-Don,
[2]Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don,
[3]Institute of Earth Sciences, Southern Federal University, Rostov-on-Don

Abstract: There arises the problem of the final water toxicity assessment using a set of bioassays with representatives of different systematic groups and trophic levels. To date, the final toxicity assessment is carried out according to the "worst" bioassay. At the same time, the environmental information obtained from other bioassays is lost. A new approach taking into account the results for all bioassays is proposed.

Keywords: water toxicity, test-objects, bioassays.

Одна из важнейших слагаемых качества вод – токсичность. Необходимо подчеркнуть, что она является биологической характеристикой и действует в отношении живых объектов. Однако под токсичностью воды до недавнего

времени понимали только концентрации загрязняющих веществ, выраженные в ПДК [1]. В то же время действующая в РФ система нормирования по ПДК загрязняющих веществ в значительной мере условна. Осложнена эта оценка комплексной природой загрязнения водных объектов, его чрезвычайно многокомпонентным составом, слабой изученностью процессов трансформации, синергизма, антагонизма токсикантов и, в конце концов, ограниченностью возможности определения всего спектра загрязняющих веществ, находящихся в водной экосистеме, а главное, – невозможностью экологической интерпретации токсичности по аналитическим данным. Это делает задачу оценки реальной токсичности вод с применением только аналитических методов достаточно сложной и, в значительной мере, недостоверной. В связи с чем необходим грамотный методический подход, который позволял бы получать объективную экологическую информацию о состоянии водных экосистем и, в частности, диагностировать наличие и степень токсичности их водной компоненты.

Учитывая биологическую основу токсичности, её следует расценивать как интегральную характеристику качества воды, обусловленную проявлением негативных в отношении гидробиоты свойств всего комплекса химических веществ, присутствующих в испытываемой воде [2]. Такой подход определяет необходимость широкого внедрения биологического тестирования (биотестирования) – оценки качества воды по ответным реакциям водных организмов, являющихся тест-объектами.

Особенно важно, что, в отличие от химического анализа, биотестирование не требует предварительной информации о природе загрязняющих веществ, поскольку в результате биоанализа получают информацию об интегральном воздействии исследуемых вод на тест-объекты. Тем не менее, для получения наиболее экологически достоверных результатов биотестирования обязательно необходима информация о гидрохимическом составе вод, в частности, минерализация и pH. Это позволяет соблюсти «адресность» биотестирования, т.е. подобрать и использовать экологически соответствующий тест-объект. Не выявляя отдельных загрязняющих веществ, биотесты дают возможность обнаружить способность исследуемой воды вызывать токсические эффекты на представителей гидробиоты [3].

Неоспоримо преимущество биотестирования для получения интегральной оценки токсичности, вызываемой суммарным действием всего комплекса загрязняющих веществ, содержащихся в водной среде, с учетом их синергетического и антагонистического взаимодействия. С учетом всех особенностей, метод биотестирования позволяет получать адекватную информацию о

токсичности вод. Цель биотестирования в мониторинге поверхностных вод суши – осуществлять скрининг проб воды и донных отложений водного объекта как в режимных, так и оперативных наблюдениях, особенно в случае чрезвычайных ситуаций [4]. В последнем случае – это возможность в краткие сроки выделить пробы для дальнейшего дорогостоящего химического анализа.

Заметим, что биотестирование, наряду с физико-химическими методами, широко используется в мировой практике мониторинга вод. Разработаны международные и национальные стандарты на методы биотестирования – биотесты на дафниях, водорослях, рыбах и других гидробионтах. Их назначение и область применения в России сформулированы в руководствах и ряде руководящих документов и рекомендаций. В системе мониторинга поверхностных вод суши методы биотестирования имеют практическое значение для оперативных и режимных работ. Так, их используют для оценки токсичности вод на наиболее напряженных участках водных объектов, для выявления опасных источников загрязнения и зон их влияния, в том числе в случае чрезвычайных ситуаций, для оценки эколого-токсикологического состояния водных объектов и выявления зон экологического неблагополучия по данным многолетних наблюдений.

Однако есть методические проблемы биотестирования. Наиболее очевидный минус практического применения биотестирования – использование только одного биотеста (тест-объекта). Практически каждый нормативно-методический документ по биотестированию предлагает только один биотест. Но, как известно, каждый вид гидробионтов, используемый в биотестировании в качестве тест-объекта, имеет присущие ему экологические особенности. Поэтому в результате получаем информацию о токсичности вод в отношении только одной группы гидробионтов, представитель которой был использован в каждом конкретном случае.

Существует опыт использования набора (или комплекса) биотестов для оценки токсичности вод. Однако тогда возникает другая существенная методическая проблема – получение итоговой оценки о токсичности исследуемого компонента водной экосистемы (вода, донные отложения).

В случае однозначного результата токсичности по каждому биотесту, провести итоговую оценку довольно просто. Например, проведённые нами исследования токсичности вод ряда створов Цимлянского водохранилища и многолетние исследования вод р. Темерник, не вызывали затруднений при получении итоговой оценки токсичности, поскольку каждый биотест соответствовал критерию острого токсического действия (табл. 1,2).

Таблица 1

Токсичность вод Цимлянского водохранилища по результатам биотестирования на трех тест-объектах

Номер створа	Daphnia magna	Brachionus calyciflorus	Paramecium caudatum	Токсическое действие
69	100	50	50	ОТД
20	50	50	50	ОТД
19	100	100	100	ОТД
23	50	50	50	ОТД
24	50	50	50	ОТД
ОТД – острое токсическое действие				

Таблица 2

Динамика токсичности вод в устье р. Темерник на трех тест-объектах

Год	Daphnia magna		Brachionus calyciflorus		Paramecium caudatum		Токсическое действие
1992	ОТД		ОТД		ОТД		ОТД
1995	ОТД		ОТД		ОТД		ОТД
2003	ОТД		ОТД		ОТД		ОТД
2006	ХТД		ХТД		ХТД		ХТД
2007	нет ТД		нет ТД		нет ТД		Нет ТД
ОТД – острое токсическое действие, ХТД – хроническое токсическое действие							

Оценка токсичности вод проведена методиками биотестирования с использованием общепринятого ветвистоусого рачка *Daphnia magna* [5], коловратки *Brachionus calyciflorus* [3], зеленых микроводорослей *Scenedesmus obliquus* [5]. Использовали три тест-объекта различных трофических уровней и систематической принадлежности.

Однозначный ответ при исследовании токсичности вод набором биотестов несомненно удобен. Но как оценивать итоговую токсичность при, как правило, неоднозначном ответе на действие исследуемой пробы воды разных тест-объектов? Понятно, что неоднозначность ответа предопределена экологическими особенностями тест-объектов. При использовании набора биотестов итоговая оценка токсичности предлагалась как экспертная. И согласно ряду нормативно-методических документов общую итоговую оценку проводят по

наиболее чувствительному тест-объекту (наиболее чувствительному тест-показателю), т.е. по наихудшему результату – опять-таки проявляющемуся в отношении одной группы гидробионтов. Но в таком случае остаётся неучтённым большой экологический материал, полученный в ходе биотестирования в отношении других групп гидробионтов. Например, в наших исследованиях воды всех экспериментальных мезокосмов, при натурном моделировании загрязнёнения кадмием, оказывали различное действие на тест-объекты. Более чувствительными оказались гетеротрофные организмы – ветвистоусые рачки *Daphnia magna*, характеризующие воды как оказывающие острое токсическое действие; автотрофные организмы - микроводоросли *Scenedesmus obliquus* оказались более стойкими. По их реакции токсического действия вод экспериментальных мезокосмов не выявлено. При исследовании токсичности вод р. Грушевка (Ростовская область) также получен неоднозначный ответ по биотестам с использованием трёх тест-объектов разных трофических уровней и двум тест-показателям одного и того же тест-объекта (табл. 3).

Таблица 3

Токсическое действие проб воды р. Грушевка по результатам трёх тест-объектов и разным тест-показателям

Точки отбора	Daphnia magna		Brachionus calyciflorus		Scenedesmus obliquus, коэфф. прироста	Токсичес. действие согласно Р52.24.566
	Гибель	Плодовитость	Гибель	Плодовитость		
1	нет ТД	ХТД	нет ТД	ХТД	нет ТД	ХТД
2	нет ТД	пОТД	нет ТД	пОТД	нет ТД	пОТД
3	нет ТД	пОТД	нет ТД	пОТД	нет ТД	пОТД

Использование нескольких тест-показателей (гибель, плодовитость, трофическая активность) одного теста-объекта позволяет учесть и биологические, и физиологические характеристики организма, а в сопряжении с экспозицией биотеста, позволяет дать более объективную информацию о токсическом загрязнении водного объекта и экологически обоснованный прогноз развития этой группы гидробионтов [3].

Как видим, результаты биотестирования при использовании набора биотестов позволяют выделять в отношении исследуемых вод чувствительные и толерантные группы организмов, обусловленные их экологическими особенностями. На наш взгляд, принятая на сегодняшний момент оценка токсиче-

ского действия вод по набору тест-объектов ужесточена и может быть использована для оценки только конкретной пробы воды. Она не может быть использована для оценки состояния водной экосистемы, поскольку при опоре только на наихудший показатель, не учтенными остаются ответные реакции других видов, отличающихся по типу, способу питания и систематическому положению.

Нами разработана шкала оценки токсичности поверхностных вод донных отложений по набору биотестов. Выделены классы и подклассы токсичности вод и донных отложений с учётом того, что степень токсичности – острая, подострая, хроническая – могут не совпадать по результатам разных биотестов, поскольку различные виды живых организмов по-разному реагируют на одни и те же загрязняющие вещества. Дальнейшая работа будет направлена на уточнение разработанной шкалы для оценки токсичности вод по набору биотестов и биологических тест-показателей, на основе данных апробации на реальных водных объектах.

Список литературы

1. ГОСТ 27065-86 Качество вод. Термины и определения (СТ СЭВ 5184-85).
2. Бакаева Е.Н. Гидробионты в оценке качества вод суши / Е.Н. Бакаева, А.М. Никаноров. – М.: Наука, 2006. – 257 с.
3. Р 52.24.662-2004 Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений пресноводных экосистем методом биотестирования с использованием коловраток. – СПб.: Гидрометеоиздат, 2006. – 56 с.
4. РД 52.24.741-2010 Оценка токсичности поверхностных вод в условиях чрезвычайных ситуаций методом экспрессного биотестирования /Сборник рекомендаций под ред. член-корр. РАН А.М. Никанорова. – Ростов-на-Дону: Росгидромет, ФГБУ «ГХИ», 2011. – С. 67-90.
5. РД 52.24.566-94. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. – М.: ФСР Госкомгидромета, 1994. – 130 с.

© Бакаева Е.Н., Тарадайко М.Н., Игнатова Н.А., 2018

УГЛЕВОДОРОДНЫЙ ИНДЕКС ВОД: ПРОБЛЕМЫ ИНТЕРПРЕТАЦИИ

Бачурин Б.А.
Горный институт УрО РАН – филиал ПФИЦ, г. Пермь
E-mail: bba@mi-perm.ru

Аннотация. Рассмотрены методические особенности использования показателя «нефтепродукты» (углеводородный индекс) при оценке характера органического загрязнения гидросферы. Установлено, что во многих случаях повышенные значения данного показателя обусловлены особенностями природного гидрогеохимического фона и не связаны с техногенным загрязнением. На примере нефтяных месторождениях Пермского

Прикамья показано, что достоверная идентификация источников органического загрязнения возможна на основе исследования состава аквабитумоидов и водорастворенных нефтепродуктов методами хромато-масс-спектрометрии с использованием технологии спектрально-хроматографического профилирования.

Ключевые слова: органическое загрязнение гидросферы, аквабитумоиды, нефтепродукты, хромато-масс-спектрометрия.

HYDROCARBON INDEX OF WATER: THE PROBLEMS OF INTERPRETATION

Bachurin B.A.
Mining Institute of the Ural Branch of the Russian Academy of Scienses

Abstract. Methodical specifics of the use of «total petroleum hydrocarbons» (TPH) indicator in assessing the nature of the hydrosphere organic pollution are considered. It was found that in many cases the increased values of this indicator are due to the particularities of the natural hydrogeochemical background and are not associated with man-made pollution. On the example of the oil deposits in the Perm Prikamye region, it is shown that reliable identification of organic pollution sources is possible on the basis of studying the composition of aquabitumoids and water dissolved petroleum hydrocarbons using the method of chromatography-mass spectrometry with spectral chromatography profiling technology.

Key words: organic pollution of the hydrosphere, aquatabitumoids, petroleum products, chromatography-mass spectrometry.

В настоящее время, в качестве одного из показателей уровня органического загрязнения гидросферы регламентировано определение водорастворенных нефтепродуктов (НП). Под данным термином понимают сумму неполярных и малополярных соединений, растворимых в неполярных растворителях [1]. По своей сущности, НП – это интегральный показатель, отражающий суммарное содержание экстрагируемых из воды углеводородов (УВ), вне зависимости от их генезиса («углеводородный индекс»).

В соответствии с «Федеральным перечнем методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды» (РД 52.18.595-96) и «Государственным реестром методик количественного химического анализа» (ФГУ «ФЦАО»), для определения количественного содержания водорастворенных НП регламентировано использование гравиметрических, спектральных, хроматографических методов и их комбинаций. К числу наиболее часто используемых на практике методов определения содержания НП относятся ИК-спектрометрия и флуориметрия. Не останавливаясь на подробной характери-

стике недостатков различных методик определения НП, приведенной в литературе [2, 3], отметим, что использование методов измерений, основанных на различных физико-химических принципах, вносит значительные трудности в вопрос о достоверности получаемых результатов и, во многих случаях, приводит к несопоставимости данных различных аналитических лабораторий.

В качестве примера приведем результаты параллельного определения содержания НП в пробах вод флуориметрическим и ИК-спектрометрическим методами: концентрации НП, определенные на анализаторе Флюорат 02-2М, значительно превышают данные, полученные на концентратомере ИКН-025, особенно в интервале концентраций ниже 0,1 мг/дм^3 (рис. 1).

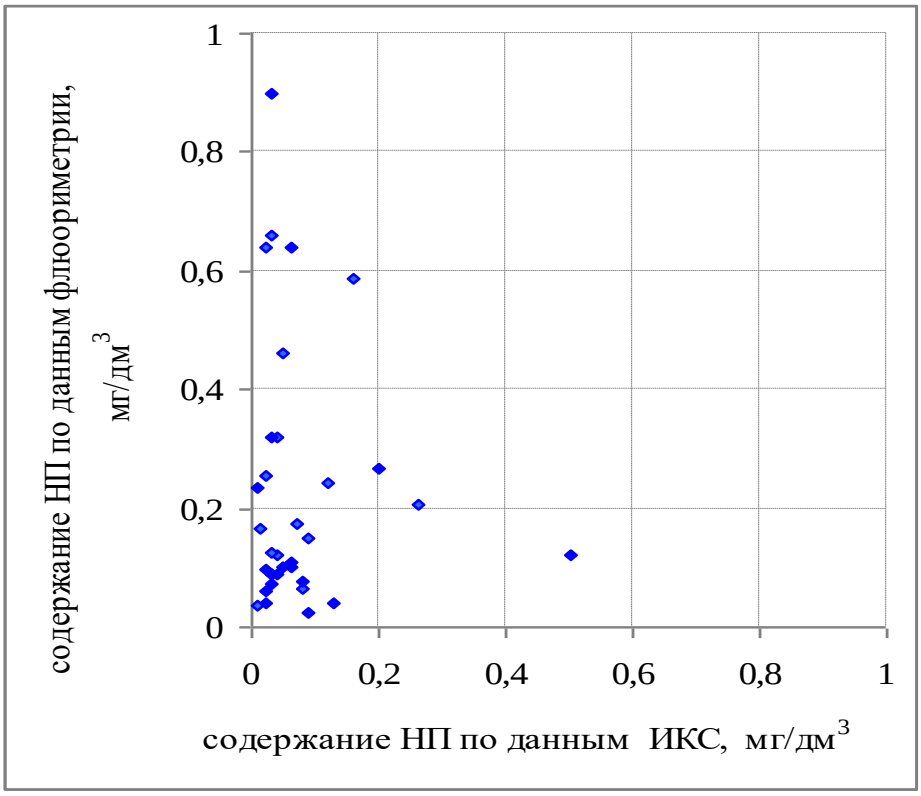


Рис. 1. Сопоставление результатов определения содержания НП разными методами

По всей видимости, это обусловлено наличием в составе НП органических соединений, содержащих ароматические карбоциклические и гетероциклические структуры, способные к флуоресценции. Как показывают результаты исследований, селективное отделение УВ методом колоночной хроматографии часто не достигается – элюат, прошедший через колонку, содержит примеси неуглеводородного характера (O-, S-, N- и Ha1-содержащие соединения), суммарное содержание которых может достигать 10-47% фракции НП (рис. 2).

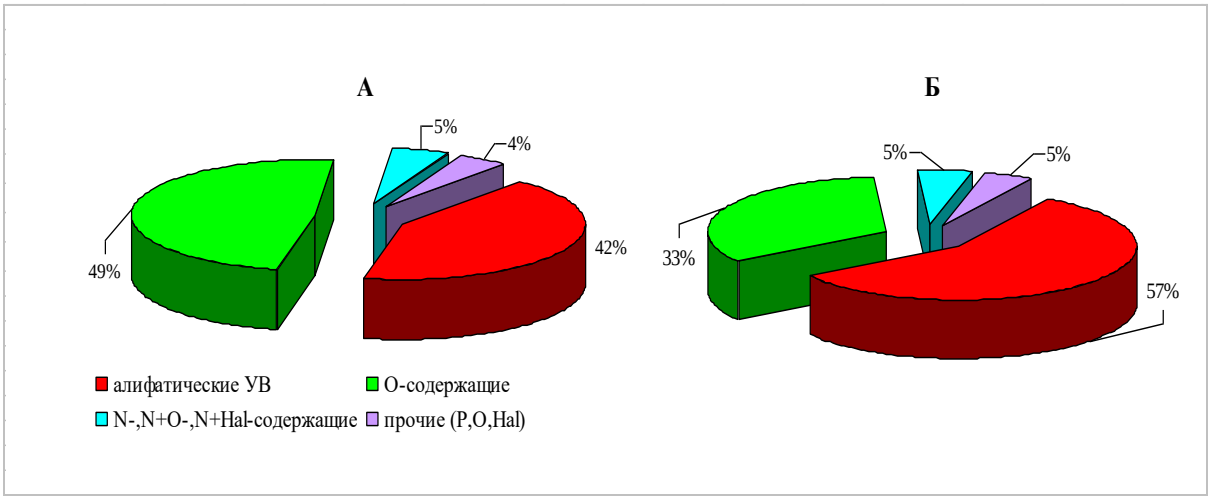


Рис. 2. Состав гексанового битумоида до (А) и после (Б) колоночной хроматографии (по данным ХМС)

Отметим, что парафиновые и нафтеновые УВ практически не способны люминесцировать при возбуждении ультрафиолетовыми лучами, т.е. они практически не фиксируются этим методом [2].

Принципиальным недостатком оценки уровня органического загрязнения гидросферы по «нефтепродуктовому» признаку является отсутствие возможности идентификации источников данного явления. Особенно это актуально для нефтедобывающих регионов, где повышенное содержание нефтепродуктов в водах «*a priori*» связывается многими контролирующими органами с нефтепромысловым загрязнением. Вместе с тем, как показывают результаты исследований, на формирование углеводородного фона гидросферы существенное влияние может оказывать рассеянная органика вмещающих отложений, причем формирующиеся за счет данных факторов концентрации водорастворенных «нефтепродуктов» могут достигать сверхнормативных значений (до 3,71 мг/дм^3) [4]. Хроматографический анализ подобных проб показал, что они содержат широкий спектр УВ (алканы C_{17}-C_{34}, изопреноиды, нафтены и арены) и по геохимическим характеристикам трудноотличимы от нефтяных соединений (рис. 3).

Сложный гетерогенный состав водорастворенных НП отмечается и для наблюдательных гидрогеологических скважин нефтяных месторождений Пермского Прикамья, концентрации которых, по данным флуориметрического анализа, достигают в ряде проб 0,66-3,71 мг/дм^3. Результаты хромато-масс-спектрометрии (ХМС) показали, что основной их составляющей являются О-содержащие соединения с содержанием 32,7-91,9% (рис. 4).

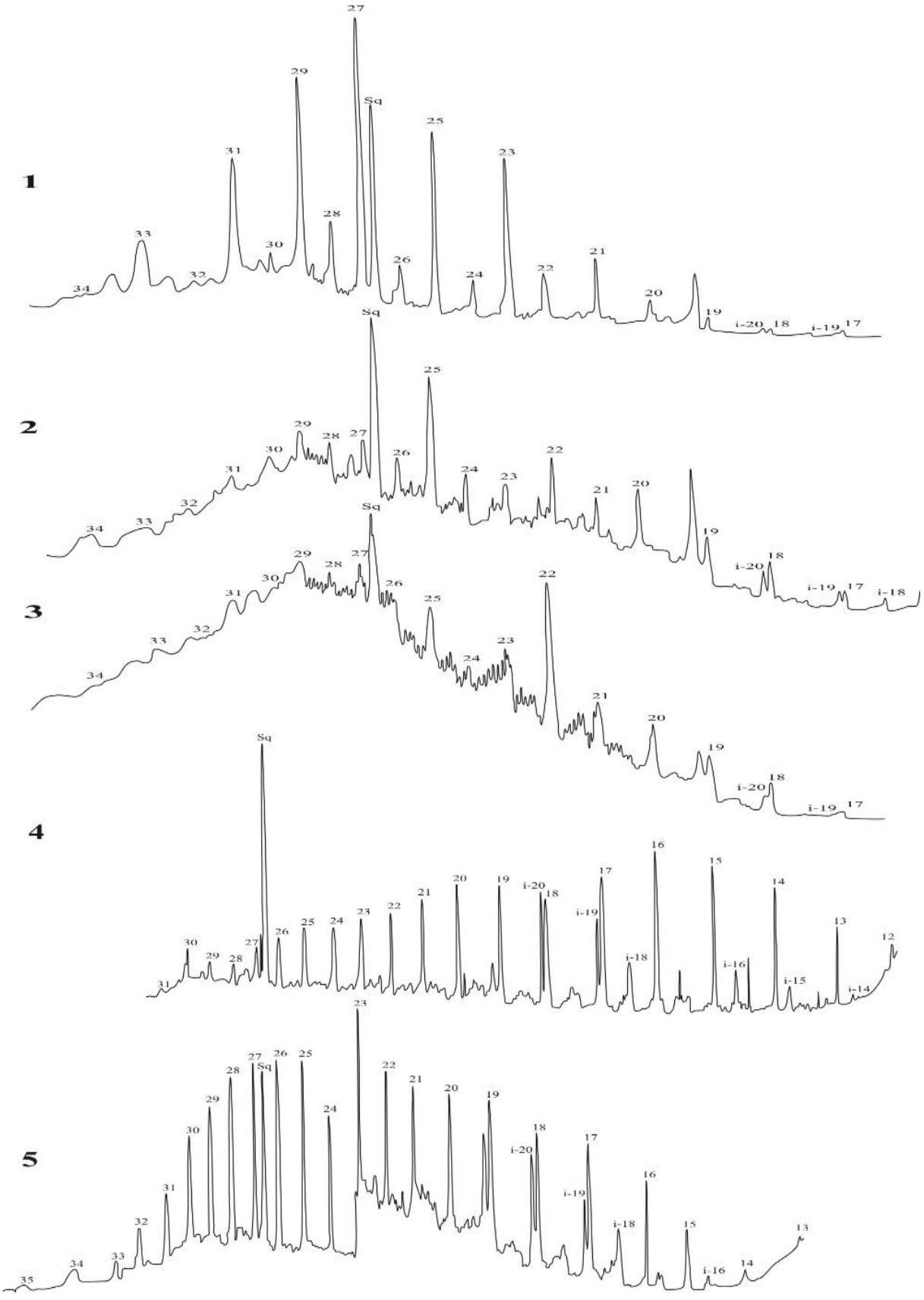


Рис. 3. Типичные хроматограммы углеводородных фракций битумоидов торфов (1), их водных вытяжек (2), болотных вод (3), нефтей (4) и их водных вытяжек (5)

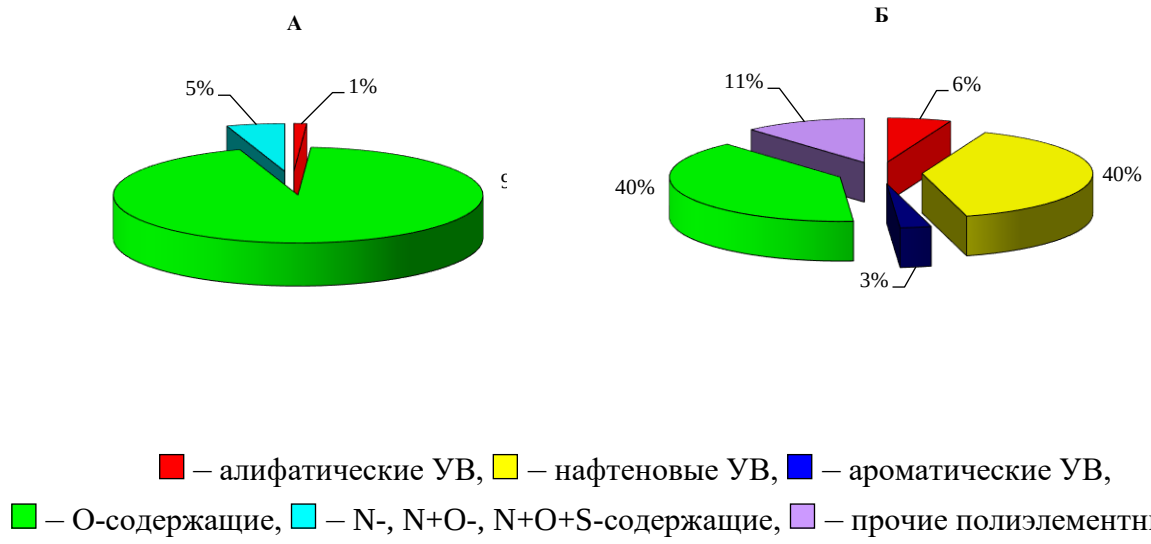


Рис. 4. Состав фракции водорастворенных нефтепродуктов (А) и водной вытяжки нефти (Б), по данным ХМС

Данные структуры представлены спиртами, эфирами, оксосоединениями и кислотами (в основном, в сложноэфирной форме), преобладающая часть которых является продуктами разложения растительного и липидного материалов. Продукты разложения белкового материала представлены N-, N+O-содержащими соединениями (алифатические и ароматические амины и амиды, производные мочевины и азотистые гетероциклы), количество которых во фракции достигает 23,8-45,1%. Часть из гетероорганических структур обладает способностью к флуоресценции, что, по всей вероятности, и приводит к завышению содержания НП на анализаторе Флюорат 02-2М.

Содержание в данных пробах УВ, которые используются в качестве индикатора нефтяного загрязнения вод, колеблется в широких пределах – от 0,6 до 42,3% гексановой фракции. Среди них преобладают алифатические структуры, представленные преимущественно длинноцепочечными н-алканами (C≥25), присущими растительной органике. Присутствие в отдельных пробах незначительного количества соединений нефтяного генезиса (н-алканы и алкены ряда C_{11}-C_{21}, циклопентаны, циклогексаны и изо-алканы с нефтяным типом замещений, бензолы и нафталины) отражает, по всей вероятности, проявление в приповерхностной гидросфере природных вертикальных ореолов рассеяния залежей [5].

Отсутствие связи нефтепродуктов с нефтепромысловым загрязнением подтверждается сопоставлением с составом водной вытяжки нефти (рис. 4).

Как показывают результаты лабораторного моделирования, «свежее» нефтяное загрязнение вод приводит к их обогащению значительным количеством НП, в составе которых присутствуют специфические нефтяные маркеры: н-алканы ряда C_{11}-C_{21}; циклопентаны, циклогексаны и изо-алканы с нефтяным типом замещений; моноароматические УВ (бензол и его гомологи), нафталины [4, 5]. Однако в условиях гипергенеза отмечается высокая скорость трансформации нефтяных УВ в водной среде, что приводит к возрастанию в составе аквабитумоидов содержания гетеросоединений, большая часть которых относится к полиэлементным с различной комбинацией атомов (S+O, N+O, Hal+O, S+N, S+N+O и т.п.). Отмечается преобладание циклических структур, представленных достаточно разнообразно: алкилзамещенные циклопентаны, циклогексаны, гидринданы, декалины, бицикланы мостикового, конденсированного и изолированного типов, метано-нафтеновые и нафтено-ароматические гибридные структуры и т.п. Алифатические УВ представлены исключительно алкенами, алкадиенами, алкатриенами, при полном отсутствии н-, изоалканов и изопренанов. Ароматические УВ в составе этих аквабитумоидов отсутствуют.

К числу геохимических маркеров, отражающих наличие в составе водорастворенной органики нефтяных соединений, относятся устойчиво-мобильные структуры: изоалканы с «нефтяным» типом замещения, нормальные и разветвленные ненасыщенные алифатические УВ (н-алкены, алкины, алкаполиены, изопреноды с длиной цепи C≤20), моно- и полициклические нафтеновые УВ (циклопентаны, циклогексаны, адамантаны, стераны, тритерпаны) с «нефтяным» типом замещения, окиси, алифатические и циклические окиси и спирты, простые эфиры первичных спиртов, ненасыщенные алифатические альдегиды, циклические кетоны и другие [4, 5]. Среди них особо отметим нафтены, которые прослеживаются в большинстве проб, в отличие от нестабильных н-алканов и аренов, традиционно используемых в качестве нефтяных маркеров.

Результаты проведенных экспериментальных исследований свидетельствуют, что попадание нефти в воду приводит к формированию специфического состава водорастворенной органики, многие компоненты которой выходят за рамки понятия "нефтепродукты". В связи с этим, для идентификации источника органического загрязнения гидросферы необходимо использование дифференцированных методов исследования состава аквабитумоидов [6]. Практическая реализация данного подхода возможна на основе спектрально-

хроматографического профилирования (ГХ-МС), используемого для изучения сложных органических смесей на уровне «отпечатков пальцев» [5]. Это позволяет распознавать геохимические маркеры, характерные для различных этапов трансформации нефтяной органики в условиях поверхностной и приповерхностной гидросфер и, тем самым, практически однозначно, идентифицировать источники ее загрязнения. В качестве опорных (базовых) аналитических профилей аквабитумоидов нафтидного типа, как диагностической основы качественного анализа, используются результаты лабораторных экспериментов в системе «нефть – вода» с применением разных типов нефтей и вод, а также битумоиды попутных вод нефтяных месторождений [4, 5].

Предложенная методика спектрально-хроматографического профилирования аквабитумоидов близка по идеологии к технологии фингерпринтинга**, используемой за рубежом** в рамках экологической криминалистики (*Environmental* ***Forensic***), **в том числе** при идентификации источников нефтяного загрязнения. В отличие от нее, использующей в качестве геохимических маркеров преимущественно углеводородные соединения (алифатические углеводороды, низкомолекулярные ароматические углеводороды, ПАУ, биомаркеры), технология спектрально-хроматографического профилирования аквабитумоидов охватывает и неуглеводородные соединения, что позволяет выявлять признаки "старого" нефтяного загрязнения гидросферы.

Список литературы

1. Другов Ю.С. Экологические анализы при разливах нефти и нефтепродуктов / Ю.С. Другов, А.А. Родин. – СПб.: Изд-во «Анатолия», 2000. – 250 с.
2. Бродский Е.С. Определение нефтепродуктов в объектах окружающей среды / Е.С. Бродский, С.А. Савчук // Журнал аналитической химии. – 1998. – Т. 53. – № 12. – С. 1238-1251.
3. Надежность интегральных показателей как оценок суммарных содержаний углеводородов и фенолов в природных и сточных водах (обзор) / В.И. Вершинин, Т.В. Антонова, М.А. Федорова // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. – 2013. – Т. 79. – № 10. – С. 3-12.
4. Бачурин Б.А. Проблемы диагностики и контроля нефтяных загрязнений природных геосистем / Б.А. Бачурин, Т.А. Одинцова // Геология, геофизика и разработка нефтяных и газовых месторождений. – 2005. – № 9-10. – С. 79-82.
5. Костарев С.М. Методические проблемы оценки нефтяного загрязнения подземных вод / С.М. Костарев, Б.А. Бачурин, Т.А. Одинцова // Нефтепромысловое дело. – 2016. – № 12. – С. 52-56.
6. Бродский Е.С. Идентификация нефтепродуктов в объектах окружающей среды с помощью газовой хроматографии и хромато-масс-спектрометрии / Е.С. Бродский, И.М. Лукашенко, Г.А. Калинкевич, С.А. Савчук // Журнал аналитической химии. – 2002. – Т. 57. – № 6. – С. 592-596.

© Бачурин Б.А., 2018

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ И КЛАССИФИКАЦИЯ АКВАЛАНДШАФТОВ МЕТОДАМИ ДИСТАНЦИОННОЙ СПЕКТРОМЕТРИИ ВИДИМОГО ДИАПАЗОНА

***Сухоруков Б.Л.*[1,2], *Ковалёва Г.Е.*[1,2], *Решетняк Н.В.*[1]**
[1]ФГБУ «Гидрохимический институт» г. Ростов-на-Дону
[2] ФГБУН ИВП РАН, Гидрохимический отдел г. Ростов-на-Дону
E-mail: bls-phys@yandex.ru

Аннотация. Работа посвящена обсуждению научных проблем пассивного мониторинга различных природных образований по излучению видимого и ближнего инфракрасного диапазона электромагнитного спектра 400-800 нм. Возбуждающим излучением служит свет (излучение) Солнца, претерпевший всевозможные взаимодействия с подстилающей поверхностью. Согласно основному постулату ландшафтоведения, природные ландшафты распределены непрерывно, а наименее изучены ландшафты переходных сред, таких как вода–суша. Поэтому предложено, в качестве дополнительной информации, использовать природоресурсную спектрометрическую информацию, получаемую с современных космических систем.

Ключевые слова: дистанционная спектрометрия, водные экосистемы, яркость, восходящее излучение, состояние, ландшафт.

ESTIMATION OF THE STATE OF WATER ECOSYSTEMS AND AQUALANDSCAPE CLASSIFICATION BY METHODS OF REMOTE SPECTROMETRY OF A VISBLE RANGE

***Sukhorukov B.L.*[1,2], *Kovaleva G.E.*[1,2], *Reshetnyak N.V.*[1]**
[1] FSBI “Hydrochemical Institute”, Rostov-on-Don,
[2] Water Problems Institute of Russian Academy of Sciences,
Hydrochemical department., Rostov-on-Don

Abstract. The work is devoted to the discussion for the scientific problems of passive monitoring of various near-surface formations to study the radiation of the visible and near infrared range of the electromagnetic spectrum 400-800 nm. Exciting radiation is the light (radiation) of the Sun, which has suffered all kinds of interactions with the underlying surface. According to the basic postulate of landscape science, natural landscapes are continuously distributed, and landscapes of transition media such as water-land are studied the least. Therefore, it was suggested to use, as additional information, natural-resource spectrometric information obtained from modern space systems.

Keywords: remote sensing spectrometry, aquatic ecosystems, brightness, ascending radiation, state, landscape.

С конца 80-х годов прошлого века развитие методов дистанционной спектрометрии водных экосистем все больше связано с решением прагматических задач, использующих информацию космических систем. Но такая информация

в значительной степени специфична. Во-первых, пространственное разрешение аппаратуры большинства современных космических систем природоресурсной направленности недостаточно для исследования относительно «небольших» водных объектов (ВО), к которым относятся поверхностные ВО. Во-вторых, спектральное разрешение современных космических систем широкого доступа недостаточно для решения многих специфичных для поверхностных ВО задач. Однако в последние годы на современных природоресурсных космических системах устанавливают аппаратуру с узкими спектральными каналами, порядка 10 нм (OLCI «Sentinel 3B») и даже с каналами порядка 2 нм (например, гиперспектральная информация (ГСА) «Ресурс-П») в видимом и ближнем инфракрасном диапазонах волн от 400 до 1100 нм. Такая информация, в случае ее успешной геометрической и атмосферной коррекций, может принципиально изменить наше представление о возможностях методов дистанционной спектрометрии, во всяком случае, по исследованию ВО, включая узкую прибрежную полосу. В экосистемах ВО удается наблюдать явления и процессы, зачастую уникальные, с точки зрения современного представления о внутриводоемных процессах. Систематическая спектрометрическая информация, малозатратная и малотрудоемкая, с точки зрения ее получения, может представлять собой существенное дополнение к традиционно собираемой информации о состоянии ВО.

Информация, получаемая современными портативными спектрометрами на нижнем уровне (суда, беспилотные летательные аппараты (БПЛА), вертолеты), представляет собой прообраз космической информации. Ее отличия состоят лишь в том, что пространственное разрешение на этом уровне значительно выше космического, а работа на этом уровне возможна и в облачную (до 100%) погоду «из-под облаков».

Современная идеология дешифрирования космической информации основана на построении биооптических моделей, связывающих концентрации оптически активных (видимых) компонентов с четко фиксированными отношениями яркостей восходящего от подстилающей поверхности излучения на нескольких длинах волн. Причем, для различных сред, вполне естественно, используют различные длины волн. В табл. 1 приведены некоторые «специальные каналы» для изучения различных подстилающих поверхностей для спутника MERIS [1], указанные разработчиком. В табл. 2 приведены некоторые широко известные индексы и биооптические модели, в которых используются указанные в табл.1 каналы.

Таблица 1

Спектральные каналы спутникового сканера цвета MERIS (OLCI) и их назначение

№ каналов	Центр канала (нм)	Ширина канала (нм)	Назначение
1	412.5	10	Желтое вещество и поглощение детритом
2	442.5	10	Максимум поглощения хлорофиллом
3	490	10	Хлорофилл и другие пигменты
4	510	10	Взвешенное вещество, «красные приливы»
5	560	10	Минимум поглощения хлорофиллом
6	620	10	Взвешенное вещество
8	681.25	7.5	Максимум флуоресценции хлорофилла
10	753.75	7.5	Растительность суши, облака
11	760.625	3.75	Полоса поглощения кислорода
12	778.75	15	Атмосферная коррекция
13	865	20	Растительность суши, водяной пар

Таблица 2

Галерея индексов

Название индекса	***Биооптическая модель***
Нормализованный относительный индекс растительности [2]	$NDVI = (\rho_{750} - \rho_{705})/(\rho_{750} + \rho_{705})$
Фотохимический индекс отражения [3]	$PRI = (\rho_{531} - \rho_{570})/(\rho_{531} + \rho_{570})$
Стандартизованный индекс различий снежного покрова [4]	$NDSI = (Green - NIR) / (Green + NIR)$
Индекс выгоревших областей [5]	$BAI = 1/(0.1 - RED)^2 + (0.06 - NIR)^2$
Концентрация хлорофилла ***a*** фитопланктона [6]	$Cchl\text{-}a = a*(\rho_{708}/\rho_{665})+b$
Концентрация хлорофилла ***a*** фитопланктона [6]	$Cchl\text{-}a = a*([1/\rho_{650} - 1/\rho_{710}]*\rho_{740})+b$
Концентрация фикоцианина фитопланктона [7]	$PC = a * ([1/\rho_{629} - 1/\rho_{659}]*\rho_{778})+ b$

Безусловно, выбранные длины волн спутниковых каналов основаны на изучении связи излучательных свойств исследуемых объектов с их физическими и (или) химическими характеристиками этих природных образований.

Но в трудно доступных районах, при чисто дистанционном исследовании непрерывного ландшафта, нет никакой гарантии того, что траектория съемки пройдет по тому или иному «чистому» природному образованию. Так, например, при исследовании ВО, в особенности относительно мелких пресноводных, могут встречаться «смешанные». Это могут быть заросшие макрофитами или камышом мелководья типа ветлэндов, при исследовании почвенных ландшафтов – сильно увлажненные почвы, покрытые выброшенными на берег водорослями. Примеры таких смешанных ландшафтов и их спектры коэффициента яркости представлены на рис. 1.

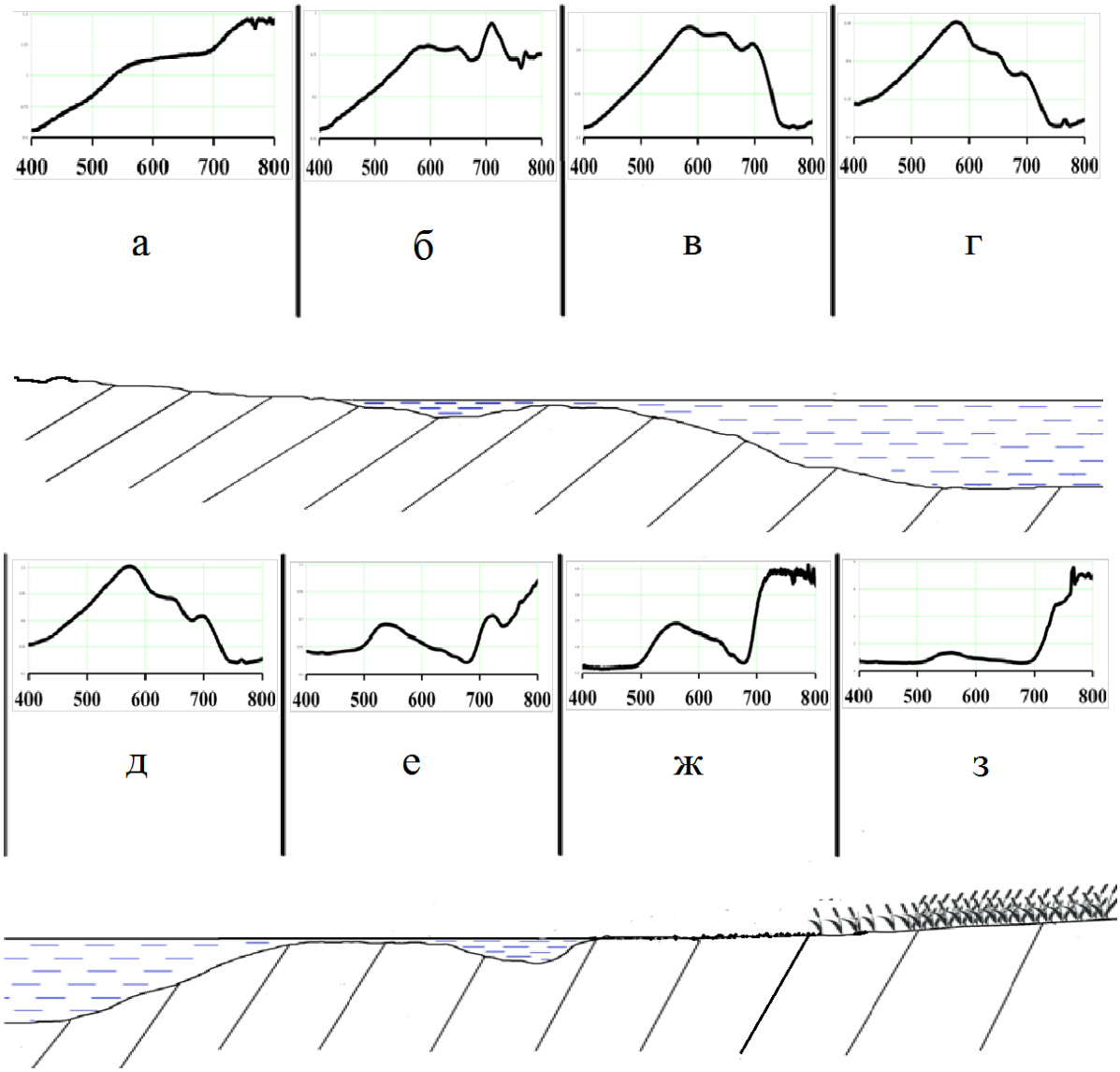


Рис. 1. Сечение ВО, его береговой части и экспериментально зарегистрированные СКСЯ: а) песчаный берег; б) мелководье; в) вода с высоким содержанием минеральных взвешенных веществ, $C_{мв}$>70 мг/дм^3; г) вода, $C_{мв}$≈20 мг/дм^3; д) вода, $C_{мв}$<10 мг/дм^3; е) коса, покрытая тонким слоем воды; ж) колонии нитчатых водорослей на пологом песчаном берегу; з) камыш на песчаном берегу

Но спектрометрическая информация с разрешением порядка 1-2 нм вполне может считаться самодостаточной, не требующей проведения хорошо известных подспутниковых экспериментов, в которых, при проведении съемки из космоса, проводят отбор проб подстилающей поверхности с последующим анализом этих проб в лабораторных условиях. Достаточно изучить спектральные свойства таких ландшафтов, получить их СКСЯ, составить их детальное описание, а затем использовать в качестве эталонов при исследовании неизвестных ландшафтов.

Примером успешного использования предлагаемого подхода могут служить работы по систематизации состояний ВО [8, 9]. В этих работах в основу классификации положена форма (спектр) (КСЯ) водной экосистемы. На рис. 2 приведены спектры КСЯ различных водных экосистем с указанием их трофности, средних концентраций хлорофилла ***a*** фитопланктона и диапазона возможных изменений этих концентраций, табл. 3.

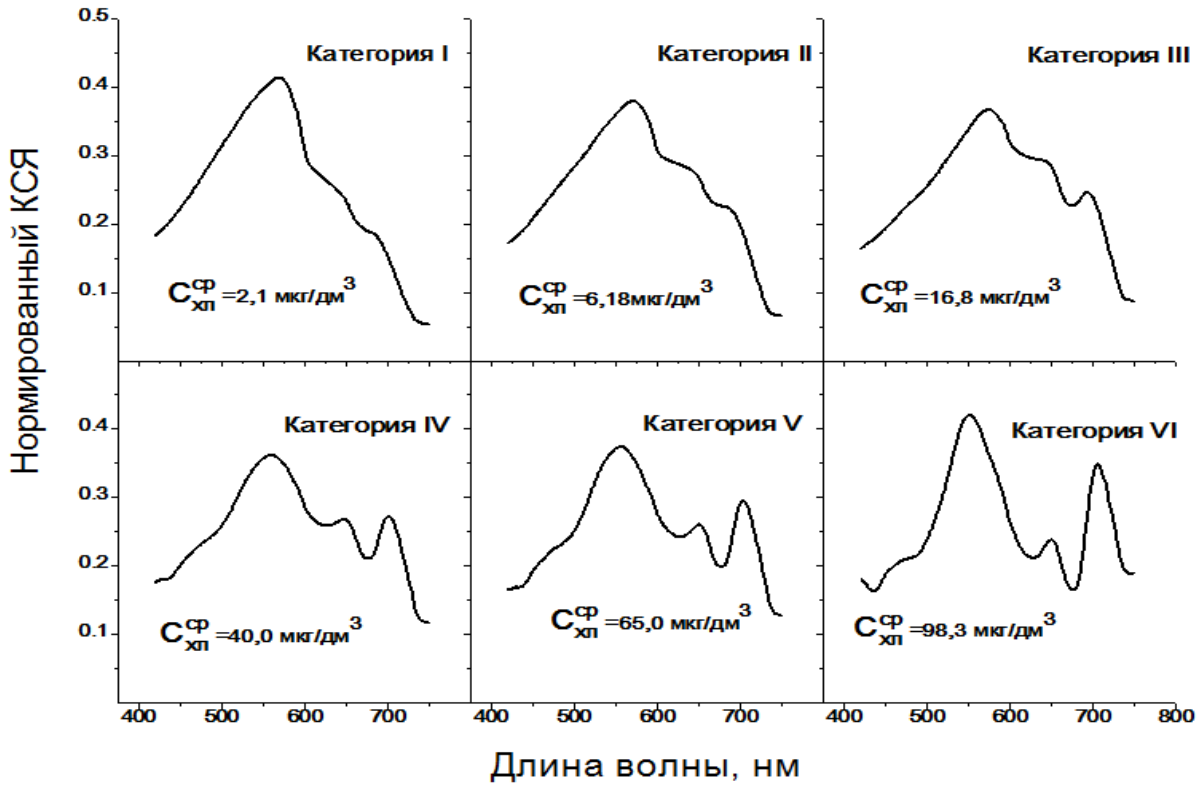


Рис. 2. Категории трофического статуса водных объектов по спектрометрическим данным

Соотношение значений КСЯ на разных длинах волн при выделении категорий КСЯ представлены в табл. 4.

Таблица 3

Характеристика водных объектов по спектрометрическим данным и концентрации хлорофилла *a* фитопланктона

Трофический статус	Категория СКСЯ	Концентрация хлорофилла ***a*** фитопланктона, мкг/дм^3		
		Диапазон концентраций по данным [8]	Данные ГХИ	
			Диапазон концентраций, соответствующий категориям СКСЯ	$C_{уср}$
О	I	< 5	0,1 – 4	2,1
ОМ	II	5 – 10	3 –10	6,8
М	III	11 – 15	10 – 30	16,8
Э	IV	21– 40	15 – 57	40,0
ЭП	V	41 – 75	33 – 120	65,0
ГЭ	VI	76 – 150	35 – 295	100,0

Таблица 4

Критерии ранжирования СКСЯ по их спектральным особенностям и их соотнесение с трофическим статусом водного объекта

Категория КСЯ	Трофический статус	Соотношение КСЯ на разных длинах волн
I	О	$\rho_{570} > \rho_{630}$; $\rho_{630} > \rho_{645}$; $\rho_{645} > \rho_{675}$; $\rho_{675} > \rho_{700}$; $\rho_{700} > \rho_{740}$
II	ОМ	$\rho_{570} > \rho_{630}$; $\rho_{630} > \rho_{645}$; $\rho_{645} > \rho_{675}$; $\rho_{675} = \rho_{700}$; $\rho_{700} > \rho_{740}$
III	М	$\rho_{570} > \rho_{630}$; $\rho_{630} \approx \rho_{645}$; $\rho_{645} > \rho_{675}$; $\rho_{675} < \rho_{700}$; $\rho_{700} > \rho_{740}$
IV	Э	$\rho_{560} > \rho_{620}$; $\rho_{620} < \rho_{645}$; $\rho_{645} > \rho_{675}$; $\rho_{675} < \rho_{700}$; $\rho_{700} > \rho_{740}$; $\rho_{645} \approx \rho_{700}$
V	ЭП	$\rho_{560} > \rho_{630}$; $\rho_{630} < \rho_{645}$; $\rho_{645} > \rho_{675}$; $\rho_{675} < \rho_{700}$; $\rho_{700} > \rho_{740}$; $\rho_{700} > \rho_{645}$
VI	ГЭ	$\rho_{560} > \rho_{630}$; $\rho_{630} < \rho_{645}$; $\rho_{645} > \rho_{675}$; $\rho_{675} < \rho_{700}$; $\rho_{700} > \rho_{740}$; $\rho_{700} >> \rho_{645}$; $\rho_{675} < \rho_{740}$

Предложенный подход был успешно апробирован при обследовании Таганрогского залива Азовского моря [10]. Так, СКСЯ на рис. 1 в), г), д), с очевидностью, относятся к ВО и соответственно характеризует аквaландшафт, его состояние. Состояние ВО на рис.1 в) относится к олиготрофному, на рис. 1 г) и д) – уже к мезотрофному. Такая характеристика ВО по СКСЯ находит широкое применение в практической работе Росгидромета.

Наряду с хорошо изученными, на рис. 1 а) и з) приведены СКСЯ чистого песчаного берега и берега, покрытого растительностью. На рис. 1 б), е), ж) – СКСЯ смешанных природных образований, где очевидно проявление воды, по области 500-650 нм, и чистой растительности, проявляющейся в области более 700 нм.

Таким образом, показано, что дистанционная спектрометрическая съемка с современных космических систем на качественном уровне может давать чрезвычайно важную дополнительную информацию при проведении ландшафтных съемок труднодоступных территорий. Кроме того, при наличии предварительных градуировочных съемок на нижнем уровне, может быть составлен атлас СКСЯ состояний и ландшафтов подстилающей поверхности. По аналогии с табл. 4, могут быть введены типичные или эталонные характеристики «песчаного берега», «мелководья», «камыша на песчаном берегу» или ветлэнда, и другие. Также могут быть получены и их количественные характеристики (ср. СКСЯ на рис. 1 ж) и з)), показывающие степень покрытия береговой полосы растительностью.

Работы в этом направлении должны продолжаться в тесном сотрудничестве со специалистами ландшафтоведами, занимающимися вопросами экологической направленности.

Список литературы

1. https://earth.esa.int/documents/700255/0/MERIS+Frequently+Asked+Questions,%20 version+1.1/da28e55b-925b-4eff-89b1-915b308badd7.
2. Rouse B. J., & Birnbaum, M. H. Impression formation: Datability as a function of face, figure, and personality// WPA, Anaheim, CA, April, 1973.
3. Gamon, J.A., Serrano L., and Surfus J.S. The Photochemical Reflectance Index: An Optical Indicator of Photosynthetic Radiation Use Efficiency Across Species, Functional Types and Nutrient Levels // Oecologia. – 1997. – P. 492-501.
4. Riggs G., Hall D., and Salomonson V. A Snow Index for the Landsat Thematic Mapper and Moderate Resolution Imaging Spectrometer // Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS '94- Volume 4: Surface and Atmospheric Remote Sensing: Technolo-gies, Data Analysis, and Interpretation. – 1994. – P. 1942-1944.
5. Chuvieco E., Pilar Martin M., and Palacios A. Assessment of Different Spectral Indices in the Red-Near-Infrared Spectral Domain for Burned Land Discrimination // Remote Sensing of Environment. – 2002. – Vol. 112. – P. 2381-2396.
6. Zimba P.V., Gitelson A.A. Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization // Aquaculture-2006. – Vol. 256(1). – P. 272-286.
7. Mishra S., Mishra D.R. A novel remote sensing algorithm to quantify phycocyanin in cyanobacterial algal blooms // Environ. Res. Lett. – 2014, 9: 114003.
8. Сухоруков Б.Л. Оценка трофности водных объектов по данным дистанционной спектрометрии высокого разрешения видимого диапазона / Б.Л. Сухоруков, Г.Е. Ковалёва, И.В. Новиков // Водные ресурсы. – 2017. – Т.44. – № 1. – С. 79-90.

9. Р 52.24.844–2016. Оценка трофического статуса водных объектов по дистанционной спектрометрической информации видимого диапазона электромагнитного спектра. – Ростов-на-Дону, 2016. – 14 с.
10. Сухоруков Б.Л. Состояние экосистемы Таганрогского залива и устьевой области Дона по данным дистанционной спектрометрической съемки / Б.Л. Сухоруков, В.В. Сапрыгин, Н.В. Решетняк, С.В. Бердников // Наука юга Росии. – 2017. – Т. 13. – № 4. – С. 71-82.

© Сухоруков Б.Л., Ковалёва Г.Е., Решетняк Н. В., 2018

ФАЗОВЫЕ ПОРТРЕТЫ ЭМПИРИЧЕСКИХ И МОДЕЛЬНЫХ РАСПРЕДЕЛЕНИЙ КОНЦЕНТРАЦИЙ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

***Даниленко А.О.*[1], *Трофимчук М.М.*[1], *Кондакова М.Ю.*[1], *Косменко Л.С.*[1], *Решетняк О.С.*[1,2]**

[1]Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону,
[2]Институт наук о Земле ЮФУ, г. Ростов-на-Дону

E-mail: aldanilenko@gmail.com

Аннотация: в статье изложен новый подход к оценке природных фоновых концентраций химических веществ с позиций их рассмотрения как системных параметров, изменчивость которых в ограниченных пределах является залогом стационарного состояния водной экосистемы. С этой целью предлагается использовать фазовые портреты эмпирических распределений концентраций химических веществ. Подбор модели гармонических колебаний концентраций и скоростей их изменения при построении фазового портрета может стать основой совершенствования предложенного способа выявления природной фоновой концентрации в водных объектах.

Ключевые слова: качество водных ресурсов, эмпирическое распределение, фазовые портреты, природные фоновые концентрации химических веществ.

PHASE PORTRAITS OF EMPIRICAL AND MODEL DISTRIBUTIONS OF THE CHEMICAL SUBSTANCES CONCENTRATIONS IN THE ASSESSMENT OF WATER RESOURCES QUALITY

***Danilenko A.O.*[1], *Trophimchuk M.M.*[1], *Kondakova M.Yu.*[1], *Kosmenko L.S.*[1], *Reshetnyak O.S.*[1.2]**

[1] Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don,
[2]Institute of Earth Sciences, SFU, Rostov-on-Don

aldanilenko@gmail.com

Abstract: The article describes a new approach to the estimation of chemical substances natural background concentrations from the point of view of their consideration as system parameters, the variability of which in some limits is the key to the stationary state of the aquatic ecosystem. For this aim it is proposed to use phase portraits of chemical concentrations' empirical distributions. The choice of harmonic oscillations model for concentrations and rates of

their changes when constructing a phase portrait can become the basis for improving the proposed method of identifying the natural background concentration of chemical substances in water bodies.

Keywords: water resources quality, empirical distribution, phase portraits, natural background concentrations of chemical substances.

Широкое использование водных ресурсов в хозяйственной деятельности выступает как важный фактор формирования их компонентного состава наравне с комплексом природных факторов. Вследствие своего многоцелевого назначения воды суши находятся в числе тех компонентов природы, сознательные или попутные изменения которых на планете наиболее существенны [1].

В отечественной научной, методической и нормативной литературе подход к оценке качества водных ресурсов зачастую носит субъективный, потребительский характер, увязывая понятие качества с «требованиями конкретных водопользователей». В зависимости от требований «водопользователей», критерии качества водных ресурсов могут существенно различаться, однако чаще всего реперной характеристикой химических свойств воды является предельно допустимая концентрация (ПДК).

Несмотря на то, что использование существующих ПДК в практике оценки качества водной среды и нормирования антропогенной нагрузки, зачастую, действительно позволяет соблюсти требования экологического императива и ограничить привнос различных соединений в природные воды, все же этот норматив подвергается справедливой критике. Среди основных претензий к ПДК стоит отметить их негибкость в отношении учета природных факторов формирования природных вод. Совершенно справедливо ряд отечественных ученых указывает, что нормативы, формально регламентирующие единые в России требования к качеству водных объектов, могут оказаться необоснованно завышенными или заниженными и часто не соблюдаются, в силу естественных причин [2].

В связи с этим, подход к качеству вод должен носить не субъективный, а экосистемный характер. Тогда под качеством вод следует понимать их «физико-химические свойства, которые отвечают требованиям существования и воспроизводства видов, адаптированных в процессе эволюционного развития к существованию в условиях конкретного водоема» [1]. При таком подходе к оценке качества водных ресурсов ключевое значение принимают не лабораторно измеренные ПДК, а природное содержание химических веществ, их природная

фоновая концентрация, количественная оценка которой на данный момент времени является нетривиальной задачей.

Разнообразие химического состава природных вод определяется сочетанием многих факторов его формирования, и в целом, они являются случайными величинами. Соответственно, сложилось мнение, что случайной величиной является и концентрация вещества [3]. В связи с этим, методы выявления естественного содержания химических компонентов, имеющие наибольшее распространение, основаны на использовании различных статистических процедур обработки выборок натурных наблюдений. Имеющаяся терминологическая неопределенность природной фоновой концентрации сопровождается методической неопределенностью способов её расчета, начиная от использования простых точечных статистик (среднее арифметическое, среднее геометрическое, медиана, процентили, величина которых обратно зависит от интенсивности хозяйственного освоения водного объекта) и заканчивая вычислениями взвешенных величин, учитывающих, например, водность периодов осреднения.

Критика использования простого среднего арифметического значения для описания природной фоновой концентрации опирается на справедливое утверждение, что статистическое распределение показателей качества воды, как заложено во многих схемах расчета, далеко не всегда может подчиняться нормальному закону распределения [4]. Поскольку закон распределения данных является лимитирующим фактором для использования ряда статистических процедур, объективно существует потребность в таком методе установления природного фона, который бы не зависел столь строго от вида распределения исходных гидрохимических данных.

Для решения этой задачи, на наш взгляд, концентрации химических веществ в природных водах целесообразно рассматривать как системные параметры, вариативность которых в ограниченных пределах является залогом стационарного состояния водной экосистемы. Динамика компонентного состава абиотической части водных экосистем носит колебательный характер и может быть представлена в виде совокупности гармонических колебаний с различными периодами и амплитудами, обусловленными как внешними по отношению к водоему процессами, так и внутриводоемными явлениями [5]. Поддержание амплитуд этих колебаний в некоторых свойственных водному объекту, пределах в течение длительного времени говорит о стабильности функционирования экосистемы, а ось колебаний представляется искомой природной фоновой концентрацией, к которой возвращается система, выводимая из равновесия

внешними и внутренними факторами. С такой точки зрения, выявление природной фоновой концентрации равносильно поиску стационарного состояния системы по этому параметру, что позволяет перейти от традиционных статистических процедур к использованию наглядных инструментов нелинейной динамики.

Рациональным методом поиска стационарных состояний динамических систем, к коим, несомненно, можно относить и водные экосистемы, является анализ их «динамических фазовых портретов». Этот подход уже нашел свое применение в экологии при анализе динамики численности популяций в классических трудах Волькенштейна, а также при исследовании структурных изменений в сообществах гидробионтов [6] и внутриводоёмных процессов на модельных водных экосистемах [7].

Фазовое пространство, в котором строится динамический фазовый портрет, представляет собой плоскость, ограниченную осями исследуемых переменных. Состояние системы в конкретный момент времени в фазовом пространстве характеризует «изображающая точка». При изменении состояния изображающая точка описывает в фазовом пространстве некоторую кривую, называемую «фазовой траекторией». Совокупность фазовых траекторий является «фазовым портретом системы».

Динамический фазовый портрет может быть построен по системе дифференциальных уравнений, описывающих динамику концентрации исследуемого вещества в водотоке (модельный фазовый портрет). Альтернативный подход позволяет строить и анализировать фазовые портреты без предварительного математического моделирования, основываясь на реальных данных динамики концентраций веществ [6]. Такой эмпирический фазовый портрет позволяет делать выводы о характере изменений системы без знания аналитических решений исходной совокупности уравнений.

Суть использования фазового портрета при оценке природной фоновой концентрации состоит в исследовании траектории изображающей точки в координатах C и dC/dt, где C – массовая концентрация вещества, dC/dt – скорость её изменения. То есть, для построения фазового портрета необходимы данные, взятые с определенной дискретностью по времени (dt). Для формулирования положений данной работы были использованы режимные данные наблюдательной сети Росгидромета на реках Европейской территории России. Из-за различной внутригодовой частоты отбора проб в наблюдательных пунктах разной категории, за единицу времени изменения концентрации был принят год, а в качестве результирующей концентрации – годовая медиана, сглаживающая влияние случайных изменений концентраций исследуемых веществ.

Эмпирический фазовый портрет, построенный таким образом, является многоцикловой траекторией эллиптической формы (рис. 1). Исходя из того, что стационарное состояние – это состояние с нулевой скоростью изменения какого-либо параметра, природная фоновая концентрация представляет собой точку, вокруг которой происходит дрейф годовых медиан. Очевидно, она должна быть расположена на оси абсцисс так, чтобы остальные изображающие точки фазового портрета лежали на наименьшем от неё расстоянии, чему соответствует точка пересечения линии линейной регрессии с осью концентраций.

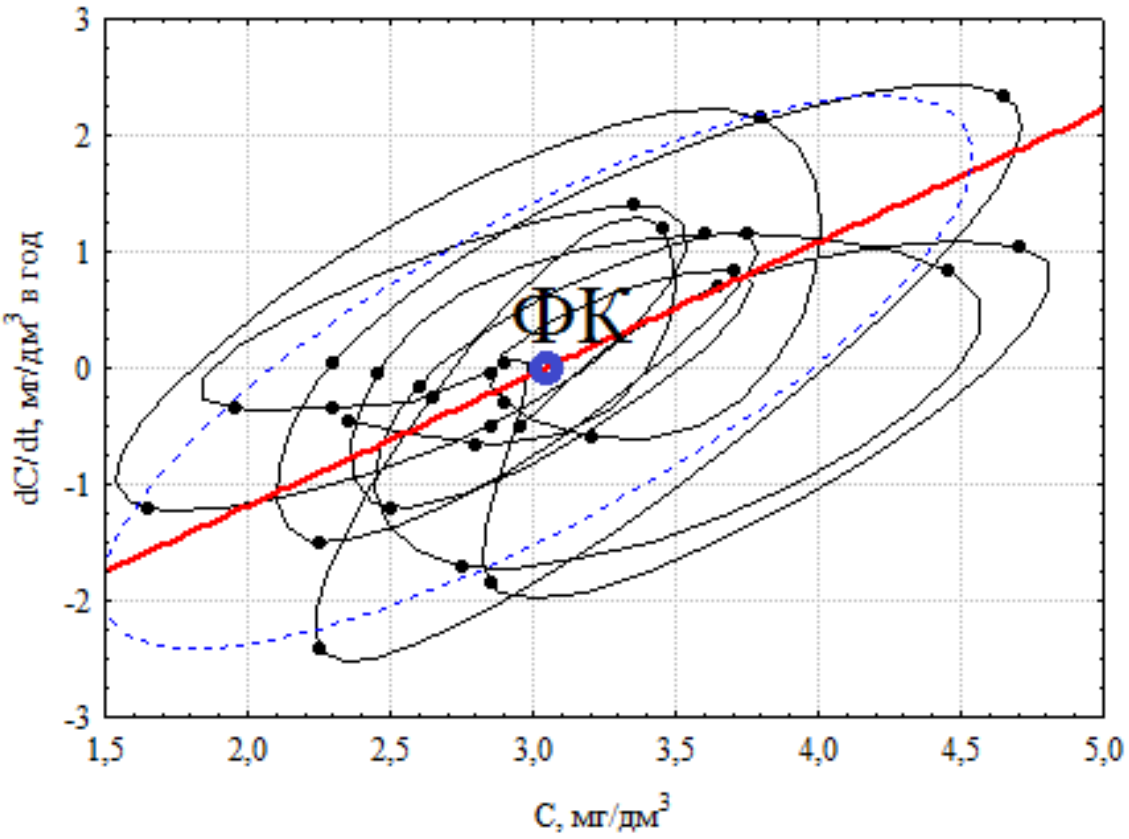


Рис. 1. Динамический фазовый портрет концентраций магния в воде р. Печора, г. Нарьян-Мар (1985-2015гг.); ФК – фоновая концентрация

На рис. 1 приведен пример динамического фазового портрета концентраций магния в воде р. Печора (г. Нарьян-Мар). Для его построения были использованы данные режимных наблюдений с 1985 по 2015 г. Уплотнение данных натурных наблюдений расчетом годовых медиан сводит ряд наблюдений к 30 точкам – абсциссам, дальнейший последовательный расчет разности между ними дает 29 ординат, что в конечном итоге образует фазовый портрет, представленный совокупностью дуг между 29 изображающими точками, проведен-

ных при помощи линии сплайна. Линия регрессии между концентрацией и скоростью её изменения в пересечении с осью абсцисс указывает точку, вокруг которой в течение 30 лет происходят гармонические колебания концентраций, причем, чем больше от неё отклоняется значение годовой медианы, тем с большей скоростью эта медиана стремится вернуться к исходному центру. Из-за этого портрет приобретает характерную вытянутую форму эллипса.

Многоцикловые траектории эмпирических фазовых портретов могут иметь характер раскручивающейся или скручивающейся спирали или их сочетания (наложения). Раскручивающаяся спираль появляется при увеличении амплитуд скоростей изменения концентраций и свидетельствует о «разбалансировке» системы и интенсификации процессов её перестройки [6].

Скручивающаяся спираль, напротив, свидетельствует о стабилизации системы. Чем меньше амплитуда колебаний, тем более сжатый вид имеет траектория. Полное затухание гармонических колебаний (нулевая скорость изменения) должно происходить при достижении стационарного состояния. Однако значительно чаще за 30-летний период наблюдений можно наблюдать несколько накладывающихся друг на друга спиралей – скручивание спирали достигает некоторого момента, после которого происходит скачок амплитуд скоростей, и формируется новая спираль.

Работа с траекториями изображающих точек эмпирического фазового портрета на данный момент времени нередко требует экспертных решений, что вносит долю субъективизма в расчет фоновой концентрации. В связи с этим, дальнейшее совершенствование оценки природной фоновой концентрации должно заключаться в переходе от исследования фазового портрета эмпирического распределения концентраций химических веществ к исследованию модельных распределений. Основной задачей при этом становится нахождение системы уравнений гармонических функций, наилучшим образом описывающих динамику концентраций, изменение их скоростей. Это, безусловно, формализует метод, хотя и поставит итоговый результат в зависимость от корректности выбранной системы уравнений, а не от фактических данных, описывающих действительное состояние водного объекта.

К сожалению, представить все полученные в этом направлении результаты в рамках данной работы не представляется возможным. Однако следует отметить, что предложенный метод позволяет получать величины природных фоновых концентраций в различных регионах и водных объектах, возможен расчет и для разных стадий биологического сезона. При этом, получаемые значения агрегируют реально сложившиеся в природе полные комплексы воздействий

на водные экосистемы, в том числе, и косвенные, и могут быть уточнены по мере накопления новых данных.

Список источников

1. Моисеенко Т.И. Водные ресурсы Евро-Арктического региона и ключевые проблемы изменения их качества / Т.И. Моисеенко // в сб. «Кольскому научному центру РАН – 70 лет»: Природопользование в Евро-Арктическом регионе опыт XX века и перспективы. -– Апатиты: изд-во КНЦ РАН, 2002. – 487 с.
2. Копнова Е.Д. Методика ограничения территории применения единых экологических нормативов рыбохозяйственных водоемов / Е.Д. Копнова, О.М. Розенталь // в мат. Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии (Москва, 30 марта 2011 г). – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. – С. 135-142.
3. Савичев О.Г. Проблемы определения фоновых концентраций веществ в поверхностных водах и допустимых сбросов загрязняющих веществ в водные объекты Сибири / О.Г. Савичев // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: мат-лы 3 Всерос. конф. с междунар. участием (Барнаул, 24-28 авг. 2010 г.). – С. 216-219.
4. Лепихин А.П. Исследование статистических функций распределения гидрохимических показателей качества воды поверхностных водных объектов / А.П. Лепихин, А.А. Возник // Мат-лы Всерос. науч. конф. «Современные проблемы стохастической гидрологии и регулирования стока» (Москва, 10-12 апреля 2012 г). – С. 185-196.
5. Тушинский С.Г. Об одном методе расчета системы наблюдений за параметрами качества воды / С.Г. Тушинский // сб. науч. тр. ГХИ «Гидрохимические материалы. Математические методы в гидрохимии». Т. XCIV. – Л.: Гидрометеоиздат, 1986. – С. 10-18.
6. Терещенко В.Г. Изменение видового разнообразия сообществ гидробионтов как динамический процесс / В.Г. Терещенко // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія, 2009. Вип. 17. Т. 1. С. 217-225.
7. Трофимчук М.М. Фазовые портреты водных объектов при натурном моделировании экосистемных процессов / М.М. Трофимчук, Е.Н., Бакаева Б.Л. Сухоруков // Вестник Южного Научного Центра РАН. – 2010. – Т. 6. № 2. – С. 28-37.

© Даниленко А.О., Трофимчук М.М., Кондакова М.Ю., Косменко Л.С., Решетняк О.С., 2018

ПРИРОДНЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

***Шашков С.Н.*[1,2]**
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва,
[2]ООО Вед, г. Москва
E-mail: ved-6@bk.ru

Аннотация: дана характеристика природных концентраций загрязняющих веществ. Показаны методики определения природных концентраций и их использования при охране водных объектов от загрязнения.

Ключевые слова: поверхностные воды, природные концентрации, нормирование, загрязняющие вещества.

NATURAL CONCENTRATIONS OF POLLUTANTS

Shashkov S.N.
Institute of Water Problems RAS, Moscow,
LLC Ved, Moscow

Abstract: Characteristics of natural concentrations of pollutants are given. Methods for determining natural concentrations and their use when protecting water bodies from pollution are presented.

Keywords: surface waters, natural concentrations, rate setting, pollutants.

В последние 15 лет в России повышенное внимание уделяется природному, не изменённому человеком качеству поверхностных вод. Сведения о природном качестве воды используются как фундаментальная информация, на которой базируется система охраны поверхностных вод. Очевидно, что при формулировке требований по охране вод нужно чётко представлять, что охраняется, т.е. природное качество воды.

Данные о природном качестве воды используются при корректировке экологических (рыбохозяйственных) предельно допустимых концентраций (ПДК). Очевидно, что ПДК не должны быть ниже природных, не загрязнённых концентраций. Природные концентрации нужны при составлении балансов загрязняющих веществ, когда из общей массы находящегося в водном объекте загрязняющего вещества выделяется антропогенная составляющая. Без балансов загрязняющих веществ невозможно определение нормативов допустимого воздействия (НДВ).

Природная концентрация, как и любая иная концентрация в поверхностных водах, зависит не только от источников загрязняющих веществ, но и от размеров водного объекта. Общеизвестен факт, что, например, качество байкальской воды гораздо выше, чем качество воды притоков Байкала.

Для практических нужд наибольший интерес представляют природные концентрации местного стока. Это связано с тем, что при регламентации сброса сточных вод мы имеем дело со сравнительно небольшими расходами воды, аналогами которых служит местный сток, склоновый – для «ливнёвки» и меженный – для промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод. Промышленные и хозяйственно-бытовые сточные воды не промывают поверхность земли и в этом смысле являются аналогами меженного стока.

Если возникает необходимость в оценке природных концентраций большой реки, что случается редко, то необходимо привлекать математическое моделирование. При помощи модели качества воды большой реки имитируются условия отсутствия антропогенного влияния. Решить эту задачу при помощи

мониторинга невозможно, т.к. на планете Земля не осталось ни одной не загрязнённой большой реки.

Природные концентрации в водоёмах рекомендуется оценивать по аналогам или, если аналог отсутствует, так же, как для больших рек – при помощи математического моделирования.

Аналог подбирается по 5 критериям:

- отсутствие хозяйственной деятельности на водосборе;
- аналогичная физико-географическая зона;
- средняя глубина не должна отличаться более чем в 2 раза;
- период водообмена не должен отличаться более чем в 2 раза;
- высота над уровнем моря не должна отличаться более чем на 50 м.

Перечисленные критерии сформулированы, исходя из существующих лимнологических представлений. Специальных исследований не проводилось, и критерии стоит принимать как первое приближение, которое может уточняться, но всё же оно лучше, чем ничего.

Природные концентрации местного стока, как правило, можно измерить. Измерения осуществляются на специально выделенных, практически не загрязнённых (эталонных) водосборах. По своим размерам это обычно ручьи. Эталонные водосборы подбираются по условиям одновременного выполнения 5 критериев (табл. 1).

Таблица 1

Критерии эталонных водосборов

№ п.п.	Наименование	Значение
1	Сброс промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод	В среднем менее 0,1% от среднего за год расхода воды в водотоке
2	Площадь застройки, включая промзоны	Менее 1% от площади водосбора
3	Площадь распашки	Менее 1% от площади водосбора
4	Площадь автодорог с твёрдым покрытием вне населённых пунктов	Менее 0,5% от площади водосбора
5	Площадь естественного почвенно-растительного покрова, не характерного для местных природных условий (например, луга в лесной зоне)	Менее 5% от площади водосбора

Критерии табл.1 получены расчётным путём из условия максимальной возможной мощности антропогенных источников загрязняющих веществ. В перспективе критерии могут уточняться, а их количество увеличиваться.

При отборе проб на природные концентрации измерялся расход воды. В дальнейшем, после пересчёта на мгновенный модуль стока, расход использовался для идентификации проб, соответствующих склоновому стоку.

Специальные работы по определению природных концентраций инициировать не удалось. Поэтому основной исходный материал был собран в рамках работ по определению НДВ (нормативы допустимого воздействия). На рис. 1 показаны субъекты федерации, на территории которых были выполнены измерения природных концентраций.

Рис. 1. Субъекты федерации, на территории которых были выполнены измерения природных концентраций

Всего была собрана информация по 125 эталонным водосборам. Перечень измеряемых показателей качества воды на различных створах, к сожалению, отличался, в зависимости от решаемой на тот момент задачи.

Сравнение концентраций, измеренных в различных регионах лесной зоны, показало, что, как правило, различия статистически не значимы. Это позволяет утверждать, что для лесной зоны большей части России можно принять одинаковые значения природных концентраций. В табл. 2 приведены средние за год природные концентрации в местном стоке лесной зоны.

Таблица 2

Характеристики природного качества воды местного стока лесной зоны

Показатель качества воды	Единицы измерения	Количество проб	Коэффициент вариации	Средняя концентрация
Взвешенные вещества	мг/л	114	0,90	8,9
$БПК_5$	мгО/л	116	0,66	1,85
$P\text{-}PO_4$	мг/л	114	1,32	0,038
$N\text{-}NH_4$	мг/л	159	1,14	0,43
$N\text{-}NO_2$	мг/л	94	1,27	0,015
$N\text{-}NO_3$	мг/л	54	1,31	0,38
Нефтепро-дукты	мг/л	38	0,85	0,02
Fe	мг/л	103	1,33	0,425
Cu	мг/л	115	1,21	0,004
Фенолы летучие	мг/л	8	0,38	0,003
Zn	мг/л	37	1,32	0,01
Формальдегид	мг/л	14	0,21	0,022

Точность определения средних концентраций находится в пределах 20% по статистическому распределению Стъюдента, уровень значимости 90%. Методики определения соответствовали методикам ГСН.

Средняя концентрация взвешенных веществ, опубликованная в настоящей работе, может быть использована при определении ПДК для НДС (наибольший допустимый сброс) в лесной зоне.

Гидробиологическое обследование не загрязнённых водных объектов показало, что в лесной зоне природное состояние соответствует 3 экологическому классу по Оксиюк.

Раздельное определение природных концентраций меженного стока и половодья, предложенное в настоящем сообщении, не выполнялось из-за недостаточности данных по половодью. Общеизвестно, что в половодье вода более грязная, чем в межень. Поэтому использование осреднённых оценок по году приведёт к ужесточению нормирования поверхностного стока и некоторому ослаблению нормирования коммунального и промышленного стоков. Как вре-

менное решение, значения из табл. 2 применимы на практике. В будущем предлагается концентрации уточнить, в соответствии с вышеизложенными рекомендациями по выделению качества воды склонового и меженного стоков.

Имеющиеся данные по иным физико-географическим зонам, существующим в России помимо зоны лесов, недостаточно многочисленны и пока не позволяют делать такие же обобщения, как по лесной зоне.

На рис. 2-6 показаны исходные данные, по которым определялись характеристики природных концентраций лесной зоны. Продемонстрированы данные по наиболее важным показателям качества воды: взвешенным веществам, $БПК_5$, фосфору фосфатов, $N\text{-}NH_4$, нефтепродуктам. Выборки изображены в виде эмпирических функций распределения вероятности и сопровождаются оценками доверительных интервалов с уровнем доверия 90%.

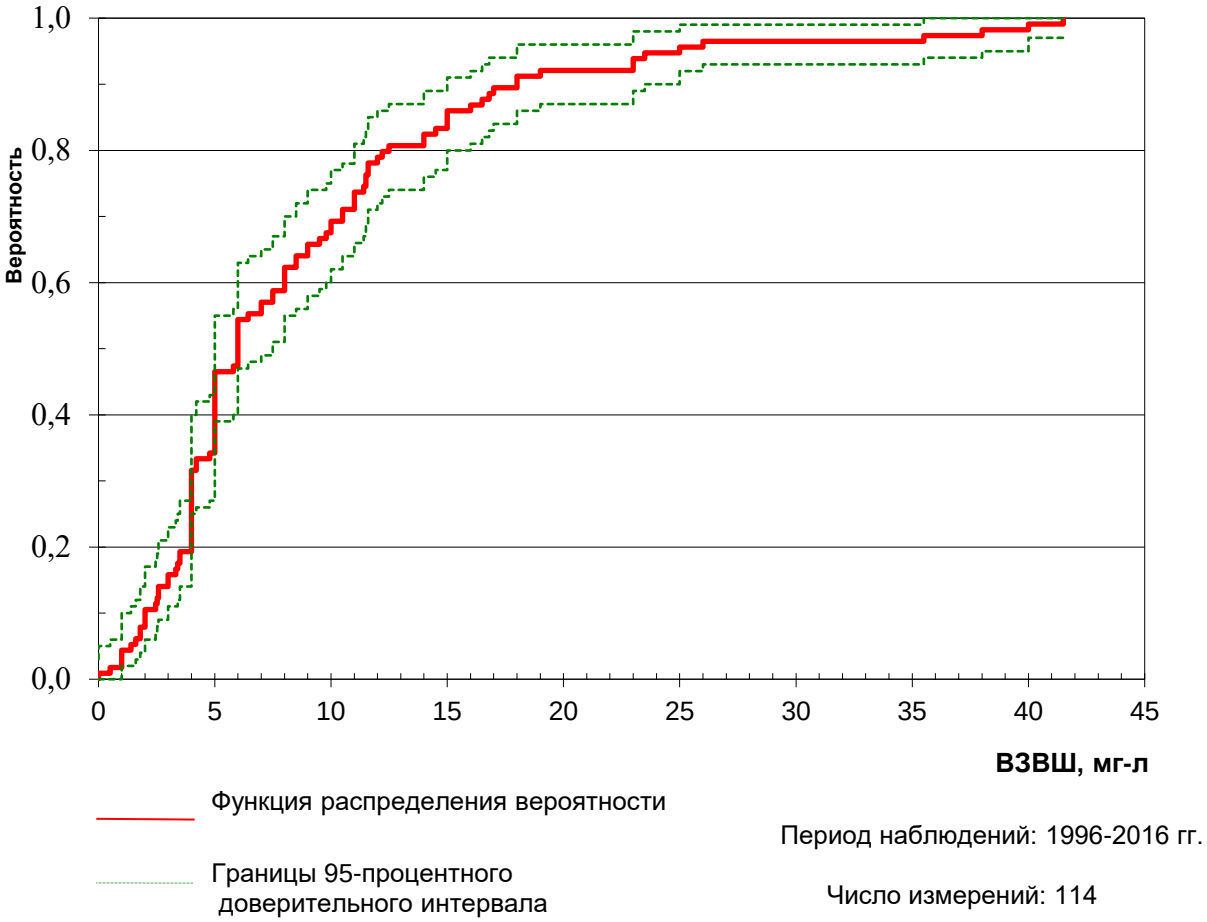


Рис. 2. Эмпирическая функция распределения вероятности по взвешенным веществам

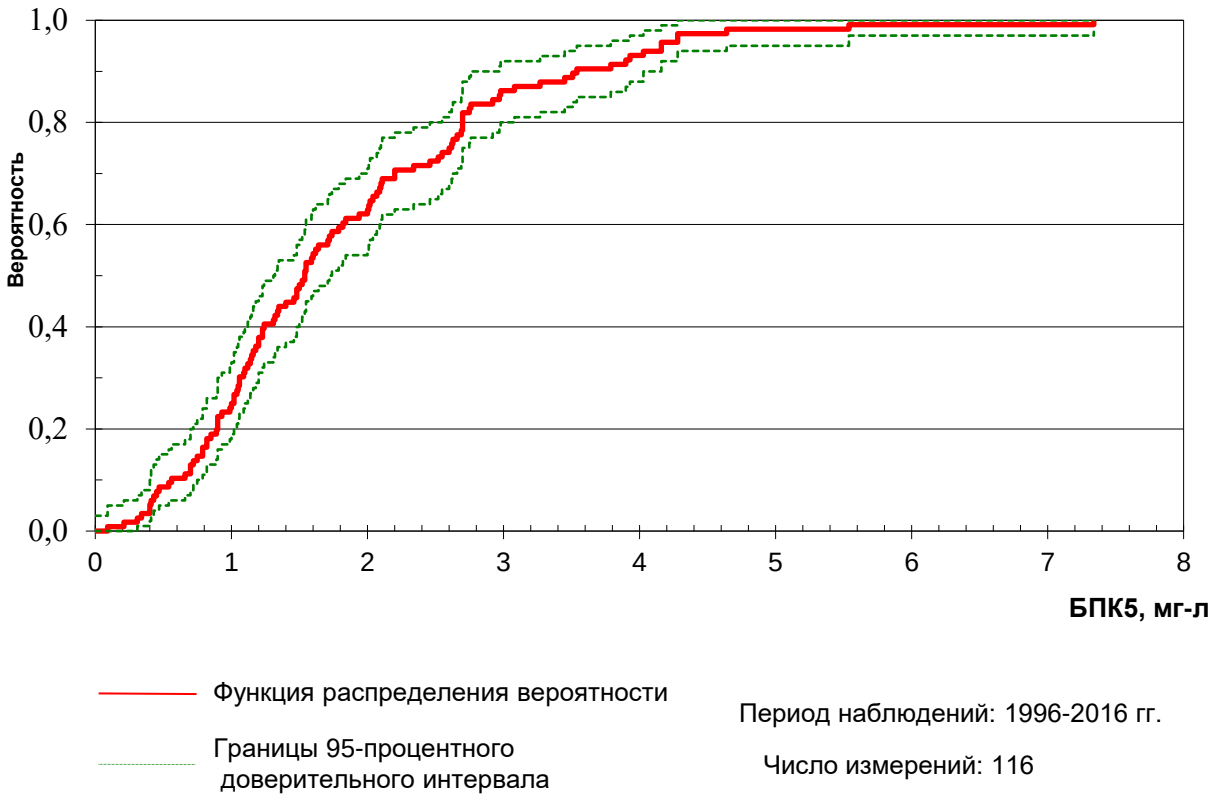


Рис. 3. Эмпирическая функция распределения вероятности по БПК5

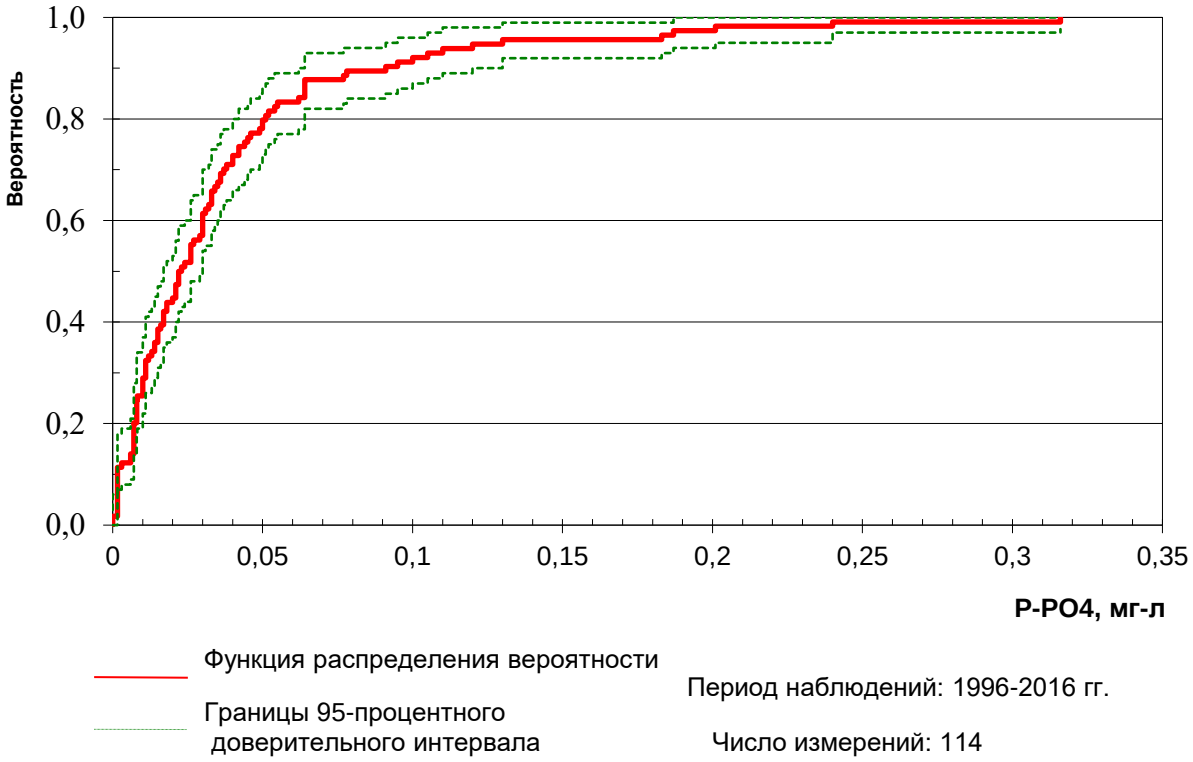


Рис. 4. Эмпирическая функция распределения вероятности по P-PO4

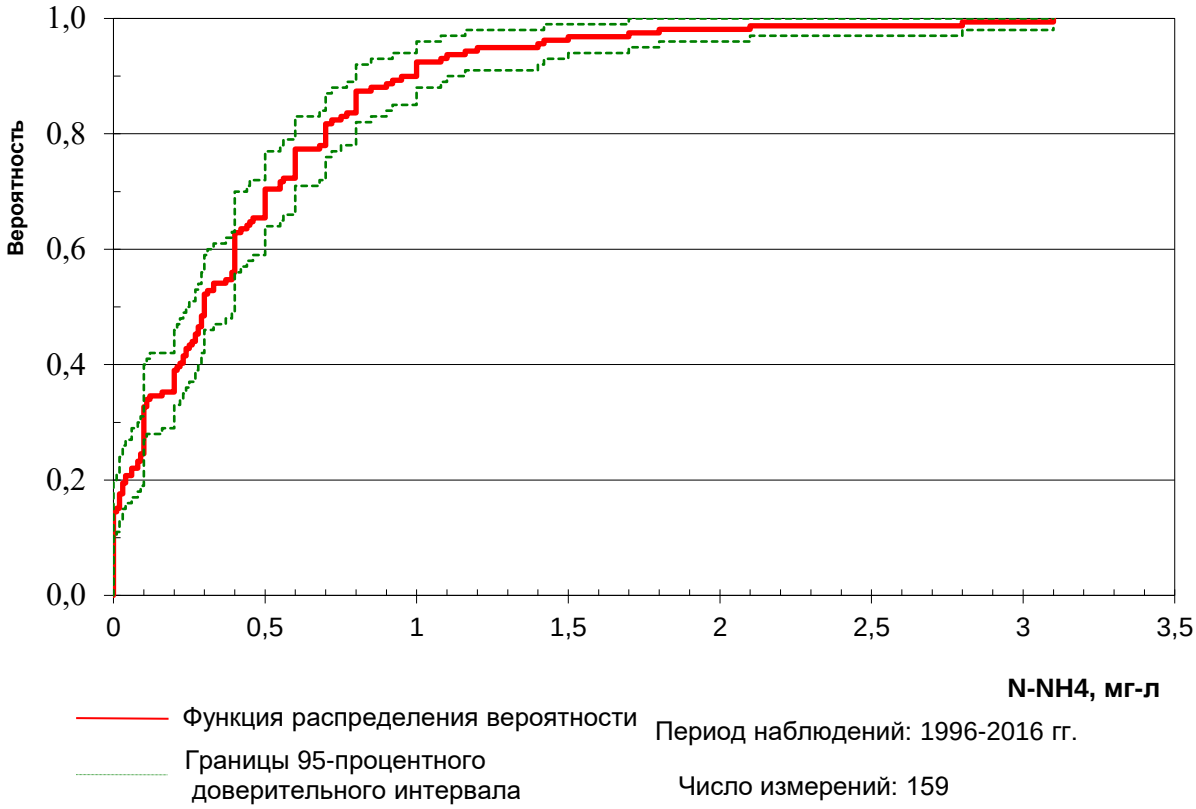


Рис. 5. Эмпирическая функция распределения вероятности по N-NH4

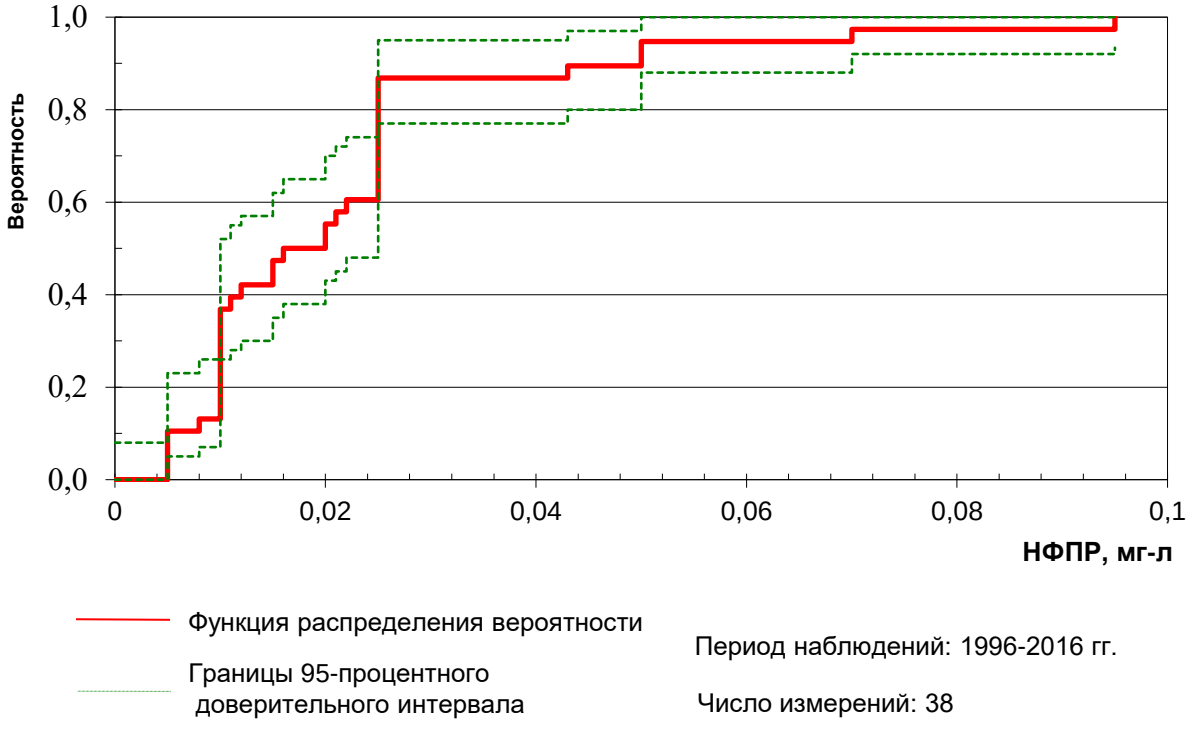


Рис. 6. Эмпирическая функция распределения вероятности по нефтепродуктам

Все вышеизложенное позволяет сделать следующие основные выводы:

1. Для лесной зоны можно использовать единые значения природных концентраций, показанные в настоящей статье.

2. Необходима организация натурных исследований для раздельного определения природных концентраций в межень и половодье для всех приоритетных показателей качества поверхностных вод в трёх основных природных зонах России: лесной зоне, тундре и степях.

3. При нормировании антропогенного воздействия на качество воды рекомендуется использовать природные концентрации в половодье для всех видов поверхностного стока, а природные концентрации в межень – для дренажных вод и сбросов промышленных, а также хозяйственно-бытовых сточных вод.

© Шашков С.Н., 2018

ПРОБЛЕМЫ ПРИ УСТАНОВЛЕНИИ РЕГИОНАЛЬНЫХ ПДК

***Возняк А.А.*[1,2], *Лепихин А.П.*[1,2,3], *Веницианов Е.В.*[4]**

[1]Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов, Камский филиал, г. Пермь,
[2]Пермский государственный национальный исследовательский университет, г. Пермь,
[3] Пермский федеральный исследовательский центр, г. Пермь,
[4]ФГБУН Институт водных проблем РАН, г. Москва
E-mail: AAVoznyak@gmail.com

Аннотация. В статье рассмотрены основные недостатки действующей в России системы контроля качества вод на основе общегосударственных единых предельно допустимых концентраций. Данной системой не учитываются почвенные и геохимические особенности водосборной площади водных объектов. Данная система основана на устаревшей научно-методической базе оценки и управления качеством природных вод в России. Доказана необходимость перехода к риск-ориентированному подходу в оценке уровня негативного воздействия от планируемой деятельности при выдаче разрешений на сброс сточных вод и водопользование. Рассмотрены задачи и проблемы при разработке региональных ПДК.

Ключевые слова: качество природных вод, система управления качеством вод, региональные ПДК.

PROBLEMS IN ESTABLISHING REGIONAL MPC

***Wozniak A.A.*[1,2], *Lepikhin A.P.*[1,2,3], *Venitsianov E.V.*[4]**

[1]Russian Research Institute for integrated water management and protection, Kamsky branch, Perm,
[2]Perm State National Research University, Perm,
[3]Perm Federal Research Center, Perm,
[4]Institute of Water Problems, Russian Academy of Sciences, Moscow

Abstract. In the article, the main shortcomings of the water quality control system operating in Russia on the basis of nationwide uniform maximum permissible concentrations (MPC) are considered. This system does not take into account the soil and geochemical features of the water bodies catchment area. This system is based on the outdated scientific and methodological basis for assessing and managing the natural waters quality in Russia. The necessity of transition to a risk-oriented approach in assessing the level of negative impact from the proposed activity in the issue of permits for wastewater discharge and water use is proved. The tasks and problems in the development of regional MPCs are considered.

Keywords: natural waters quality, water quality management system, regional MPC.

В настоящее время в России существуют две основные системы нормативов качества природных поверхностных вод: санитарно-гигиеническая, применяемая при культурно-бытовом и питьевом использовании водных объектов (ПДКсг), и рыбохозяйственная (ПДКрх) – при соответствующем использовании водных объектов. При этом, так как, начиная с Постановления Совмина СССР №1045 от 15 сентября 1958 г. «О воспроизводстве и об охране рыбных запасов во внутренних водоёмах СССР», все водные объекты без каких-либо ограничений и исключений, рассматриваются как рыбохозяйственные, то на практике именно рыбохозяйственные нормативы используются как основные нормативы качества. Заметим, что для большинства контролируемых загрязняющих веществ рыбохозяйственные нормативы более жёсткие, чем водохозяйственные.

Каждая из этих систем устанавливает единый норматив для всех водных объектов страны, несмотря на огромное различие физико-географических, климатических и социально-экономических условий. Модельные тест-объекты, на которых были установлены нормативы ПДК, принципиально отличаются от естественных водных объектов не только размером, морфометрическими характеристиками, но и гидрологическим, гидрохимическим и гидробиологическим режимами. Россия имеет на своей территории восемь климатических природных зон, многочисленные горные массивы и обширные равнины и низменности. Во всех древних горных системах ведется добыча различных полезных ископаемых, и, естественно, химический состав природных вод не может не отражать всё это разнообразие. Поэтому рыбохозяйственные нормативы не могут быть едиными для такой огромной территории, как Россия.

С другой стороны, очень часто сброс загрязняющих сточных вод осуществляется предприятиями в малые водотоки, некоторые из которых превращены в каналы транспортировки сточных вод. Весьма затруднительно признавать их рыбохозяйственными водными объектами, тем не менее они таковыми признаются. В Европе, согласно директиве Европейского парламента [1], естественный водоток, на который распространяется водное законодательство,

должен характеризовать минимальный расход стока в период межени – не менее 0,001 $м^3$/сек.

Помимо неучитывания почвенных и геохимических особенностей водосборной площади бассейна, что отражается в естественной фоновой концентрации, концепция единых общегосударственных ПДК имеет и другие недостатки. Определяющим среди них является устарелость научно-методической базы оценки и управления качеством природных вод в России.

Концепция единых общегосударственных систем, основанных на анализе реакций тест–систем, построена на представлениях середины XX века. Первые правила отведения сточных вод в водные объекты были разработаны под руководством проф. Г.В. Хлопина специальным медицинским Советом Министерства Внутренних Дел России еще в 1908 г. [2]. Согласно рассматриваемому документу, основное требование к сбросу сточных вод сформулировано следующим образом: «Сточные воды не должны изменять к худшему в санитарном отношении химический состав и физические свойства воды тех водоемов, в которые они отводятся, и не должны вызывать заметные изменения в фауне и флоре этих водоемов» [цит. по 2]. Данные требования обеспечивали сохранение качества воды, но не гарантировали водопользователю в явном виде потребительских свойств воды водного объекта.

Указанные санитарные требования с момента их опубликования стали подвергаться достаточно жесткой критике. В качестве основного недостатка указывалось, что данные требования носят общий, директивный характер, а индивидуальные требования для отдельных водопользователей должны были разрабатываться на местах. В то же время конкретные механизмы учета индивидуальных особенностей конкретных водных объектов в данном документе не были прописаны [3].

В связи с этим стала активно разрабатываться альтернативная концепция охраны вод, получившая доминирующее влияние в период индустриализации страны. Согласно альтернативной концепции, сброс сточных вод не должен ограничивать отдельные виды водопользования, в первую очередь, использование водных объектов для целей питьевого, промышленного водоснабжения и рыбного хозяйства. Соответственно, в качестве критерия безопасного использования водного объекта для отдельных видов водопользователей была предложена концепция единых общегосударственных предельно-допустимых концентраций (ПДК). Таким образом, при разработке концепции регламентации антропогенных воздействий практически 100 лет назад столкнулись два противоположных подхода к обоснованию допустимых нагрузок:

- «экологический», направленный на обеспечение устойчивого функционирования сложившихся биоценозов;

- «пользовательский», направленный на гарантированное обеспечение отдельных видов водопользования.

С конца 30-х годов прошлого века вторая концепция заняла доминирующее положение в отечественном санитарном и водном законодательствах. Первые санитарно-гигиенические ПДК для водоемов хозяйственного использования были опубликованы в 1940 г. под ред. А.И. Сысина [3]. Первые рыбохозяйственные ПДК были опубликованы в 1957 г. В первой половине XX века, в период индустриализации страны, в период планирования и жесткой отчетности такая система контроля качества вод была в духе времени и, наверно, единственно возможной.

В настоящее время произошли очень существенные изменения. Во-первых, значительно выросла научная база: установлены физико-химические и гидробиологические закономерности формирования качества вод, изучены процессы взаимодействия компонентов водного объекта – водной массы, донных осадков (отложений), прибрежной зоны, биоты. Во-вторых, накоплены значительные ряды наблюдений за качеством воды природных водных объектов по всей территории России, которые позволяют охарактеризовать водные объекты по их основным химическим и биологическим особенностям. В-третьих, существенно устарела методическая и приборная базы мониторинга качества вод: устарел перечень компонентов, отсутствуют методики оценки неконтролируемого (диффузного) стока и вторичных загрязнений от донных осадков. Так, не проводится мониторинг микрозагрязнений, прежде всего ксенобиотиков, хотя в развитых странах эти наблюдения проводятся уже 15 лет [4]. Отсутствует методическая база оценки вредного влияния ксенобиотиков на экологическое состояние водных объектов и организм человека. Отсутствует мониторинг донных отложений, необходимый, прежде всего, для водоемов и водохранилищ. Не отработана даже технология обработки гидрохимической информации. Как показывают проведенные исследования, статистические распределения гидрохимических показателей качества воды существенно отличаются от нормального распределения [5], и, соответственно, для их обработки не могут использоваться часто применяемые параметрические методы статистического анализа. Публикуемые данные не дают полной картины об источниках загрязнения водных объектов, так как содержат, по сути, лишь качественные характеристики сточных вод: загрязненные, очищенные и пр. Форма отчетности 2ТП Водхоз составляется самими предприятиями, и достоверность такой исходной информации сомни-

тельна. К тому же, эти данные характеризуют лишь часть источников загрязнения. Интенсивность рассредоточенных, диффузных, не декларируемых источников в ряде водных объектов превышает вклад контролируемых точечных источников [6].

Еще одним существенным недостатком действующей системы общегосударственных единых ПДК является отсутствие эффективных критериев подобия между модельными тест-системами, используемыми для оценок ПДК, и рассматриваемыми водными объектами, а также спорность и корректность самих установленных значений ПДК. В результате возникают казусы и противоречия. Так, например, согласно «Методике разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей» [7], качество сточных вод должно быть значительно лучше, чем воды питьевого назначения. Более того, нормативы по алюминию, свинцу, цинку, меди даже более жёсткие, чем требования ГОСТ 6709-72 Вода дистиллированная.

Действующая в настоящее время в России система нормирования, определяющая допустимое содержание поллютантов в водных объектах с использованием предельно допустимых концентраций (ПДК), в мировой практике получила название опасность-ориентированного подхода или концепции «нулевого» риска [4]. Критерием допустимости загрязнения является выполнение неравенства $C < ПДК$, где C – концентрация загрязняющего вещества в так называемом «контрольном створе». В природоохранительном законодательстве развитых стран, в частности, в Европейском Союзе (Великобритании, Ирландии, Шотландии, Нидерландах, Португалии) уже более 20 лет происходит планомерный переход к риск-ориентированному подходу [8]. Для каждого из загрязняющих веществ, на основании информации о его свойствах, определяются вероятность воздействия на живые организмы и возможные негативные эффекты такого воздействия. Уровень допустимого риска учитывает экономическое состояние предприятий с использованием принципа НДТ – наилучших доступных технологий. Только на основании результатов оценки рисков принимается решение о способах водоохраны, а также о размере платежей за загрязнение.

Альтернативные методы регламентирования, в первую очередь, региональные нормативы качества воды, призваны, в определенной мере, снять эти недостатки. При этом региональные нормативы, исходя из своего характера, должны разрабатываться, в первую очередь, для водных объектов, где, в силу почвенно-геохимических особенностей их водосбора, концентрации эндогенных поллютантов существенно отличаются от типовых условий, для которых разрабатывались ПДК.

При разработке региональных ПДК необходимо решить несколько задач:

1. Доказать необходимость их разработки;

2. Разработать методику установления региональных ПДК;

3. Обеспечить экологическую безопасность водного объекта, для которого разрабатываются региональные ПДК, то есть доказать неухудшение состояния водного объекта при введении региональных ПДК.

Для выполнения первой задачи решаются две подзадачи. Во-первых, необходимо доказать согласующим организациям, что наблюдаемые фоновые концентрации загрязняющих веществ в нашем водном объекте имеют естественное, природное происхождение. Это самый проблемный пункт из всех задач в силу недоступности гидрохимической информации и некорректно разработанных региональных НДВ. Во-вторых, необходимо доказать эффективность введения региональных ПДК. Для конкретного предприятия это доказывается легко: при разработке НДС с учетом региональных ПДК размер платежей существенно (на миллионы рублей) сокращается.

Вторая задача, в принципе, решена. Особенности построения региональных ПДК рассматривались в [9, 10]. Проблема заключается в утверждении разработанной методики, поскольку согласующие органы руководствуются нормативными документами, разработанными в середине прошлого века, когда была отвергнута концепция «экологического» подхода к обоснованию допустимых нагрузок в пользу «пользовательского», когда из-за отсутствия высокотехничной вычислительной техники и длинных рядов наблюдений принималось, что ряды содержания веществ в природной воде подчиняются нормальному закону распределения.

Третья задача пока находится в стадии решения и может быть вынесена на обсуждение. Для выполнения принципа неухудшения экологического состояния водного объекта при введении региональных ПДК предлагается разрабатывать региональные ПДК не только для тех эндогенных поллютантов, фоновые концентрации которых выше рыбохозяйственных ПДК, но и для остальных, где фоновые концентрации не превышают ПДКрх, чтобы общая сумма загрязняющих веществ в водном объекте после сбросов, согласно НДС, разработанных с учетом региональных ПДК, не менялась в сторону увеличения.

Таким образом, действующая система регламентации техногенных воздействий на поверхностные водные объекты, основанная на единых общегосударственных предельно-допустимых концентрациях (ПДК), имеет серьезные недостатки. Большую часть из них можно снять переходом на региональные нормативы качества воды. Другая часть недостатков снимается реформированием

системы контроля качества воды в РФ. В частности, пересмотром и улучшением методической и приборной баз мониторинга качества вод.

Список литературы

1. Директива Европейского парламента и Совета, устанавливающего основы для деятельности сообществ в области водной политики Европейского Союза №2000/60/ЕС от 23 октября 2000 г.
2. Хлопин Г.В. Химические и микробиологические методы санитарного исследования питьевых и сточных вод / Г.В. Хлопин. – Петроград, 1917.
3. Сысин М.Ф. Реферат о нормах спуска сточных вод в связи с указанием Мин. внутренних дел / М.Ф. Сысин // Сведения Московской губернии.– 1910. – № 7.
4. Веницианов Е.В. Современные проблемы оценки, регулирования и мониторинга качества поверхностных вод / Е.В. Веницианов, Г.В. Аджиенко, А.А. Возняк, М.А. Чиганова // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2018. – № 1. – С. 47-59.
5. Лепихин А.П. Статистические функции распределения гидрохимических показателей качества воды поверхностных водных объектов / А.П. Лепихин, А.А. Возняк // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2012. – № 4. – С. 21-32.
6. Кирпичникова Н.В. Исследование неконтролируемых источников загрязнения (на примере Иваньковского водохранилища). Автореф. дисс. ... канд. техн. наук. 1991. – 24 с.
7. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утв. Приказом МПР России от 17.12.2007. № 333. – 40 с.
8. General Report 2015. European Chemicals Agency, Helsinki. March, 2016.
9. Булгаков И.Г. Технология регионального контроля природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга. Автореф. дис. ... канд. биолог. наук МГУ. – М., 2003. – С. 54.
10. Лепихин А.П. Особенности разработки региональных нормативов качества воды / А.П. Лепихин, С.А. Мирошниченко, А.Г. Мельникова // 6-й Междунар. конгресс ЭКВАТЭК –2004г, Москва, 1-4 июня. Т.-1. – М., 2004. – С. 94-95.

© Возняк А.А., Лепихин А.П., Веницианов Е.В., 2018

ПРИМЕНЕНИЕ ГРАФИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ТАКСОНОМИЧЕСКИХ ПРОПОРЦИЙ В ФИТОПЛАНКТОННЫХ КОМПЛЕКСАХ ПРИ ИЗУЧЕНИИ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Разумовский Л.В.*, *Разумовский В.Л.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
E-mail: l.razumovskiy1960@mail.ru

Аннотация: В работе описывается метод графического анализа, разработанный для пресноводных экосистем. Этот метод впервые использован при анализе изменений структуры фитопланктонных сообществ на примере Иваньковского водохранилища. Выявлены закономерности поэтапной пространственной трансформации структуры речного фитопланктона. Выделено три сценария их трансформации.

Ключевые слова: графический анализ, фитопланктон, таксономическая структура.

PHYTOPLANKTON COMPLEXES TAXONOMIC PROPORTIONS GRAPHICAL ANALYSIS APPLICATION IN THE STUDY OF IVANKOVO WATER STORAGE

Razumovskiy L.V., Razumovskiy V.L.
Water Problems Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow

Abstract: The paper describes a method of graphical analysis developed for freshwater ecosystems. The method was first used in Ivankovo reservoir for phytoplankton communities structure analysis. Spatial step-by-step river phytoplankton structure transformations were revealed. Three scenarios of their transformation were highlighted.

Key words: graphical analysis, phytoplankton, taxonomic structure

Проблема прогнозирования возможных негативных изменений в водохранилищах и крупных реках является приоритетным направлением в области природопользования и оценки качества вод.

Для анализа трансформаций таксономической структуры в фитопланктонных комплексах на акватории Иваньковского водохранилища были привлечены как результаты собственных исследований, которые были проведены в 2017 г., так и опубликованные данные по многолетним наблюдениям [1, 2, 4].

Метод графического анализа (МГА) неоднократно описывался в научной литературе [3, 5, 6]. Однако ранее он никогда не применялся к фитопланктонным комплексам в целом, а исключительно к комплексам и ассоциациям диатомовых водорослей, поэтому в статье приведено краткое изложение МГА.

МГА состоит в следующем: при построении графиков по оси абсцисс откладывается число идентифицированных таксонов видового и более низкого рангов (далее в тексте – таксонов), а по оси ординат – их относительная численность. Таксоны ранжируются по показателю относительной численности в сторону его уменьшения. В результате, в линейной системе координат строится исходный график или гистограмма. Анализ полученных графиков (гистограмм) проводится в линейной и логарифмической системах координат. В логарифмической системе координат анализируются не сами графики, а их тренды, представленные результирующими прямыми линиями. Эти линии образуют генерации определенных очертаний.

При анализе в логарифмической системе координат были выделены три основных сценария пространственно-временной трансформации таксономических пропорций.

Первый сценарий подразумевает образование «пучка» результирующих линий (генераций) с единым центром локализации (рис. 1а). При усилении

внешнего негативного воздействия происходит «вращение» результирующих линий вокруг некой точки или локальной области. Этот процесс происходит до определенного предела, после чего результирующие линии перемещаются из области гипотетического «вращения», что соответствует стадии деградации экосистемы и распаду единой генерации результирующих линий.

Второй из выделенных сценариев трансформации также подразумевает образование «пучка» результирующих линий. На начальном этапе трансформации это выражается в форме веерообразного «разворота» вокруг некой общей области или центра локализации (рис. 1б). При увеличении негативного воздействия происходит фазовый переход, и дальнейшая трансформация происходит по первому сценарию.

Существует третья модель (сценарий) трансформации, которую нельзя свести к двум первым – параллельное расположение линий (рис. 1в). Такое расположение результирующих линий было для пресноводных экосистем, где меняются гидрологические параметры среды: изменение уровня воды, температуры и др. [2].

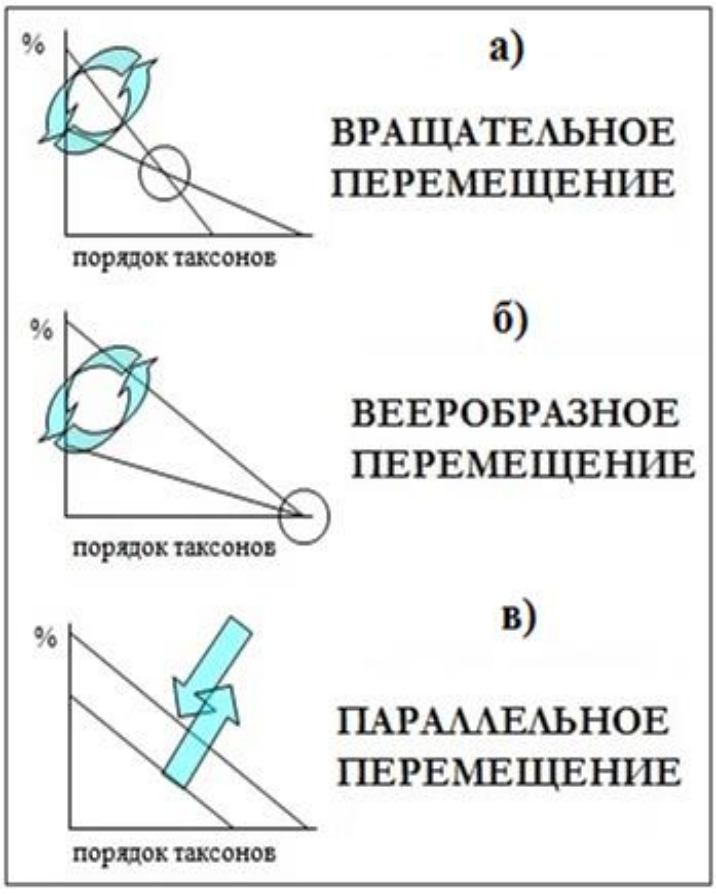


Рис. 1. Три основных сценария трансформации таксономических пропорций

МГА таксономической структуры фитопланктонных комплексов Иваньковского водохранилища позволил сделать вывод о распространении двух сценариев: первого сценария и третьего сценариев – образование генераций результирующих линий, которые, по своему расположению, близки к параллельному. Образование генерации результирующих линий по первому сценарию характерно для меженного периода, (июль-август) и в сентябре, когда присутствует выраженный центр локализации.

Преобладание третьего сценария связано с изменением уровненного режима водохранилища, в результате сброса воды через гидросооружения. В качестве иллюстрации доминирования первого и третьего сценариев приведены генерации результирующих линий в Иваньковском и Шошинском плесах (рис. 2).

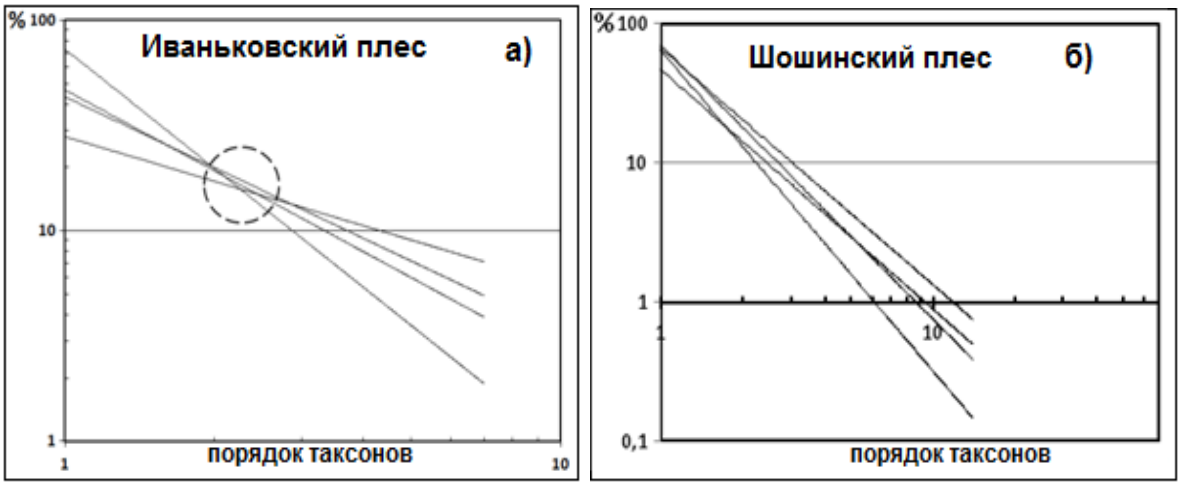


Рис. 2. Генерации результирующих линий (логарифмическая система координат) для таксономичесой структуры фитопланктонных комплексов в Иваньковском и Шошинском плесе в 2017 г.

Анализ таксономических пропорций диатомовых комплексов, из обех колонок ДО, в линейной системе координат, позволил сделать ряд промежуточных заключений:

1. Для диатомовых комплексов из колонки ДО, отобранной в Перетрусовском заливе, характерно преобладание экспоненциального типа распределения таксономических пропорций (рис. 3).

2. Для диатомовых комплексов из колонки ДО, отобранной в районе Островов, характерно преобладание логистического типа распределения таксономических пропорций, или смешанного (между логистическим и экспоненциальным типом) (рис. 4).

3. Ни в одном из проанализированных интервалов не выявлены признаки переотложения (линейный характер распределения таксономических пропорций).

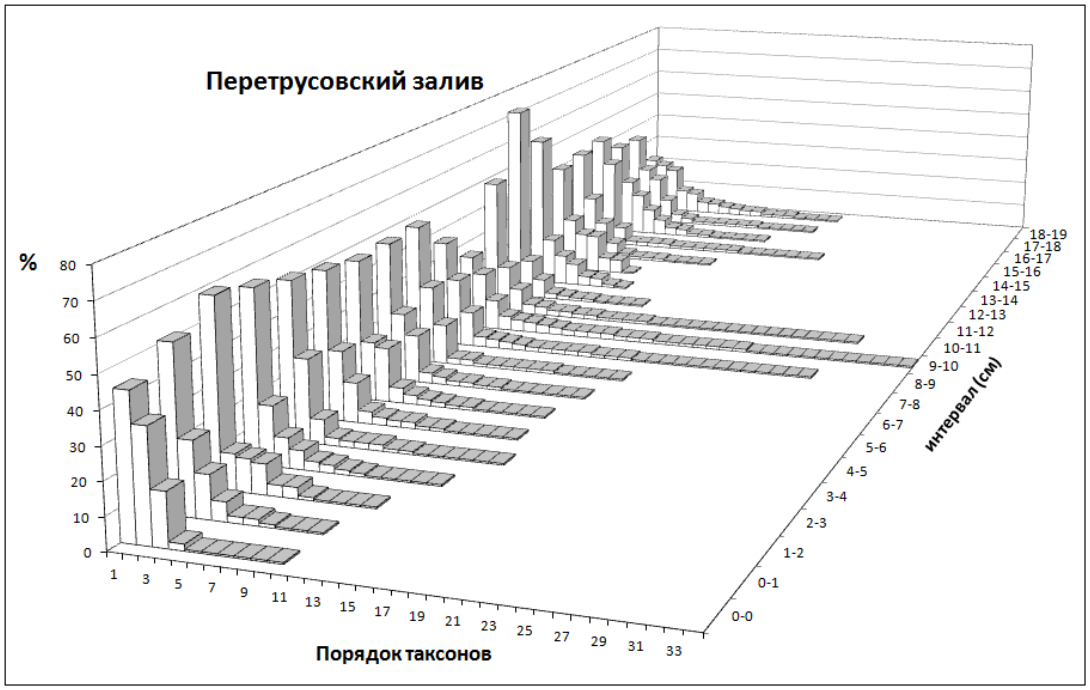


Рис. 3. Таксономическая структура диатомовых комплексов из Перетрусовского залива (линейная система координат)

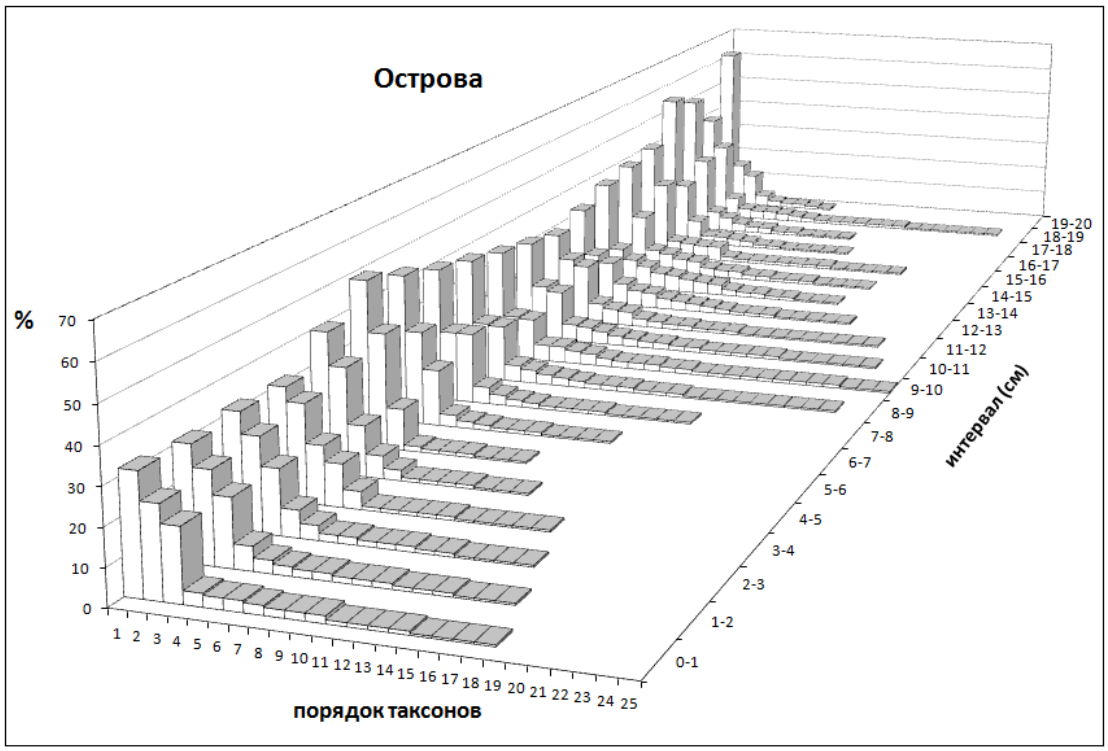


Рис. 4. Таксономическая структура диатомовых комплексов в р-не Островов (линейная система координат)

При анализе в логарифмической системе координат, результирующие линии, построенные для таксономической структуры диатомовых комплексов из колонки ДО в районе Островов, образовали единую генерацию, с выраженной областью локализации (рис. 5).

Исключение представляет только результирующая линия, построенная для интервала 5-6 см, что в значительной степени можно отнести к статистическим погрешностям при подсчете относительной численности идентифицированных видов. Доказательством этого предположения является то, что при игнорировании наименее многочисленного вида (1%), построенная результирующая линия «встроилась» бы в единую генерацию результирующих линий. Разумеется, подобное сознательное «исправление» полученных результатов, при анализе таксономических пропорций, абсолютно исключено.

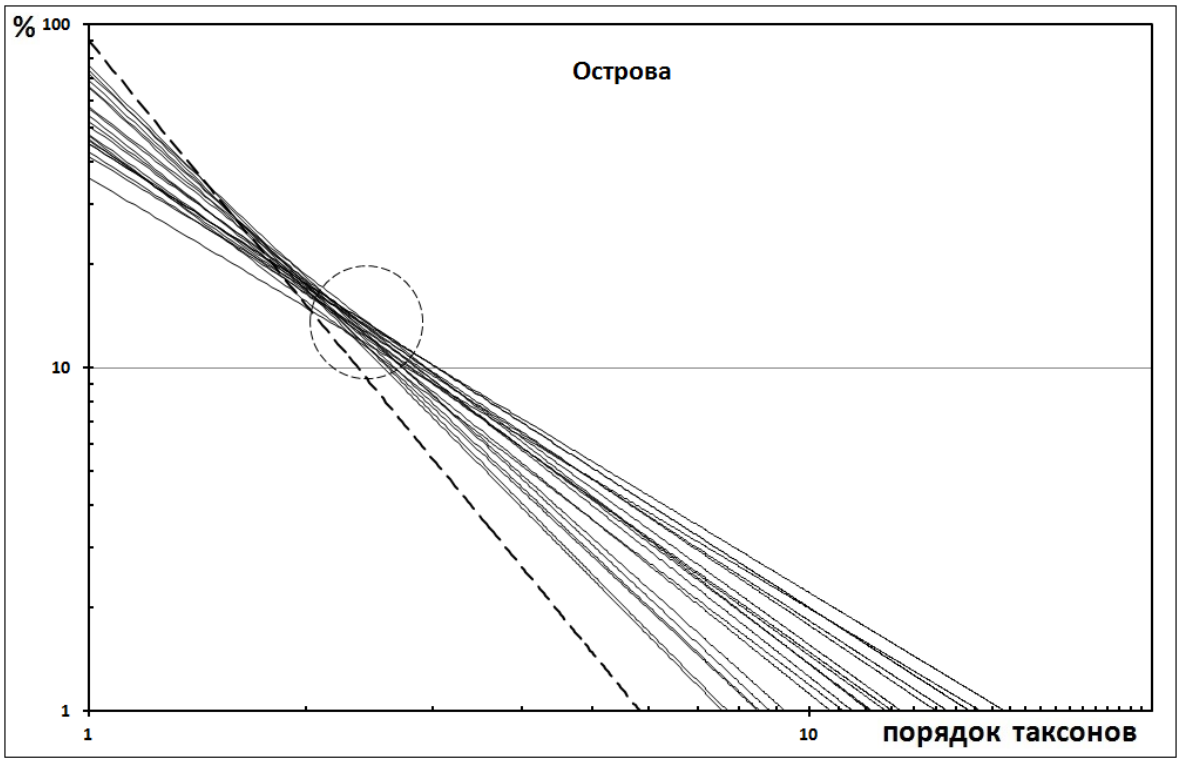


Рис. 5. Таксономическая структура диатомовых комплексов в р-не Островов (логарифмическая система координат). Прерывистой прямой выделена результирующая линия для интервала 5-6 см.

При анализе в логарифмической системе координат таксономической структуры диатомовых комплексов из колонки ДО в районе Перетрусовского залива была получена более мозаичная картина – результирующие линии образовали несколько генераций.

Следует так же отметить, что все результирующие линии, образуют единую макрогенерацию, с достаточно «размытой», но единой областью локализации (рис. 6).

Проведенные исследования позволяют сделать обоснованный вывод, что МГА применим при анализе всего таксономического состава пресноводного фитопланктона, а не только диатомовых водорослей, позволяя получить значимую информацию о происходящих в фитопланктонных сообществах изменениях во времени и пространстве.

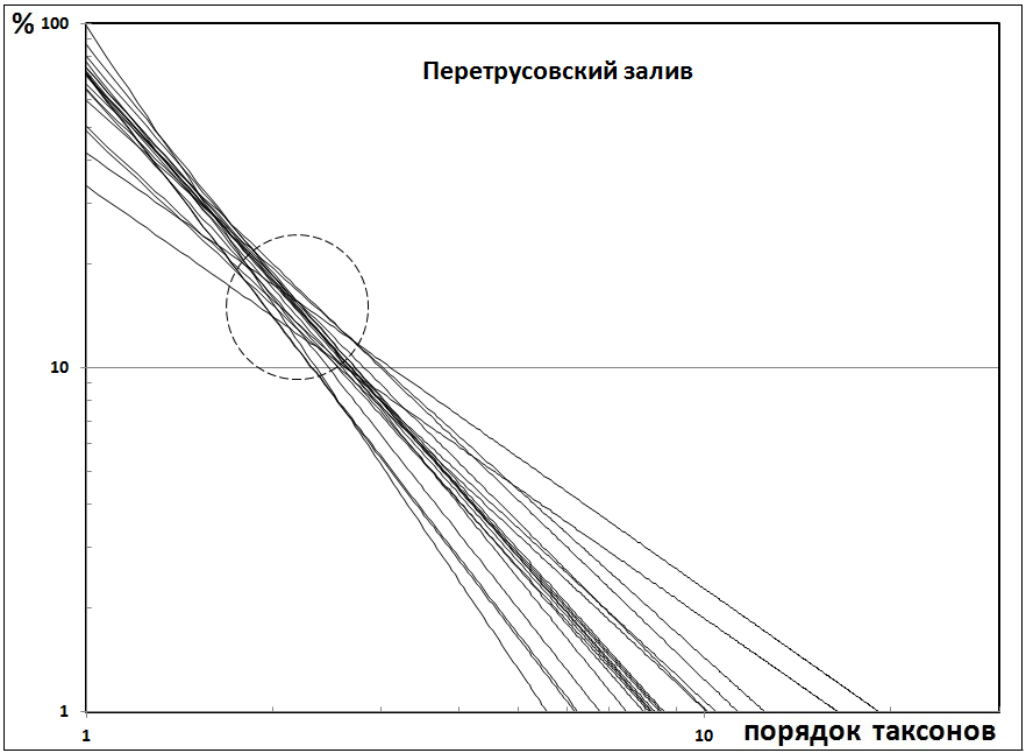


Рис. 6. Генерация результирующих линий (логарифмическая система координат) для таксономической структуры диатомовых комплексов в Перетрусовском заливе (интервал: 0-19 см)

При помощи МГА в современных диатомовых комплексах установлены обратимые трансформации, которые вызваны регулярным понижением уровня воды в Иваньковском водохранилище.

Эта работа была выполнена при поддержке Российского Фонда Фундаментальных исследований, грант № 17-05-00673/18.

Список литературы

1. Бреховских В.Ф. Донные отложения Иваньковского водохранилища: состояние, состав, свойства / В.Ф. Бреховских, Т.Н. Казмирук, В.Д. Казмирук. ─ М.: Наука, 2006. ─ 176 с.

2. Разумовский Л.В., Разумовский В.Л. Обзор возможностей метода графического анализа таксономических пропорций (биоиндикация и биомониторинг) / Л.В. Разумовский, В.Л. Разумовский // Биоиндикация и биомониторинг пресноводных экосистем III: Материалы Международной конференции. ─ СПб.: Свое издательство, 2017. ─ С. 270-273.
3. Разумовский Л.В. Междисциплинарный характер графического анализа пресноводных экосистем / Л.В. Разумовский // Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения. – Новочеркасск: Лик, 2017. – С. 411-416
4. Разумовский Л.В. Оценка трансформации озерных экосистем методом диатомового анализа / Л.В. Разумовский. – М.: ГЕОС, 2012. – 199 с.
5. Разумовский Л.В. Оценка пространственно-временных трансформаций озерных экосистем методом диатомового анализа / Л.В. Разумовский, Т.И. Моисеенко // Доклады академии наук. Общая биология. – 2009. – Т. 429. – № 3. – С. 274-277.
6. Разумовский В.Л. Оценка экологического состояния высокогорных озер Приэльбрусья по результатам диатомового анализа / В.Л. Разумовский // Водные ресурсы. – 2014. – Т. 41. – №2. – С. 200-205.

© Разумовский Л.В., Разумовский В.Л., 2018

ОСОБЕННОСТИ НОРМИРОВАНИЯ И ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ГОРЬКО-СОЛЕНЫХ ОЗЕР НА ТЕРРИТОРИИ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Даниленко А.А.
Верхне-Обское бассейновое водное управление
E-mail: danilenko@vobvunsk.ru

Аннотация. Уникальные физико-химические свойства вод горько-соленых озер Алтайского края обусловлены специфическими ландшафтно-климатическими условиями. Специфика высокоминерализованных озер, как приёмников сточных вод, в настоящее время не отражена в нормативно-методическом обеспечении системы мониторинга качества поверхностных вод и нормирования сбросов сточных вод, что приводит к негативным последствиям при осуществлении хозяйственной деятельности.

Ключевые слова: минерализация, нормирование сбросов, оценка качества.

FEATURES OF RATE SETTING AND ASSESSMENT OF BITTER-SALTY LAKES QUALITY IN THE SOUTH OF WESTERN SIBERIA

Danilenko A. A.
Verchne-Obskoe basin water management agency

Abstract. The unique physical and chemical properties of waters in bitter-salty lakes of the Altai territory are due to specific landscape and climatic conditions. The specificity of highly mineralized lakes as waste water receivers is not currently reflected in the regulatory and methodological support of monitoring the system for the surface water quality and regulation

of wastewater discharges, which leads to negative consequences when implementing economic activities.

Keywords: mineralization, regulation of discharges, evaluation of the quality.

На территории Кулундинской равнины, расположенной к юго-западу от Приобского плато, находится более 3000 пресных, соленых и горько-соленых озер с минерализацией воды от 1 до 430 г/л. Озера этого региона являются предметом многочисленных исследований, начиная с середины XIX в. Интерес к этим озерам был связан, в основном, с изучением их гидроминеральных ресурсов. На основе этих исследований было развернуто и функционирует до настоящего времени масштабное промышленное производство сульфата натрия (ОАО «Кучуксульфат»), соды (ОАО «Алтайсода») и др.

Указанные озера приурочены к лесостепной и степной ландшафтно-климатическим зонам региона и распространены на юго-западе Алтайского края. Они различны по размерам, источникам водно-солевого питания, гидрогеологическим условиям местоположения и др. Чаще они имеют изометричную форму диаметром от 8-10 км (Большое Яровое, Бурлинское и др.) до 35 км (Кулундинское). Озерные котловины представляют собой почти плоские чаши с небольшими глубинами (1-6 м). Уровни воды в озерах колеблются в пределах 0,4-1 м. Почти все крупные озера бессточные.

Исследования режима степных замкнутых озер в аридных областях показывают, что формирование их гидрохимического типа обусловлено прежде всего изменениями климата (климатические пульсации), а затем уже другими факторами [1]. Временная изменчивость минерального состава вод подчиняется циклам общей увлажненности и обводненности. Многолетнее уменьшение притока и усыхание озер в регрессивную фазу обводненности обычно сопровождаются повышением общей концентрации солей, тогда как в трансгрессивную фазу наблюдается уменьшение значений минерализации. В засушливые годы площадь озер резко сокращается. Мелкие озера, например, Михайловской группы – преимущественно с поверхностным питанием и малой площадью водосбора в засушливые периоды могут пересыхать. В крупных озерах уровень может существенно снижаться. Как правило, такие озера (Бурлинское, Кучукское, Большое Яровое) занимают нижнюю отметку высотности и являются конечным бассейном стока в системе этих озер, поэтому колебания гидрометеорологических параметров медленнее отражаются на их гидрохимическом режиме.

По степени минерализации рассматриваемые озера делятся на слабосолоноватые, умеренно-солоноватые, слабосоленые, соленые, крепкие рассолы (Кулундинское, Большое Яровое, Малое Яровое) и сверхкрепкие рассолы (Кучукское и Малиновое).

Современные исследователи [2] отмечают сложный характер зависимостей гидрохимического режима указанных озер от водного баланса и, в особенности, от соотношения площадей водосборов и акваторий водоемов, соотношения основных анионов и катионов, определяющих, в том числе, высокие значения минерализации, pH, особенности микробиологических процессов, процессов седиментации, многообразие форм присутствия серы, железа и других элементов, связанное с сульфатредукцией и минералообразованием, в частности, с образованием сульфидов железа и гипса, а также разнообразных промежуточных соединений, в том числе коллоидов. По их мнению, предложенные еще в начале прошлого столетия классификации не отражают, с достаточной полнотой, гидрогеохимическую обстановку водоемов, устарели и требуют существенных дополнений и обновлений, в первую очередь, учета pH.

Уникальные по физико-химическим свойствам соляные озера Алтайского края не являются безжизненными, их биота представлена специфическими галофильными формами, в частности, жаброногим рачком артемией (Artemia salina L.). Виды, обитающие в агрессивной среде соляных озер, обладают уникальными адаптационными физиологическими особенностями, такими как интенсивный темп роста, непрерывное неселективное питание, преимущественно белковый состав тела, наличие необходимых аминокислот, витаминов и гормонов. Это определило незаменимость артемии в роли «стартового» корма для выращивания в промышленных условиях рыб, морских ракообразных, сельскохозяйственных птиц и соответственно отнесение водоемов, населенных артемией, к водным объектам рыбохозяйственного значения высшей категории.

Нормативами качества для водных объектов рыбохозяйственного значения являются, в том числе, нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения, утвержденные приказом Минсельхоза России от 13.12.2016 № 552 "Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения" (зарегистрирован в Минюсте России 13.01.2017 № 45203). При этом, значения предельно допустимых концентраций основных анионов и катионов, определяющих высокий уровень минерализации упомянутых водных

объектов, существенно ниже фактических значений. Высокие значения минерализации и сопутствующих соединений отдельных металлов, полученные в ходе государственного мониторинга качества вод, дают основания Гидрометслужбе оценивать водоемы Кулунды (да и Барабы в Новосибирской области), как «грязные». Данный казус тем более замечателен, что в воде, соответствующей нормативным требованиям, артемия, как галофильный вид, обитать не может.

В связи с изложенным, следование требованиям Методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей, утвержденной Приказом МПР России от 17 декабря 2007 г. № 333, (далее – Методика) при разработке нормативов допустимых сбросов выглядит очевидным абсурдом: с одной стороны, явно избыточные и трудно исполнимые технически требования по удалению солей, с другой – явно негативное изменение среды обитания артемии. «Восстановление здравого смысла» применением п. 1 Методики – «…Если нормативы качества воды в водных объектах не могут быть достигнуты из-за воздействия природных факторов, не поддающихся регулированию, то величины НДС определяются, исходя из условий соблюдения в контрольном пункте (створе) сформировавшегося природного фонового качества воды», возможно, пожалуй, для объектов нового строительства в отсутствие иных существенных источников антропогенного воздействия на гидрохимические показатели водоема. В условиях многолетнего (полувекового и более) использования водоема в качестве приемника сточных вод определение фонового качества воды представляется затруднительной задачей, особенно сложной в отсутствие соответствующей методики. Более того, в качестве источников водоснабжения предприятия используют подземные воды, существенно отличающиеся соотношениями основных анионов и катионов, формами присутствия тяжелых металлов, от рассольных вод водоприемника. Таким образом, даже сбрасываемая условно чистая вода от охлаждения оборудования не может удовлетворять положениям Методики, а тем более – промсток от технологических процессов.

Необходимо обратить внимание и на следующий аспект применения нормативов ПДК тяжелых металлов – они установлены для ионов металлов соответствующих валентностей. Присутствующие в природных водах различные формы тяжелых металлов различаются по миграционным способностям, биодоступности, токсичности и отражают изменения физико-химических условий в поверхностных водах и их основного ионного состава [1]. Если в природных водах какой-либо металл входит в состав прочных комплексных соединений, то он менее токсичен для водных организмов, чем этот

же металл в составе слабых комплексных соединений или находящийся в виде свободных ионных форм. Установлено, что для таких элементов, как Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, токсическими свойствами обладают ионная и гидроксокомплексная формы, а для металлов, подвергаемых процессу метилирования (Hg, Sn и др.), – металлоорганические соединения. Таким образом, проблема доступности и токсичности тяжелых металлов по отношению к отдельным компонентам водной экосистемы и, в частности, биоты, не может быть решена только на основании данных о валовом содержании элементов в воде. В этой связи сопоставление численных значений концентраций металлов в сточных водах предприятий с значениями концентраций в водоприемнике представляется некорректным.

Резюмируя вышеизложенное, считаем необходимым отметить настоятельную необходимость совершенствования или изменения подходов к нормированию сбросов сточных вод в горько-соленые озера, а также оценке качества их вод.

Список литературы

1. Леонова Г.А. Эколого-геохимическая оценка соляных озер Алтайского Края / Г.А. Леонова, А.А. Богуш, В.А. Бобров, В.А. Бычинский, Л.Б. Трофимова, Ю.И. Маликов // География и природные ресурсы. – 2007. – № 1 – С. 51-58.
2. Колпакова М.Н. и др. Гидрохимия и геохимическая типизация соленых озер степной части Алтайского Края // Вода: химия и экология. – 2015. – № 1. – С. 18-23.

© Даниленко А.А., 2018

ЗАГРЯЗНЕНИЕ НЕФТЬЮ ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ РОССИЙСКОЙ АРКТИКИ

***Немировская И.А.*[1], *Реджепова З.Ю.*[1], *Трубкин И.П.*[2]**
[1]Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, г. Москва
[2]Всероссийский научно-исследовательский институт экологии г. Москва
E-mail: Nemir44@mail.ru

Аннотация. Обобщены многолетние данные по содержанию и составу углеводородов в снежно-ледяном покрове, водах и донных осадках различных районов Белого, Карского, Лаптевых и Восточно-Сибирского морей. Установлено, что нефтяное загрязнение носит в основном локальный характер. В устьевых областях рек происходит резкое снижение концентраций углеводородов при смешении речных вод с морскими. Проведено математическое моделирование последствий аварийного разлива судового топлива для различных районов Карского моря.

Ключевые слова: нефтяное загрязнение, углеводороды, Арктика, моделирование

OIL POLLUTION OF COASTAL REGIONS OF THE RUSSIAN ARCTIC

***Nemirovskaya I.A.*[1], *Redzhepova Z. Yu.*[1], *Trubkin I.P.*[2]**
[1]Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow
[2]All-Russian Scientific Research Institute of Ecology, Moscow

Aplication. Long-term data on the content and composition of hydrocarbons in the snow-ice cover, waters and bottom sediments of various regions of the White, Kara, Laptev and East Siberian seas are summarized. It is established that oil pollution is mainly local in nature. There is a sharp decrease in the concentration of hydrocarbons at the mouth areas of rivers by mixing the river and sea water. Mathematical modeling of the consequences of a ship`s fuel emergency spill for various areas of the Kara Sea is carried out.

Keywords: oil pollution, hydrocarbons, Arctic, modeling.

В настоящее время резко возрос интерес к исследованиям в Арктике, так как здесь сосредоточены главные запасы всех полезных ископаемых России. Континентальный арктический шельф, площадь которого составляет 6.2 млн. км^2 (около 20% суммарной площади шельфа Мирового океана), содержит в своих недрах основную (почти 80%) долю начальных суммарных ресурсов углеводородов нашей страны. Морские перевозки нефтепродуктов в полярных широтах стремительно растут. Танкеры осваивают даже Карское море, а в Белом море их можно видеть круглый год. Все более активное освоение нефтяных месторождений существенно увеличит объемы попадающих в моря нефтяных углеводородов (УВ). Между тем, сегодня в мире не существует технологий локализации и сбора нефти на покрытом льдом море.

По мнению академика А.П. Лисицына, антропосфера, где распространяются загрязняющие вещества (ЗВ), тесно связана с другими внешними сферами: атмо-, крио-, гидро-, седименто- и биосферой [1]. Это обусловлено не только источниками поступления ЗВ, но и их трансформацией и распределением по различным формам миграции. В частности, нефть в море существует в форме пленок, растворенной формы, сорбированной взвесью и осадками, поглощенной биотой и т.д. [2] Кроме того, при определении ЗВ необходимо учитывать природный устойчивый биогеохимический фон УВ [3].

При анализе УВ нами было использовано сочетание интегральных (в основном, ИК-метод, который принят в нашей стране в качестве арбитражного) и дифференциальных (хроматографических) методов их определения**.** Для идентификации УВ определяли молекулярные маркеры, обладающие индикаторными функциями, в сопоставлении с концентрациями взвеси и органических соединений: $C_{орг}$, липидов и хлорофилла «а». Соотношение индивидуальных УВ дает возможность установить их динамику под влиянием природных

(физических, химических и биологических) процессов и антропогенных факторов (внешних источников загрязнения среды). Подробности методических процедур описаны [3].

Наиболее серьезные экологические угрозы в арктических морях обусловлены возможными нефтяными разливами. В отличие от разливов в районах с умеренным климатом, естественная очистка после выбросов нефти в Арктике может длиться не годы, а десятилетия [2]. Волнение усиливает испарение, но в то же время способствует и более быстрому образованию эмульсии «вода в нефти» и «нефть в воде». Из-под воды нефть испаряться уже не может.

Наши исследования, проведенные на припайных льдах, показали, что трансформация нефтепродуктов в снежно-ледяном покрове определяется метеоусловиями в районе исследования, градиентом температуры в системе вода-лед-воздух, строением льда и свойствами самой нефти [3]. Гидрофобные свойства УВ обуславливают их преимущественное содержание в снеге и льдах во взвешенной форме. Движение нефти в толще льда зависит от его возраста, структуры, пористости, плотности, заснеженности и других характеристик. При этом, по капиллярным каналам и каналам стока может происходить как сорбция нефтепродуктов льдом, так и их фильтрация через толщу льда. При трансформации нефтяных УВ на многолетних льдах основную роль приобретают ветровые процессы, а на припайных, пористых льдах – фильтрация по капиллярам и каналам стока, обусловленная конвективно-диффузионным механизмом. Как показали модельные расчеты, при наличии льда площадь разлива зависит от скорости и направления ветра, а также плотности нефтепродуктов [3]. Для сырой нефти пленка исчезает через 30 суток. Образование ледового покрова примерно в два раза сокращает площадь разлива.

В снежно-ледяном покрове в индустриальных районах и в отопительный сезон (в частности, в районе Архангельска в Белом море) происходит концентрирование УВ во взвеси снега и верхней части льда, так как основной их источник – атмосфера, а в фоновых акваториях – на границе лед–вода. Причем, в зависимости от толщины снега и льда распределение УВ различалось. В Белом море, где снежно-ледяной покров существует около полугода, толщина снега и льда сопоставимы, и происходит опускание льда под массой снега. Поэтому содержание и распределение взвеси и УВ во время прилива и отлива различались.

Во время половодья, когда в воды рек попадают загрязнения, накопленные за зиму в снежно-ледяном покрове, резко увеличивались концентрации УВ

(до 550 мкг/л в ледовой взвеси Северной Двины). При этом, повышалась их доля в составе $C_{орг}$ (до 70%). Напротив, в относительно чистых районах (устье р. Пинега, впадающей в Северную Двину выше Архангельска), при довольно высокой концентрации взвеси (32.2 мкг/л), доля УВ в составе $C_{орг}$ понижалась до 12.9% и составляла всего 4.2 мкг/мг взвеси. Во время межени содержание всех соединений снижалось [3].

В снеге взвесь и УВ, в основном, имеют терригенный состав, а во льду и, особенно, на границе лед–вода – преимущественно биогенный, так как в этом пограничном слое концентрируются диатомовые водоросли. Поэтому в припайных и, особенно, многолетних льдах происходит последовательное увеличение концентрации взвеси и органических соединений во взвеси к границе лед–вода. Аккумулирование изучаемых соединений в нижнем слое зависит от «возраста» льда и определяется криобиологическими условиями в пограничном с водой слое. Несмотря на низкие температуры, в этом пограничном слое происходит интенсивное накопление органических соединений за счет фотосинтеза ледовой флоры. Последнее приводит к аккумулированию хлорофилла, взвеси, $C_{орг}$ во взвеси и УВ (до 67 мкг/л, 1.3 ПДК) в нижней части льда. Их концентрации сопоставимы с содержанием в водах высокопродуктивных районов Мирового океана и вызваны природными процессами, а не загрязнением. Концентрации органических соединений во льдах могут быть столь высокими, что нарушается баланс между их поступлением и разложением, и возникают сероводородные слои, что было впервые отмечено нами в бухте Ленинградской моря Лазарева [3]. Связано это с большой мощностью фирна и высокими концентрациями органических соединений в нижней толще льда. В отличие от Арктики, где в связи с потеплением климата произошло уменьшение толщины льда, в Восточной Антарктике, согласно нашим наблюдениям, из-за более низких температур в последние годы не наблюдалось вскрытие припайных льдов, что привело к изменению фауны морского льда и, как итог, повышенное содержание во льдах УВ.

По модифицированной методике, с учетом подхода Харлоу и параметров ветровых волн, для двух районов Карского моря был проведен расчет последствий аварийного разлива судового топлива. Расчеты проведены для предполагаемого выброса 100 тонн судового топлива с 1 часовой продолжительностью в северном и южном районах Карского моря. Дрейф пятна судового топлива отслеживается имитационным методом блуждающих частиц-маркеров. По выбранным величинам скоростей, направлений ветра и батиметрическим данным были рассчитаны поля течений, ветровых и инфрагравитационных

волн и поля аварийного разлива. Установлено, что средние и максимальные значения толщины пленки топлива в некоторый период времени после аварии имеют одинаковую тенденцию изменчивости (рис. 1). Их различия связаны с особенностями северного и южного участков Карского моря. Количество выносимой на берег нефти зависит от удаления от берега точки выброса. В рассматриваемом случае берега достигает лишь 8% от веса вылитого топлива при минимальном удалении на 1.53–2.96 км. При максимальном удалении аварийного выброса до 100 тонн в прибрежной зоне на расстояниях свыше 8.3 км ощутимой угрозы выноса на берег нефти не наблюдается.

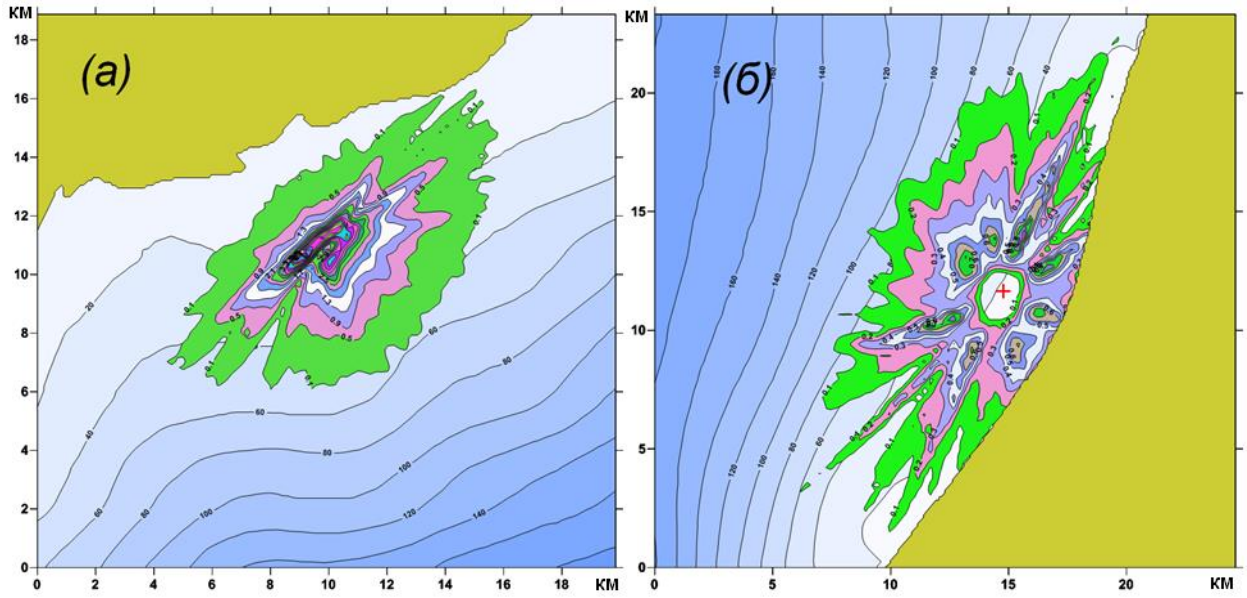


Рис. 1. Толщина пленки нефти (м-6) на поверхности воды северного (а) и южного (б) участков Карского моря после аварии в условиях штормового ветра, через 4 часа от начала выброса

До последнего времени считалось, что решающий вклад в суммарное поступление нефтяных углеводородов в моря Арктики принадлежит речному стоку, благодаря которому потоки нефти могут исчисляться десятками и сотнями тысяч тонн в год [4]. Действительно, взвеси, поступающие с реками, обогащены различными соединениями и становятся своеобразными "геохимическими ловушками", способствующими аккумуляции компонентов речного стока, в том числе и антропогенных [1]. Последнее приводит к существованию многочисленных экологических «горячих точек» и «импактных зон», где загрязнены воздух, почва, поверхностные и подземные воды, деградированы экосистемы [5]. Действительно, полученные данные показали, что максимальный градиент концентраций взвеси и УВ во взвеси поверхностных вод наблюдается в

устьевых участках рек (рис. 2). Однако с удалением от устьев содержание УВ резко снижалось.

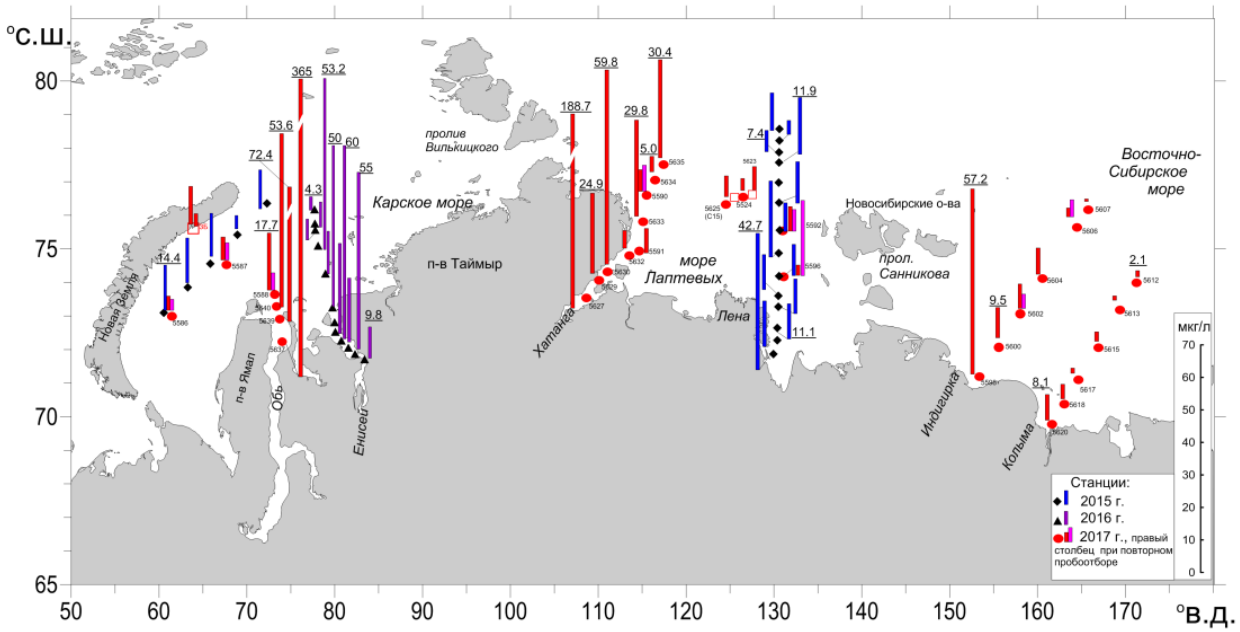


Рис. 2. Изменение концентраций углеводородов во взвеси поверхностных вод арктических морей в разные годы исследования

Содержание УВ во взвеси исследованных рек обусловлено не только различиями в их стоке, но и в характере пород, слагающих водосбор, зарегулированности стока, а также хозяйственной деятельности в районе устьев. Более низкие концентрации УВ в устьевой области Енисея, по сравнению с Обской губой, определяются тем, что сток Енисея зарегулирован и река протекает по каменистым почвам. Однако, как на Енисейском, так и на Обском разрезах скачкообразное изменение солености и приливо-отливные явления во время отбора проб привели к тому, что последовательное уменьшение концентраций взвеси и органических соединений во взвеси при переходе от устья в сторону моря не наблюдалось (рис. 3).

Согласно нашим данным, в пересчете на мг взвеси содержание УВ в сентябре 2017 г. уменьшалось в устьевых областях в последовательности (мкг/мг): устье Оби (66.4) > Енисей (30.6, 2011г.) > Лена (27,6) > Индигирка (24,1) > Хатанга (6.4) > Колыма (4.6). Максимальный диапазон концентраций УВ был установлен в устье Оби, где их содержание колебалось от 364.9 до 5.4 мкг/л. Увеличившееся судоходство в порту Сабетта явилось причиной того, что в 2016 г. диапазон концентраций УВ в устье Оби был значительно меньше: 13.4–102.4 мкг/л.

Кроме того, необходимо учитывать, что в последние годы воды Оби испытывают наибольшую нагрузку от техногенного загрязнения относительно других крупных рек Сибири. Большая часть водосборного бассейна Оби приходится на крупный Западно-Сибирский нефтегазоносный бассейн с общей площадью около 3,5 млн. км^2, где происходит интенсивная нефте- и газодобыча. Разведанные и находящиеся в эксплуатации месторождения нефти располагаются, в основном, в таежной зоне Ханты-Мансийского автономного округа-Югры (ХМАО-Югры). Как следствие, основным источником загрязнения вод Оби становятся предприятия нефтедобывающей промышленности.

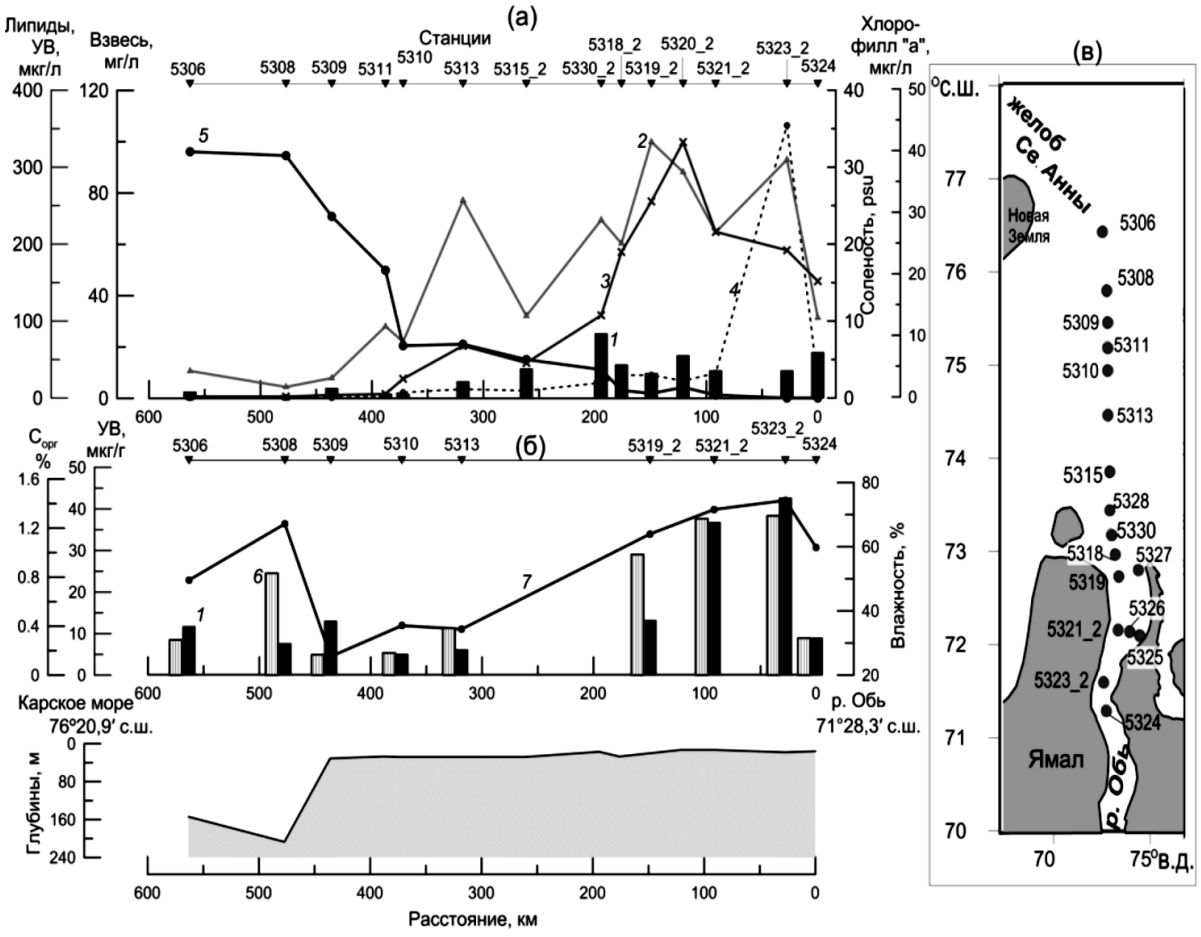


Рис. 3. Изменчивость концентраций органических соединений на разрезе р. Обь – Карское море в 2016 г.

(а) – в поверхностных водах, (б) – в донных осадках: 1 – УВ, 2 – липиды, 3 – хлорофилл «а», 4 – взвесь, 5 – соленость, 6 – $C_{орг}$, 7 – влажность; (в) – расположение станций.

Несмотря на низкие температуры в Арктике, из-за малых величин энергии активации [6], разложение нефтяных УВ, особенно алканов, происходит быстро. Поэтому в их составе фиксируются преимущественно природные

углеводороды. В открытых водах морей вклад антропогенных нефтяных УВ минимален.

В заключение необходимо отметить, что, согласно полученным данным, в последние годы не произошло увеличение концентраций УВ в воде и осадках арктических морей. В речных водах содержание УВ, во многих случаях, превышало ПДК для нефтяных УВ (50 мкг/л). Процессы, происходящие в зоне смешения речных вод с морскими, способствуют осаждению основного количества ЗВ, особенно высокомолекулярных УВ. Поэтому геохимический барьер река–море предотвращает попадание нефтяных УВ в открытые морские воды. Такое их поведение характерно не только для рек Арктики, но и для рек в других климатических зонах. В частности, в Черном море, в пограничной зоне р. Мзымта–море концентрации УВ уменьшались в 6 раз (240-40 мкг/л), а в Каспийском море, для рек Терек и Сулак интервал концентраций составил 660-12 и 690-21 мкг/л соответственно. Количество УВ, выносимых реками, зависит от сезона исследования (половодье или межень) и от времени суток (прилив, отлив). В поверхностных водах основной источник УВ – фитопланктон. В процессе седиментации нефтяные и автохтонные алканы разлагаются, и в донных осадках доминируют терригенные наиболее устойчивые гомологи.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФАНО России (тема № 0149-2018-0016), при частичной поддержке РФФИ (проект № 17-05-00356).

Список литературы

1. Лисицын А.П. Современные представления об осадкообразовании в океанах и морях. Океан как природный самописец взаимодействия геосфер земли. Мировой океан / А.П. Лисицын. Т.2. – М.: Научный мир, 2014. – С. 331-571.
2. AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). Chapter 4: Sources, Inputs and Concentrations of Petroleum Hydrocarbons,Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, and other Contaminants Related to Oil and Gas Activities in the Arctic. Oslo: AMAP – 2007. – 87 p.
3. Немировская И.А. Нефть в океане (загрязнение и природные потоки) / И.А. Немировская. – М.: Научный мир. – 2013, 432 с.
4. Evseev A.V., Belousova A.P., Ivanov V.V., Krasovskaya T.M., Sazykina T.G., Solntseva N.P. 2000. Environmental hot spots and impact zones of the Russian Arctic. ACOPS, GEF PDF-B Project No.GF/1100-99-13. Moscow: UNEP – 51 p.
5. Диагностический анализ состояния окружающей среды арктической зоны Российской Федерации (расширенное резюме) М.: Научн. Мир, 2011. – 124 с. http://www.greenpeace.org/russia/ru/press/reports/Russian_Arctic.
6. Агатова А.И. Органическое вещество в морях России / А.И. Агатова. – М.: ВНИРО, 2017. – 257 с.

© Немировская И.А., Реджепова З.Ю., Трубкин И.П., 2018

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ АГРАХАНСКОГО ЗАЛИВА КАСПИЙСКОГО МОРЯ

Гаджиев М.К., Курбанчиев Г.С.
Западно-Каспийское бассейновое водное управление, г. Махачкала
E-mail: orv_zkbvu@mail.ru

Аннотация. В работе представлены данные, полученные в ходе полевых исследований экологического состояния Аграханского залива, проводившихся в 2017 г. Проведен полный гидрохимический анализ проб воды, дана оценка степени их загрязнения. Обоснована необходимость проведения комплексных научных исследований Аграханского залива с исследованием причин истощения.

Ключевые слова: Каспийское море, Аграханский залив, загрязнение, истощение, восстановление

THE ECOLOGICAL STATE OF THE AGRAKHAN GULF OF THE CASPIAN SEA

Gadzhiev M.K., Kurbanchiev G.S.
Western Caspian Basin Water Administration, Makhachkala

Abstract: The paper presents the data obtained in the course of field studies of the ecological state in the Agrakhan gulf conducted in 2017. A complete hydrochemical analysis of water samples was carried out, their degree of pollution was assessed. The necessity of complex scientific research of the Agrakhan gulf with the study of the depletion causes is substantiated.

Keywords: Caspian sea, Agrakhan gulf, pollution, depletion, restoration.

Аграханский залив расположен у западного берега Каспийского моря и отделен от открытого моря одноименным полуостровом, который иногда называют Учкоса. Длина залива достигает 40 км, ширина – от нескольких сот метров до 8 км. Площадь залива с каждым годом уменьшается за счет заиления дна речными наносами, а также ввиду падения уровня Каспия. По подсчетам, площадь акваторий Аграханского залива составляет сейчас около 160 км^2.

В настоящее время в районе устья Аликазгана залив разделяется на две части: северную и южную, каждая из которых отличается своими особенностями. В южной части залива глубина достигает 3 м. В период половодья в нее поступают воды Терека. В связи с тем, что падение уровня с юга на север незначительно, южная часть залива в настоящее время напоминает регулируемый водоем.

В Аграханский залив постоянный приток воды в низкие фазы водного режима осуществляется по коллектору им. Дзержинского (проектная мощность

около 20 $м^3/с$) и сбросным каналам Тальминской оросительной системы. В западной части находится также концевой сброс канала им. Дзержинского и некоторых других каналов (сток воды в них во время обследования отсутствовал). Излишки воды из Аграхана сбрасываются в Каспийское море через Гаруновский сбросной канал, который со сбросным сооружением в 2009 году отремонтирован за счет федеральных субсидий на капитальный ремонт гидротехнических сооружений. В 2013 г. проведен текущий ремонт, за счет средств Республики Дагестан.

Аграханский залив и его заболоченные окрестности представляют собой уникальную водно-болотную экосистему с разнообразными, редкими исчезающими животными. На берегах Аграхана встречаются такие редкие млекопитающие, как камышовый кот, перевязка, кавказский подвид выдры, благородный олень и светлый хорь. Часть из них занесена в Красные книги Республики Дагестан, России и МСОП. Аграханский залив обеспечивает существование 208 видов птиц, в том числе, почти 40 охраняемых видов. Это кудрявый пеликан, малый баклан, колпица, каравайка, египетская цапля, стерх, журавль-красавка, степная и луговая тиркушки, белоглазый нырок, орлан-белохвост, черноголовый хохотун, большой кроншнеп, белохвостая пигалица и др. Во время миграций и в период зимовки здесь скапливается от 30 до 40 тыс. особей водоплавающих и околоводных птиц (в отдельные годы – до 300 тыс.). Аграханский залив является ключевым орнитологическим объектом Международного значения [3, 4].

В прошлом Аграханский залив был крупнейшей в Прикаспии рыбопромысловой акваторией. В 1930-х гг. уловы рыб достигали 30 тыс. ц в год, а сейчас только 300 ц. Его рыбохозяйственная функция к настоящему времени изменилась, но значимость только выросла – он обеспечивает воспроизводство ценных и полуценных исчезающих пород каспийских рыб. В водоеме встречается боле 60 видов и подвидов бесчелюстных и рыб, в том числе, такие редкие, как шип, каспийская кумжа, белорыбица, предкавказская шиповка [2, 5].

Рекогносцировочное обследование Аграханского залива (рис. 1) проводилось в 2017 г.

В ходе работ осуществлялось исследование экологического состояния, описание водоема и водотоков, их русел и берегов, характеристики донных отложений, водной растительности, наличия опасных гидрологических процессов, техногенной нагрузки и загрязнения. Были проведены промеры глубин залива и низовьев Терека для характерных точек. Промеры проводились при помощи эхолота-картплоттера Lowrance HDS 7.

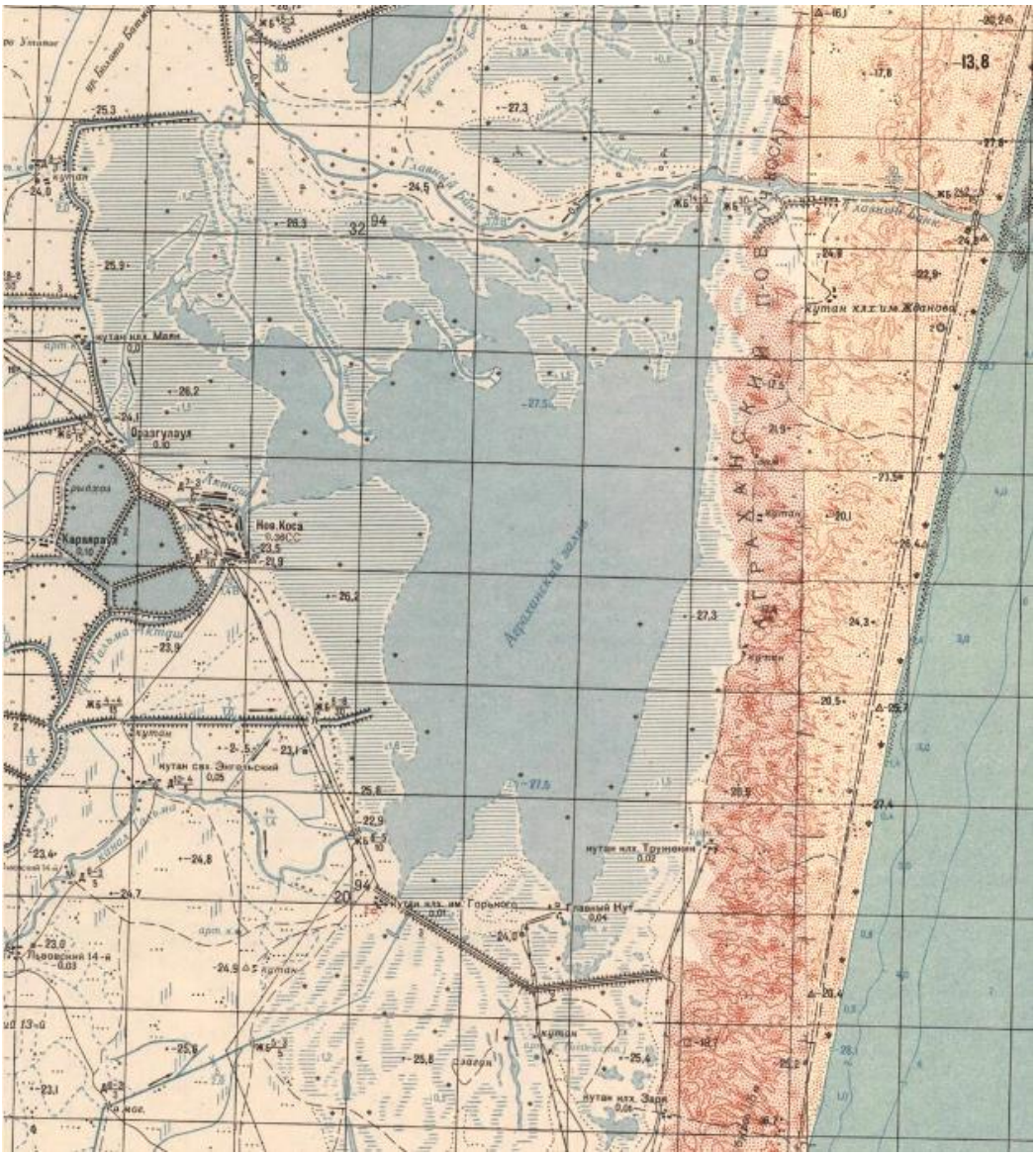


Рис. 1. Карта обследованной территории Аграханского залива

В ходе обследования нижнего течения р. Терек и приустьевого взморья были обследованы существующие правобережные протоки из р. Терек, искусственные протоки из Аграхана в р. Терек, а также его основное русло.

В 1982 г. для регулирования уровней воды в Аграханском заливе был сооружен сбросной канал с водосливом в головной части. При избытке воды в южной части Аграханского залива часть ее переливалась через порог водослива и сбрасывалась в р. Терек в 6 км от устья. В 2005 г., во время сильного паводка, был поспешно взорван для спуска воды из Аграхана. Всего в теле отсыпанного вала проходило 4 протоки, соединяющие Аграхан с приустьевым участком р. Терек. При отсутствии регулирования, в зависимости от фазы водного режима переток воды, по-видимому, может происходить в обоих направлениях. Искусственные протоки, кроме первой, не работают.

За 40 лет с момента постройки нового русла р. Терек (канала-прорези) и вывода его в Каспийское море через полуостров Учкоса оно приобрело черты естественного русла – перекаты, осередки, плесовые участки. В настоящее время, на устьевом участке р. Терек, ниже полуострова Учкоса, в русле интенсифицируются процессы аккумуляции, образовался обширный приустьевой бар, затрудняющий выход терских вод в Каспийское море. Это будет сказываться на изменении соотношения поступления стока воды и наносов и направленности процессов переформирований в нижнем течении р. Терек (том числе и в Аграханском заливе). Необходимо отметить, что во время обследования в июле 2017 г. приустьевой бар уменьшился в размерах.

Эхолотная съемка показала, что глубины Терека от «Горбатого» моста (разрушенного при паводках 2005 г.) уменьшаются с 6-7 м до 1,0-2,0 м. Имеются участки с глубинами менее метра.

В сравнительно недавнее время гидрохимический состав вод Аграханского залива определялся стоком Терских и коллекторно-дренажных вод, внутриводоемными процессами и ее существовавшей постоянной связью с морем. После открытия прорези (1977 г.) в Учкосе, морские воды перестали оказывать влияние на гидрохимический режим Аграханского залива, а влияние Терских вод стало носить сезонный характер, проявляясь только в паводочный период. На фоне произошедших водохозяйственных преобразований существенно изменилась структура притоков, питающих водный объект, и определяющую роль в формировании гидрохимического режима водного объекта стали играть коллекторно-дренажные воды.

Согласно имеющимся данным [5], вода Аграханского залива по химическому составу относится к сульфатно-хлоридному типу, как правило, не имеет запаха и вкуса, мутная. Цвет воды желтовато-белесый (отстоявшаяся вода бесцветная). Прозрачность воды Аграханского залива, по Снелену, колеблется от 8,0 до 15 см, цветность в градусах – от 10 до 50°.

Исследования, проведенные осенью 2014 г. (анализы выполнены аккредитованной лабораторией ФГУ Дагводресурсы), свидетельствуют о продолжающемся ухудшении гидрохимического состояния Аграханского залива.

Если в период предыдущих обследований сероводородные зоны образовывались в заливе в летний период, то в настоящее время, даже в осенний период (октябрь 2014 г.), сероводород присутствует по всей акватории залива в количестве 0,09-0,70 мг/л, что свидетельствует об экстремально высоком загрязнении. Наличие сероводорода в водах служит показателем сильного загрязнения водоема органическими веществами, содержание которых по $БПК_5$ в заливе осенью 2014 г. составило 2,2-3,4 ПДК.

Высокие концентрации сероводорода являются следствием восстановительных процессов, протекающих при бактериальном разложении и биохимическом окислении органических веществ естественного происхождения, и веществ, поступающих в водоем со сточными водами.

Необходимо отметить повышенные концентрации железа на некоторых участках и марганца (8,0-40,0 ПДК) – по всей акватории залива. Учитывая отсутствие промышленных источников загрязнения, высокие концентрации марганца являются результатом процесса разложения водных животных и растительных организмов, особенно сине-зеленых, диатомовых водорослей и высших водных растений.

Концентрация биогенных веществ, в основном, не превышает ПДК водоемов рыбохозяйственного значения (в районе протоки 1 концентрация фосфатов составила 1,35 ПДК). Однако наблюдается тенденция роста концентрации биогенных элементов, по сравнению с ранними обследованиями.

Режим биогенных элементов рассматривают как исходный показатель потенциальной эвтрофикации. Считается, что чрезмерная эвтрофикация водоемов начинается при содержании в воде азота в концентрации 0.2-0.3 мг/л, фосфора – 0.01-0.02 мг/л. Особенно ярко выражен режим этих веществ в хорошо прогреваемых и богатых жизнью водоемах, к которым относится и Аграханский залив. Содержание биогенных элементов в воде данного водоема в настоящее время (осенний период): азота – 0,30-1,55 мг/л, фосфора – до 0,09 мг/л.

Характер произошедших в заливе морфометрических изменений, приведший к значительному сокращению площади глубоководной части водоема и наличие биогенных элементов позволяют говорить о начале процесса чрезмерной эвтрофикации водоема.

Обследование показало, что в настоящее время Аграхан находится в угнетённом состоянии. Он мелеет, подвергается эвтрофированию и зарастает водной растительностью. Если в начале XX в. его площадь составляла около 300 км^2, глубины 2-3 м, то в настоящее время на открытую водную поверхность приходится всего 62 км^2 (еще 43 км^2 – на окружающие ее плавни), средняя глубина составляет всего 1,4 м. Существенно ухудшилось гидрохимическое состояние водоема – по общей минерализации воды (доходит до 3,5-6,5 г/л), содержанию в ней биогенных и загрязняющих веществ, включая соли тяжелых металлов и нефтеуглеводороды, содержанию кислорода, загрязнению донных отложений. Содержание кислорода в воде очень низкое, приводящее к заморам и расширению сероводородных зон. Все это оказывает существенное негативное влияние на водных и околоводных обитателей водоема, планы по природоохранной деятельности, экономическому развитию этого района Дагестана.

Основная причина дерадации водоема – уменьшение приходной части водного баланса Аграхана и сброс в него неочищенных коллекторных вод. Помогают исчезновению уникального водоема и периодически случающиеся катастрофические разливы вод Терека с поступлением в водоем большого объема речных наносов.

Без реализации комплекса мероприятий, направленных на восстановление экосистемы Аграханского залива, улучшение гидрологического и гидрохимического режимов, Аграханский залив может полностью потерять свое рыбохозяйственное, рекреационное и экологическое значения. С учетом прогнозируемого для этой территории роста засушливости климата и уменьшения речного стока, дальнейшего падения уровня Каспийского моря, к середине XXI в. Аграханский залив как водоем может исчезнуть. Это в том случае, если сейчас не начать принимать активные меры по гидролого-экологическому восстановлению Аграханского залива.

До начала работ необходимо проведение комплексных научных исследований Аграханского залива Каспийского моря с исследованием причин его истощения.

Комплексные научные исследования должны включать:

- изучение морфологического состояния Аграханского залива и его изменений;

- изучение донных отложений Аграханского залива как компонента экосистемы и одного из основных факторов постепенной морфологической деградации водоема;

- изучение структуры современного водного баланса Аграханского залива как главного фактора изменений его морфометрических параметров и гидрологического режима;

- комплексную характеристику водного режима Аграханского залива как фактора, регулирующего изменения морфометрических параметров водоема, биогеохимические процессы в водоёме, накопление донных отложений и др.;

- исследование водных и околоводных экосистем, биоты Аграханского залива;

- характеристику солевого состава и качества вод Аграханского залива с подготовкой выводов по современному солевому составу, газовому режиму и качеству воды, основным источникам его химического загрязнения, их внутригодовой и межгодовой изменчивости;

- создание численной компьютерной модели гидролого-морфологических, гидробиологических и гидрохимических процессов в Аграханском заливе.

На основе указанных исследований необходимо подготовить научно-обоснованные рекомендации по экологической реабилитации залива и возможности восстановления его естественного водообмена.

Список литературы

1. Алексеевский Н.И. Гидрологический режим реки Терека и ее дельты. Каспийское море / Н.И. Алексеевский. – М.: Наука, 1933. – С.15-30.
2. Абдусамадов А.С. Изменение экосистем бассейна р.Терек: состава ихтиофауны, условий рыболовства / Биологическое разнообразие Кавказа и Юга России / А.С. Абдусамадов, А.М. Дохтукаева, Л.А. Дудуханова, Р.Х. Гайдарбеков // Мат-лы XIV международной научно практической конференции. – Махачкала, 2012. – С. 15-17.
3. Джамирзоев Г.С. Аграханский залив и дельта реки Терек (Северный Аграхан) / Г.С. Джамирзоев, С.А. Букреев // Водно-болотные угодья России. Том 6. Водно-болотные угодья Северного Кавказа. – М: Wetlanls International, 2006. – С. 250-255.
4. Джамирзоев Г.С. Северный Аграхан / Г.С. Джамирзоев, С.А. Букреев // Ключевые орнитологические территории России. Ключевые орнитологические территории международного значения в Кавказском экорегионе (Под редакцией С.А. Букреева и Г.С. Джамирзоева) – М.: Союз охраны птиц России, 2009. – С. 186-188.
5. Мирзоев М.З. Рыбохозяйственное значение Аграханского залива в современных условиях: Дисс. … канд. биол. наук. – Махачкала, 1983. – 207 с.

© Гаджиев М.К., Курбанчиев Г.С., 2018

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ РЕЧНЫХ ВОД БАССЕЙНОВ НИЖНЕГО ДОНА И ЗАПАДНОГО ПРИАЗОВЬЯ ПО СОДЕРЖАНИЮ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ

***Хорошевская В.О.*[1,2]**
[1] ФГБУ «Гидрохимический институт» Росгидромета, г. Ростов-на-Дону,
[2] Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону
E-mail: vv.z2@yandex.ru

Аннотация. Для оценки состояния речных вод в 2013 г. автором были проведены исследования особенностей состава микроэлементов в реках бассейна Нижнего Дона (рр. Дон, Северский Донец, Кундрючья) и в р. Миус бассейна Западного Приазовья. Анализ полученных данных позволил выявить группу микроэлементов, характерных для речных вод данного региона, а также сезоны с повышенным и пониженным содержанием суммы определенных микроэлементов.

Ключевые слова: микроэлементы, речные воды, бассейн, состояние, Приазовье.

EVALUATION OF THE RIVER WATER STATE OF IN THE BASINS OF THE LOWER DON AND WESTERN PRIAZOVYE BY THE MICROELEMENTS CONTENT

Khoroshevskya V.O.
Hydrochemical Institute of Rosgidromet, Rostov-on-Don,
Southern Federal University, Rostov-on-Don

Abstract. To assess the state of river waters in 2013, the author carried out research on the characteristics of the microelements composition in the rivers of the Lower Don basin (Don, Seversky Donets, Kundrjuchya) and in the Mius river basin of the Western Priazovye. The analysis of the data obtained made it possible to identify a group of microelements characteristic for river waters of the given region, as well as seasons with an increased and decreased content for the sum of certain microelements.

Keywords: microelements, river waters, basin, state, Priazovye.

Для оценки состояния речных вод в 2013 г. автором были проведены исследования особенностей состава микроэлементов в реках бассейна Нижнего Дона (рр. Дон, Северский Донец, Кундрючья) и р. Миус бассейна Западного Приазовья (табл. 1). Пробы воды отбирали в основные гидрологические фазы (весенний паводок, летняя, осенняя и зимняя межени). Для установления влияния стока р. Северский Донец на р. Дон пробы отбирали на участках, расположенных в 1 км ниже гидроузла г. Константиновск, выше впадения р. Северский Донец и ниже по течению, в районе устья [1].

Таблица 1

Географические координаты пунктов отбора проб воды в реках бассейна Нижнего Дона и р. Миус бассейна Западного Приазовья

Расположение пункта и створа отбора проб	Широта	Долгота
р. Дон, г. Константиновск, 1 км ниже гидроузла	47°56'86" с. ш.	41°09'91" в. д.
р. Дон, устье	47°07'56" с. ш.	39°30'35" в. д.
р. Северский Донец, г. Каменск-Шахтинский	48°20'05" с. ш.	40°16'30" в. д.
р. Кундрючья, ст. Верхнекундрюченская	47°45'15"с. ш.	40°53'35" в. д.
р. Миус, д. Андреево-Милентьево	47°30'12" с. ш.	38°81'13" в.д.

В нефильтрованных пробах воды определяли валовое содержание 70 элементов. Анализы выполняли в специализированной аккредитованной лаборатории ВИМС (ФГУП «Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья им. Н.М. Федоровского», г. Москва) масс-спектральным методом (МС) с индуктивно-связанной плазмой и атомно-эмиссионным (АЭ) с индуктивно-связанной плазмой по методикам НСАМ № 480-ХС [2] и ГОСТ 31870-2012 [4]. Погрешность определений соответствует нормам погрешности по ГОСТ 27384-2002 [3]. Для оценки среднегодового содержания элементов рассчитывали среднее арифметическое значение их концентраций, полученных для каждого пункта наблюдений в течение года (табл. 2).

Таблица 2

Среднегодовое валовое содержание элементов в речных водах бассейна Нижнего Дона и в р. Миус в 2013 г., мг/л

Элемент	Дон	Дон, устье	Северский Донец	Кундрючья	Миус	Концентрации взвешенных форм в речных водах по [5], мг/л	Взвешенные формы от суммарного выноса,% по 52]
Концентрации микроэлементов ниже концентраций в целом для речных вод							
Марганец	0,0625	0,0518	0,064	0,121	0,083	0,50	63,5
Железо	0,0888	0,228	0,142	0,433	0,187	23,5	–
Медь	0,0040	0,0025	0,0031	0,0046	0,0035	0,037	83,1
Цинк	0,0040	0,0048	0,0050	0,0060	0,0043	0,143	87,7
Кобальт	0,0003	0,0003	0,0004	0,001	0,0005	0,0083	97,1
Алюминий	0,0393	0,0988	0,077	0,352	0,099	38,2	99,8
Барий	0,035	0,036	0,039	0,055	0,033	0,280	91,8
Титан	0,006	0,0079	0,0074	0,0243	0,0124	184	92,8
Рубидий	0,0029	0,0025	0,0066	0,00198	0,041	0,055	98,6
Кадмий	0,00003	0,00003	0,00004	0,00003	0,00004	0,00032	59,8
Сурьма	0,00028	0,00022	0,00048	0,00069	0,00096	0,0009	50,0
Торий	0,00004	0,00004	0,00003	0,00012	0,00005	0,0046	99,6
Галлий	0,00004	0,00007	0,00006	0,00014	0,00012	0,0083	98,8
Концентрации микроэлементов выше концентрации в целом для речных вод							
Бор	0,129	0,129	0,147	0,223	0,265	0,032	64,0
Мышьяк	0,004	0,0034	0,0053	0,0050	0,0092	0,0023	53,4
Литий	0,02	0,0165	0,0303	0,140	0,145	0,0014	86,4
Стронций	1,08	0,97	1,85	3,125	2,075	0,069	46,3
Уран	0,003	0,003	0,00425	0,0121	0,0071	0,00014	32,2
Ванадий	н. обн.	0,005	0,0061	0,0133	0,095	0,001[2)]	–
Никель	0,0024	0,0024	0,0037	0,020	0,013	0,0025[2)]	–
Молибден	0,0024	0,0023	0,0038	0,0026	0,0083	0,0014[2)]	–

[1)] Средние значения четырех проб воды, отобранных в основные гидрологические фазы – весенний паводок, летнюю, осеннюю и зимнюю межень в 2013 г.;

[2)] Содержание растворенных форм по данным [6]; н.обн. – не обнаружено; «–» – данные отсутствуют.

В результате анализа полученных данных установлено, что в воде всех исследуемых рек не обнаружены: скандий, хром, рутений, родий, олово, палладий, серебро, индий, теллур, осмий, иридий, платина, золото, висмут.

В р. Дон, на участке 1 км ниже гидроузла г. Константиновск, не обнаружены: уран, бериллий, ванадий, селен, ниобий, тулий, лютеций. Ниобий не обнаружен также и в воде р. Северский Донец. Тантал отсутствовал в воде всех рек, кроме р. Кундрючья. В работе [5] приведены средние концентрации взвешенных форм 31 элемента в речных водах РФ. При сравнении с полученными результатами выяснилось, что ряд микроэлементов присутствует в воде рек изучаемых районов в концентрациях для валовых форм (растворенные и взвешенные) ниже, а концентрации других микроэлементов – выше, чем средние концентрации взвешенных форм [1].

Для оценки состояния речных вод по составу микроэлементов автором было проведено изучение суммарных концентраций микроэлементов в данных водных объектах, в результате чего были выделены реки с их наибольшими значениями. Это, во-первых, р. Кундрючья – правобережный приток р. Северский Донец (рис. 1) [1]. Водосбор реки расположен в районе со сложным геологическим рельефом, ложе реки пересекают тектонические разломы. Здесь также расположены действующие угольные шахты, что не исключает воздействие шахтных вод на формирование элементного состава воды реки. Второй по суммарному содержанию микроэлементов отмечается р. Миус (рис. 1). Истоки реки также связаны с тектоническими разломами и шахтами.

Отмечается также сезонность в распределении суммарных концентраций микроэлементов. Для рек Северский Донец, Кундрючья и Миус повышенные концентрации отмечаются в летнюю межень, а для р. Дон – в паводок. Повышение концентраций в летнюю межень объясняется увеличением доли грунтовых вод в питании рек, содержащих большое количество микроэлементов и обогащающих ими речные воды. Снижение значений суммарных концентраций микроэлементов для р.р. Северский Донец и Кундрючья отмечается в осеннюю межень, вследствие десорбции микроэлементов донными отложениями, в связи с изменением их физико-химических параметров по окончании жизненного цикла фитопланктона и начала деструкции его биомассы [1].

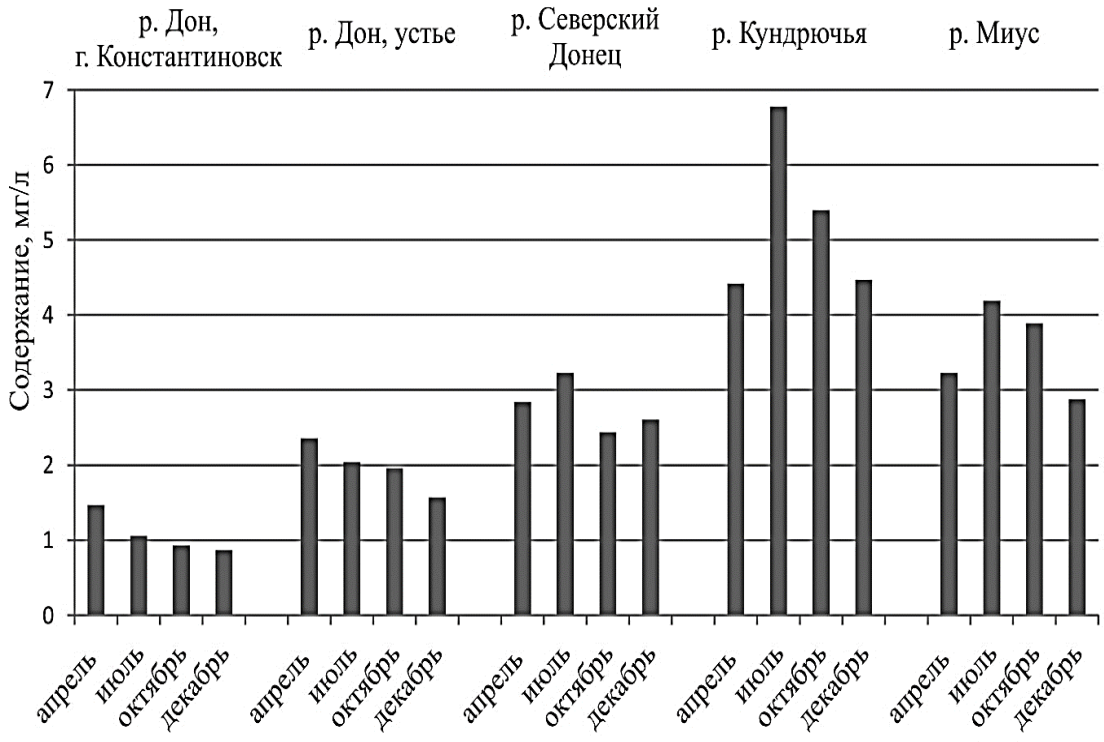


Рис. 1. Гистограммы распределения суммы микроэлементов по сезонам в реках бассейна Нижнего Дон и в р. Миус

Аналогичные исследования были проведены на реках бассейна Средней Оби в 1990-1994 гг. [7]. В табл. 3 представлена сравнительная характеристика имеющегося для сравнения микроэлементного состава речных вод бассейнов Средней Оби, Нижнего Дона и р. Миус.

В р.р. Кундрьючья и Миус, как в сравнении с концентрациями, в целом для речных вод (табл. 2), так и в сравнении с реками бассейна Средней Оби содержится больше урана, стронция, никеля, лития. Река Кундрьючья отличается как повышенной суммарной концентрацией микроэлементов (рис. 2), так и отдельными концентрациями редкоземельных элементов, таких как лантан, церий, европий, теберий, иттербий. Именно эта река больше всего испытывает влияние угленосных и угледобывающих территорий Восточного Донбасса [1].

Исследование особенностей микроэлементного состава вод является основой для определения степени загрязнения рек региона различными микроэлементами (включая тяжелые металлы, для которых существуют рыбохозяйственные ПДК) и установления источников их поступления.

Таблица 3

Среднегодовое валовое содержание элементов в речных водах бассейна Средней Оби, Нижнего Дона и р. Миус, мг/л

Элемент	Водные объекты							
	р. Обь (в среднем течении), [7]	Притоки р. Обь, [7]	р. Томь, [7]	р. Дон	р. Дон (устье)	р. Северский Донец	р. Кундрючья	р. Миус
Концентрации микроэлементов в водах бассейнов рек Нижнего Дона и Западного Приазовья выше концентраций в водах бассейна Средней Оби								
Стронций	0,186	0,137	0,2	1,08	0,97	1,85	3,125	2,075
Никель	**0,001**	0,0012	0,0011	0,0024	0,0024	0,0037	0,02	0,013
Медь	0,0023	0,0017	0,0019	0,004	0,0025	0,00313	0,0046	0,0035
Литий	0,007	0,0088	0,0092	0,01973	0,0165	0,03025	0,14	0,145
Рубидий	0,00248	0,00089	0,00063	0,0029	0,00252	0,0066	0,00198	0,041
Концентрации микроэлементов в водах бассейнов рек Нижнего Дона и Западного Приазовья ниже концентраций в водах бассейна Средней Оби								
Цинк	0,0302	0,0279	0,098	0,0037	0,0048	0,005	0,006	0,0043
Кадмий	0,0002	0,0002	0,000,5	0,00003	0,00003	0,00004	0,00003	0,00004
Гафний	0,0002	0,0002	0,0002	0,00003	0,00001	0,00001	0,00003	0,00002
Таллий	0,0013	0,0036	0,0015	-	-	0,00001	0,00002	0,00011
Хром	0,0028	0,0026	0,0021	-	-	-	-	-
Скандий	0,00025	0,00014	0,00025	-	-	-	-	-
Лютеций	0,00014	0,00007	0,00013	-	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001
Самарий	0,00018	0,00014	0,00017	0,00003	0,00007	0,00007	0,00021	0,00005
Концентрации элементов в водах бассейнов рек Нижнего Дона и Западного Приазовья сопоставимые с концентрациями в водах бассейна Средней Оби								
Марганец	0,0189	0,0431	0,0085	0,0625	0,0518	0,064	0,121	0,083
Железо	0,22	0,79	0,15	0,0888	0,228	0,142	0,433	0,187
Барий	0,0472	0,0343	0,0366	0,035	0,036	0,039	0,055	0,033
Свинец	0,008	0,0011	0,0018	0,0029	0,0025	0,0066	0,00198	0,041
Кобальт	0,0006	0,0005	0,0003	0,0003	0,0003	0,0004	0,001	0,0005
Сурьма	0,0004	0,0009	0,0004	0,00028	0,00022	0,00048	0,00069	0,00096
Цезий	0,00013	0,00004	0,00012	0,00004	0,00002	0,0001	0,00006	0,00058
Лантан	0,00047	0,00035	0,00049	0,00018	0,00031	0,00045	**0,0008**	0,00023
Церий	0,00092	0,00068	0,00097	0,00029	0,00076	0,00036	**0,0019**	0,00053
Европий	0,00002	0,00001	0,00001	0,00001	0,00002	0,00002	**0,00005**	0,00002
Тербий	0,00003	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001	0,00002	**0,00004**	0,00001
Иттербий	0,00003	0,00002	0,00002	0,00001	0,00003	0,00002	**0,00006**	0,00002

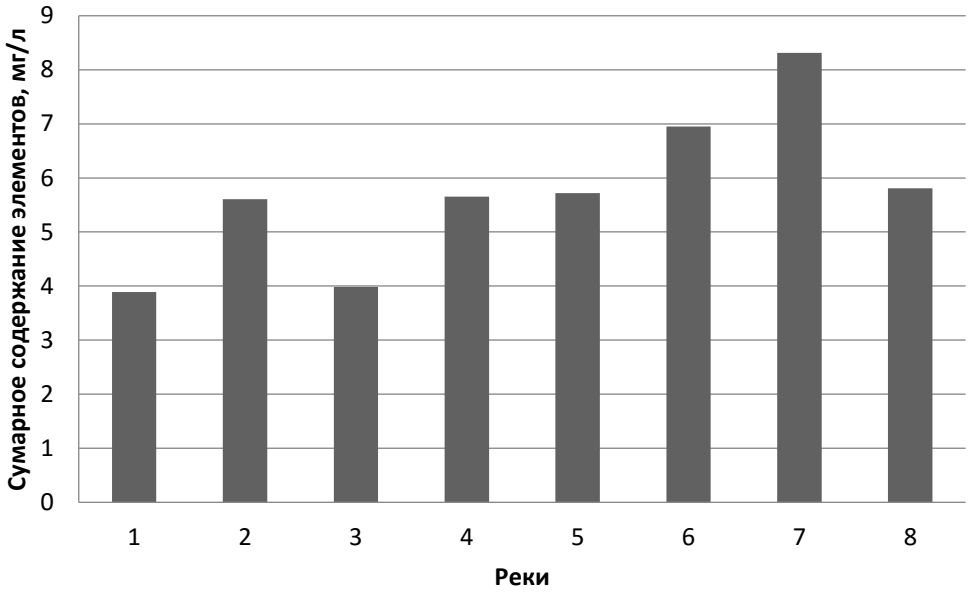


Рис. 2. Гистограммы распределения суммы элементов в реках бассейна Средней Оби, бассейна Нижнего Дон и в р. Миус
1 – р. Обь (в среднем течении), 2 – Притоки р. Обь (рр. Тым, Кеть, Чулым, Васюган, Парабель, Чая); 3 – р. Томь; 4 – р. Дон (ниже г. Канстонтиновск, выше впадения р. Северский Донец); 5 – р. Дон (устье); 6 – р. Северский Донец; 7 – р. Кундрьючья; 8 – р. Миус

Установлено, что источники поступления этих металлов в поверхностные воды исследуемых рек региона связаны с угленосной и угледобывающей территориями Восточного Донбасса. Известно также, что в примесях углей этого региона присутствует достаточно большое количество различных элементов. С большой долей уверенности можно говорить, что микроэлементы, присутствующие в воде рек, имеют природный генезис [1]. Это важно, поскольку, в соответствии с Водной стратегией Российской Федерации до 2020 г., одним из приоритетных направлений совершенствования государственного управления в водной сфере является разработка нормативов допустимого воздействия на водные объекты, с учетом региональных особенностей формирования состава поверхностных вод [8].

Список литературы

1. Хорошевская В.О. Эколого-геохимическая характеристика элементного состава речных вод бассейнов Нижнего Дона и Западного Приазовья / В.О. Хорошевская // Материалы Международной научно-практической конференции [Электронный ресурс]. Иркутский государственный университет, Географический факультет, 2017. – С.46-51
2. Методика «ICP-MS определение элементного состава природных и питьевых вод со степенью минерализации до 2000 мг/л» НСАМ №480-х. ФГУП «ВИМС».

3. ГОСТ31870-2012. Вода питьевая. Определение содержания элементов методами атомной спектрометрии. – Госстандарт. – 2013. – 19 с.
4. ГОСТ 27384-2002. Вода. Нормы погрешности измерений показателей состава и свойств (с Изменением N 1). – Госстандарт. – 2004. – 7 с.
5. Гордеев В.В. Речной сток в океан и черты его геохимии / В.В. Гордеев. – М.: «Наука», 1983. – 160 с.
6. Геохимическое землеведение: Учеб. пособие для вузов по спец. «География» / Под ред. В. В. Добровольский. – М.: Владос, 2008. – 206 с.
7. Савичев О. Г. Исследование эколого-геохимического состояния речных вод бассейна Средней Оби: автореф. дисс …. канд. геогр. наук / Савичев О. Г. – Томск: Политехн. ин-т, 1996. – 24 с.
8. Об утверждении Водной стратегии РФ на период до 2020 года / Распоряжение Правительства РФ от 27 августа 2009 г. № 1235-р.

© Хорошевская В.О., 2018

МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ СЕВЕРСКИЙ ДОНЕЦ НИТРИТАМИ И НИТРАТАМИ

Усова Е.В.[1], Воробьев Е.В.[1,2]

[1] Российский информационно-аналитический и научно-исследовательский водохозяйственный центр, г. Ростов-на-Дону;

[2] Институт нанотехнологий, электроники и приборостроения, Южный федеральный университет, г. Таганрог

E-mail: chimanalit@inbox.ru

Аннотация. Рассмотрена динамика среднемесячных показателей содержания нитрит - и и нитрат -ионов в реке Северский Донец за 2007-2016 гг. по трем точкам: исток реки, граница России и Украины (Белгородская область), граница Украины и России (Ростовская область). Проведен анализ возможных причин динамики концентраций данных загрязнителей.

Ключевые слова: нитраты, нитриты, загрязнение рек, трансграничная река, среднемесячная концентрация.

MONITORING OF NITRITE AND NITRATE IONS POLLUTION OF THE SEVERSKY DONETS RIVER

Usova E.V.[1], Vorobev E.V.[1,2]

[1] Russian Information Analytical and Research Water Economy Center, Rostov-on-Don;

[2]Institute of Nanotechnologies, Electronics and Equipment Engineering, Southern federal university, Taganrog

Abstract: Dynamics of average monthly indicators of contents nitrite - and and nitrate ions in the river the Seversky Donets for 2007-2016 on three points is considered: river source, border of Russia and Ukraine (Belgorod region), border of Ukraine and Russia (Rostov region). The analysis of the possible reasons of dynamics of concentration of these pollutants is carried out.

Keywords: nitrate, nitrite, pollution of the rivers, cross-border river, average monthly concentration.

С каждым годом все больше внимания уделяется проблемам, связанным с загрязнением окружающей среды. Водоемы Юга России находятся в особых климатических и географических условиях и подвергаются значительным антропогенным нагрузкам в связи с высокой концентрацией населения, воздействием промышленности и сельского хозяйства. Развитие сельского хозяйства и промышленности, рост городского населения обусловливают повышение загрязнения водных объектов органическими, синтетическими и минеральными веществами [1].

Река Северский Донец – самая крупная река восточной Украины и наиболее крупный правый приток Дона. Общая протяжённость реки составляет 1053 км, площадь бассейна 98 900 км².

В бассейне Северского Донца свыше 3000 рек, из которых 425 имеют длину более 10 км и 11 рек – более 100 км. Свыше тысячи из них впадают непосредственно в Северский Донец. Питание Северского Донца, преимущественно, снеговое – 65% стока, родниковое 33%, поэтому расход воды в течение года неравномерен [2].

Являясь одной из крупнейших рек Юга России, Северский Донец очень интенсивно используется в хозяйстве. Ежегодно используется более 2 км³ воды Северского Донца, из которых половина возвращается в виде загрязненных сбросов. Таким образом, 20 % стока Северского Донца безвозвратно расходуется, а еще 20 % сильно загрязняется [3].

Из основных факторов загрязнения бассейна р. Северский Донец нитратами и нитритами можно выделить:

- загрязнение рек стоками с полей, содержащими минеральные удобрения;

-загрязнение вод отходами человеческой жизнедеятельности – сброс неочищенных или недостаточно очищенных сточных вод и т. п.

Цель данной работы – оценка загрязнения р. Северский Донец нитритами и нитратами, а также анализ изменения концентраций загрязняющих веществ по мере прохождения реки по территориям Белгородской (Россия), Харьковской и Луганской (Украина) и Ростовской (Россия) областей, опираясь на данные исследований за десятилетний период наблюдений, проведенных отделом исследования качества вод и аналитической деятельности ФГБУ РосИНИВХЦ.

Сравнение концентраций нитритов в створах р. Северский Донец

Нитриты представляют собой промежуточную ступень в цепи бактериальных процессов окисления аммония до нитратов (в аэробных условиях) и, напротив, восстановления нитратов до азота и аммиака (при недостатке кислорода). Повышенное содержание нитритов указывает на усиление процессов разложения органических веществ в условиях более медленного окисления

NO_2^- в NO_3^-, что используется как важный санитарный показатель. В большинстве водоемов сезонные колебания нитритов характеризуются их уменьшением зимой и возрастанием весной при разложении неживого органического вещества. Наибольшая концентрация нитритов чаще всего наблюдается в теплое время года, их присутствие связано с активностью фитопланктона (установлена способность диатомовых и зеленых водорослей восстанавливать нитраты до нитритов). Осенью содержание нитритов в большинстве водоемов уменьшается [4, 5]. Такая закономерность изменения содержания нитритов наблюдается во входном створе Белгородского водохранилища (исток) и на границе Белгородской и Харьковской (Украина) областей (с. Новая Таволжанка): максимальные средние значения нитритов отмечаются с мая по июль (1,2 ПДК – 1,7 ПДК и 2,2 ПДК – 2,6 ПДК соответственно). Затем наблюдается снижение концентраций, и минимальные значения отмечаются с ноября по февраль (0,6 ПДК- 1,1 ПДК и 1,1 ПДК – 1,4 ПДК соответственно).

Обратная картина наблюдается в створе на границе Луганской (Украина) и Ростовской областей (г. Донецк). В данном случае негативное антропогенное влияние на участке реки между Белгородской и Ростовской областями создают условия повышенных концентраций нитритов в зимний период. В то же время в летние месяцы концентрации нитрит – ионов уменьшаются в 2-3 раза, по сравнению со створом на границе Белгородской области и Украины. Максимальные средние значения нитритов отмечаются с ноября по февраль (1,6 ПДК – 2,3 ПДК (max. в декабре 2011, 2012 гг. – 3,0-3,4 ПДК)). Уменьшения содержания нитритов в воде наблюдаются в летний период – с 0,9 ПДК до 1,3 ПДК.

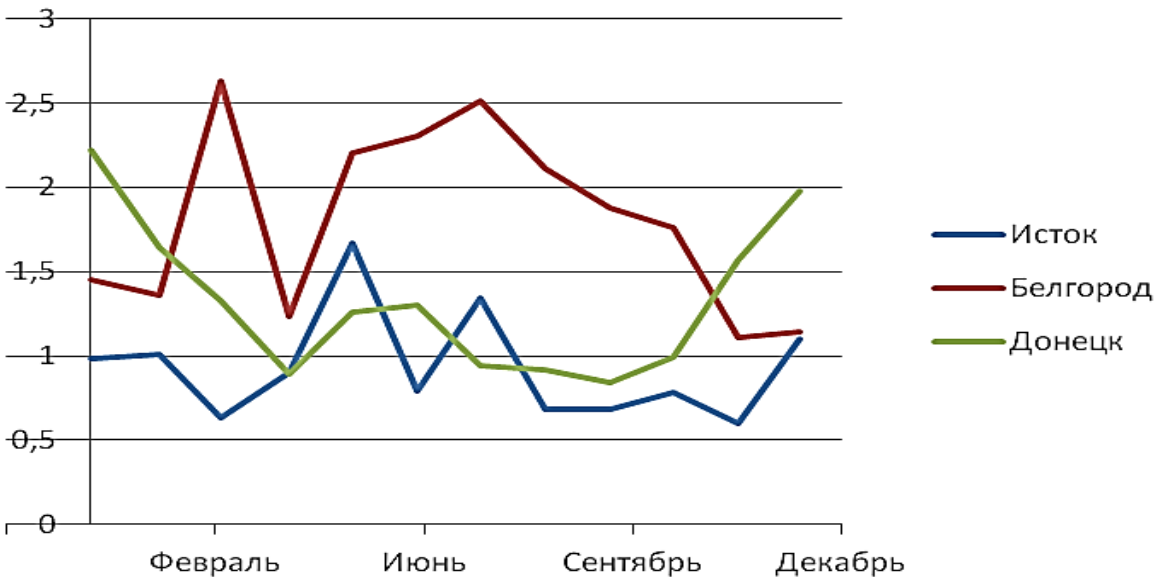


Рис. 1. Среднемесячные показатели содержания нитритов (в долях ПДК) в реке Северский Донец за 2007-2016 гг.

Во входном створе Белгородского водохранилища в большей части рассматриваемого временного промежутка концентрация нитритов редко превышает 1,0 ПДК, однако в весенние месяцы (март-май) наблюдаются разовые превышения вплоть до 2,0 ПДК. В створе с. Таволжанка концентрация нитритов варьировалась от 1,0 ПДК до 2,5 ПДК вплоть до 2010 гг. В период с 2010 по 2016 гг. содержание нитритов в воде Северского Донца значительно возросло и в большую часть периода колебалось от 2,0 до 4,0 ПДК с понижением в феврале – мае до 1,0-1,5 ПДК. В июле 2016 г. наблюдался максимум концентрации нитритов, соответствующий 4,88 ПДК.

В створе г. Донецк колебания нитритов в течение рассматриваемого периода варьируются от 1,0 до 2,0 ПДК, в среднем. Однако в течение 2011, 2012 и 2015 гг. концентрация значительно возрастала и варьировалась от 2,0 до 3,5 ПДК.

Сравнение концентраций нитратов в створах р. Северский Донец

Присутствие нитратных ионов в природных водах связано:

- с природными процессами нитрификации аммония в присутствии кислорода под действием нитрифицирующих бактерий;

- с атмосферными осадками, которые поглощают образующиеся при атмосферных электрических разрядах оксиды азота;

- с промышленными и хозяйственно-бытовыми сточными водами, особенно после биологической очистки;

- со стоком с сельскохозяйственных угодий и со сбросными водами с орошаемых полей, на которых применяются азотные удобрения.

Главным процессом, приводящим к понижению концентрации нитратов, является их потребление фитопланктоном и денитрофицирующими бактериями.

В поверхностных водах нитраты находятся в растворенной форме. Концентрация нитратов в поверхностных водах подвержена заметным сезонным колебаниям: минимальная в вегетационный период, она увеличивается осенью и достигает максимума зимой, когда потребление азота минимально, но происходит разложение органических веществ и переход азота из органических форм в минеральные. Амплитуда сезонных колебаний может служить одним из показателей эвтрофирования водного объекта.

Анализируя данные, полученные по трем точкам отбора, можно отметить следующее: в Северском Донце превышения ПДК нитратов не наблюдались и колеблются в интервале от 0 до 0,4 значений ПДК. Максимальные значения концентраций нитратов во входном створе Белгородского водохранилища наблюдаются в зимние месяцы 2008, 2012 и 2016 гг. и достигали значений 0,25 ПДК. В створе с. Таволжанка однократно наблюдалось повышение концентра-

ции до 0,67 значений ПДК в апреле 2014 г. Тенденция к возрастанию концентраций в зимние месяцы наблюдается и в данном створе. В створе г. Донецк ситуация несколько меняется: низкие концентрации (0,03-0,07 ПДК) можно наблюдать в летние месяцы, однако резкое повышение содержания нитратов (до 0,2-0,3 ПДК и выше начинается уже с сентября-октября и продолжается вплоть до апреля-мая).

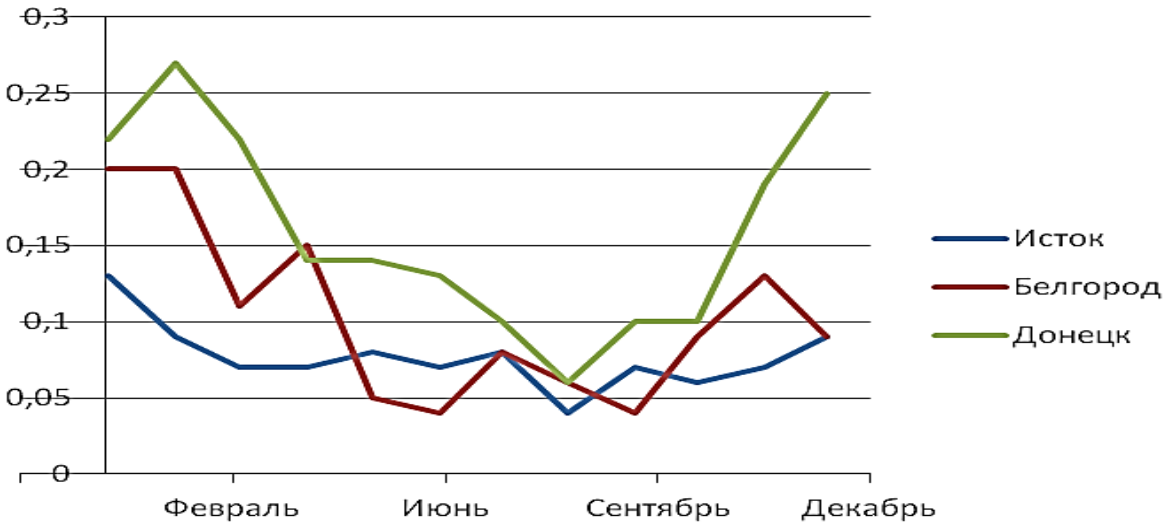


Рис. 2. Среднемесячные показатели содержания нитратов (в долях ПДК) в реке Северский Донец за 2007-2016 гг.

В целом, концентрации нитратов во всех трех створах сопоставимы и незначительно увеличиваются вниз по течению.

При рассмотрении факторов, влияющих на содержание нитрит – и нитрат – ионов в реке Северский Донец удалось выявить следующие закономерности:

- содержание нитритов в воде Северского Донца повышается в створе с. Таволжанка, по сравнению с истоком, за счет антропогенного фактора – сброса сточных вод;

- содержание нитратов в Северском Донце, в целом, находится в пределах ПДК. Концентрация нитратов в реке подвержена сезонным колебаниям: увеличивается осенью и достигает максимума зимой, что соответствует природным механизмам. Однако наблюдается тенденция повышения содержания нитратов от истока и далее по течению, что говорит о возможном влиянии деятельности человека.

Список литературы

1. Никаноров А.М. Качество воды в водных объектах Юга России со стабильно высоким уровнем химического загрязнения / А.М. Никаноров, Т.А. Хоружая // География и природные ресурсы. – 2012. – № 2. – С. 40-45.

2. Программа работ по ведению государственного мониторинга поверхностных водных объектов и государственного мониторинга водохозяйственных систем и сооружений на территории Ростовской области на 2008-2010 гг.
3. Вишневський В.І. Гідрологічні характеристики річок. України / В.І. Вишневський, О.О. Косовець. – К.: Ніка-Центр. – 2003. – 324 с.
4. Охрана озера Байкал. Сибирский филиал ФГУНПП "Росгеолфонд" http://www.geol.irk.ru/baikal/baikal/water/anno/pokaz.htm (дата обращения: 05.06.2017).
5. Анализ воды: химические загрязнения http://www.aquatoris.ru/voda/problems/himzagrvod/ (дата обращения: 05.06.2017).

© Усова Е.В., Воробьев Е.В., 2018

ЭКОСИСТЕМНЫЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ (НА ПРИМЕРЕ МАЛЫХ РЕК ЮГА РОССИИ)

Решетняк О.С.
Институт наук о Земле Южного федерального университета, г. Ростов-на-Дону;
Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону
E-mail: olgare1@mail.ru

Аннотация. С позиции экосистемного подхода представлена оценка состояния водных экосистем малых рек Юга России. Проведена оценка уровня загрязненности воды и донных отложений по отношению к фоновым характеристикам. Результаты оценки уровня загрязнения донных отложений и воды рек показали, что речные экосистемы имеют «слабый» или «средний» уровень загрязнения донных отложений и более неоднородный уровень загрязнения вод от «слабого» до «очень сильного». Сопоставление результатов токсикологических и геохимических оценок показало их совпадение для большинства участков рек в бассейнах Северского Донца и Тузлова.

Ключевые слова: экосистемный подход, состояние водных объектов, качество воды, донные отложения, малые реки

ECOSYSTEM APPROACH TO ESTIMATION OF THE WATER BODIES STATE (SMALL RIVERS OF THE SOUTH RUSSIA AS AN EXAMPLE)

Reshetnyak O.S.
Institute of Earth Sciences Southern Federal University, Rostov-on-Don;
Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don

Abstract. An assessment of the water ecosystem state of small rivers in the South of Russia is presented from the position of the ecosystem approach. The pollution level of the water and bottom sediments relative to the background was estimated. The assessing results of the pollution level for bottom sediments and river water showed that river ecosystems had a "weak" or "medium" pollution level of bottom sediments and a more heterogeneous water pollution level from "weak" to "very strong ". A comparison of the results of toxicological and geochemical assessments showed their coincidence for the majority of river areas in the basins of the Seversky Donets and Tuzlov.

Keywords: ecosystem approach, water ecosystem state, water quality, bottom sediments, small rivers.

В современных условиях антропогенного воздействия на окружающую среду усиливается и воздействие на водные объекты, особенно на малые реки, являющиеся наиболее уязвимыми компонентами речных экосистем. Отмечается рост антропогенной нагрузки на водные объекты от точечных и диффузных источников загрязнения, что обусловлено увеличением численности населения и усилением процесса урбанизации, а также широким использованием в промышленности и бытовой сфере «мокрых» технологий, значительно загрязняющих поверхностные воды [1].

Речной бассейн как единая геосистема испытывает определенную внешнюю нагрузку, которая различается на разных участках, что обусловлено региональными особенностями и степенью освоенности водосборной территории, спецификой антропогенного воздействия и самоочищающей способностью водных экосистем. Адаптационная способность речного бассейна не бесконечна, но достаточно велика. Если воздействие превышает возможность экосистемы к самовосстановлению, то происходит ее изменение и переход в новое состояние [2].

Для оценки состояния водных объектов одной водосборной территории в пределах одной природной зоны в качестве методологической основы целесообразно использовать бассейновый подход, рассматривающий речной бассейн как естественную природную экологически сформированную систему, имеющую естественные природные границы, включающую в себя совокупность зависимостей биотических и абиотических факторов, определяющих ее замкнутость и влияющих на процессы ее развития.

Поскольку качество воды и состояние водных объектов описываются комплексом показателей, характеризующих как биотическую, так и абиотическую составляющие экосистемы, необходимо использовать и экосистемный подход при оценке состояния водных экосистем (как совокупности биоты, водной среды, донных отложений). Многообразие параметров, описывающих состояние экосистемы, и их качественная и количественная изменчивость обусловливают разнообразие эмпирических методов оценки и показателей качества воды. Такое многообразие методов, подходов и критериев оценки трудно использовать в практической водоохранной деятельности, поэтому актуальной является задача на основе экосистемного подхода определить показатели, интегрально характеризующие состояние водного объекта.

Основным инструментом оценки состояния водных объектов и качества воды являются предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ (ЗВ). В общем смысле, если содержание того или иного вещества превышает ПДК, то качество водной среды считается неудовлетворительным и

необходимо принимать меры по снижению уровня загрязнения водного объекта. Несмотря на многочисленную критику ПДК [3-6], данный норматив используется повсеместно в системе экологического нормирования химического загрязнения водных экосистем, оценке качества воды и состояния водных объектов.

Использование системы ПДК не позволяет оценить реальное состояние водных объектов, учесть влияние на экосистему аномально высоких концентраций ЗВ и длительности их воздействия. Не учитываются также эффекты влияния на биоту отдельных ЗВ, проявление токсичных свойств которых зависит от конкретной гидрохимической обстановки в водном объекте [4]. Это происходит потому, что нормативы ПДК химических веществ разработаны без учета их регионального фонового содержания в поверхностных водах, наличия территорий с повышенным или пониженным содержанием отдельных элементов (геохимические аномалии) и т.п. Поэтому использование единых ПДК при проведении различных прогнозных оценок качества воды и состояния водных объектов не всегда корректно в силу завышения или занижения результатов оценки [3, 6, 7].

Для устранения этого несоответствия нами предлагается использовать региональный фон и комплексный подход к оценке качества речных вод, основанный на использовании таких критериев оценки как уровень загрязнения воды, донных отложений (по суммарному показателю загрязнения Zc относительно фона) и уровень токсичности воды.

Объекты исследования. Это малые реки степной зоны Юга России, относящиеся к водосборным бассейнам двух крупных рек Ростовской области – Северскому Донцу (рр. Калитва, Кундрючья, Быстрая, Лихая, Большая Гнилуша, Большая и Малая Каменки) и Тузлову (рр. Большой и Малый Несветай, Аюта, Грушевка, Кадамовка и Атюхта). Как известно, бассейны этих рек расположены на территории Восточного Донбасса и подвергаются воздействию объектов угледобывающей промышленности. Разработка угольных месторождений, длительная добыча угля и последующее закрытие шахт «мокрым способом» привели к формированию серьезных гидроэкологических проблем в регионе, связанных с воздействием техногенных шахтных вод (агрессивных, высокоминерализованных и обогащенных тяжелыми металлами) на поверхностные воды [8].

Речные экосистем этих двух бассейнов испытывают разный уровень антропогенного воздействия, связанный, в первую очередь, с сельским хозяйством и развитием угледобывающей промышленности. При этом по уровню техногенной, демографической, сельскохозяйственной и транспортной нагрузок на водные объекты бассейн Тузлова превосходит бассейн Северского Донца [8, 9].

В настоящем исследовании особое внимание уделено именно малым рекам региона, так как именно они составляют и формируют более крупные водотоки, имеют более низкую самоочищающую способность и являются чувствительным индикатором антропогенного воздействия и экологического состояния водосборных территорий.

Результаты и обсуждение

Как уже отмечалось ранее [8, 10], речные воды Восточного Донбасса отличаются высокой минерализацией (от 1,0 г/дм^3 до 6,8 г/дм^3), обусловленной очень высокими концентрациями сульфатов и ионов натрия. Повышение минерализации воды и изменение химического состава прослеживается, в первую очередь, на трех участках рек в бассейнах Северского Донца и Тузлова, которые находятся в зоне непосредственного техногенного влияния объектов угледобычи. Из числа макрокомпонентов достаточно стабильная загрязненность речных вод наблюдается по сульфатам и ионам натрия, из числа микроэлементов – по марганцу, алюминию, стронцию и меди [11]. Именно эти элементы представляют наибольшую опасность для биоты и населения, использующего природные воды для хозяйственных нужд, поскольку загрязнение ими носит устойчивый характер, уровень загрязнения – высокий, а иногда и экстремально высокий. Наиболее часто высокий уровень загрязнения воды малых рек марганцем, алюминием и стронцием фиксировался в бассейне Тузлова [8, 11].

Если же рассматривать гидроэкологическую ситуацию по бассейнам в целом, можно отметить более высокую комплексность и уровень загрязнения воды рек в бассейне Тузлова, где качество воды большинства рек оценивается как «экстремально грязная» (5-й класс качества) [8].

Важнейшим этапом в изучении качества речных вод с учетом региональных особенностей является установление для них фоновых значений гидрохимических показателей. Решение этой задачи часто сопряжено с определенными трудностями, в первую очередь, – с выбором водных объектов для характеристики фона. Последние должны располагаться за пределами влияния источников загрязнения и формировать химический состав воды в аналогичных природных условиях, что и исследуемые реки. В соответствии с этими критериями, пробы воды в бассейнах Тузлова и Северского Донца для оценки фоновых характеристик отбирались либо в верховьях малых рек, либо на их притоках, но в любом случае, выше зоны возможного влияния антропогенных источников (в первую очередь, объектов угольной промышленности). Фоновые концентрации макро- и микрокомпонентов для воды и донных отложений (ДО) в бассейнах рек Северский Донец и Тузлов представлены в работе [8].

Результаты оценки уровня загрязнения ДО металлами по суммарному показателю загрязнения (Zc) показали, что речные экосистемы имеют «слабый» или «средний» уровень загрязнения (табл. 1).

Таблица 1

Группировка рек в бассейнах Северского Донца и Тузлова по уровню загрязненности донных отложений

Значения Zc	Участки рек	Уровень загрязнения
Бассейн Северского Донца		
До 10	«Фоновые участки» рек Быстрая и Калитва. Участки рек Малая и Большая Каменка, Лихая и Кундрючья.	слабый
14,63	Участки реки Большая Гнилуша.	средний
Бассейн Тузлова		
До 10	Участки рек Большой и Малый Несветай	слабый
10-20	Участки рек Грушевка, Атюхта, Аюта и Кадамовка.	средний

Аналогичная оценка уровня загрязнения речных вод по отношению к фону по суммарному показателю загрязнения (Zc) воды с использованием таких же градаций уровня загрязненности показала значительную изменчивость уровня загрязнения поверхностных вод по сравнению с ДО – от «слабого» до «очень сильного». Результаты расчета Zc воды позволили сгруппировать исследуемые реки в бассейнах Северского Донца и Тузлова в три группы по каждому бассейну. Результаты группировки речных участков представлены в табл. 2.

Таблица 2

Группировка рек в бассейнах Северского Донца и Тузлова по уровню загрязненности вод

Значения Zc	Участки рек	Уровень загрязнения воды
Бассейн Северского Донца		
До 10	«Фоновые участки» рек Быстрая и Калитва. Участки рек Малая Каменка	слабый
10-20	Участки рек Большая Каменка, Лихая	средний
Более 20	Участки рек Большая Гнилуша и Кундрючья	средний или сильный
Бассейн Тузлова		
До 30	«Фоновый участок» реки Большой Несветай. Участки рек Грушевка, Кадамовка	слабый или средний
30-50	Участки рек Аюта, Кадамовка и Малый Несветай	сильный
Более 50	Участки рек Кадамовка и Атюхта	очень сильный

Ранее проведенное сопоставление результатов токсикологических и геохимических оценок уровня загрязнения ДО и воды рек в целом [8] показало, что характеристика токсичности речных вод, по данным биотестирования, в целом совпадает с изменчивостью уровня загрязненности воды и ДО, определенной по химическим данным.

Соответствие уровней токсичности и загрязненности вод выявлено в 84% и 95% створов в бассейнах Тузлова и Северского Донца, соответственно. В ДО рек бассейна р. Тузлов, где отмечен средний уровень загрязнения пелитовой фракции, токсическое действие выявлено в бóльшем количестве участков рек (83%), чем в бассейне р. Северский Донец (57%). Совпадение оценок токсичности и уровня загрязнения нативных донных отложений в бассейне Северского Донца составило 43%, в то время как в реках бассейна Тузлова отмечено практически полное совпадение оценок – 91%, свидетельствующих о более неблагополучном состоянии этого бассейна. Несоответствие оценок для отдельных участков рек можно объяснить различной биодоступностью для гидробионтов тяжелых металлов, находящихся в виде органоминеральных комплексов, и изменчивостью экологических факторов окружающей среды, в том числе от абиотических (температура, pH-среды, солнечная активность, интенсивность атмосферных осадков и т.д.) и биотических (например, «цветение» сине-зеленых микроводорослей) [8].

Заключение

На примере малых рек степной зоны Юга России, с позиции экосистемного подхода, представлена оценка состояния водных экосистем в бассейнах рек Северский Донец и Тузлов. Речные экосистем этих двух бассейнов испытывают разный уровень антропогенного воздействия, что обуславливает различные условия формирования качества воды и состояния речных экосистем в пределах водосборных территорий.

С использованием суммарного комплексного показателя (Zc) на единой методологической основе проведена оценка уровня загрязненности воды и донных отложений малых рек по отношению к фоновым характеристикам. Результаты оценки уровня загрязнения донных отложений и воды рек показали, что речные экосистемы имеют «слабый» или «средний» уровень загрязнения ДО и более неоднородный уровень загрязнения вод от «слабого» или «среднего» (это большинство участков рек в бассейне Северского Донца и реки Большой Несветай, Грушевка, Кадамовка в бассейне Тузлова) до «очень сильного» (участки рек Кадамовка и Атюхта в бассейне Тузлова). Сопоставление результатов токсикологических и геохимических оценок показало их совпадение для большинства участков исследуемых рек.

Таким образом, полученные результаты исследования показали необходимость использования комплексного экосистемного подхода при оценке состояния водных объектов, рассматривая как отдельные речные экосистемы, так и бассейны рек в целом. При этом важно сопоставлять состояние всех основных компонентов водной экосистемы – воды, донных отложений и биоты. Полученные результаты могут быть в дальнейшем использованы при разработке экологически обоснованных водоохранных мероприятий и предложений по восстановлению малых рек вододефицитных территорий Юга России.

Список литературы

1. Котляков В.М. Природа России испытывает двойную нагрузку / В.М. Котляков // Вестник РАН. 1992. – Вып. 8. – С. 65-75.
2. Решетняк О.С. Антропогенная нагрузка на водные экосистемы реки Колымы / О.С. Решетняк // География и природные ресурсы. – 2015. – № 2. – С. 47-52.
3. Булгаков Н.Г. Прогноз состояния экосистем и нормирование факторов среды в водных объектах Нижнего Дона / Н.Г. Булгаков, А.П. Левич, В.Н. Максимов // Изв. РАН. Сер. биол. 1995. – № 2. – С. 218-255.
4. Никаноров А.М. Научные основы мониторинга качества вод / А.М. Никаноров. – СПб.: Гидрометеоиздат, 2005. – 576 с.
5. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
6. Семенченко В.П. Экологическое качество поверхностных вод. – 2-е изд. исправл / В.П. Семенченко, В.И. Разлуцкий. – Минск: Белорусская наука, 2017. – 330 с.
7. Булгаков Н.Г. Региональный экологический контроль на основе биотических и абиотических данных мониторинга / Н.Г. Булгаков, А.П. Левич, В.Н. Максимов // Экологический мониторинг. Ч.5 / Учеб. пособ. под ред. проф. Д.Б. Гелашвили. Нижний Новгород. Изд-во ННГУ, 1998. – С. 93-259.
8. Закруткин В.Е. Поверхностные и подземные воды в пределах техногенно нарушенных геосистем Восточного Донбасса: формирование химического состава и оценка качества / В.Е.Закруткин, Г.Ю. Скляренко, Е.Н. Бакаева, О.С. Решетняк, Е.В. Гибков, Н.Е. Фоменко. – Ростов-на-Дону: Издательство ЮФУ, 2016. – 170 с.
9. Экологический атлас Ростовской области. Под ред. В.Е. Закруткина и др. – Ростов-на-Дону: изд-во СКНЦ ВШ, 2000. – 120 с.
10. Закруткин В.Е. Современный химический состав и тенденции пространственно-временной изменчивости качества речных вод Восточного Донбасса / В.Е. Закруткин, О.С. Решетняк, Г.Г. Бабаян, Е.В. Гибков, Г.А. Саакян, В.Н. Решетняк // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки, 2017. – № 2. – С. 101-109.
11. Решетняк О.С. Микроэлементы в речных водах Восточного Донбасса / О.С. Решетняк, В.Е. Закруткин, Е.В. Гибков // Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий. Сборник трудов научной конференции с международным участием, Ростов-на-Дону, 21-23 октября 2015 г. – Ростов-на-Дону: Издательство ЮФУ, 2015. – С. 283-295.

© Решетняк О.С., 2018

ЭФФЕКТИВНОСТЬ ВОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ОГРАНИЧЕНИЮ ДИФФУЗНОГО СТОКА ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В БАССЕЙНЕ РЕКИ ВОЛГА

Демин А.П.
Институт водных проблем Российской академии наук г. Москва
E-mail: deminap@mail.ru

Аннотация. Показаны водоохранные мероприятия, снижающие вынос загрязнений с водосборной площади в речную сеть. Предложен комплекс природно-хозяйственных показателей, позволяющих с достаточной степенью надежности судить о направленности процессов, влияющих на изменение объема загрязняющих веществ от неточечных источников загрязнения. Показано резкое сокращение работ по созданию противоэрозионных лесных насаждений на землях сельскохозяйственного назначения.

Ключевые слова: диффузный сток, загрязняющие вещества, водоохранные мероприятия, целевые показатели, эрозионные процессы

EFFICIENCY OF WATER PROTECTION ACTIVITIES TO LIMITATE THE DIFFUSION FLOW OF POLLUTANTS IN THE VOLGA RIVER BASIN

Demin A.P.
Institute of Water Problems, Russian Academy of Sciences, Moscow

Annotation. Water protection measures reduce the removal of pollution from the catchment area to the river network are shown. A set of natural and economic indicators that allow one to judge with a sufficient degree of reliability about the direction of processes affecting the change in the volume of pollutants from non-point sources of pollution is proposed. A sharp reduction in the work to create anti-erosion forest range on agricultural lands is shown.

Keywords: diffusion flow, pollutants, water protection measures, target indicators, erosion processes

Данные официальной статистики, приводимые в целом по стране и по регионам, свидетельствуют о том, что тенденция роста антропогенной нагрузки на окружающую среду продолжает сохраняться. В наиболее явном виде техногенное воздействие проявляется в увеличении доли естественных экосистем с выраженной неспособностью к самовосстановлению, в ухудшении качества условий жизнедеятельности населения. По данным медико-экологических исследований, почти треть заболеваний городского населения обусловлена загрязнением окружающей среды, а в случае онкозаболеваний – половина [1].

Экологическая ситуация на территории бассейна Волги также продолжает оставаться напряженной. Достаточно сказать, что плотность населения на данной территории в 5 раз превышает среднероссийский показатель, а в бассейне

р. Ока – более чем в 13 раз. Хотя волжский бассейн занимает только 8% территории РФ, это важнейший в экономическом отношении регион. Здесь производится почти половина валового регионального продукта России, расположено 43% основных фондов экономики и 31% посевов сельскохозяйственных культур, что определяет высокую степень антропогенной нагрузки. В то же время, выполненное ранжирование территории бассейна по степени антропогенной нагрузки на площадь водосбора, показало ее значительную дифференциацию по 38 субъектам Федерации, расположенным на территории бассейна.

В столь сложной обстановке вопросы разработки, реализации и оценки эффективности инвестиционных программ природоохранного направления для предприятий-природопользователей приобретает особую актуальность. Ситуация коммерческой непривлекательности природоохранных проектов, являющихся капиталоемкими и имеющими незначительный положительный результат, к тому же получаемый в отдаленном будущем, остается нерешенной. Положение усугубляется тем обстоятельством, что на сегодняшний день в стране не создан эффективный механизм управления охраной природы, основанный на комплексе правовых норм, организационных мер и экономических стимулов, призванных усилить заинтересованность в осуществлении природоохранных мероприятий.

В нашу задачу не входит экономическая оценка эффективности инвестиционных водоохранных программ. Представляется, что здесь интегральным целевым индикатором мог бы служить показатель снижения эколого-экономического ущерба от внедрения комплекса водоохранных мероприятий. Целью нашего исследования является разработка и использование целевых природнохозяйственных показателей, позволяющих с достаточной степенью надежности судить о направленности процессов, влияющих на изменение объема загрязняющих веществ, поступающих от неточечных источников загрязнения с водосборной территории бассейна Волги.

В Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г., в качестве основных направлений действий, обеспечивающих снижение антропогенной нагрузки на водные объекты, перечислены, в том числе, следующие: организация и очистка поверхностного стока с селитебных территорий и промышленных площадок; обустройство зон санитарной охраны источников питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения и водоохранных зон водных объектов; осуществление противоэрозионных мероприятий на землях сельскохозяйственного назначения.

Для снижения антропогенной нагрузки на водные объекты необходимо реализовать, в том числе, следующие меры:

– осуществить обустройство зон санитарной охраны водных объектов - источников питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения, включая подземные, и обеспечение соблюдения режима соответствующих зон санитарной охраны;

– регламентировать хозяйственное использование территорий водоохранных зон и прибрежных защитных полос водных объектов в целях предотвращения их загрязнения, засорения и истощения, а также сохранения среды обитания водных биологических ресурсов.

Про неточечные источники загрязнения водных объектов в документе больше ничего не говорится. Определение объемов поступления загрязняющих веществ (ЗВ) от неточечных источников загрязнения с водосборной территории бассейна Волги, в ретроспективе и ближайшей перспективе, при существующей системе мониторинга за использованием земельных и водных ресурсов, благоустройством населенных пунктов, накоплением отходов от объектов экономики и населения, представляется маловероятным. Поэтому предлагается использовать комплекс косвенных природно-хозяйственных показателей, позволяющих, с достаточной степенью надежности, судить о направленности процессов, влияющих на изменение объема ЗВ от неточечных источников загрязнения, и контролировать снижение нагрузки на водные объекты.

В последние годы существенно обострились экологические проблемы, связанные с возрастанием транспортных и бытовых сбросов. На водных объектах, в местах расположения населенных пунктов, происходит постоянное возрастание антропогенных экологических загрязнений, увеличение метаболизма биоценозов, усложнение их трофической структуры.

Расчеты, проведенные специалистами ФГБУ «РосНИИВХ», показали, что практически по всем водохозяйственным участкам бассейна р. Кама, в пределах которых имеются крупные населенные пункты, вынос приоритетных ЗВ с селитебных территорий рассредоточенным стоком либо соизмерим с массой ЗВ, поступающих с точечными сбросами предприятий, либо превышает их. Таким образом, улучшить качество вод водотоков можно, собрав и очистив склоновый сток, а поскольку питание рек склоновыми водами происходит, в основном, весной, наибольшего эффекта можно достичь, подвергая очистке расплавленный снег и талые снеговые воды [2].

Содержание хлоридов в снежной массе городов превышает ПДК в 9-20 раз, сульфатов – в 10 раз. Концентрация ионов токсичных металлов (железа, марганца, лития, цинка, меди, молибдена, кобальта, кадмия) превышает ПДК от 1,5 до 73 раз. Содержание нефтепродуктов и фенолов превышает ПДК, соответственно, от 40 до 190 и от 1,5 до 5 раз [3].

В 2000 г. была разработана Генеральная схема снегоудаления в Москве. Были определены оптимальные параметры стационарных снегосплавных пунктов (ССП) для различных технологий таяния снега. К сезону 2004-2005 гг. было закончено строительство 29 ССП на сетях городской канализации, обеспечивающих утилизацию 60% снега, вывозимого с улиц и магистралей. 11 ССП находились в стадии строительства. Еще 13 ССП были построены на ТЭЦ и тепловых сетях.

В результате, резко сократилась гибель деревьев на газонах, уменьшилось внесение технической соли, наносящей существенный вред окружающей среде, прежде всего водным объектам. Прекращен сброс снега в реки и водоемы г. Москва, что приводило к их засорению десятками тыс. т мусора. Общее количество загрязнений, извлеченных из снега на ССП, вывезенных в виде осадка, в среднем за последние годы, составляет 100 тыс. т/год по сухому веществу, в том числе около 4 тыс. т нефтепродуктов [4]. С зимы 2009-2010 гг. в Москве введен и действует комплекс из 146 мобильных снегосплавных пунктов (МСП). В настоящее время во многих городах России эксплуатируются ССП и МСП, позволяющие снизить поступление загрязняющих веществ в водоприемники.

Больше половины объектов с особо значительным вредным воздействием на окружающую природную среду в России приходится на полигоны и свалки твердых бытовых отходов. С 2000 по 2015 гг. вывоз отходов на свалки вырос с 144 до 262 млн. $м^3$, или на 82%. Полигоны и свалки зачастую являются источниками загрязнения различными вредными веществами не только почво-грунтов, но и водных ресурсов. Ощутимое негативное воздействие на окружающую среду оказывают стихийные (бесхозные), мелкие, но многочисленные и слабоконтролируемые свалки данных отходов [5].

В России большинство полигонов не удовлетворяет требованиям, предъявляемым к условиям складирования отходов, из-за отсутствия инженерной инфраструктуры, обеспечивающей защиту объектов биосферы от загрязнений. На протяжении всего жизненного цикла полигоны и свалки ТБО являются источниками экологической опасности для окружающей среды. Главными источниками распространения загрязнений с территории складирования отходов являются поверхностные воды, стекающие с территории во время сильных дождей, и особенно фильтрат – жидкая фаза, выделяющаяся из отходов при прохождении через их толщу атмосферных осадков.

Для контроля загрязнений *от селитебных территорий* и оценки эффективности водоохранных программ можно использовать следующие целевые

показатели, за которыми ведутся статистические наблюдения на федеральном и региональном уровнях:

- площадь застроенных земель в пределах городской черты;
- общая протяженность улиц, проездов, набережных;
- объем вывоза твердых коммунальных отходов: на объекты, используемые для обработки отходов и для захоронения отходов;
- площадь объектов, используемых для захоронения твердых коммунальных отходов;
- количество снегоплавильных пунктов для переработки снега в воду;
- объем ливневых стоков по форме №2-тп (водхоз).

Для контроля загрязнений *от сельскохозяйственных предприятий и агроландшафтов* предлагается использовать следующие целевые показатели, в зависимости от вида неточечных источников загрязнения:

- площадь сильно- средне- и малоэродируемых земель;
- площадь, занятая почвозащитными севооборотами;
- площади, на которых ведутся залужение и другие фитомелиоративные работы;
- - площадь орошаемых сельскохозяйственных угодий;
- площадь фактически политых орошаемых угодий;
- площадь осушаемых сельскохозяйственных угодий;
- объем и дозы внесения минеральных и органических удобрений;
- объем и дозы внесения пестицидов;
- численность крупного рогатого скота, свиней, овец, коз, лошадей, птицы;
- выход навоза и помета от сельскохозяйственных животных и птицы;
- обеспеченность сельскохозяйственных организаций очистными сооружениями на животноводческих фермах
- ввод в эксплуатацию противоэрозионных гидротехнических сооружений (распылителей стока, валов, террас, плотин-перемычек, быстротоков, водосбросов, запруд и т.д.).

Огромное значение в снижении поступления ЗВ в водные объекты играют лесные насаждения различного назначения. В этой связи важное значение имеют наблюдения за *площадью земель под лесом следующих категорий:*

- площадь водоохранных лесов;
- площадь противоэрозионных лесных насаждений;
- площадь полезащитных лесополос;
- площадь пастбищезащитных, фитомелиоративных насаждений.

Не улучшающееся на протяжении многих лет качество воды в водных объектах, в том числе, и в бассейне Волги, можно объяснить следующими

причинами: значительными запасами ЗВ в почвах, грунтах и донных отложениях; продолжающимся увеличением загрязненности урбанизированных территорий; участившимся нарушением водного законодательства; ростом чрезвычайных ситуаций в результате аварий и катастроф в промышленности, ЖКХ и на транспорте; усиливающейся интенсивностью эрозионных процессов и увеличением твердого стока в водные объекты [6].

Эрозии на севере Нечерноземной зоны подвержены 5-20% пашни, в Центральном округе – 10-20%, в южных регионах – до 50%. Ежегодный смыв почвы с обрабатываемых земель России составляет 560 млн т. Сток воды и наносов со склонов в земледельческой зоне поставляет в реки и водоемы до 80-90% фосфора, азота и пестицидов [7].

Однако применение одного из важнейших мероприятий по охране земель и вод, каковым является создание противоэрозионных лесных насаждений, резко сокращается. По данным государственной статистической отчетности (форма № 1-ЛХ), создание противоэрозионных лесных насаждений на землях сельскохозяйственного назначения в России с 1995 по 2016 гг. снизилось в 7,2 раза. В подавляющем большинстве регионов бассейна р. Волга, за исключением республики Татарстан, полностью прекратили высаживать противоэрозионные насаждения. В целом по бассейну, объемы работ по созданию таких насаждений сократились за последние два десятилетия в 4-5 раз (рис. 1).

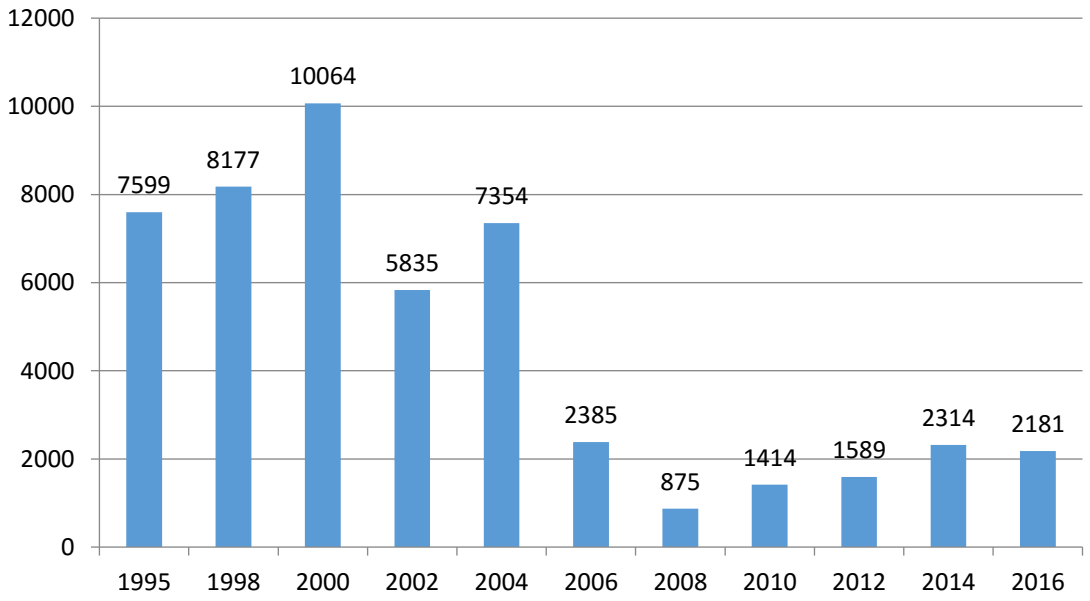


Рис. 1. Динамика работ по созданию противоэрозионных лесных насаждений на землях сельскохозяйственного назначения в бассейне р. Волга, га (расчеты автора по [8-12])

Для улучшения экологической ситуации в бассейне р. Волга необходимо в кратчайшие сроки вернуться к объемам работ, выполняемым 15-20 лет назад, а еще лучше – превысить их.

Список литературы

1. Белик И.С. Комплексная оценка эффективности природоохранных проектов / И.С. Белик, Н.М. Пермякова // Региональная экономика: теория и практика. – 2008. – № 1. – С. 66-71.
2. Федорова Е.В. Учет загрязнения водных объектов стоком с городов в схемах комплексного использования и охраны водных объектов / Е.В. Федорова, О.П. Карпунина, Н.С. Максимчук // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2011. – № 2. – С. 21-29.
3. Корецкий В.Е. Теория и практика инженерно-экологической защиты водной системы мегаполиса в зимний период: автореферат дис…д.т.н. – М.: МГСУ, 2009. – 51 с.
4. Телушкина Е.К. Совершенствование стратегии развития уборки снега в г. Москве / Е.К. Телушкина // Вестник МАДИ. – 2012. – Вып.2 (29). – С. 46-49.
5. Думнов А.Д. Статистика твердых коммунальных отходов: тенденции, проблемы, задачи / А.Д. Думнов, Н.В. Пирожкова, А.Е. Харитонова // Вопросы статистики. – 2016. – № 6. – С. 28-51.
6. Демин А.П. Использование водных ресурсов России: современное состояние и перспективные оценки: дис. … д-ра геогр. Наук / Институт водных проблем РАН. – М., 2011. – 272 с.
7. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2016 году». – М.: Минприроды России; НИА-Природа. – 2017. – 760 с.
8. Охрана окружающей среды в России: Стат.сб. – М.: Госкомстат России, 1998. – 202 с.
9. Сельское хозяйство, охота и лесоводство в России. 2004: Стат.сб./ Россстат. – М., 2004. – 478 с.
10. Сельское хозяйство, охота и лесоводство в России. 2009: Стат.сб./ Россстат. – М., 2009. – 439 с.
11. Сельское хозяйство, охота и охотничье хозяйство, лесоводство в России. 2013: Стат.сб./ Россстат. – М., 2013. – 462 с.
12. Сведения о воспроизводстве лесов и лесоразведении за 2013-2016 годы // Федеральная служба государственной статистики. Бюллетени об охране окружающей среды (электронные версии) // http://www.gks.ru

© Демин А.П., 2018

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОХРАНИЛИЩ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ В ПЕРИОДЫ РАЗЛИЧНОЙ ВОДНОСТИ

Лупанова И.А.[1], Романов С.Н.[2], Григорьева И.Л.[3]

[1] Управление эксплуатации Угличского водохранилища, г. Углич

[2]Управление эксплуатации Рыбинского и Шекснинского водохранилищ, г. Рыбинск;

[3]Иваньковская НИС – филиал Института водных проблем РАН, г. Конаково

E-mail: Irina_Grigorieva@list.ru

Аннотация. Проведена оценка современного состояния качества воды водохранилищ бассейна верхней Волги по отдельным и комплексу показателей. Выявлена

межгодовая и внутригодовая изменчивости минерализации воды, концентраций главных ионов и биогенных элементов и показателей содержания органического вещества.

Ключевые слова: бассейн верхней Волги, водохранилище, качество воды, водность.

THE MODERN WATER QUALITY STATE OF THE UPPER VOLGA RESERVOIRS IN DIFFERENT WATER AVAILABILITY PERIODS

Lupanova I.A.[1], Romanov S.N.[2], Grigorieva I.L.[3]
[1] FSI Operation Management of Uglicheskoye reservoir, Uglich
[2] FSI Operation Management of Rybinskoye reservoir, Rybinsk
[3] Ivankovskaya Research Station, the branch of Water Problems Institute of Russian Academy of Science, Konakovo

Abstract. The estimation of modern water quality in several reservoirs of the Upper Volga basin on single indices and the integrated ones was carried out. Intra-annual and interannual variations of water mineralization, concentrations of the main ions, biogenic elements and indicators of the organic matter content are revealed.

Keywords: Upper Volga basin, water quality, water availability, reservoir.

В бассейне Верхней Волги расположены четыре крупных водохранилища (табл. 1), формирование качества воды которых происходит под влиянием природных и антропогенных факторов.

Таблица 1

Морфометрические характеристики исследованных водохранилищ бассейна Верхней Волги при НПУ

Характеристика	Верхневолжское	Иваньковское	Угличское	Рыбинское
НПУ, м	206.5	124.00	113.00	102.00
Площадь водного зеркала, км^2	183	327	249	4550
Полный объем, км^3	0.794	1. 12	1.245	25.42
Средняя глубина, м	4.4	3.4	5.0	5.6
Наибольшая глубина, м	16.1	19.0	23.2	30.4
Длина, км	92.5	111	146	250
Наибольшая ширина, км	4.4	8.0	5.0	70

Из природных факторов для водохранилищ бассейна Верхней Волги следует отметить значительную увлажненность территории водосбора (до 925 мм осадков в год), преобладание дерново-подзолистых (разной степени оподзоливания), подзолистых и по понижениям – дерново-глеевых и болотных типов

почв. Толща подзолистых и дерново-подзолистых почв повсеместно хорошо отмыта от легкорастворимых солей сульфатов и хлоридов, поэтому в регионе формируются гидрокарбонатные воды преимущественно малой и средней минерализации. Торфяно-болотные почвы, обладая повышенной кислотностью, уменьшают минерализацию поверхностных вод и обогащают ее органическими и биогенными веществами.

Антропогенными источниками загрязнения поверхностных вод бассейна являются: недостаточно очищенные, из-за неэффективной работы очистных сооружений, сточные воды промышленных, сельскохозяйственных предприятий и предприятий коммунальных хозяйств населенных пунктов, расположенных по берегам; подогретые воды, отводимые Конаковской ГРЭС в Мошковичский залив Иваньковского водохранилища; неорганические и органические удобрения, вносимые на сельскохозяйственные поля и дачные участки; рекреация; диффузный сток с береговой зоны и территории населенных пунктов; интенсивная застройка водоохранных зон, которые в последние десятилетия практически утратили свою водоохранную функцию, и другие. Для Рыбинского водохранилища крупным источником поступления загрязняющих веществ является Череповецкий промузел.

В последние пять лет в регионе верхней Волги значительно изменялась водность года. Так, в 2014 и 2015 гг. были аномально маловодными, в 2013 и 2017 гг. водность года превышала среднюю многолетнюю, а в 2016 г. приток воды в водохранилища был близок к средней многолетней. Изменение водности можно проследить на примере Иваньковского водохранилища (табл. 2).

Таблица 2

Объемы притока воды в Иваньковское водохранилища за 2013-2017 гг., тыс. м^3

2013	2014	2015	2016	2017
12220	4330	4640	8130	13220

Среднегодовые значения основных гидрохимических показателей Верхневолжского водохранилища и р. Волга выше г. Тверь (Мигалово) за последние пять лет представлены в табл. 3-5. Минерализация Волги в створе Тверь, в среднем, в два раза выше, чем в замыкающем створе Верхневолжского водохранилища. Среднегодовые концентрации основных ионов и значения минерализации воды (табл. 3) в последние пять лет изменяются незначительно и не зависят от водности года.

Таблица 3

Концентрации главных ионов (мг/дм^3) и минерализации воды (М) (мг/дм^3) в замыкающем створе Верхневолжского водохранилища и в р. Волга выше г. Тверь за 2013-2017 гг.

№ п/п	Место отбора	Год	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^++K^+	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	**М**
1	оз. Волго – п. Селище	2013	17.4	3.7	0.9	59.5	8.8	1.0	96
		2014	21.2	4.8	1.4	78.5	8.7	1.3	119
		2015	21.6	3.6	2.0	77.8	4.5	1.6	113
		2016	18.1	4.0	4.0	70.2	9.4	0.9	109
		2017	18.0	5.0	2.8	75.2	6.1	1.2	112
2	Волга – Мигалово	2013	39.0	8.4	5.0	149.1	12.3	5.1	225
		2014	43.4	12.8	5.0	183.0	14.5	5.1	269
		2015	38.9	9.0	2.5	149.5	7.9	4.6	217
		2016	40.7	10.9	0.0	158.7	6.8	6.6	226
		2017	31.0	7.1	5.2	122.1	10.9	3.7	185

Анализ среднегодовых концентраций биогенных элементов за последние пять лет показал, что в воде Верхневолжского водохранилища и в створе выше Твери (Мигалово) уменьшились среднегодовые концентрации минерального и общего фосфора и аммонийного иона (табл. 4). Для нитратов и железа общего тренда на понижение не было выявлено.

Таблица 4

Концентрации биогенных элементов в замыкающем створе Верхневолжского водохранилища и в р. Волга выше г. Тверь за 2013-2017 гг.

№ п/п	Место отбора	Год	$P_{мин}$, мгР/дм^3	$P_{общ}$, мгР/дм^3	NH_4^+, мгN/дм^3	NO_2^-, мгN/дм^3	NO_3^-, мгN/дм^3	$Fe_{общ}$, мг/дм^3
1	оз. Волго – с. Селище	2013	0.022	0.061	1.07	0.005	0.34	0.39
		2014	0.019	0.067	0.69	0.004	0.21	0.25
		2015	0.009	0.050	0.25	0.004	0.22	0.21
		2016	0.014	0.048	0.15	0.002	0.21	0.30
		2017	0.010	0.036	0.19	0.002	0.35	0.31
2	Волга – Мигалово	2013	0.021	0.061	0.57	0.016	0.49	0.22
		2014	0.019	0.055	0.76	0.003	0.43	0.14
		2015	0.012	0.055	0.12	0.003	0.62	0.18
		2016	0.007	0.075	0.17	0.002	0.13	0.08
		2017	0.006	0.049	0.38	0.003	0.61	0.19

Для Верхневолжского водохранилища характерны низкие значения $БПК_5$, высокие значения цветности, перманганатной окисляемости и марганца (табл. 5), для значений которых характерна межгодовая изменчивость, при этом наиболее низкие значения цветности и ПО отмечены в маловодные годы (2014 и 2015 гг.), когда уменьшился приток высоко цветных вод с водосбора.

Таблица 5

Значения показателей органического вещества и концентраций марганца в замыкающем створе Верхневолжского водохранилища за 2013-2017 гг.

№ п/п	Место отбора	Год	$БПК_5$, мгО/дм^3	Цветность, град.	ПО, мгО/дм^3	Mn, мг/дм^3
2	оз. Волго – с. Селище	2013	1.7	98	22.4	0.06
		2014	1.7	66	16.7	0.06
		2015	1.4	58	15.3	0.09
		2016	1.3	111	19.1	0.09
		2017	0.7	100	19.0	0.15

Качество воды Верхневолжского водохранилища в последние годы по индексу УКИЗВ соответствует классу «3Б», вода «очень загрязненная».

Минерализация воды Иваньковского водохранилища во входном створе (с. Городня) изменялась, по нашим данным, в последние пять лет от 141 мг/дм^3 в весенний период до 272 мг/дм^3 – в зимний, а летом, в среднем, была около 221 мг/дм^3. В замыкающем створе (верхний бъеф Иваньковской ГЭС, г. Дубна) значения минерализации варьировали от 132 мг/дм^3 весной до 281 мг/дм^3 зимой, а в летний период, в среднем, составляли 215 мг/дм^3. Наиболее минерализована вода в водохранилище во все периоды года в Шошинском плесе, где в зимний период минерализация воды может достигать 487 мг/дм^3, весной – 273 мг/дм^3, летом – 277 мг/дм^3, осенью – 341 мг/дм^3.

Концентрации сульфатов в створе Городня в последние пять лет зимой изменялись от 13.7 мг/дм^3 до 21.3 мг/дм^3, весной – от 10.2 мг/дм^3 до 16.5 мг/дм^3, летом – от 6.9 мг/дм^3 до 15.3 мг/дм^3; в створе Безбородово (Шошинский плес) – от 11.1 мг/дм^3 до 19.0 мг/дм^3; в верхнем бъефе Иваньковской ГЭС – от 2.4 мг/дм^3 до 39.3 мг/дм^3. Диапазон изменения концентраций хлоридов в водохранилище – 1.3 мг/дм^3 – 13.6 мг/дм^3. максимальное значение в 13.6 мг/дм^3 было зафиксировано в Шошинском плесе зимой. В остальных створах были определены концентрации хлоридов не выше 10 мг/дм^3.

Кислородный режим водохранилища в период открытой воды, в основном, благоприятный. При интенсивном цветении фитопланктона в поверхностных горизонтах отмечается перенасыщение воды кислородом. Дефицит кислорода даже в поверхностных горизонтах в летний период отмечается, как правило, в аномально жаркие периоды, как это было в июле-августе 2010 г. В придонных горизонтах дефицит кислорода отмечается регулярно в конце июля – начале августа. Зимой в большинстве створов наблюдений содержание растворенного в воде кислорода в поверхностном горизонте составляет 40-50% и может падать до нулевых значений в придонных горизонтах.

Цветность воды водохранилища в последние пять лет в зимний период в большинстве створов наблюдений колебалась (по Pt-Co шкале) в интервале 20°-65° весной изменялась от 40° до 100°, летом – от 30° до 75°, осенью – от 20° до 50°. Довольно высокие значения цветности воды водохранилища в летний период в отдельные годы обусловлены накоплением высоко цветных вод весеннего половодья в период наполнения водохранилища.

Наибольшие концентрации органического вещества в водах водохранилища, измеренные в единицах ПО, характерны для весеннего периода, причём на верхних участках водохранилища его концентрация, в основном, определяется аллохтонной органикой и хорошо коррелирует с показателем цветности вод, а в нижних участках Иваньковского плёса усиливается роль автохтонной органики. В период с 2013 по 2017 гг. значения ПО варьировали в воде водохранилища в зимний период в пределах 6.6-18.5 мгО/дм^3, в весенний – 10-20.9 мгО/дм^3, в летнюю межень – 7.7-17.1 мгО/дм^3, осенью – 5.8-12.4 мгО/дм^3.

Легкоокисляемые органические соединения, измеряемые в единицах $БПК_5$, в основном, представлены низкомолекулярными ациклическими органическими кислотами, углеводами, аминокислотами, пептидами, спиртами и т.д. [1]. Наиболее высокие значения $БПК_5$ отмечаются в летний период и составляют 1.5-6.5 мгО/дм^3, в осенний период значения $БПК_5$, как правило, ниже ПДК для рыбохозяйственных водоемов (2.0 мгО/дм^3), что является свидетельством достаточной самоочищающей способности легкоокисляемой органики в водохранилище.

Высокие концентрации нитратов (до 0.93 мг/дм^3) наблюдаются в период наибольшей сработки уровня (февраль-март), когда в водохранилище поступает значительное количество обогащённых этими соединениями подземных вод, а потребление этой формы азота экосистемой минимально. В летне-осенний сезон потребление нитратов экосистемой происходит особенно интенсивно, что резко снижает их концентрацию в воде.

В большинстве створов наблюдений в зимний период концентрации аммонийного иона выше, чем в другие сезоны года, и превышают концентрации

нитратов. Максимально наблюденная концентрация аммонийного иона зафиксирована зимой в створе Городня и составила 1.63 мг/дм^3 в 2013 г.

Содержание фосфат-ионов и общего фосфора также меняется по сезонам: максимальные концентрации наблюдаются в зимний и осенний периоды и не превышают соответственно 0.054 и 0.112 мг/дм^3. В летний период фосфат-ион активно потребляется экосистемой с очень высокой степенью оборота.

Концентрация общего железа в водах водохранилища обычно превышает $ПДК_{рыб.}$ (0.1 мг/дм^3) во все сезоны года, достигая максимальных значений в Шошинском плесе (до 8 ПДК). Высокие концентрации в водах водохранилища во все сезоны характерны и для марганца. Наиболее высокие концентрации в последние годы наблюдались в Шошинском плёсе, где они достигали 27 $ПДК_{рыб.}$

Качество воды в Иваньковском водохранилище в последние годы соответствует классу «загрязненная» или «очень загрязненная», а на некоторых участках акватории в районах городов Тверь и Конаково, в устьях Шошинского плеса и некоторых малых притоков – «грязная».

Среднегодовые концентрации основных гидрохимических показателей Угличского водохранилища за 2013-2017 гг. в замыкающем створе (ВБ Угличской ГЭС) представлены в табл. 6-8. Вода водохранилища гидрокарбонатно-кальцево-магниевого состава, среднеминерализованная. Среднегодовые значения минерализации воды колеблются в небольшом диапазоне. Максимальная среднегодовая концентрация сульфат-иона (22.8 мг/дм^3) была зафиксирована в замыкающем створе водохранилища в маловодный 2014 г. [2].

Среднегодовые концентрации железа общего (табл. 7) обычно оставляют 2-3 ПДК для рыбохозяйственных водоемов, что является региональной нормой.

Таблица 6

Среднегодовые значения концентрации главных ионов (мг/дм^3) и минерализации воды (мг/дм^3) в створах Угличского водохранилища за 2013-2017 гг.

Место отбора	Год	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$Na^+ + K^+$	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	М
ВБ Угличской ГЭС	2013	36.1	8.5	1.5	131.0	19.2	3.5	202
	2014	49.0	10.3	6.1	173.9	22.8	7.7	275
	2015	36.9	11.2	4.5	146.4	15.8	6.9	224
	2016	34.1	8.9	9.9	141.9	15.5	5.7	255
	2017	42.8	10.8	8.3	171.9	15.9	6.4	261

Таблица 7

Среднегодовые значения биогенных элементов в створах Угличского водохранилища за 2013-2017 гг.

Место отбора	Год	$P_{мин}$, мгР/дм^3	$P_{общ,.}$ мгР/дм^3	NH_4^+, мгN/дм^3	NO_2^-, мгN/дм^3	NO_3^-, мгN/дм^3	$Fe_{общ.}$, мг/дм^3
ВБ Углич-ской ГЭС	2013	0.008	0.099	0.73	0.008	0.10	0.14
	2014	0.034	0.112	0.63	0.020	0.49	0.22
	2015	0.008	0.045	0.05	0.004	0.29	0.16
	2016	0.056	0.102	0.13	0.005	0.29	0.11
	2017	0.033	0.065	0.21	0.006	0.63	0.20

Таблица 8

Среднегодовые значения показателей органического вещества и концентраций марганца в створах Угличского водохранилища за 2013-2017 гг.

Место отбора	Год	$БПК_5$, мгO_2/дм^3	Цветность, град.	ПО, мгО/дм^3	Mn, мг/дм^3
ВБ Угличской ГЭС	2013	5.9	70	16.0	0.00
	2014	1.7	51	12.2	0.22
	2015	1.4	40	11.1	0.02
	2016	1.9	45	12.5	0.02
	2017	0.8	64	14.9	0.12

Среднегодовые значения цветности не превышают 70° Pt-Co шкалы, отмечаются высокие концентрации марганца, до 22 ПДК в маловодный год (табл. 8).

Качество воды в Угличском водохранилище в последние годы соответствует классу «загрязненная» или «очень загрязненная».

Исследования качества воды Рыбинского водохранилища показали, что его водные массы испытывают наибольший антропогенный пресс в зоне влияния Череповецкого промузла [3], а наименее загрязненной является вода водохранилища в точках наблюдений, где нет влияния сброса сточных вод. Анализ данных по сбросу сточных вод предприятий Череповецкого промышленного узла в Рыбинское водохранилище и его притоки выявил превышение над установленными нормативами (ПДК) по таким ингредиентам, как азот,

аммонийный, медь, марганец, железо общее, нефтепродукты, $БПК_5$. По этим же показателям наблюдалось превышение ПДК в точках наблюдений в Шекснинском плесе водохранилища. Высокие концентрации сульфатов в ряде точек наблюдений (Череповец, Торово, мыс Центральный) свидетельствуют о техногенном загрязнении водоема стоками Череповецкого промузла [3].

В маловодный период в стоке притоков Рыбинского водохранилища возрастает доля подземного питания, что приводит к увеличению минерализации, жесткости воды, а в ряде случаев и концентраций сульфатов и хлоридов.

Качество воды Рыбинского водохранилища во входном створе идентично качеству воды Угличского водохранилища в замыкающем створе. В створе Гаютино (граница Вологодской и Ярославской областей) качество воды Рыбинского водохранилища обычно соответствует классу «3Б» («очень загрязненная»).

Таким образом, результаты исследования последних пяти лет показали, что для Верхневолжского водохранилища характерна малая минерализация воды, а для Иваньковского, Угличского и Рыбинского водохранилища – средняя. Для всех водохранилищ характерна высокая цветность воды, повышенные значения перманганатной окисляемости, высокие концентрации железа общего и марганца. Большинство гидрохимических характеристик имеют межгодовую и внутригодовую динамику и зависят от водности года. Влияние Череповецкого промузла на качество воды Рыбинского водохранилища значительно и распространяется на расстояние в 50 км.

Список литературы

1. Дебольский В.К. Проблемы формирования качества воды в поверхностных источниках водоснабжения и пути их решения на примере Иваньковского водохранилища / В.К. Дебольский, А.Г. Кочарян, И.Л. Григорьева, И.П. Лебедева, Г.Ю. Толкачев // Вода: химия и экология. – 2009. – № 7. – С. 2-11.
2. Григорьева И.Л. Характеристика качества воды и донных отложений Угличского водохранилища в период маловодья / И.Л. Григорьева, И.А. Лупанова // Труды конгресса 17-го Междунар. науч.-промышл. форума: в 3-х томах. – Нижний Новгород: Нижегородский государственный архитектурно-строительный университет, 2015. – С. 106-108.
3. Григорьева И.Л. Состояние качества воды Рыбинского водохранилища в районе сброса сточных вод Череповецкого промузла // Мологский край и Рыбинское водохранилище / И.Л. Григорьева, С.Н. Романов, Е.А. Нечаева, В.И. Козуля // Мат-лы Всерос. научно-практ. конф. «Проблемы Рыбинского водохранилища и прибрежных территорий». – М.: МГУ им. М.В.Ломоносова, ф-т почвоведения, 2011. – С. 62-67.

© Лупанова И.А., Романов С.Н., Григорьева И.Л., 2018

НЕКОТОРЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОГО АНАЛИЗА ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ВОД КЛЯЗЬМИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Зейлигер А.М.,[1] Суховская Л.Н.,[2] Голубихина Ю.Б.[3], Рубцова С.Е.[1], Ермолаева О.С.[1]

[1] Российский государственный аграрный университет МСХА им. К.А. Тимирязева, Москва;
[2] Бассейновая гидрохимическая лаборатория ФГВУ "Центррегионводхоз", Москва;
[3] ФГВУ "Центррегионводхоз", Москва

E-mail: azeiliguer@mail.ru

Аннотация. Приведены результаты анализа временных рядов мониторинга качества вод Клязьминского водохранилища (КВ-КВ) за период 2008-2017 г. На основе оценки статических показателей выделена группа, значения которых во все сезоны превышают предельно допустимые значения, а также группа с сезонным превышением. Для 11-ти из 22-х показателей мониторинга проведен пространственный анализ их распределения по акватории КВ. В результате получены паттерны, свидетельствующие о влиянии на КВ-КВ вод Канала им. Москвы и р. Клязьма, а также локальных источников.

Ключевые слова: Мониторинг, качество вод, поверхностный водный объект, Клязьминское водохранилище, статистический анализ, пространственные паттерны.

SOME RESULTS OF THE STATIO-TEMPORAL ANALYSIS OF QUALITY INDICES IN THE KLYAZMA RESERVOIR WATER

Zeyliger A.M.,[1] Sukhovskaya L.N.,[2] Golubikhina Yu.B.[3], Rubtsova S.E.[1], Ermolaeva O.S.[1]

[1] Russian State Agrarian University MTAA, Moscow;
[2] Basin Hydrokhemical Laboratory FSBA "Tsenterregionvodkhoz", Moscow;
[3] FSBA "Tsentrregionvodkhoz", Moscow

Abstract. Results of the analysis of time series of water quality monitoring of the Klyazma reservoir for the period 2008-2017y are given. On the basis of assessment of statistic indicators the group which values during all seasons years exceeding maximum permissible values, and also group with seasonal excess are identified. The spatial analyses of distribution on the water area of the Klyazma reservoir of 11 from 22 monitoring indicators are carried out. The patterns demonstrating influence of waters of the Moscow Canal and the Klyazma River on the water quality of the Klyazma reservoir and local sources of pollution are received.

Keywords: Monitoring, quality of waters, superficial water object, Klyazma reservoir, statistical analysis, spatial patterns

Введение

Развитие в последние два десятилетия методов картографического моделирования, основанных на технологии геоинформационных систем, способствовало развитию пространственно-временного анализа разновременных

массивов пространственных данных (геоданных). С определенными ограничениями к такого рода массивам геоданных могут быть отнесены временные ряды данных мониторинга показателей качества воды в соседних створах водных объектов.

Обработка совокупности рядов геоданных мониторинга для одного отдельного или совокупности нескольких взаимосвязанных водных объектов основана на интеграции рядов данных? в соответствии с пространственным расположением соответствующих створов мониторинга внутри водного объекта. Это позволяет связать в единую геоинформационную систему слои данных мониторинга водного объекта с пространственными слоями данных, как характеристик самого водного объекта и его водосборной территории, а так и с пространственно-временными характеристиками процессов, происходящих на этих территориях. В результате появляются возможности проведения количественного анализа и установления связей между данными мониторинга, характеризующего состояние водного объекта, и происходящими на его водосборной территории процессов формирования гидрохимического стока.

В настоящей работе представлены результаты пространственно-временного анализа КВ-КВ. Эти результаты основаны на данных мониторинга Бассейновой гидрохимической лаборатории ФГВУ "Центррегионводхоз" гидрохимических показателей, проведенного в период 2008-2017гг.

Методика мониторинга

Проведение мониторинга качества вод (КВ) основано на – РД 52.24.309-2016 «Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши» и РД 52.24.609-99 «Организация и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях».

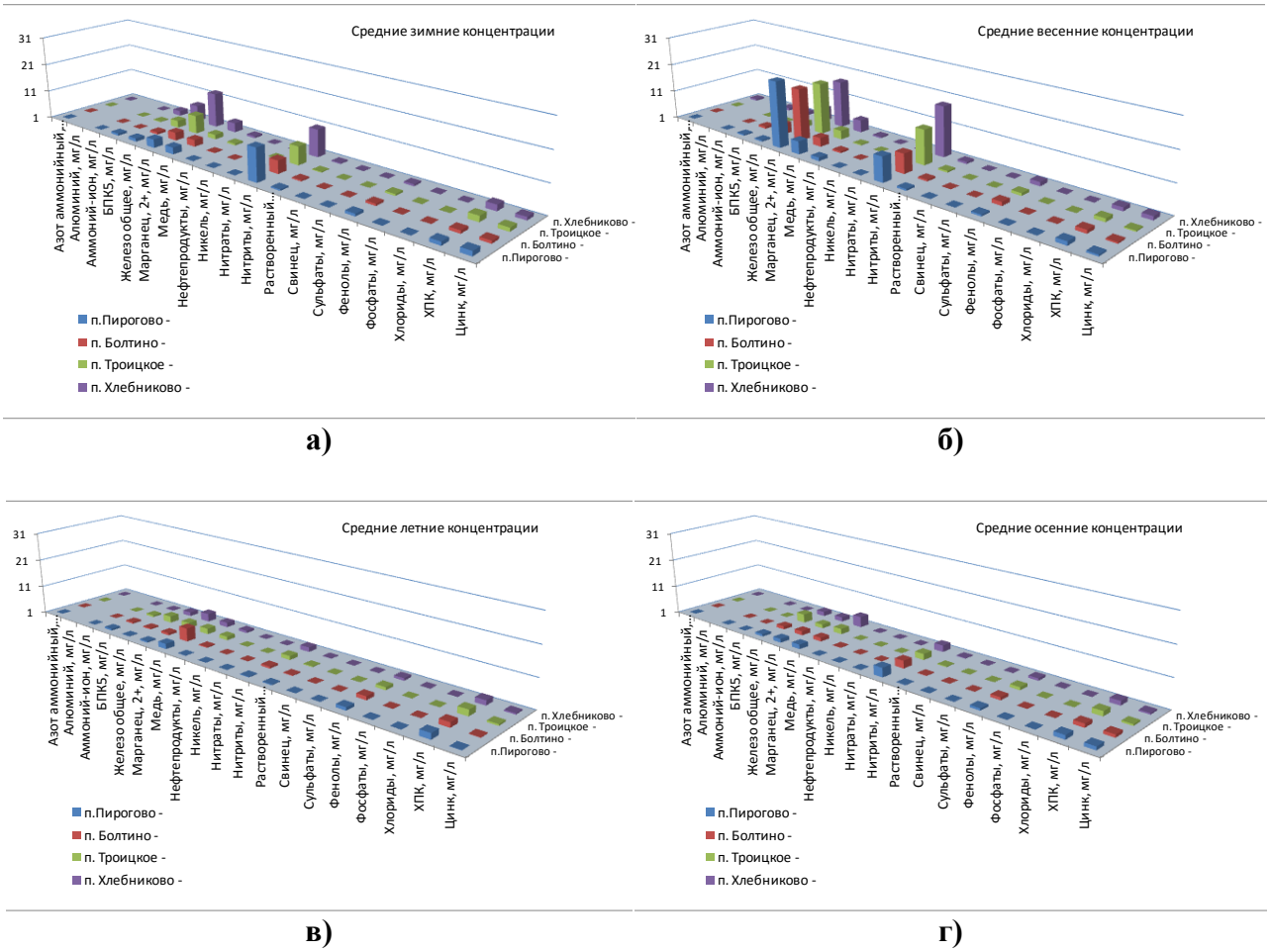
В соответствии с разработанной методикой, основанной на этих документах, мониторинг КВ-КВ осуществляется в 4-х пунктах: п. Пирогово, вход р. Клязьма; п. Болтино; п. Троицкое; п. Хлебниково; Хлебниковский затон, Котовский залив. В этих пунктах 4-е раза в год в основные фазы водного режима – весеннего половодья, летней межени, осенних паводков, зимней межени – проводится отбор проб воды для целей государственного мониторинга, в соответствии с ГОСТ 31861-2012 «Вода. Общие требования к отбору проб» и ГОСТ 17.1.5.05-85 «Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков».

В соответствии с утвержденной Программой проведения наблюдений, в отобранных пробах воды КВ определен набор гидрохимических и токсикологических показателей, включающий 1) взвешенные вещества; 2) водородный

показатель (pH); 3) растворенный кислород; 4) температуру; 5) удельную электрическую проводимость (УЭП); 6) цветность; 7) сульфат-ион; 8) хлорид-ион; 9) биологическую потребность в кислороде ($БПК_5$); 10) нефтепродукты; 11) химическое потребление кислорода (ХПК); 12) фенолы; 13) аммоний-ион; 14) нитрат-ион; 15) нитрит-ион; 16) фосфат-ион; 17) железо; 18) марганец; 19) медь; 20) никель; 21) свинец; 22) цинк. Для определения этих показателей используются 32 метрологически аттестованные и входящие в природоохранный реестр методики выполнения измерений.

Результаты статистического анализа

Для проведения статистического анализа временные ряды данных измерений химических показателей КВ-КВ были нормированы на соответствующие величины предельно допустимых концентраций, что позволило привести их в удобную для сравнения форму. На рис. 1 представлены диаграммы средних сезонных величин 19-ти химических показателей по 4-м створам наблюдений за 2007-2017 гг.



а) **б)**

в) **г)**

Рис. 1. Средние сезонные нормированные значения 19-ти химических показателей КВ-КВ за период 2007-2017 гг. по четырем створам мониторинга

Данные, приведенные на рис. 1, свидетельствуют, с одной стороны, о наличии устойчивой группы химических показателей (марганец, медь и нитриты), нормированные значения которых на всех 4-х створах мониторинга значительно превышают соответствующие ПДК на протяжении всего календарного года, а с другой стороны о наличии группы химических показателей (железо общее, нефтепродукты, цинк, фенолы, растворенный кислород, $БПК_5$), превышение соответствующих ПДК у которых несет явно выраженный сезонный характер.

Представляет определенный практический интерес провести анализ сезонной динамики обеих отмеченных групп химических показателей. В результате можно отметить, что показатели первой группы имеют наибольшие значения в зимне-весенний период. В свою очередь, показатели второй группы увеличиваются в летне-осенний период. В годовом разрезе именно химические показатели КВ-КВ, входящих в обе выделенные группы превалируют по отношению к другим (рис. 2).

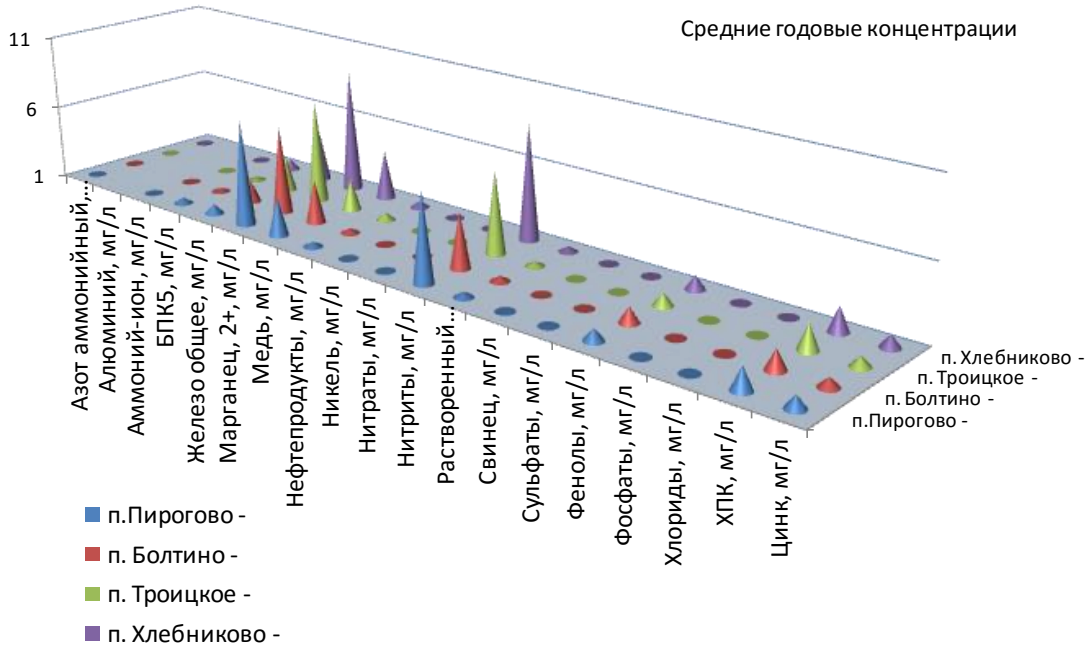


Рис. 2. Средние годовые нормированные значения 19-ти химических показателей КВ-КВ за период 2008-2017 гг. на 4-х створах мониторинга

Методика геоинформационного анализа

Пространственный анализ одновременных значений гидрохимических показателей включал следующие этапы:

а) оцифровку береговой линии КВ;

б) координатную привязку створов проведения мониторинга;

в) привязку данных мониторинга к соответствующим створам его осуществления;

г) пространственную интерполяцию пространственных значений концентраций химических компонент;

д) картографическое отображение результатов пространственного анализа.

Реализация этих этапов была осуществлена с использованием ПО ArcGIS 10.x фирмы ESRI.

Для проведения пространственного анализа гидрохимических показателей мониторинга были использованы те из них, значения которых в течение указанного периода мониторинга превышали соответствующие предельно допустимые концентрации (ПДК). Соответствующие расчеты проводились для каждого отдельного гидрохимического показателя. Для этого были использованы ряды, представленные одномоментными значениями на четырех створах мониторинга, так и представленные их средними значениями в соответствующие сезоны (зима, весна, лето, осень).

Результаты пространственно-временного анализа

На рис. 3 представлены результаты пространственного анализа данных измерений 26.02.2008 г. концентрации марганца по 4-м створам мониторинга КВ, нормированных на величину предельно допустимой концентрации.

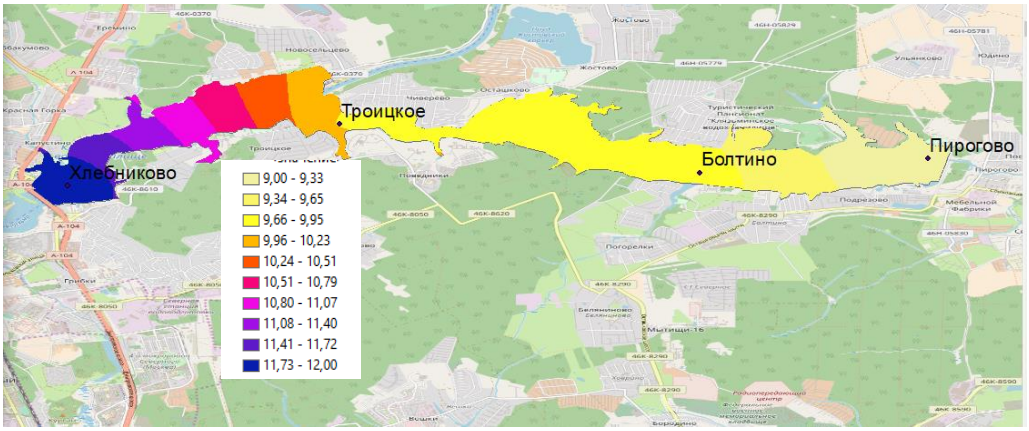


Рис. 3. Отображение результатов интерполяции результатов измерений концентрации марганца 26-го февраля 2008 г. на 4-х створах мониторинга КВ-КВ

Визуальное отображение результатов, представленных на рис. 3, наглядно свидетельствует о влиянии вод Канала им. Москвы, впадающего в КВ у п. Троицкое, на увеличение концентрации в нем. Аналогичные результаты картографического моделирования результатов мониторинга по ряду химических показателей, значения которых усреднены по периодам года и году в целом, представлены на рис. 4.

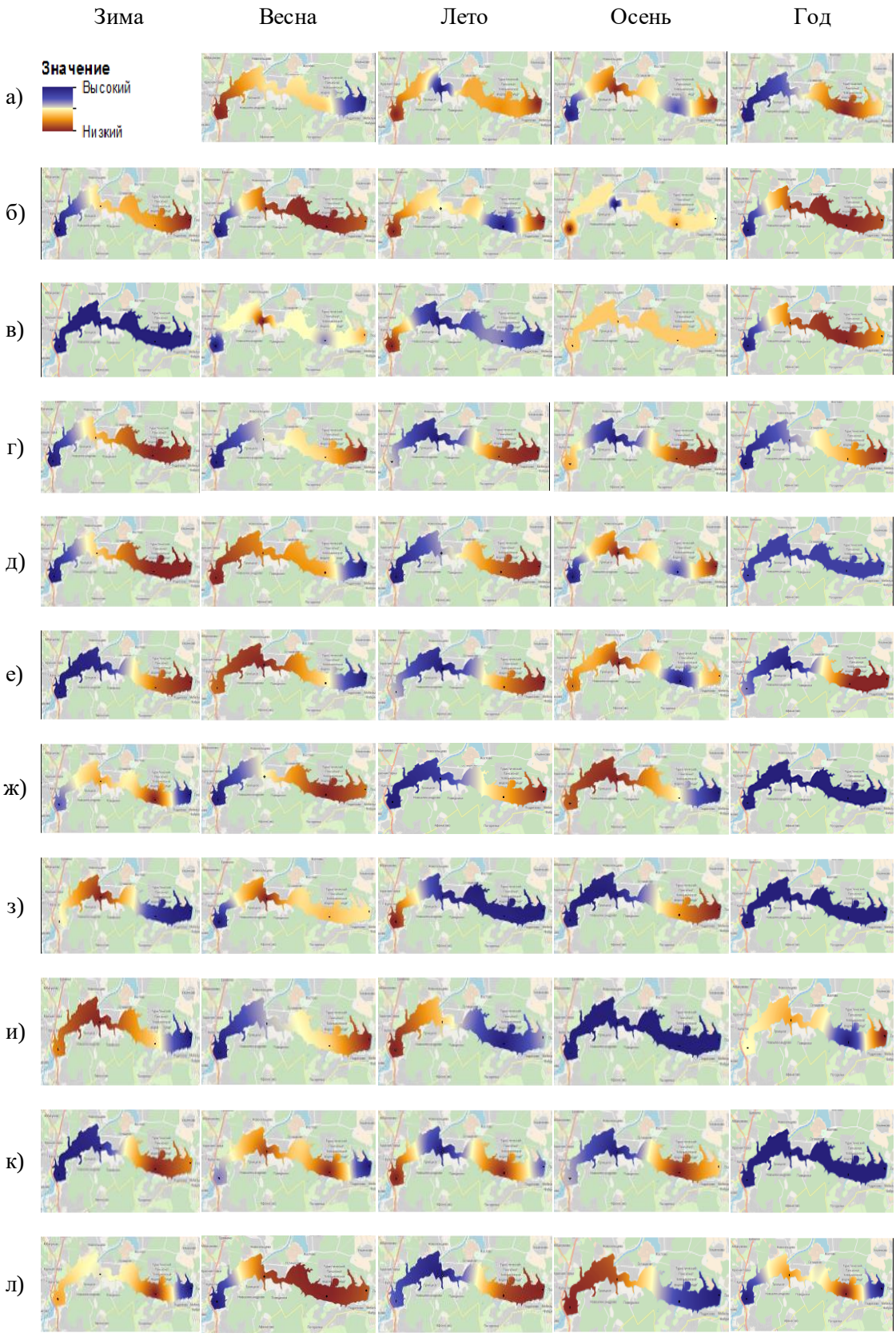


Рис. 4. Мозаичное представление результатов пространственно-временного анализа мониторинга КВ-КВ нормированных по ПДК показателей: а) марганец; б) азот; в) $БПК_5$; г) железо общее; д) кадмий; е) нефтепродукты; ж) нитриты; з) растворенный кислород; и) фенолы; к) ХПК; л) цинк

Анализ полученных картограмм пространственного распределения сезонных значений гидрохимических показателей качества вод КВ, превышающих ПДК, свидетельствуют, с одной стороны, о наличии сезонных пространственных паттерн, характеризующих проявление схожих процессов на четырех створах мониторинга, а с другой стороны, о наличии аномалий пространственных паттерн, формирование которых может быть связано со спорадическим характером поступления химических компонент из точечного и диффузного источников, расположенных на водосборной территории водохранилища и вдоль его береговой линии.

Одним из отмеченных видов пространственных паттерн, отражающих распределение химических показателей вдоль линии, соединяющей створа мониторинга, является последовательное увеличение величин этих показателей от п. Пирогово до п. Хлебниково. Примерами такого вида сезонных паттерн являются (нумерованы, в соответствии с нумерацией рис. 4): а) марганец (зима); б) азот (зима, весна); г) железо (зима, весна, лето); д) кадмий (зима, весна лето); е) нефтепродукты (зима, лето); ж) нитриты (зима, лето); з) растворенный кислород (весна, осень); и) фенолы (весна): к) ХПК (зима, осень); л) цинк (весна, лето).

Одним из основных факторов формирования такого рода паттерн в указанные сезоны (20 случаев из 44) может являться гидрохимический сток Канала им. Москвы. Это может выражаться в превышении приходящей с этим стоком соответствующей нагрузки над нагрузкой, формируемой в акватории КВ, а также гидрохимической нагрузкой, поступающей со стоком впадающей в него р. Клязьма.

Другой вид пространственных паттерн формируется в виде последовательного уменьшения величин химических показателей вдоль линии, соединяющей 4 створа мониторинга. Примерами такого вида сезонных паттерн являются: а) марганец (весна); в) $БПК_5$ (лето); д) кадмий (весна); ж) нитриты (осень); з) растворенный кислород (зима, лето); и) фенолы (зима, лето); л) цинк (осень). Исходя из логики предыдущего случая, зеркальные паттерны этого вида (9 из 44) формируются в результате противоположного отмеченному выше соотношению, связывающего гидрохимические нагрузки, поступающие по Каналу им. Москвы и р. Клязьма.

Третий вид пространственных паттерн формируется в результате близости величин химических показателей вдоль линии, соединяющей 4-е створа мониторинга. Примерами таких паттерн являются: в) $БПК_5$ (зима, осень);

и) фенолы (осень). Очевидно, что эти паттерны формируются при близких значениях гидрохимических нагрузок, поступающих по каналу им. Москвы и р. Клязьма.

Все остальные 12 случаев пространственного распределения величин химических показателей имеют более сложный вид, чем предыдущие. Примерами такого рода сезонных паттерн являются: а) марганец (лето, осень); б) азот (лето, осень); в) $БПК_5$ (весна); д) кадмий (осень); е) нефтепродукты (осень); з) растворенный кислород (весна); к) ХПК (весна, лето); л) цинк (весна, лето). Дополнительно можно отметить, что ряд попавших в эту группу пространственных паттерн отличаются от паттерн 1-ой и 2-ой групп рядом особенностей, которые могут быть интерпретированы, как воздействие локальных источников. Соответствующими примерами могут служить: а) марганец (осень, локальный источник у п. Болтино); б) азот (лето, локальный источник у п. Болтино; д) кадмий (осень, локальный источник у п. Болтино); е) нефтепродукты (осень, локальный источник у п. Болтино).

Очевидно, что в этом случае использование двух источников гидрохимического стока недостаточно для объяснения формирования соответствующих паттерн. Следовательно, можно предположить, что последний вид сезонных паттерн, связан или с влиянием иных факторов, нежели гидрохимический сток, поступающий в КВ по каналу им. Москвы и р. Клязьма, или с гидродинамическими особенностями мест мониторинга. Однако, поскольку проявления этого вида пространственных паттерн касаются лишь некоторых химических показателей, то последний из двух названных факторов, по-видимому, может не рассматриваться.

Представляет определенный интерес применение использованных выше 4-х видов пространственных паттерн для интерпретации результатов картографического моделирования годовых значений химических показателей. В этом случае, к 1-му виду могут быть отнесены: марганец; азот; $БПК_5$; железо; нефтепродукты. Нет химических показателей, которые могли бы быть отнесены ко 2-му виду. К 3-му виду могут быть отнесены: кадмий; нитриты; растворенный кислород; ХПК. И к 4-му виду могут быть отнесены: фенолы; цинк.

Выводы

Результаты пространственно-временного анализа данных мониторинга качества вод на 4-х створах КВ за период 2007-2017 гг. свидетельствуют о:

1. наличии группы химических показателей (марганец, медь, нитриты), значения которых во все четыре сезона года существенно превышают ПДК;

2. наличии группы химических показателей, превышение значений ПДК которых носит сезонный характер (железо общее, нефтепродукты, цинк, фенолы, растворенный кислород, $БПК_5$)

3. формировании устойчивых сезонных пространственных паттерн значений 70% химических показателей за счет гидрохимического стока, поступающего из канала им. Москвы и р. Клязьма;

4. влиянии других факторов, дополняющих гидрохимический сток, поступающий из канала им. Москвы и р. Клязьма, и оказывающих локальное воздействие на ряд химических показателей в теплое время года.

© Зейлигер А.М., Суховская Л.Н., Голубихина Ю.Б.,
Рубцова С.Е., Ермолаева О.С., 2018

МНОГОЛЕТНИЕ ТРЕНДЫ СОДЕРЖАНИЯ ГИДРОКАРБОНАТОВ В РЕЧНЫХ ВОДАХ И ИХ СВЯЗЬ С ПРОЦЕССАМИ ЗАКИСЛЕНИЯ

Даниленко А.О.[1], Косменко Л.С.[1], Кондакова М.Ю.[1], Коваленко А.А. [1,2]
[1]Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону;
[2]Институт наук о Земле ЮФУ, г. Ростов-на-Дону
E-mail: aldanilenko@gmail.com

Аннотация: в речных экосистемах высоких широт исследована многолетняя динамика показателя pH водной среды, а также сульфатов и гидрокарбонатов. Показано, что с 1986 года по настоящее время многолетние тренды демонстрируют небольшой, но статистически значимый прирост pH и концентраций гидрокарбонатов, а концентрации сульфатов характеризуются разнонаправленной динамикой. Выдвинуто предположение, что увеличение содержания гидрокарбонатов в северных реках может отражать глобальные климатические процессы, связанные с постепенным ростом парциального давления углекислого газа в атмосфере. В свою очередь, увеличение концентрации анионов слабых кислот в природных водах способствует повышению их буферной способности и снижает опасность техногенного закисления.

Ключевые слова: гидрокарбонат-ион, сульфат-ион, динамика pH, закисление речных вод, глобальное потепление.

LONG TERM TRENDS OF BICARBONATE CONTENT IN RIVERS AND THEIR RELATION WITH THE PROCESSES OF ACIDIFICATION

Danilenko A.O.[1], Kosmenko L.S.[1], Kondakova M.Yu.[1], Kovalenko A.A.[1,2]
[1] Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don;
[2]Institute of Earth Sciences, SFU, Rostov-on-Don

Abstract: the long-term trends of pH, sulfates and bicarbonates in the river ecosystems of high latitudes has been studied. It is shown that from 1986 to the present long-term tendencies show a small and statistically significant increase in pH and levels of bicarbonates, the sulfate'

levels are characterized by multidirectional dynamics. It has been suggested that an increase in the content of bicarbonates in northern rivers may reflect the global climatic processes associated with the gradual increase in the partial pressure of carbon dioxide in the atmosphere. In turn, an increase in the concentration of weak acid anions in natural waters helps to increase their buffer capacity and reduces the risk of technogenic acidification.

Keywords: bicarbonate, sulfate, pH dynamics, acidification of river waters, global warming.

Введение

В современный период концентрация углекислого газа в атмосфере демонстрирует устойчивый рост. Так, согласно графику Киллинга, в точке начала регулярных наблюдений в 1958 г. средняя концентрация CO_2 составляла 0,0315%, а в сентябре 2016 г. превысила 0,0400% [1]. Перспектива накопления CO_2 в земной атмосфере имеет важное значение для климата Земли, способствуя глобальному потеплению за счет парникового эффекта [2].

Углекислый газ атмосферы служит источником углерода для других геосфер. Рост его парциального давления в атмосфере может влиять на растворение в поверхностных водах и, как следствие, сопровождаться некоторой динамикой содержания угольной кислоты и её производных (карбонат- и гидрокарбонат-ионов). Карбонатная система, образуемая этими веществами, для многих типов природных вод имеет очень важное значение в формировании буферной способности и устойчивости к закислению. Гидрокарбонат-ионы нейтрализуют кислоты, попадающие в водоём с атмосферными осадками или образующиеся в результате жизнедеятельности организмов. Техногенные кислотообразующие вещества, попавшие в почвы, обедняют их и подстилающие породы обменными основаниями, снижают их поступление с водосбора, вытесняют слабые природные кислоты (гидрокарбонаты) и, как следствие, снижают pH вод. Наиболее чувствительны к ним северные маломинерализованные реки и озёра, в водах которых этих ионов практически нет [3].

Многочисленные работы (в частности, работы Т.И. Моисеенко, П.А. Лозовика) свидетельствуют, что такие процессы закисления обнаруживаются в озёрах Кольского полуострова [4,5]. Целью данного исследования стал вопрос, наблюдаются ли процессы закисления в речных экосистемах северных широт? Как ведут себя основные участники кислотно-основного равновесия этих экосистем в многолетнем аспекте? Полученные результаты имеют неоднозначный и достаточно дискуссионный характер.

Объекты и методы исследования

Объектами исследования стали 7 речных экосистем Кольского севера, приведенные в табл. 1. В работе использована гидрохимическая информация

наблюдательной сети Росгидромета. Для анализа были выбраны продолжительные временные ряды (с 1986 по 2015 гг.), позволяющие проанализировать многолетние изменения некоторых ключевых критериев закисления природных вод, используемых в мировой практике: динамика pH, содержание сульфат-иона, а также содержание гидрокарбонат-иона.

Таблица 1

Объекты исследования и количество измерений соответствующих показателей с 1986 по 2015 гг.

№ п/п	Река	Пункт наблюдений	Количество измерений		
			pH	HCO_3^-	SO_4^{2-}
1	Териберка	60км Серебрянской а/д	227	183	184
2	Печенга	ст.Печенга	357	176	183
3	Ура	с.Ура-Губа	243	179	179
4	Лотта	устье	189	189	187
5	Патсо-йоки	Борисоглебская ГЭС	172	173	167
6	Кола	исток	151	150	151
7	Акким	п.Приречный	189	189	187

Для оценки многолетних изменений первичная гидрохимическая информация прошла предварительную подготовку, которая заключалась в устранении непредставительных для выборки значений («выбросов») путем оценки положения крайних вариант ранжированного ряда относительно барьеров Тьюки, вычисленных по значениям квартилей вариационных рядов данных.

В подготовленных выборках анализировалась динамика перечисленных в табл. 1 показателей по коэффициенту корреляции Кендалла, который характеризовал меру связи между датой отбора и концентрацией вещества в пробе. Наличие статистически значимой прямой связи говорит о том, что более старым датам соответствуют более низкие концентрации вещества или значения pH в пробах, и наоборот. Направление связи, её сила и уровень p, при котором эту связь можно считать статистически значимой, приведены в табл. 2.

Полученные на первом этапе результаты привели к необходимости более детального анализа межгодовой динамики изучаемых показателей. Наиболее наглядным методом её изучения является регрессионный анализ с визуализацией получаемых результатов в виде графиков зависимостей (рис. 1 и 2). Для построения таких графиков были вычислены годовые медианные значения и

построены линейные тренды. Разумеется, аппроксимация линии тренда использованием простых функций далеко не всегда описывает действительную динамику изучаемого показателя, но в большинстве случаев этого достаточно для описания общей тенденции процесса.

Результаты и обсуждение

Кислотные выпадения и их негативные последствия - достаточно известный в науке феномен, детально освещённый в научной литературе. Несмотря на точку зрения, что для территории России этот процесс не характерен, многими исследованиями было показано, что антропогенное закисление вод проявилось в ряде регионов России – на Кольском полуострове, в Карелии, Архангельской и Вологодской областях [6].

В свете этих спорных точек зрения многолетняя динамика кислотности речной воды, как результирующий вектор действия всех кислотообразующих и кислотонейтрализующих агентов, демонстрирует постепенный рост (табл. 2, рис. 1). Характер этой динамики может быть плавным, как в рр. Териберка, Кола или Акким, а может быть скачкообразным, как в рр. Печенга и Патсо-Йоки. В среднем, прирост показателя pH, исходя из углов наклона линий регрессий к оси времени (рис. 1), невелик, но стабилен.

Вслед за динамикой pH было изучено поведение многолетних концентраций сульфат-иона – важного кислотообразующего аниона, избыточное поступление которого из антропогенных источников является одним из ключевых механизмов закисления поверхностных вод северных рек, а также гидрокарбонат-ионов, концентрации которых обеспечивают буферную способность природных вод.

В многолетнем аспекте динамика сульфатов может как отсутствовать (р. Териберка), так и снижаться (р. Патсо-йоки), однако чаще она демонстрирует умеренный рост, наиболее выраженный в воде р. Печенга. В отличие от сульфатов, концентрации гидрокарбонатов возрастают во всех изученных водных объектах, по всей видимости, внося свой вклад в синхронный рост pH.

Причины временно́й динамики сульфатов и гидрокарбонатов различны. В отличие от анионов угольной кислоты, изменчивость концентраций которых в поверхностных водах связывают, в основном, с природными факторами, на солевой оборот сульфатов в речных водах влияет множество антропогенных воздействий.

Таблица 2

Результаты корреляционного анализа многолетней динамики pH и концентраций в водной среде сульфатов и гидрокарбонатов

№ п/п	Река, пункт наблюдений	SO_4^{2-}	HCO_3^-	pH
1	Териберка, 60км Серебрянской а/д	-0,02 (p=0,62)	0,19 (p<0,001)	0,24 (p<0,001)
2	Печенга, ст.Печенга	0,19 (p<0,001)	0,22 (p<0,001)	0,26 (p<0,001)
3	Ура, с.Ура-Губа	0,13 (p<0,02)	0,23 (p<0,001)	0,29 (p<0,001)
4	Лотта, устье	0,17 (p<0,001)	0,25 (p<0,001)	0,21 (p<0,001)
5	Патсо-йоки, Борисоглебская ГЭС	-0,13 (p<0,02)	0,23 (p<0,001)	0,24 (p<0,001)
6	Кола, исток	0,12 (p<0,03)	0,59 (p<0,001)	0,13 (p<0,02)
7	Акким, п.Приречный	0,11 (p<0,03)	0,30 (p<0,001)	0,17 (p<0,001)

Основными источниками сульфатных ионов в природных водах являются [5]: вымывание из осадочных пород; выбросы соединений серы при вулканических извержениях; процессы отмирания и окисления веществ растительного и животного происхождения; привнос сульфатов дождевыми водами и морскими аэрозолями; сульфидные составляющие металлических руд, уголь и нефть, содержащие серу.

Выведение сульфат-ионов из солевого оборота поверхностных вод сравнительно невелико и обеспечивается химическими и биологическими механизмами, которые для речных экосистем высоких северных широт имеют малое значение [5]: химическими процессами, связанными с возможностью образования нерастворимых соединений с катионами кальция, и биогенным накоплением серы в гумусовых слоях. В результате дисбаланса солевого оборота под влиянием антропогенных факторов, в некоторых водных объектах действительно отмечается постепенное накопление в речных водах сульфат-ионов. В свою очередь, это повышает риск их закисления. Однако наблюдаемые тренды pH речных вод не позволяют убедительно судить об этом. Наблюдаемая динамика pH может быть, в некоторой степени, обусловлена аналогичными долгосрочными трендами анионов угольной кислоты.

При pH, характерных для изученных водных объектов, гидрокарбонаты являются основной формой углекислотных соединений. В природных условиях, в большинстве случаев, не HCO_3^-, H_2CO_3, CO_3^{2-} зависят от pH, а именно соотношение форм карбонатного равновесия определяет значение pH [2].

Увеличение концентраций гидрокарбонатов в речных водах, в свою очередь, может быть отражением глобальных процессов увеличения парциального давления диоксида углерода в земной атмосфере.

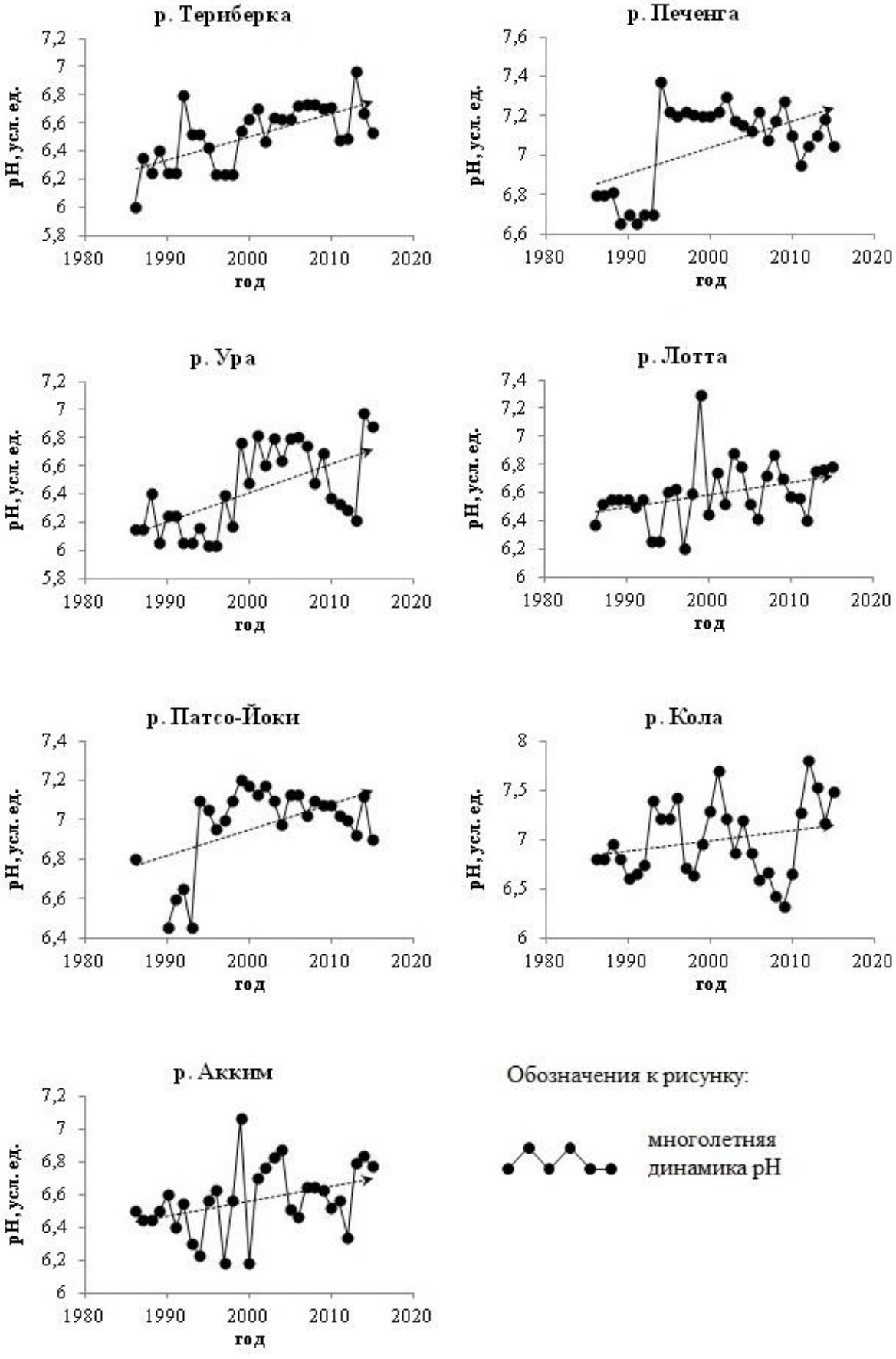


Рис. 1. Многолетняя динамика годовых медианных значений pH в северных реках

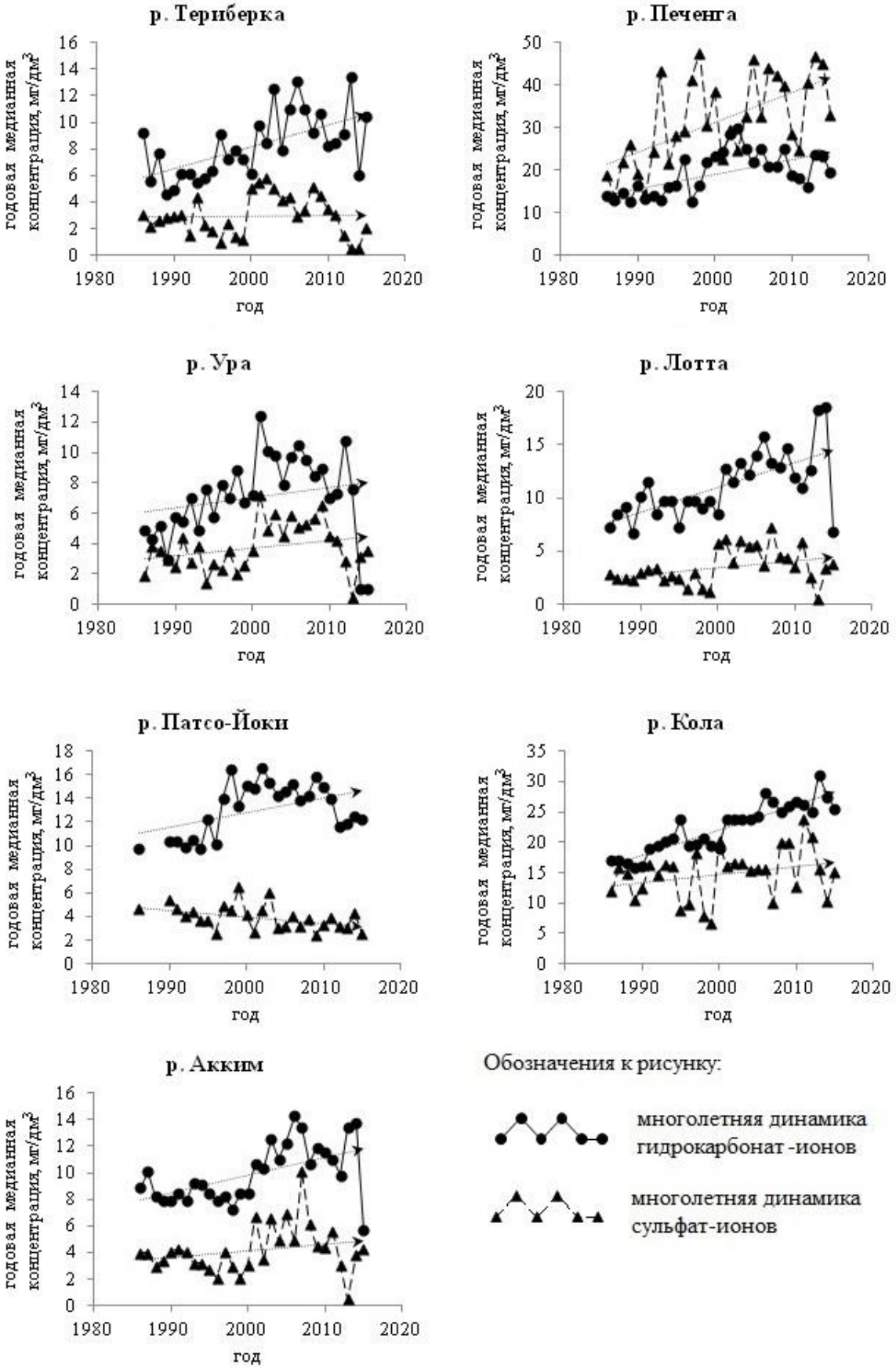


Рис. 2. Многолетняя динамика годовых медианных концентраций сульфатов и гидрокарбонатов в северных реках

Список литературы

1. https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html
2. Алекин О.А. Основы гидрохимии / О.А. Алекин. – Л: Гидрометеоиздат, 1970. – 444 с.
3. Моисеенко Т.И. Определение критических нагрузок кислотных выпадений для поверхностных вод / Т.И. Моисеенко // Водные ресурсы. – 2002. – Т.29. – № 3. – С. 322-329.
4. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А., Дину М.И. Закисление вод: уязвимость и критические нагрузки / Т. И. Моисеенко, Н.А. Гашкина, М.И. Дину. – М: URRS, 2016. – 393 с.
5. Лозовик П.А. Буферная емкость поверхностных вод как геохимический фактор их устойчивости к закислению / П.А. Лозовик, И.Ю. Потапова, Т.В. Банцевич // Геохимия. – 2007. – № 9. – С. 1022-1029.
6. Диагностический анализ состояния окружающей среды Арктической зоны Российской Федерации (Расширенное резюме). – Отв. редактор Б.А. Моргунов. – М.: Научный мир, 2011. – 200 с.
7. Гнусин Н.П. Прогноз увеличения стока сульфатных ионов рек территории Советского Союза до 2000 г. / Н.П. Гнусин // Гидрохимические материалы. Методы химического анализа и процессы самоочищения природных вод. – 1970. – Т. LIII. – С. 126.

© Даниленко А.О., Косменко Л.С.,
Кондакова М.Ю., Коваленко А.А., 2018

КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ВНЕШНЕЙ БИОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ В УСЛОВИЯХ РАЗЛИЧНОЙ ВОДНОСТИ

Кондратьев С.А., Шмакова М.В.
ИНОЗ РАН, СПб
E-mail: kondratyev@limno.org.ru

Аннотация. В работе представлены результаты детерминировано-стохастического моделирования биогенной нагрузки на Дудергофские озера и водохранилище Сестрорецкий Разлив (Санкт-Петербург). Рассчитаны параметры распределения стока, а также биогенной нагрузки и ее природной составляющей для лет различной водности. Показано, что существенное увеличение нагрузки можно ожидать в многоводные годы.

Ключевые слова: водосбор, биогенная нагрузка, обеспеченность, водность.

QUANTITATIVE ASSESSMENT OF EXTERNAL NUTRIENT LOAD ON WATER BODIES UNDER DIFFERENT HYDROLOGICAL CONDITIONS

Kondratyev S.A., Shmakova M.V.
Institute of Limnology RAS, SPb

Abstract. The results of the deterministic-stochastic modeling of the nutrient load on the Dudergofsky lakes and the Sestroretsky Razliv reservoir (St. Petersburg) are presented. The parameters of the runoff distribution, as well as the nutrient load and its natural component for

years with different hydrological conditions are calculated. It is shown, that a significant increase in the load can be expected in the years with high runoff.

Keywords: watershed, nutrient load, probability, water availability.

Основные положения. При решении задач, связанных с моделированием стока и биогенной нагрузки на водные объекты, одной из основных проблем, ограничивающих возможности калибровки и верификации модели и снижающих достоверность расчетов, является недостаток данных натурных наблюдений. И если метеорологические наблюдения отличаются достаточной продолжительностью и распространенностью, то наблюдения за гидрологическим режимом водных объектов часто бывают недостаточными. Известно, что в оценке биогенной нагрузки на водные объекты одним из основных аргументов является слой стока с водосбора. При этом, отсутствие регулярных наблюдений за стоком определяет сложность с расчетом выноса биогенных веществ с водосбора в годы различной водности, что часто создает проблемы при организации и планировании хозяйственной деятельности на водосборе.

В то же время, для решения широкого круга прикладных задач, связанных с оценкой возможных изменений стока и биогенной нагрузки в результате климатических изменений и антропогенной нагрузки, требуется оценка не только средних значений искомых величин, но и параметров функций их распределения, позволяющих рассчитывать соответствующие обеспеченности превышения. Средством решения такого рода задач могут служить детерминировано-стохастические (ДС) модели, включающие блок генерирования продолжительных рядов метеорологических элементов (стохастическую модель погоды – СМП), в качестве входа в последующие детерминированные блоки модели.

В ДС моделировании, выполняемом в рамках решения настоящей задачи, задействованы стохастическая модель погоды – СМП [1], модель формирования стока на водосборе – ILHM [2] и модель выноса фосфора с водосбора и формирования внешней фосфорной нагрузки на водоем – ILLM [2]. ДС моделирование стока и выноса фосфора с водосбора в условиях недостаточности данных гидрометрических наблюдений проводилось по следующим основным этапам:

1. Оценка параметров стохастической модели погоды для наблюденных рядов метеорологических элементов в изучаемом регионе (среднесуточная температура воздуха, суточные слои осадков, факт выпадения осадков), по данным наблюдений.

2. Генерирование рядов метеорологических элементов требуемой длины с параметрами, соответствующими современным климатическим условиям.

3. Пересчет суточных значений метеорологических элементов в среднемесячные значения.

4. Моделирование месячных слоев стока с водосбора по детерминированной модели формирования стока ILHM.

5. Пересчет среднемесячных значений слоя стока в среднегодовые значения.

6. Построение кривой распределения значений слоя стока с изучаемого водосбора в современных климатических условиях. Оценка параметров распределения слоя стока (среднего значения, среднего квадратичного отклонения и значений различной обеспеченности).

7. Моделирование среднегодового выноса фосфора с водосбора (с учетом составляющих) по детерминированной модели формирования нагрузки ILLM.

8. Построение кривой распределения значений выноса фосфора с изучаемого водосбора. Оценка параметров распределения среднегодового выноса фосфора с водосбора (среднего значения, среднего квадратичного отклонения и значений различной обеспеченности).

Итогом ДС моделирования в данном случае является набор кривых распределения и их параметров (среднего значения, среднего квадратичного отклонения и значений различной обеспеченности превышения) для суточных слоев осадков, среднемесячных слоев стока и среднегодового выноса фосфора с изучаемого водосбора в современных условиях.

Объекты моделирования. Объектами исследования в данной работе являются Дудергофские озера, расположенные на южной границе Санкт-Петербурга, и водохранилище Сестрорецкий Разлив – на северной границе города.

Дудергофские озера расположены в Красносельском районе Санкт-Петербурга вблизи посёлков Дудергоф и Виллози. Суммарная площадь трех озер составляет 0.83 км^2, водосбора – 55.6 км^2. Их берега являются зоной рекреации. Основная часть водосбора озер приходится на территории Ломоносовского и Гатчинского районов Ленинградской области. Указанные районы являются одними из наиболее развитых районов Ленинградской области в сфере сельскохозяйственного производства. Согласно данным космического наблюдения, в границах водосбора Дудергофских озер возделывается около 22.8 км^2 сельскохозяйственных земель. Здесь же расположены крупные животноводческие и птицеводческие объекты (табл. 1).

Таблица 1

Площади различных типов подстилающей поверхности водосбора (га) Дудергофских озер (по результатам автоматизированной классификации спутниковых изображений)

Тип поверхности	Дудергофское	Долгое	Безымянное	Вся система
Лес	827	21	59	907
Поля и луга	3305	25	76	3406
Застройка, асфальт, лишенные почвенно-растительного покрова участки местности	796	24	161	981
Внутриквартальная растительность, сады, смешанные территории	237	7	27	271
Общая площадь	5165	77	323	5565

Водохранилище Сестрорецкий Разлив создано в 1723 г. на р. Сестра вблизи ее устья для нужд Сестрорецкого оружейного завода. Площадь водоема составляет 10.03 км^2, водосбора – 566 км^2. Берега Разлива являются также зоной рекреации. Крупные сельскохозяйственные объекты на водосборе отсутствуют (табл. 2). Основными притоками являются р. Сестра с площадью водосбора 399 км^2 и Черная – 126 км^2. Пристальное внимание к водохранилищу, расположенному в курортно-оздоровительной зоне Санкт-Петербурга, обусловлено еще и тем, что оно используется как источник питьевого водоснабжения, что требует специального режима его эксплуатации. Одной из проблем мелководного Сестрорецкого Разлива является заиление [3].

Таблица 2

Структура подстилающей поверхности водосбора Сестрорецкого Разлива

Угодья	площадь всего водосбора, км^2	площадь водосбора р. Сестра, км^2	площадь водосбора р. Черная, км^2	площадь частного водосбора Сестрорецкого Разлива, км^2
Весь водосбор	543.5	351.7	150.5	41.3
Водные объекты (без озера)	4.6	2.8	1.8	0
Урбанизированные территории (поселки, дороги и пр.)	44.2	20.8	18.5	4.9
Естественные территория	476.8	319.0	125.7	32.1

Результаты моделирования. Оценка параметров СМП проводилась по осредненным данным наблюдений метеорологических станций, расположен-

ных в Ленинградской области за период 1983-2010 гг. На основании полученных параметров СМП сгенерированы ряды суточных значений метеорологических элементов – температуры воздуха и слоев осадков – продолжительностью 100 лет. По гидрологической модели были рассчитаны слои годового стока по реальной метеорологии и сгенерированным метеорологическим рядам. На рис. 1 приведены кривые распределения годовых слоев стока для Российской части частного водосбора Финского залива, а в табл. 3 – параметры распределения годовых слоев стока, полученных по реальным и сгенерированным метеорологическим рядам.

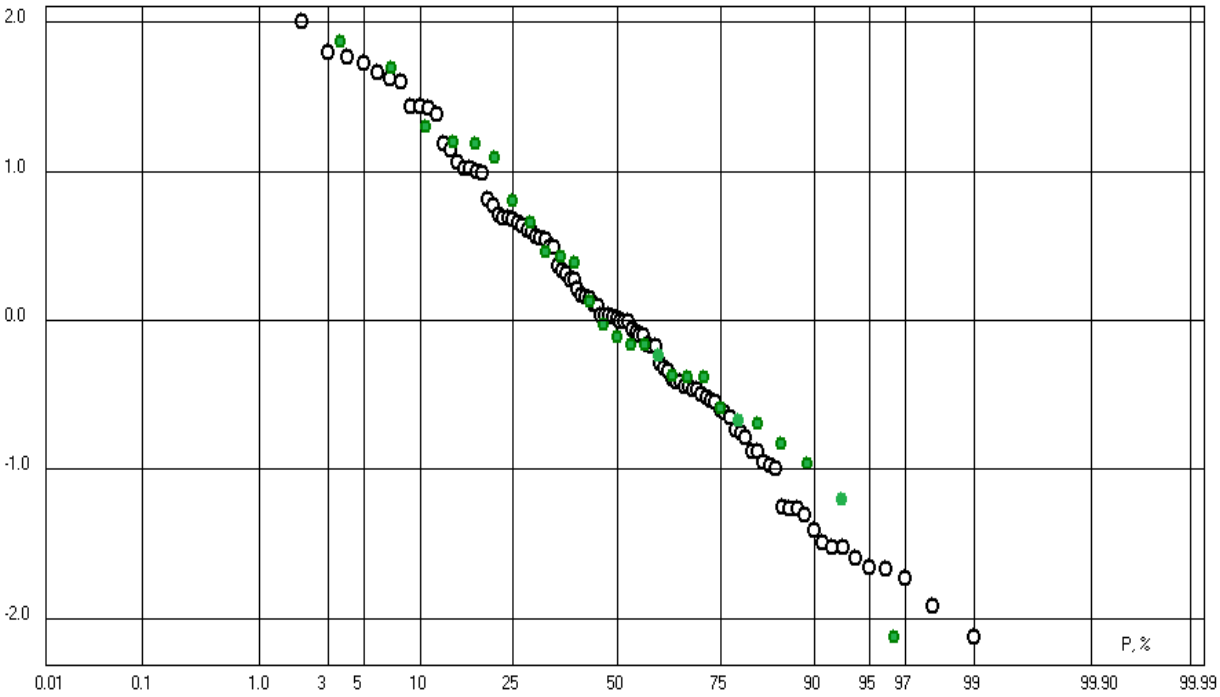


Рис. 1. Кривые распределения годовых слоев стока в Российской части частного водосбора Финского залива для реальной метеорологии (•) и сгенерированным метеорологическим рядам (о)

Таблица 3

Параметры распределения рассчитанных годовых слоев стока, мм/год

Гидрологическая характеристика	Среднее	Среднее квадратичное отклонение
Слои стока по реальным метеорологическим рядам	300	60
Слои стока по сгенерированным метеорологическим рядам	304	58

Как видно из табл. 3, параметры распределения годового стока, рассчитанного по сгенерированным метеорологическим рядам, хорошо соответствуют параметрам распределения годового стока, вычисленного по наблюденной метеорологии. Таким образом, полученные по СМП метеорологические ряды могут служить основой для уточнения параметров распределения значений биогенной нагрузки, прежде всего, при недостаточности данных наблюдений за стоком и оценки параметров распределения при изменении условий формирования стока на водосборе.

В табл. 4 представлены результаты ДС моделирования биогенной нагрузки, ее диффузной LP_{dif} и природной (фоновой) LP_{nat} составляющих для исследуемых водосборов, рассчитанные по имеющимся данным об интенсивности источников поступления биогенных веществ. Биогенная нагрузка на водные объекты рассчитана для многоводных (обеспеченностью 1 и 5%) и маловодных (обеспеченностью 95 и 99%) лет. Из приведенных результатов следует, что существенное увеличение нагрузки можно ожидать в многоводные годы, что объясняется прямой связью значений биогенной нагрузки и стока.

Расчеты также показали, что удельная фосфорная нагрузка на единицу площади акватории Дудергофских озер, составляющая 1.22 т/км^2, превышает аналогичную величину для Сестрорецкого Разлива (0.99 т/км^2). Причиной является различная степень сельскохозяйственной освоенности водосборов.

Таблица 4

Результаты ДС моделирования фосфорной нагрузки, сформированной на водосборах Дудергофских озер и водохранилища Сестрорецкий Разлив

	$X_{ср}$	σ	$X_{1\%}$	$X_{5\%}$	$X_{25\%}$	$X_{75\%}$	$X_{95\%}$	$X_{99\%}$
Дудергофские озера								
LP_{dif}, т/год	1.01	0.18	1.46	1.30	1.12	0.89	0.71	0.56
LP_{nat}, т/год	0.52	0.12	0.80	0.71	0.60	0.44	0.33	0.26
Сестрорецкий Разлив								
LP_{dif}, т/год	9.99	0.99	13.96	11.59	8.30	5.96	4.33	13.96
LP_{nat}, т/год	8.43	0.80	11.61	9.75	7.08	5.14	3.80	11.61

Выводы. Перспективы развития ДС моделирования в области изучения процессов стока с водосбора состоят, прежде всего, в совершенствовании методов детерминированной оценки процессов стокообразования на различных

частях водосбора и в русловой сети. Прогресс в этом вопросе зависит от существенной перестройки и совершенствования системы мониторинга водных объектов, а также проведения специальных натурных исследований с целью уточнения параметров модели. Перспективы практического использования ДС моделирования заключаются в возможности планирования хозяйственной деятельности на водосборе, в соответствии с водностью, а также с учетом изменений условий формирования стока, отсутствия или недостатка данных гидрометрических наблюдений.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИНОЗ РАН по теме № 0154-2018-0003 (№ гос. регистрации: № 01201363379) при частичном финансовом обеспечении за счет средств федерального бюджета.

Список литературы

1. Кондратьев С.А. Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования / С.А. Кондратьев. – СПб.: Наука, 2007. – 255 с.
2. Шмакова М.В. Стохастическая Модель Погоды в системе детерминировано – стохастического моделирования характеристик стока / Автореф. дисс... канд. техн. наук. – СПб, ГГИ, 2000. – 25 с.
3. Водные объекты Санкт-Петербурга / под ред. С.А. Кондратьева, Г.Т. Фрумина. – СПб.: Символ, 2002. – 348 с.

© Кондратьев С.А., Шмакова М.В., 2018

СОСТАВ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПРИРОДНЫХ ВОД БАССЕЙНА Р. КУРАГАН (ГОРНЫЙ АЛТАЙ)

Бородина Е.В.*, *Бородина У.О.
Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, г. Новосибирск
E-mail: borev@igm.nsc.ru

Аннотация: Представлены результаты по количественному определению методом ИСП-МС 59 элементов в воде малых рек и озер бассейна р. Кураган. Вода в бассейне Курагана ультрапресная, нейтральная до слабощелочной, относится к кальциевой группе. В некоторых водных объектах наблюдается незначительное превышение в питьевой воде ПДК по тяжелым металлам – Hg, Tl, Pb.

Ключевые слова: малые реки, тяжелые металлы, питьевая вода, Горный Алтай

COMPOSITION AND ENVIRONMENTAL STATE OF NATURAL WATER OF THE KURAGHAN RIVER BASIN (ALTAI MOUNTAINS)

Borodina E.V.*, *Borodina U.O.
VS Sobolev Institute of Geology and Mineralogy Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Novosibirsk

Abstract: The ICP-MS results of 59 elements in the water of small rivers and lakes in the Kuraghan river basin are presented. Water in the Kuragan basin is ultra-fresh, neutral to slightly alkaline, refers to the calcium group. In some water bodies there is a slight excess of MPC in drinking water for heavy metals - Hg, Tl, Pb.

Keywords: small rivers, heavy metals, drinking water, Altai Mountains

Река Иолго (Верхний Кураган) представляет собой естественную границу, разделяющую территории Катунского биосферного заповедника и Природного парка “Белуха”, а р. Кураган является западной границей парка. Озеро Изумрудное и р. Казаниха находятся в пределах Катунского заповедника, р. Кара-Айры ограничивает заповедник с севера. Таким образом, актуальность данного исследования связана с необходимостью экологического мониторинга особо охраняемых природных территорий Горного Алтая.

Представлены результаты по количественному определению методом ИСП-МС 59 элементов в воде малых рек и озер бассейна р. Кураган. Концентрации растворенных форм металлов были определены методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS), относительная погрешность не превышала 10%. Анализы выполнены на масс-спектрометре высокого разрешения ELEMENT фирмы Finnigan MAT (Германия) в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований ИГМ СО РАН (Новосибирск), аналитик Николаева И.В., и на квадрупольном масс-спектрометре с индуктивно-связанной плазмой Agilent 7500a (США) и атомно-абсорбционном спектрофотометре AA280FS (США) в ИХТТМ СО РАН (Новосибирск), аналитик Шацкая С.С.

Отбор проб воды проводился с 18 по 21 августа 2016 г. и с 21 по 23 июля 2017 г. Пробы отбирались, в соответствии с нормативными документами [1, 3, 7] в местах максимального водообмена – в зоне прибоя или течения, на открытой воде, вдали от застойных прибрежных зон, не допуская взмучивания осадка донных отложений на расстоянии 1-3 м от берега, с глубины 0.5 м, чтобы уменьшить влияние неоднородности концентраций микроэлементов по площади поверхности и глубине озера. Пробы 2016 г. отбирали в чистую одноразовую полиэтиленовую посуду, согласно [1, 4, 5, 6], пробы 2017 г. – в стерильные одноразовые полипропиленовые пробирки производства фирмы “Corning” (США). Емкости и крышки предварительно ополаскивали не менее трех раз отбираемой для анализа водой [2, 3]. На месте отбора пробы фильтровали через мембранные фильтры и консервировали очищенной азотной кислотой, которая использовалась в дальнейшем при выполнении масс-спектрального анализа этих образцов. Для фильтрации применялись одноразовые шприцевые фильтрующие насадки Minisart NML производства фирмы “Sartorius”

(Германия) с размером пор 0.45 мкм. Фильтрат подкислялся до pH менее 2 из расчета 3-5 мл концентрированной азотной кислоты на 1 л пробы, согласно [4, 5, 7]. Пробы транспортировали в темных контейнерах, хранили в прохладном месте, анализировали менее чем через 1 мес. с момента отбора, в соответствии с [1, 4, 5].

В табл. 1 приведены основные физико-химические характеристики, а в табл. 2 – содержания растворенных форм элементов в водных объектах бассейна р. Кураган. Согласно результатам, вода в бассейне Курагана ультрапресная, нейтральная до слабощелочной, относится к кальциевой группе.

Таблица 1

Физико-химические показатели водных объектов

Показатели	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
	В-11-16	В-13-17	б/Обр-1-16	В-10-17	В-11-17	В-12-17	б/Обр-2-16	В-14-17	В-15-17
t возд., оС	-	15,8	22	-	15,6	15,8	22	15,3	20,8
t воды, оС	5,3	10,8	10,5	-	12,5	12,7	11,6	11,6	12,3
Минер., ppm	27,5	20,3	22,7	9,3	10,2	15,6	17,5	13,4	17,7
Эл.пров.,мкСм	42,7	31,4	35,3	14,6	16,4	24,4	27,4	21,1	27,2
pH	8,0	7,3	8,0	8,4	7,7	7,3	7,9	7,5	7,3
ОВП (Eh), мВ	181	140	182	165	65	100	179	120	123
Показатели	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**
	б/Обр-3-16	В-16-17	б/Обр-4-16	б/Обр-3-17	В-12-16	В-19-17	В-13-16	В-17-17	В-18-17
t возд., оС	20	20,8	20	12	-	14,2	-	14,2	-
t воды, оС	10,3	13,5	11,4	9,4	-	13,0	-	13,7	-
Минер., ppm	20,1	9,8	11,4	9,2	7,8	6,8	8,2	6,7	6,2
Эл.пров.,мкСм	31,5	15,3	17,7	14,6	12,4	10,5	12,8	10,5	10,3
pH	8,0	7,7	7,8	7,9	7,1	8,5	7,2	8,5	8,2
ОВП (Eh), мВ	187	140	182	126	185	142	183	117	162

Пояснения: б/Обр-1 - физико-химические показатели водных объектов исследованы без отбора проб. Минер., ppm - минерализация; эл. пров., мкСм - электропроводность, микросименс; pH – величина водородного показателя, ОВП (Eh), мВ - окислительно-восстановительный потенциал (редокс-потенциал), милливольт. Номера в таблице соответствуют следующим образцам: 1 – р. Южная Иолдо (Верхний Кураган); 2, 3 – р. Иолдо (Верхний Кураган), кордон Катунского заповедника, устье р. Казиниха; 4 – пер. Казинихинский, снег, фирн; 5 – оз. Изумрудное, исток р. Казаниха; 6, 7 – р. Казаниха, устье, кордон Катунского заповедника; 8 – р. Кара-Айры (Левая Осиновка), устье; 9, 10 – р. Кураган, устье р. Ешту; 11, 12 – р. Ешту, устье; 13 – ручей, левый приток р. Ешту; 14 – р. Ешту, верхнее течение, водопад; 15 – оз. Алла-Аскыр, восточный берег, исток р. Ешту; 16 – оз. Алла-Аскыр, северо-восточный берег; 17 – оз. Алла-Аскыр, юго-восточный берег; 18 – оз. Алла-Аскыр, юго-восточный берег, снег, фирн.

Содержания растворенных форм элементов в воде бассейна Курагана в некоторых случаях выше ПДК для водных объектов рыбохозяйственного значения [8]: в р. Южная Иолдо – по Al (8.0 ПДК), Mn (1.4 ПДК), Fe (3 ПДК), Cu (2.2 ПДК), Zn (5.1 ПДК), Pb (1.3 ПДК); в р. Иолдо, оз. Изумрудное и р. Казаниха – по Hg (35 ПДК); в р. Кара-Айры – по Al (2.1 ПДК), Fe (1.4 ПДК), Cu (1.6 ПДК); в р. Кураган – по Al (1.3 ПДК) и Cu (2.0 ПДК); в р. Ешту – по Al (4.0 ПДК), Fe (1 ПДК), Cu (5.8 ПДК), Zn (1.2-1 ПДК); в составе снега и фирна пер. Казинихинский – по Al (3.5 ПДК), Fe (1.5 ПДК), Cu (1.7 ПДК), Zn (4.4 ПДК); в составе снега и фирна оз. Алла-Аскыр, юго-восточный берег – по Al (3.3 ПДК) и Fe (1.9 ПДК).

Было зафиксировано превышение ПДК в питьевой воде в р. Южная Иолдо – по Al (3.2 ПДК [9]), Fe (1 ПДК [9, 10, 11]) и Pb (1.6 ПДК [9]); в р. Иолдо, оз. Изумрудное и р. Казаниха – по Hg (1.8 ПДК [9]) и Tl (5.5-3.7 ПДК [10, 11]); в р. Кара-Айры – по Tl (5.5 ПДК [10, 11]); в р. Кураган – по Tl (4.2 ПДК [10, 11]); в р. Ешту – по Al (1.6 ПДК [9]) и Tl (3.6 ПДК [10, 11]); в оз. Алла-Аскыр – по Tl (3.8 ПДК [10, 11]); в составе снега и фирна пер. Казинихинский – по Al (1.4 ПДК [9]) и Tl (3.9 ПДК [10, 11]); в составе снега и фирна оз. Алла-Аскыр, юго-восточный берег – по Al (1.3 ПДК [9]) и Tl (1.7 ПДК [10, 11]).

Таблица 2

Результаты ИСП-МС определения содержания растворенных форм элементов в водных пробах, мкг/л

Компонент	**1** В-11-16	**2** В-13-17	**3** В-10-17	**4** В-11-17	**5** В-12-17	**6** В-14-17	**7** В-15-17	**8** В-16-17	**9** В-12-16
Li	-	0,26	0,35	0,20	0,26	0,34	0,39	0,76	-
Be	<0,05	-	-	-	-	-	-	-	<0,05
Na	522	-	-	-	-	-	-	-	389
Mg	724	-	-	-	-	-	-	-	185
Al	321	8	140	15	12	84	53	160	12*
Si	1045	1300	290	480	1100	1300	2000	1200	623
P	27	-	-	-	-	-	-	-	4,4*
K	578	-	-	-	-	-	-	-	300
Ca	7036	-	-	-	-	-	-	-	1350*
Sc	0,01*	0,31	0,08	0,03	0,22	0,12	0,12	0,09	<0,01
Ti	3,0	-	1,2	-	-	6,3	1,5	4,4	<1
V	0,70	0,14	0,32	0,14	0,15	0,26	0,23	0,15	<0,1
Cr	0,7	-	0,5	-	-	-	-	2,1	<0,2
Mn	14,2	0,5	3,8	0,8	0,5	3,5	3,8	2,5	0,6
Fe	303	26	150	30	34	140	45	100	8,6*
Co	0,21	-	0,18	-	-	-	0,06	0,05	<0,05
Ni	<0,5	0,3	1,1	-	0,4	1,2	9,8	5,8	<0,5

Cu	2,2	0,9	1,7	0,6	0,4	1,6	2,0	5,8	<0,25
Zn	51,3	1,0	44,0	2,4	-	1,7	6,4	12,0	10,2
Ga	-	0,12	0,06	0,18	0,06	0,30	0,12	0,96	-
Ge	-	-	-	-	-	0,15	-	0,18	-
Se	-	3,2	15,0	-	6,9	9,6	13,0	16,0	-
Br	-	7,5		8,3	2,8	6,3	11,0	7,1	-
Rb	0,75	0,33	1,20	0,32	0,44	0,69	0,44	0,37	0,37
Sr	51,3	20,0	0,6	7,5	11,0	8,5	16,0	7,2	5,7
Y	-	-	0,09	-	0,02	0,05	0,03	0,07	-
Zr	-	-	0,15	-	-	-	-	0,63	-
Nb	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-
Mo	0,31	0,39	0,16	0,19	0,52	0,65	0,72	16,0	0,54
Ag	-	-	-	-	-	-	-	6,5	-
Cd	0,026*	-	-	-	-	-	-	-	<0,01
In	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-
Sn	<0.01	-	-	-	-	-	0,22	1,20	<0.01
Sb	0,37	-	0,17	-	-	-	-	0,52	1,13
Te	0,01	-	-	-	-	-	-	-	<0,001
I	-	1,3	1,1	1,8	2,7	1,8	1,4	1,4	-
Ba	7,6	2,1	1,6	1,3	2,5	3,6	2,1	15,0	1,2
La	-	0,16	0,28	0,21	-	0,49	1,90	4,50	-
Ce	-	0,10	0,54	0,20	0,03	0,17	0,03	0,39	-
Pr	-	-	0,03	0,03	-	0,03	-	-	-
W	0,02*	-	-	-	0,33	-	-	0,24	0,05
Re	-	0,23	0,18	0,37	0,14	0,31	0,23	0,23	-
Pt	-	-	-	0,15	-	-	-	-	-
Au	<0,001	-	-	-	-	-	-	0,15	<0,001
Hg	<0,05	0,35	-	0,35	0,35	-	-	-	<0,05
Tl	-	0,47	0,39	0,37	0,55	0,55	0,42	0,36	-
Pb	8,0	1,1	4,2	0,4	0,5	0,5	1,9	7,7	0,2
Bi	0,03	0,07	0,12	0,07	0,18	-	0,08	0,62	0,00
Th	-	-	0,04	0,05	-	-	-	0,04	-
U	0,20	0,10	-	-	0,27	0,21	0,14	0,06	0,04
Компонент	**10** В-19-17	**11** В-13-16	**12** В-17-17	**13** В-18-17	**14** ПО-16	**15** ПО-17	**16** Приказ	**17** ПДК	**18** Высшая
Li	0,19	-	0,04	0,26	-	0,001	80	30[1,2]	30
Be	-	<0,05	-	-	0,05	0,01	-	-	-
Na	-	290	-	-	10	-	120000	200000[1-3]	20000
Mg	-	163	-	-	3	-	40000	50000[2]	5000-50000
Al	1,4	17,3	-	130	5	1	40	200[2]	100
Si	560	484	640	280	100	0,001	-	10000[1,2]	10000
P	-	3,1*	-	4,5	2	1	50 [1]	3500[1,2]	-

K	-	274	-	-	30	-	10000[2]	12000[3]	2000-20000
Ca	-	1318*	-	-	500	-	180000	100000[3]	25000-80000
Sc	-	<0,01	-	0,12	0,01	0,001	-	-	-
Ti	1,6	<1	0,4	3,5	1	0,001	60	100[2]	-
V	-	0,1*	-	0,3	0,1	0,01	1	100[1,2]	-
Cr	-	<0,2	-	0,19	0,2	0,001	20	50[1,2,4]	30
Mn	1,2	0,7	0,2	3,6	0,2	0,001	10	100[1,2]	50
Fe	35	5,9*	6,5	190	5	0,1	100	300[1,2]	300
Co	0,09	<0,05	0,10	0,15	0,05	0,01	10	100[1,2]	100
Ni	-	<0,5	-	-	0,5	0,1	-	-	-
Cu	-	<0,25	-	-	0,25	0,1	1	1000[1,4]	1000
Zn	-	4,8	-	-	1	1	10	1000[2]	3000
Ga	-	-	-	0,05	-	0,001	-	-	-
Ge	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Se	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Br	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Rb	0,31	0,37	0,23	0,78	0,1	0,001	100	100[1,2]	–
Sr	3,1	5,2	3,2	-	1	1	400	7000[1,2]	7000
Y	0,08	-	0,10	0,16	-	0,001	-	-	-
Zr	-	-	-	0,02	-	0,001	-	-	-
Nb	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Mo	-	0,48	-	-	0,01	0,01	1	70[4]	70
Ag	-	-	-	-	0,01	0,01	-	50[1,2]	25
Cd	0,18	0,026*			0,01	0,005	5	1[1,2]	1
In	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Sn	-	<0.01	-	-	0,01	0,005	-	-	-
Sb	-	0,80	-	-	0,005	0,005	-	5[2]	5
Te	-	0,03	-	-	0,001	0,0005	-	10[1]	-
I	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Ba	-	1,1	-	-	0,1	0,1	740	100[1]	100
La	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Ce	0,36	-	0,61	0,91	-	0,001	-	-	-
Pr	0,04	-	0,02	0,08	-	0,001	-	-	-
Nd	0,34	-	0,24	0,56	-	0,001	-	-	-
Sm	-	-	-	0,05	-	0,001	-	24[1]	-
Eu	-	-	0,02	0,02	-	0,001	-	300[1]	-
Gd	-	-	0,05	0,07	-	0,001	-	-	-
Tb	-	-	-	0,01		0,001			
Dy	-	-	-	0,03	-	0,001	-	-	-
Er	-	-	-	0,03	-	0,001	-	-	-
Yb	0,04	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Ta	0,01	-	0,09	-	-	0,001	-	-	-
W	-	0,04	-	-	0,01	0,005	0,8	50[1,2]	–

Re	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Pt	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
Au	-	<0,001	-	-	0,001	0,0005	-	-	-
Hg	-	<0,05	-	-	0,05	0,005	0,01	0,5[1,2]	0,2
Tl	0,09	-	0,38	0,17	-	0,001		0,1[1,2]	
Pb	0,66	0,05*	-	5,00	0,05	0,01	6	10[2]	5
Bi	0,81	<0,001	0,93	0,95	0,001	0,0005	-	100[1,2]	-
Th	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-
U	0,09	0,07	-	0,01	0,001	0,001	-	15[4]	-

Погрешность определения не превышает 10%. * Концентрации элементов близки к пределу обнаружения, погрешность до 100% (данные по содержанию этих элементов следует считать оценочными). Анализы 1, 9, 11 выполнены на масс-спектрометре высокого разрешения ELEMENT фирмы Finnigan MAT (Германия) в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований ИГМ СО РАН (Новосибирск), аналитик Николаева И.В., анализы 2-8, 10, 12, 13 выполнены на квадрупольном масс-спектрометре с индуктивно-связанной плазмой Agilent 7500a (США) и атомно-абсорбционном спектрофотометре AA280FS (США) в ИХТТМ СО РАН (Новосибирск), аналитик Шацкая С.С. Номера в таблице соответствуют следующим образцам: 1 – р. Южная Иолдо (Верхний Кураган); 2 – р. Иолдо (Верхний Кураган), кордон Катунского заповедника, устье р. Казиниха; 3 – пер. Казинихинский, снег, фирн; 4 – оз. Изумрудное, исток р. Казаниха; 5 – р. Казаниха, устье, кордон Катунского заповедника; 6 – р. Кара-Айры (Левая Осиновка), устье; 7 – р. Кураган, устье р. Ешту; 8 – р. Ешту, устье; 9 – р. Ешту, верхнее течение, водопад; 10 – оз. Алла-Аскыр, восточный берег, исток р. Ешту; 11 – оз. Алла-Аскыр, северо-восточный берег; 12 – оз. Алла-Аскыр, юго-восточный берег; 13 – оз. Алла-Аскыр, юго-восточный берег, снег, фирн, 14 – ПО-16 – пределы обнаружения для анализов, выполненных в 2016 г. (В-11-16 – В-13-16); 15 – ПО-17 - пределы обнаружения для анализов, выполненных в 2017 г. (В-10-17 – В-19-17); 16 – Приказ Росрыболовства [8]: 1 – полифосфаты (олиготрофные водоемы), 2 – для водоемов с минерализацией до 100 мг/л; 17 – ПДК питьевой воды согласно: 1 – СанПиН 2.1.4.1074-01, 2002 [10]; 2 – ГН 2.1.5.1315-03, 2003 [11]; 3 – Директиве 80/778/ЕС, 1980 [12] и Директиве 98/83/ЕС, 1998 [13]; 4 - ГН 2.1.5.2280-07 (изменения к ГН 2.1.5.1315-03) [14]; 18 – СанПиН 2.1.4.1116-02: нормативы качества расфасованных питьевых вод, высшая категория, не более [9]. Подчеркнуты показатели, превышающие ПДК.

Список литературы

1. Р 52.24.353-2012 Отбор проб поверхностных вод суши и очищенных сточных вод. Рекомендации. – Ростов-на-Дону: ГУ ГХИ, Росгидромет, 2012.

2. МУ 4.1. 1469-03 Атомно-абсорбционное определение массовой концентрации ртути в питьевой, природных и сточных водах: Методические указания. – М., 2003.
3. Борисова Е.А. Анализ воды: методическое пособие / Е.А. Борисова. – Ижевск: изд-во "Удмуртский университет", 2013. – 30 с.
4. ГОСТ 31861-2012 Вода. Общие требования к отбору проб. Межгосударственный стандарт. – М., 2014.
5. ГОСТ 31870-2012 Вода питьевая. Определение содержания элементов методами атомной спектрометрии. Межгосударственный стандарт. – М.: Стандартинформ, 2013.
6. Карандашев В.К. Использование метода масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой в элементном анализе объектов окружающей среды / В.К. Карандашев, А.Н. Туранов, Т.А. Орлова, А.Е. Лежнев, С.В. Носенко, Н.И. Золотарева, И.Р. Москвина // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. – 2007. – Т. 73. № 1. – С. 12-22.
7. МУ 1.2. 2743-10 Порядок отбора проб для выявления и идентификации наноматериалов в водных объектах. Методические указания. – М., 2010.
8. Приказ Федерального агентства по рыболовству от 18.01.2010 № 20 "Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения". – М., 2010.
9. СанПиН 2.1.4.1116-02 Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды, расфасованной в емкости. Контроль качества. Санитарно - эпидемиологические правила и нормативы. – М., 2002.
10. СанПиН 2.1.4.1074-01 Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. – М., 2002.
11. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Гигиенические нормативы. – М., 2003.
12. Директива 80/778/ЕЕС от 15.07.1980 о качестве питьевой воды, предназначенной для употребления человеком // Журнал Европейского Сообщества. – 1980. – L229. – С. 11-29.
13. Директива 98/83/ЕС от 03.11.1998 о качестве воды, предназначенной для употребления человеком // Журнал Европейского Сообщества. Официальный Бюллетень. – 1998. – OJ L 330. – 23 с.
14. ГН 2.1.5.2280-07 Предельно допустимые концентрации химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Дополнения и изменения № 1 к ГН 2.1.5.1315-03. – М., 2007.

© Бородина Е.В., Бородина У.О., 2018

ЗОНАЛЬНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ОЗЕРНЫХ И БОЛОТНЫХ ВОД ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ И ПРИБАЙКАЛЬЯ (НА ПРИМЕРЕ ТИПОВЫХ САПРОПЕЛЕВЫХ ОЗЕР И ВЕРХОВЫХ БОЛОТ)

Леонова Г.А., Мальцев А.Е., Кривоногов С.К.
Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, г. Новосибирск
E-mail: leonova@igm.nsc.ru

Аннотация. В ряду исследованных озер, в зависимости от ландшафтных условий, по величине минерализации озерные воды дифференцируются на ультрапресные 3,4–

86 мг/л (Котокель и Очки), пресные 112–227 мг/л (Духовое и Минзелинское) и солоноватые 1081–2098 мг/л (Большие Тороки и Иткуль). Преобладающий в озерах Минзелинское, Котокель, Духовое и Очки ион Ca^{2+} сменяется в озерах Большие Тороки и Иткуль на ионы Na^{+} и Mg^{2+}. Происходит смена гидрохимического состава озерных вод от гидрокарбонатных кальциевых (Минзелинское, Котокель и Духовое) через гидрокарбонатно-хлоридные натриево-магниевые (Большие Тороки) к гидрокарбонатно-хлоридным натриевым (Иткуль). Минерализации воды Выдринского верхового болота (гольцовая таежная ландшафтная зона Прибайкалья) существенно ниже таковой Убинских и Шерстобитовкого верховых болот (лесостепная ландшафтная зона Западной Сибири).

Ключевые слова: верховые болота, сапропелевые озера, ландшафтные зоны.

ZONAL CHARACTERISTICS OF THE CHEMICAL COMPOSITION OF THE LAKE AND SWAMP WATER IN THE SOUTH OF WESTERN SIBERIA AND TRANSBAIKAL (ON THE EXAMPLE OF TYPICAL SAPROPEL LAKES AND UPLAND SWAMPS)

Leonova G.A., Maltsev A.E., Krivonogov S.K.
Sobolev Institute of Geology and Mineralogy of SB RAS, Novosibirsk

In a number of lakes studied, depending on the landscape conditions, the lake water is differentiated into ultra-fresh 3,4-86 mg / l (Kotokel and Ochki), fresh 112-227 mg / l (Dukhovoye and Minzelinsky) and brackish 1081-2098 mg / l (Great Toroki and Itkul). The predominant in the lakes Minzelinskoye, Kotokel, Dukhovoye, and Ochki lakes Ca2+ ion is replaced by Na+ and Mg2+ ions in the Great Torok and Itkul lakes. There is a change in the hydrochemical composition of the lake waters from bicarbonate calcium (Minzelinsky, Kotokel and Dukhovoye) through hydrocarbonate-chloride sodium-magnesium (Big Toroki) to bicarbonate-chloride sodium (Itkul). The mineralization of the water in the Vydrinsky Upland Swamp (the taiga landscape zone of the Baikal region) is much lower than that of the Ubinskoe and Sherstobitovskoe Upland Swamp (the forest-steppe landscape zone of the Western Siberia).

Keywords: Upland Swamp, sapropel lakes, landscape zones

Геоморфологические, ландшафтно-геохимические и климатические особенности территорий расположения озер и болот определяют химический состав и минерализацию их вод [1]. С целью изучения зональных особенностей химического состава озерных и болотных вод были выбраны типовые для юга Западной Сибири малые сапропелевые озера – Большие Тороки, Иткуль (лесостепная ландшафтная зона), Минзелинское (подзона южной подтайги северной лесостепной ландшафтной зоны) и верховые болота – Убинское Горелое, Большое Убинское и Шерстобитовское (лесостепная ландшафтная зона). В пределах территории Прибайкалья, в небольшой отдаленности от оз. Байкал, выбраны так называемые малые прибрежные байкальские озера – Духовое, Котокель – Очки с сапропелевым типом осадконакопления и верховое болото Выдринское (гольцовая, таежная, горная ландшафтная зона).

Гидрохимический анализ (определение содержания анионов HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, NO_2^-, PO_4^{3-}) в озерных и болотных водах проводили комплексом общепринятых методов [2, 3, 4] в Лаборатории контроля качества природных и сточных вод ФГУ «ВерхнеОбьрегионводхоз». Определение содержания катионов K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} проводили методом атомно-абсорбционной спектрометрии (ААС) в ЦКП Института геологии и минералогии СО РАН по методике [5].

Основной ионный состав поверхностных вод исследуемых озер юга Западной Сибири. Воды оз. Минзелинское по преобладающим ионам относятся к гидрокарбонатному классу группе кальция [6], по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,200 В, растворенный O_2 – 4,3 мг/л), по щелочно-кислотным условиям – к классу нейтральных и слабощелочных (pH = 8,3), по величине общей минерализации (227 мг/л) – к семейству пресных вод (табл. 1) [1].

Таблица 1

Основные гидрохимические показатели поверхностных вод озер юга Западной Сибири

Показатель	Ландшафтная зона		
	Лесостепная		Подзона южной подтайги северной лесостепной зоны
	Оз. Большие Тороки	Оз. Иткуль	Оз. Минзелинское
Температура, ºС	20,0	19,6	22,2
pH	9,5	9,1	8,3
Прозрачность, см	55	30	35
Eh, В	+0,133	+0,167	+0,200
Об. жест., мг/экв	6,16	9,44	1,68
$O_{2\ раств}$, мг/л	6,5	6,5	4,3
ХПК, мгO_2/л	111,2	126,4	105,6
$БПК_5$, мгO_2/л	1,6	3,7	3,2
$C_{орг}$, мг/л	41,7	47,4	39,6
HCO_3^-, мг/л	646,6	1220,0	158,6
SO_4^{2-}, мг/л	26,8	36,0	2,3
Cl^-, мг/л	164,6	365,8	24,4
NO_3^-, мг/л	1,4	1,1	0,7
NO_2^-, мг/л	0,002	0,062	0,014
PO_4^{3-}, мг/л	0,010	0,028	0,027
Ca^{2+}, мг/л	15,2	24,0	20,0
Mg^{2+}, мг/л	65,6	100,1	8,2
Na^+, мг/л	147,4	333,3	11,8
K^+, мг/л	13,3	17,1	0,1
NH_4^+, мг/л	0,34	0,41	0,63
Минерализация, мг/л	1081	2098	227

Оз. Минзелинское имеет заболоченные, сильно заросшие берега, сплавинный тип зарастания и, как следствие, повышенную продукцию органического вещества. Активно разлагающиеся растительные остатки поставляют в воду озера углекислый газ, HCO_3^- и зольные элементы в пропорции, соответствующей их содержанию в живом растительном веществе: Ca>Na>Mg, что приводит к формированию гидрокарбонатно-кальциевого типа вод. Поэтому, в качестве доминирующего аниона воды этого озера содержат HCO_3^- (159 мг/л), а из катионов – Ca^{2+} (20 мг/л). Содержание SO_4^{2-} низкое (2,3 мг/л), что характерно для данного типа ландшафта, согласно [1].

Воды оз. Большие Тороки по преобладающим ионам относятся к гидрокарбонатному классу группе натрия и магния, согласно [6], по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,133 В, растворенный O_2 – 6,5 мг/л), по щелочно-кислотным условиям – к классу сильнощелочных (pH = 9,5), по величине общей минерализации (1081 мг/л) – к семейству солоноватых вод по [1].

Воды оз. Иткуль по преобладающим ионам относятся к гидрокарбонатному классу группе натрия [6], по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,167 В**,** растворенный O_2 – 6,5 мг/л), по щелочно-кислотным условиям – к классу сильнощелочных (pH = 9,1), по величине общей минерализации (2098 мг/л) – к семейству солоноватых вод [1].

Озера Большие Тороки и Иткуль располагаются в лесостепной ландшафтной зоне юга Западной Сибири, в районе солончаковых почв с повышенным содержанием Na и Mg, в профиле которых ясно выражены признаки осолодения и солонцеватости, согласно [7], поэтому в их водах легко накапливаются ионы Cl^-, Na^+ и Mg^{2+}. Основным источником растворенных в воде сульфатов являются осадочные породы, в состав которых входит гипс, а также почвы, слагающие водосборный бассейн этих озер [7]. В природных водах обычно наблюдается соотношение ионов $SO_4^{2-} < Ca^{2+}$ [6]. Обратное соотношение этих ионов в водах озер Большие Тороки и Иткуль (табл. 1) указывает на метаморфизацию воды с заменой Ca^{2+} на катионы Na^+ или Mg^{2+}, что характерно для минерализованных вод. Сравнительно ограниченная растворимость углекислых солей кальция, обусловливающая непрерывное выведение из водного раствора $CaCO_3$, вследствие увеличения в нем концентрации Ca^{2+} за счет испарения воды, определяет низкие концентрации Ca^{2+} в водах озер Большие Тороки и Иткуль относительно концентраций всех остальных катионов. Таким образом, в озерах Большие Тороки и Иткуль формируются воды повышенной минерализации с заметным содержанием анионов Cl^- и SO_4^-, а из катионов преобладают Na^+ с заметной долей Mg^{2+}.

Основной ионный состав поверхностных вод исследуемых озер Восточного Прибайкалья. Воды оз. Котокель по преобладающим ионам, согласно [6], относятся к гидрокарбонатному классу группе кальция (табл. 2), по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,312 В, растворенный O_2 – 9,9 мг/л), по щелочно-кислотным условиям – к классу нейтральных (pH = 6,9), по величине общей минерализации (86 мг/л) – к семейству ультрапресных вод, по [1].

Воды оз. Духовое относятся к гидрокарбонатному классу группе кальция [6], по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +307 В, растворенный O_2 – 14,1 мг/л), по щелочно-кислотным условиям – к классу нейтральных (pH = 7,1), по величине минерализации (122 мг/л) – к семейству ультрапресных вод, по [1].

Таблица 2

Основные гидрохимические показатели поверхностных вод озер Прибайкалья

Показатель	Ландшафтная зона		
	Гольцовая, светлохвойно-мерзлотно-таежная, горная		Гольцовая, таежная
	Оз. Котокель	Оз. Духовое	Оз. Очки
Температура, ºС	15,3	25,3	23,0
pH	6,9	7,1	5,4
Прозрачность, см	60	40	—
Eh, В	+0,312	+0,307	+0,368
ОЖ, мг/экв	0,72	0,75	0,02
$O_{2\ растворенный}$, мг/л	9,9	14,1	6,7
ХПК, мгO_2/л	14,5	61,2	22,1
$БПК_5$, мгO_2/л	2,3	4,3	1,9
$C_{орг}$, мг/л	5,4	22,9	8,3
HCO_3^-, мг/л	48,8	58,6	> 0,01
SO_4^{2-}, мг/л	4,2	31,5	2,3
Cl^-, мг/л	11,5	8,1	< 0,01
NO_3^-, мг/л	1,90	0,64	0,09
NO_2^-, мг/л	0,046	0,020	0,025
PO_4^{3-}, мг/л	0,031	0,09	> 0,01
Ca^{2+}, мг/л	8,8	9,0	0,3
Mg^{2+}, мг/л	3,4	3,6	0,1
Na^+, мг/л	6,5	7,4	0,3
K^+, мг/л	0,9	0,9	0,2
NH_4^+, мг/л	0,25	1,89	0,19
Минерализация, мг/л	86,0	121,7	3,4

Химический состав вод оз. Очки кардинально отличается от остальных озер, что обусловлено комплексом факторов – расположением оз. Очки в непосредственной близости от верхового Выдринского болота, большим содержанием в воде озера органических веществ и атмосферным питанием. На фоне практически полного отсутствия в воде гидрокарбонатного иона (HCO_3^-) и очень низких концентраций NO_3^- (0,09) и NO_2^- (0,025 мг/л) содержание SO_4^{2-} относительно велико (2,3 мг/л) [8]. Согласно [1], – это типичные глеевые (болотные) воды, которые содержат большое количество органических веществ: ХПК (22), $БПК_5$ (1,9) и $C_{орг}$ (8,3 мг/л). По окислительно-восстановительным условиям воды оз. Очки относятся к типу окисленных кислородных (Eh = + 0,368 В), по щелочно-кислотным условиям – к классу слабокислых (pH = 5,4), по величине общей минерализации (3,4 мг/л) – к семейству ультрапресных вод [1].

Сравнительная характеристика типов озерных вод юга Западной Сибири и Восточного Прибайкалья. В ряду исследованных озер, в зависимости от ландшафтных и внутриводоемных условий, по величине минерализации озерные воды дифференцируются на ультрапресные 3,4-86 мг/л (Котокель и Очки), пресные 112–227 мг/л (Духовое и Минзелинское) и солоноватые 1081–2098 мг/л (Большие Тороки и Иткуль). Для озер юга Западной Сибири и Восточного Прибайкалья по преобладающим анионам характерен гидрокарбонатный и гидрокарбонатно-хлоридный классы воды.

Для макрокомпонентов химического состава вод (Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}) характерно увеличение их общего содержания и смена доминант в ряду озер. Так, преобладающий в озерах Минзелинское, Котокель, Духовое и Очки ион Ca^{2+} сменяется в озерах Большие Тороки и Иткуль на ионы Na^+ и Mg^{2+}. Происходит смена гидрохимического состава озерных вод от гидрокарбонатных кальциевых (Минзелинское, Котокель и Духовое) через гидрокарбонатно-хлоридные натриево-магниевые (Большие Тороки) к гидрокарбонатно-хлоридным натриевым (Иткуль).

Таким образом, в исследованных озерах юга Западной Сибири, где вода по классификации О.А. Алекина [6] относится к первому типу – $HCO_3^- > Ca^{2+} + Mg^{2+}$ – происходит накопление ионов HCO_3^-, CO_3^{2-}, Na^+ и, в зависимости от условий водосбора, ионов Cl^-, при этом существенного накопления SO_4^{2-} не происходит. В исследованных нами озерах прослеживается классическая схема метаморфизации вод согласно механизму испарительного концентрирования,

показанному в работе [9], когда с увеличением карбонатности возрастают содержания Cl^- и pH.

Основной ионный состав болотных вод исследуемых верховых болот юга Западной Сибири и Восточного Прибайкалья. Болотные воды Убинского горелого ряма по преобладающим ионам [6] относятся к гидрокарбонатному классу группе кальция (табл. 3), по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,320 В, растворенный O_2 – 6,8 мг/л), по щелочно-кислотным условиям – к классу кислых (pH = 4,59), по величине общей минерализации (71,5 мг/л) – к семейству ультрапресных вод [1]. Биохимическое потребление кислорода, $БПК_5$ (показатель, характеризующий содержание легкоокисляемых органических веществ по количеству израсходованного на их окисление кислорода в течение 5 сут.) составляло 6.8 мг O_2/л, химическое потребление кислорода (ХПК) (показатель, характеризующий суммарное содержание в воде трудноокисляемых органических веществ по количеству израсходованного на их окисление кислорода) составило 922 мг O_2/л. Окисляемость (бихроматная) – 224 мг/л.

Болотные воды Большого Убинского ряма по преобладающим ионам [6] относятся к гидрокарбонатному классу группе кальция (табл. 3), по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,278 В, растворенный O_2 – 2,8 мг/л), по щелочно-кислотным условиям – к классу кислых (pH = 3,73), по величине общей минерализации (182,4 мг/л) – к семейству ультрапресных вод [1]. Биохимическое потребление кислорода ($БПК_5$) – 7.5 мг O_2/л, химическое потребление кислорода (ХПК) – 565 мг O_2/л. Окисляемость (бихроматная) – 216 мг/л.

Болотные воды Шерстобитовского ряма по преобладающим ионам [6] относятся к гидрокарбонатному классу группе кальция (табл. 3), по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,260 В, растворенный O_2 – 4,7 мг/л), по щелочно-кислотным условиям – к классу кислых (pH = 3,76), по величине общей минерализации (43,0 мг/л) – к семейству ультрапресных вод [1]. Биохимическое потребление кислорода ($БПК_5$) составляло 5.5 мг O_2/л, химическое потребление кислорода (ХПК) – 682 мг O_2/л. Окисляемость (бихроматная) – 180 мг/л.

Воды верхового Выдринского болота по преобладающим ионам [6] относятся к гидрокарбонатному классу группе кальция (табл. 3), по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,335 В), по щелочно-кислотным условиям – к классу кислых (pH = 4,02), по величине общей минерализации (10,4 мг/л) – к семейству ультрапресных вод [1].

Таблица 3

Химический состав воды торфяников верховых болот: Убинское Горелое, Большое Убинское, Шерстобитовское и Выдринское

Компонент	Юг Западной Сибири (лесостепная зона)			Прибайкалье
	Убинское горелое	Большое Убинское	Шерстобитовское	Выдринское
pH	4,59	3,73	3,76	4,02
Eh, В	+0,320	+0,278	+0,260	+0,335
O_2., мг/л	4,8	2,8	4,7	–
Окисляемость, мг/л	224	216	180	–
$БПК_5$, мгO_2/л	6,8	7,5	5,5	2,6
ХПК, мгO_2/л	922	565	682	73,6
HCO_3^-, мг/л	1,2	0,6	0,5	0,5
SO_4^{2-}, мг/л	2,6	0,9	0,5	2,86
Cl^-, мг/л	15,4	2,9	1,4	0,42
PO_4^{3-}, мг/л	0,30	0,49	0,46	0,007
NO_3^-, мг/л	0,56	16,1	9,4	0,24
NO_2^-, мг/л	0,02	0,12	0,11	0,031
Ca^{2+}, мг/л	20,7	6,9	8,8	0,60
Mg^{2+}, мг/л	4,1	2,4	2,7	0,26
Na^+, мг/л	19,0	6,3	4,8	0,37
K^+, мг/л	2,6	0,73	0,62	0,11
NH_4^+, мг/л	5,0	145	13,7	2,53
Минерализация, мг/л	71,5	182,4	43,0	10,4

Воды верхового Выдринского болота по преобладающим ионам [6] относятся к гидрокарбонатному классу группе кальция (табл. 3), по окислительно-восстановительным условиям – к типу окисленных кислородных (Eh = +0,335 В), по щелочно-кислотным условиям – к классу кислых (pH = 4,02), по величине общей минерализации (10,4 мг/л) – к семейству ультрапресных вод [1].

Низкие значения pH вод исследованных верховых болот обусловлены разложением органических веществ, приводящим к поступлению в воду CO_2, фульвокислот и других органических кислот. Сравнительный анализ показывает, что минерализации воды Выдринского верхового болота (гольцовая таежная ландшафтная зона Прибайкалья) существенно ниже минерализация вод

Убинских и Шерстобитовкого болот (лесостепная ландшафтная зона Западной Сибири).

Работа выполнена при частичной поддержке грантов РФФИ № 17-45-540063 р-а и № 18-35-00072 мол_а.

Список литературы

1. Перельман А.И. Геохимия природных вод / А.И. Перельман. – М.: Наука, 1982. – 154 с.
2. Массовая концентрация гидрокарбонатов и величина щелочности поверхностных вод суши и очищенных сточных вод. Методика выполнения измерений титриметрическим методом // РД 52.24.493–2006т – Ростов-на-Дону, 2006. – 37 с.
3. Методика выполнения измерений массовой концентрации хлоридов в пробах природных и очищенных сточных вод аргентометрическим методом // ПНД Ф 14.1:2.96–97. – Ростов-на-Дону, 2004. – 19 с.
4. Методика выполнения измерений массовой концентрации сульфат-ионов в пробах природных и сточных вод турбидиметрическим методом // ПНД Ф 14.1:2.159–2000. – М., 2005. – 11 с.
5. ГОСТ Р 57162-2016. Вода. Определение содержания элементов методом атомно-абсорбционной спектрометрии с электротермической атомизацией. – М.: Стандартинформ, 2016. – 19 с.
6. Алекин О.А. Основы гидрохимии / О.А. Алекин. – Л.: Гидрометеоиздат, 1970. – 444 с.
7. Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири / А.И. Сысо. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. – 277 с.
8. Леонова Г.А. Биогеохимические особенности формирования сапропеля в бессточных озерах Прибайкалья (на примере озера Очки) / Г.А. Леонова, В.А. Бобров, С.К. Кривоногов, А.А Богуш., В.А. Бычинский, А.Е. Мальцев, Г.Н. Аношин // Геология и геофизика. – 2015. – № 5. – С. 949-970.
9. Борзенко С.В., Замана Л.В. Сульфатредукция как фактор формирования содовых вод озера Доронинское (Восточное Забайкалье) / С.В. Борзенко, Л.В. Замана // Вестник Томского государственного университета. – 2008. – № 312. – С. 188-193.

© Леонова Г.А., Мальцев А.Е., Кривоногов С.К., 2018

ОСОБЕННОСТИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА И ДИНАМИКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПО ТЕЧЕНИЮ СЕВЕРНОЙ ДВИНЫ

Сафронова Т.И., Джамалов Р.Г., Мягкова К.Г., Решетняк О.С.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
E-mail: roald@iwp.ru

Аннотация: Рассмотрена динамика качества воды по течению р. Северная Двина в условиях антропогенного воздействия. Для различных участков проанализированы случаи высокого и экстремально высокого уровней загрязненности воды. Выявлена тенденция некоторого улучшения качества речных вод вниз по течению с уменьшением нефтепродуктов и соединений цинка.

Ключевые слова: речной сток, химический сток, качество воды, загрязняющие вещества.

THE CHEMICAL COMPOSITION FEATURES AND WATER QUALITY DYNAMICS DOWNSTREAM THE NORTHERN DVINA

Safronova T.I., Dzhamalov R.G., Myagkova K.G., Reshetnyak O.S.
Water Problems Institute RAS, Moscow

Abstract*:* The water quality dynamics in the course of the Northern Dvina River under the anthropogenic influence is considered. The cases of high and extremely high levels of water pollution for different sites are analyzed. The tendency of some improvement for the river water quality downstream with a decrease of oil products and zinc compounds is revealed.

Keywords*:* river run-off, chemical flow, water quality, pollutants.

Бассейн р. Северная Двина, расположенный в северной части Европейской территории России, включает в себя территории Архангельской, Вологодской, Кировской областей и Республики Коми. Занимаемая им площадь составляет 357 тыс. км^2.

Климат территории бассейна умеренно-континентальный, с коротким прохладным летом и продолжительной холодной зимой. Средняя годовая температура воздуха увеличивается с северо-востока на юго-запад бассейна от +0.4 до +2.3°С. Территория бассейна Северной Двины находится в зоне избыточного увлажнения. Годовое количество осадков изменяется с северо-востока на юго-запад от 550-600 до 750-800 мм. Основная их часть (65-70%) приходится на теплый период года. Минимум осадков наблюдается в феврале, их максимум – в июле–августе. В отдельные годы месячные суммы осадков могут существенно изменяться.

Речная сеть густая и развита сравнительно равномерно, что связано с избыточным увлажнением и относительно однородными природными условиями на большей части территории. Заметно разрежена она только в карстовых районах. Коэффициент густоты речной сети – 0,5-0,6 км/км^2.

Реки бассейна Северной Двины относятся к рекам преимущественно снегового питания, водный режим которых характеризуется высоким весенним половодьем и низкой зимней меженью. В летне-осенний период нередко бывают дождевые паводки, особенно частые осенью, благодаря чему водность рек в летне-осенний период значительно больше, чем в зимний сезон [1].

В качестве исходных данных использованы материалы Гидрохимического Института Росгидромета о содержании и концентрациях химических элементов и их соединений в водах Северной Двины и ее притоков за период 1990-2015 гг. Для оценки модуля гидрохимического стока использованы данные о расходах воды, осредненные за период 1990-2015 гг. по 11 гидрологическим постам в бассейне Северной Двины.

Особенности химического состава речных вод в бассейне Северной Двины

Химический состав и качество речных вод – важнейшие характеристики водного объекта, которые позволяют обосновать соответствие воды требованиям конкретных водопользователей, выявить источники загрязнения и уровень загрязненности воды, определить обеспеченность водной среды питательными веществами для сохранения и развития водной биоты и т.п.

Химический состав речных вод в бассейне Северной Двины формируется на территории, которая изобилует таежными лесами, болотными массивами; коренные берега основных наиболее крупных рек бассейна хорошо разработаны, глубины этих рек позволяют осуществлять судоходство в период открытого русла. Все это способствует интенсивному развитию на рассматриваемой территории лесозаготовок и отраслей, связанных с переработкой лесных ресурсов, и обогащению речных вод органическими веществами [2, 3].

Бассейн Северной Двины испытывает значительную антропогенную нагрузку. Наиболее сильное негативное воздействие на водные объекты бассейна оказывает поступление загрязняющих веществ (ЗВ) со сточными водами целлюлозно-бумажных комбинатов (ЦБК). Стоки содержат трудноокисляемые специфические вещества (лигнин, лигносульфонаты и др.), фенолы, формальдегид, метанол и др., которые почти не удаляются из стоков на сооружениях биологической очистки. В местах сброса сточных вод ЦБК снижается количество растворенного кислорода в воде, что негативно сказывается на состоянии живых организмов, водных экосистем в целом.

Помимо сосредоточенных сбросов сточных вод, большое количество ЗВ поступает в водные объекты бассейна с поверхностным ливневым и талым стоками с территорий населенных пунктов, автомобильных и железных дорог, магистральных нефте- и газопроводов, промпредприятий, сельхозпредприятий и сельхозугодий. Основными источниками загрязнения бассейна Северной Двины служат сбросы недостаточно очищенных сточных вод промпредприятий и коммунального хозяйства, а также аварийные ситуации (табл. 1).

Анализ многолетних данных показал, что в целом по бассейну реки минерализация воды меняется от 19,5 до 1244,4 мг/дм^3, а среднемноголетние значения минерализации варьируют в более узком диапазоне – (92,5-339,5) мг/дм^3. При этом превышение ПДК в речных водах в бассейне Северной Двины наблюдается только по максимальным значениям концентраций сульфатов в интервале 1,0-4,0.

Таблица 1

Основные загрязняющие вещества р. Северная Двина

Пункт наблюдений	Основные загрязняющие вещества
г. Великий Устюг	легкоокисляемые органические вещества (ЛООВ по $БПК_5$), азот аммонийный, взвешенные вещества (ВВ), хлориды, СПАВ, сульфаты, фенолы, нефтепродукты
г. Красавино	ЛООВ по $БПК_5$, ВВ, хлориды, сульфаты, СПАВ
г. Котлас	ЛООВ по $БПК_5$, трудноокисляемые органические вещества, ВВ, соединения азота, нефтепродукты, хлориды
д.Абрамково, д. Звоз, с. Усть-Пинега	Данные по сбросу ЗВ отсутствуют
г. Новодвинск	ЛООВ по $БПК_5$, ВВ, азотсодержащие соединения, фенолы, нефтепродукты, СПАВ, метанол, скипидар, лигнин, формальдегид
г. Архангельск	ЛООВ по $БПК_5$, ВВ, хлориды, сульфаты, азот аммонийный, СПАВ, фенолы, нефтепродукты

Среднемноголетние концентрации биогенных веществ (азота аммонийного, азота нитритного и нитратного, фосфора фосфатного) за многолетний период меняются в более узких диапазонах, и эти значения не превышают ПДК.

Практически для всех изучаемых рек или их участков в бассейне Северной Двины наблюдается превышение ПДК по легко- и трудноокисляемым органическим веществам как по среднемноголетним, так и по максимальным концентрациям, а по содержанию нефтепродуктов в поверхностных водах бассейна превышение фиксируется только по максимальным концентрациям.

За многолетний период по бассейну реки содержание соединений железа и меди высокое и меняется в пределах от нулевых значений – н.о. (ниже предела обнаружения) до 3,47 мг/дм^3 и 45,10 мкг/дм^3, соответственно. Содержание соединений свинца в речных водах бассейна колеблется от н.о. до 32,00 мкг/дм^3.

Динамика качества поверхностных вод

Для выявления динамики качества воды по течению Сев. Двины рассмотрена изменчивость степени загрязненности воды (показателей качества воды) на различных участках реки по пятилетним периодам. Оценка качества воды выполнена согласно принятой в системе Росгидромета комплексной методике, с использованием интегрального показателя УКИЗВ – удельного комплексного индекса загрязнения воды [3, 4].

Таблица 2

Изменчивость показателей качества воды в бассейне реки Северная Двина за многолетний период (1990-2015 гг.)

Река	Пункт наблюдений	Значения УКИЗВ*	ККВ (преобладающая СЗ, %)
Северная Двина	г. Великий Устюг	3,68 – 5,16 4,28	4А (грязная, 73 %)
Северная Двина	г. Красавино, 1км выше города	2,53 – 4,81 3,88	4А (грязная, 64 %), 3Б (очень загрязненная, 24 %)
Северная Двина	г. Красавино, ниже города	3,24 – 4,97 4,04	4А (грязная, 62 %), 3Б (очень загрязненная, 38 %)
Северная Двина	д. Абрамково, в черте деревни	2,37 – 4,34 3,61	3Б (очень загрязненная, 77 %)
Северная Двина	с. Усть-Пинега	2,94 – 4,36 3,65	3Б (очень загрязненная, 77 %)
Северная Двина	г.Новодвинск, выше города	2,55 – 4,08 3,60	3Б (очень загрязненная, 73 %)
Сухона	г. Сокол, выше города	2,67-5,26 4,04	4А (грязная, 58 %), 3Б (очень загрязненная, 39 %)
Сухона	г. Тотьма, выше города	2,96 – 5,01 3,99	4А (грязная, 50 %), 3Б (очень загрязненная, 46 %)
Юг	д. Пермас, 0,8 выше деревни	1,93 – 4,1 3,03	3Б (очень загрязненная, 50 %) 3А (загрязненная, 23 %)
Луза	с. Красавино, выше села	2,1 – 4,24 3,29	3Б (очень загрязненная, 50%), 3А (загрязненная, 38 %)
Вычегда	г.Сыктывкар, 1,5 км выше города	1,9 – 3,94 2,86	3А (загрязненная, 62 %), 3Б (очень загрязненная, 27 %)
Сысола	п.Первомайский, в черте поселка	1,53 – 3,53 2,71	3А (загрязненная, 58 %), 3Б (очень загрязненная, 38 %)
Вага	д. Леховская, 0,2 км ниже деревни	2,53 – 4,21 3,17	3Б (очень загрязненная, 57 %), 4А (грязная, 33 %)
Пинега	д. Согры, выше деревни	2,65 – 3,75 3,21	3Б (очень загрязненная, 70 %), 4А (грязная, 26 %)
Пинега	с. Усть-Пинега, 1 км выше устья	2,23 – 3,94 3,20	3Б (очень загрязненная, 62 %), 3А (загрязненная, 38 %)
Ижма	г. Сосногорск, 1 км выше города	2,27 – 4,19 3,22	3Б (очень загрязненная, 60 %), 3А (загрязненная, 32 %)

Примечание *в числителе – диапазон значений, в знаменателе – средне многолетнее значение

Все исследуемые участки рек в бассейне Северной Двины можно условно разделить на три группы. К первой относятся реки или их участки, на которых

за многолетний период качество воды практически не меняется, и по степени загрязненности вода характеризуется как:

- *«стабильно грязная»* (4-й класс качества, разряд «а») для р.р. Северная Двина (г. Великий Устюг; г. Красавино,1 км выше города), Сухона (г. Тотьма, 2 км ниже города; г. Великий Устюг, 3 км выше города), Сула (д. Коткина, в черте деревни, гидроствор);

- *«стабильно грязная и очень загрязненная»* (4 «А» и 3 «Б» классы качества, разряд «а») для рр. Сухона (выше и ниже г. Сокол), Юг (с. Подосиновец), Луза (с. Красавино), Вычегда (выше и ниже г. Сыктывкар; д. Гавриловка), Сысола (в черте п. Первомайский), Вага (ниже д. Леховская);

- *«стабильно загрязненная и очень загрязненная»* (3-й класс качества, разряды «а», «б») для рр. Северная Двина (д. Абрамково; с. Усть-Пинега; выше г. Новодвинск), Пинега (выше д. Согры; с. Кулогоры; с. Усть-Пинега,1 км выше устья), Ижма (г. Сосногорск, 1 км выше города).

Во вторую группу вошли участки рек, для которых выявлена тенденция незначительного ухудшения качества речных вод. Это характерно только для двух участков р. Вага (выше и ниже г. Вельск) и участка р. Северная Двина, ниже г. Красавино, где качество воды ухудшается в последние годы (с 3-го класса на 4-й), и по степени загрязненности вода оценивается, как «грязная».

Динамика улучшения качества речных вод, характерная для третьей группы участков рек, – это р.р. Сухона (выше г. Тотьма), Вычегда (с. Малая Кужба), Вымь (с. Весляна), Ижма (ниже г. Сосногорск; д. Картайоль). В этих пунктах наблюдения отмечается тенденция улучшения качества воды с 4 «А» («грязная») на 3 «А» и «Б» («загрязненная» и «очень загрязненная»).

Отдельно можно выделить участок р. Юг в районе д. Пермас, на котором сначала происходило улучшение качества воды с 4 «А» («грязная») на 3 «А», «Б» («загрязненная» и «очень загрязненная») и даже на 2-й («слабо загрязненная»), с последующей стабилизацией качества воды на уровне 3 «Б».

Выводы

Качество речной воды по стволу реки практически не меняется и характеризуется по степени загрязненности, как «очень загрязненная» 3-го класса качества, разряда «б». Установлена тенденция улучшения качества воды во времени на различных участках реки. В целом, бассейн Северной Двины испытывает значительную антропогенную нагрузку. В настоящее время способность реки к самоочищению недостаточна, чтобы трансформировать массы поступающих ЗВ. В результате отмечается антропогенная трансформация состояния речных экосистем и компонентного состава водной среды, проявляющаяся, в

первую очередь, в изменении ионного состава – увеличении содержания хлоридов, сульфатов, взвешенных веществ, в нарушении режима биогенных элементов и накоплении ряда токсичных ЗВ.

Полученные результаты имеют большую практическую значимость и могут быть использованы при разработке экологически обоснованных водоохранных мероприятий по улучшению качества речной воды в бассейне Северной Двины и решения широкого круга задач рационального природопользования и охраны водных ресурсов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 17-17-01262)

Список литературы

1. Современные ресурсы подземных и поверхностных вод Европейской части России: формирование, распределение, использование (под ред. Р.Г. Джамалова, Н.Л. Фроловой). –М.: ГЕОС, 2015. – 320 с.
2. Кузнецов В.С. Гидрохимическая характеристика крупных рек бассейна Северной Двины / В.С. Кузнецов, И.В. Мискевич, Г.Б. Зайцева. – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – 195 с.
3. РД 52.24.508-96. Методические указания. Организация и функционирование подсистемы мониторинга состояния трансграничных поверхностных вод суши / Росгидромет. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1999. – 44 с.
4. Схема комплексного использования и охраны водных объектов бассейна реки Северная Двина. – С.-Пб: ООО «ЭКОВОДПРОЕКТ», 2010. – 348 с.

© Сафронова Т.И., Джамалов Р.Г., Мягкова К.Г., Решетняк О.С., 2018

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА КАЧЕСТВА ВОД СРЕДНЕГО АМУРА

Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М.
Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, г. Хабаровск
E-mail: shesterkin@ivep.as.khb.ru

Аннотация. Рассмотрена многолетняя динамика качества вод среднего Амура. В зимнюю межень в воде отмечено улучшение кислородного режима, снижение содержания аммонийного азота в 2015-2018 гг. по сравнению с 1975-1988 гг. в 4 раза, доминирование после 2012 г. нитратной формы азота над аммонийной формой. Загрязнения нитритным и аммонийным азотом после 2015 г. не установлено.

Ключевые слова: Амур, качество воды, аммонийный азот, нитритный азот

LONG-TERM WATER QUALITY DYNAMICS OF THE MIDDLE AMUR

Shesterkin V.P., Shesterkina, N.M.
Institute of Water and Ecology problems FEB RAS, Khabarovsk

Abstract. The long-term water quality dynamics of the middle Amur is discussed. During winter low-water period an improvement of the oxygen regime and 4-fold decrease in the content of ammonium nitrogen in 2015-2018 as compared with 1975-1988 was noted. After 2012, during winter low-water period nitrate nitrogen dominated over the ammonium one. Any pollution by nitrite and ammonium nitrogen after 2015 was not revealed.

Keywords: Amur, water quality, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen.

Амур – крупнейшая река Евразии. В последние 50 лет активизация хозяйственной деятельности в китайской части его бассейна (появление предприятий по производству пестицидов и удобрений, численность населения превысила 60 млн. человек и др.) оказала большое влияние на сток растворенных веществ в воде среднего Амура. Оценка качества вод этого участка Амура за многолетний период дана в настоящей работе.

Материалы и методы

Гидрохимические исследования осуществляли в 1997-2018 гг. на среднем Амуре. Пробы воды отбирали с поверхности на 3-5 равномерно распределенных по ширине реки пунктах в зимнюю межень ежемесячно, в период открытого русла – эпизодически. Образцы анализировали в ЦКП «Межрегиональный центр экологического мониторинга гидроузлов» при ИВЭП ДВО РАН. В работе использовали материалы Росгидромета и Амурского бассейнового водного управления, для оценки качества воды – предельно допустимые концентрации (ПДК) вредных веществ в воде объектов рыбохозяйственного значения.

Результаты исследований

Загрязнение вод среднего Амура аммонийным азотом стало отмечаться Росгидрометом в зимнюю межень в самом начале мониторинга. Максимальное значение (2,3 мг N/л) отмечалось в 1984 г., превышение величины ПДК (0,39 мг N/л) в три и более раз – в 1977 и 1987 гг. Среднемноголетнее значение за период 1975-1988 гг. составило 0,84 мг N/л [1, 2]. Наблюдались случаи дефицита кислорода [3], использование населением Китая химических средств для лова рыбы [4]. Зимой 1991 г. в воде появился водный гриб Leptomitus Lacteus, индикатор органического загрязнения [5], 1995 г. – «химический» запах, затруднивший использование воды без подготовки и употребление в пищу рыбы [1]. В конце августа 1998 г. катастрофическое наводнение в бассейне р. Сунгари (КНР) вызвало риск загрязнения вод Амура нефтепродуктами, но проведенный на р. Амур мониторинг выше Хабаровска не подтвердил ухудшения качества воды.

Анализ данных химического состава воды р. Амур у Хабаровска за декабрь 1996 г. – март 2003 г. свидетельствовал о широком варьировании средней

концентрации аммонийного азота (0,54–1,29 мг N/л) в водах Амура. Наименьшее значение отмечалось в 1999 г., после катастрофического наводнения в бассейне р. Сунгари осенью 1998 г., наибольшее – в средний по водности 2000 г. (рис. 1). Повышенные концентрации наблюдались в маловодные зимы 2002 и 2003 гг. [7].

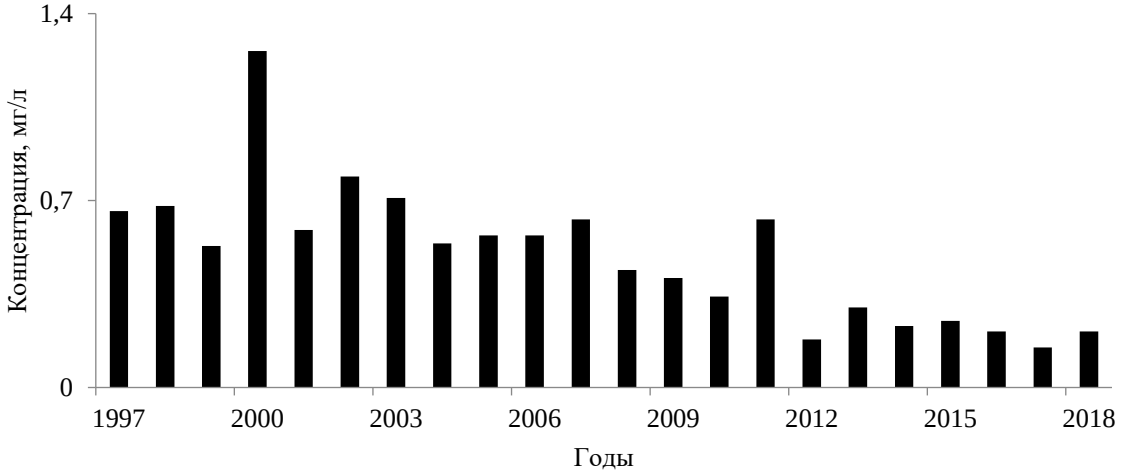


Рис. 1. Многолетняя динамика содержания аммонийного азота в воде р. Амур у Хабаровска в зимнюю межень 1997-2018 гг.

Повышенный сток аммонийного азота, свидетельствующий об усилении хозяйственной деятельности в Китае, отчетливо проявлялся в распределении содержания этого вещества по ширине Амура, ниже устья р. Сунгари. В марте 2001 г. в Российской части Амура концентрации аммонийного и нитритного азота не превышали значений ПДК, а на фарватере достигали 6,2 и 1,9 ПДК, соответственно [2].

Наибольшее внимание проблема качества вод Амура привлекла после аварии на химическом предприятии г. Цзилинь (КНР) в ноябре 2005 г., вызвавшей поступление около 100 тонн химических веществ в р. Сунгари. В ходе мониторинга ниже устья р. Сунгари в декабре 2005 г. было установлено загрязнение вод правобережной части Амура нитробензолом и аммонийным азотом (1,08–1,46 мг N/л) [6].

Исследования на р. Амур, ниже устья р. Сунгари, в марте 2006 г. свидетельствовали, что характер распределения содержания аммонийного и нитритного азота по ширине реки не изменился по сравнению с предыдущими годами [7]. В Российской части концентрации этих веществ были ниже ПДК, в то время как в китайской части достигали 6 ПДК для аммонийного и 2,5 ПДК – для нитритного азота. Превышение концентраций аммонийного

азота в Китайской части Амура по сравнению с Российской составляло 10 раз, нитритного – 100 раз. Помимо повышенных концентраций соединений азота в воде китайской части Амура отмечался стойкий «химический» запах [7].

Ниже устья р. Сунгари неоднородность распределения содержания загрязняющих веществ по ширине Амура в результате перемешивания постепенно сглаживается. В 40 км выше Хабаровска концентрации аммонийного и нитритного азота в Китайской части Амура превышали значения ПДК (в 2,6 и 1,3 раза соответственно).

В районе Хабаровска содержание аммонийного азота в 2004-2009 гг. по сравнению с 1997-2003 гг., снизилось в 1,4 раза (рис. 1). Улучшение качества вод Амура в этот период было обусловлено появлением Бурейского водохранилища [6], которое существенно увеличило зимний сток главной реки. Впервые за наблюдаемый период в структуре форм азота в 2007 и 2009 гг. стало отмечаться преобладание концентрации нитратного азота над аммонийным азотом [7]. Основные источники поступления аммонийного азота в это время, как и ранее, находились в бассейне р. Сунгари.

Загрязнение вод Амура нитритным азотом, так же, как и в отдельные зимы, отмечалось в его Китайской части во время весеннего половодья. Максимальная концентрация этого вещества (до 4,2 ПДК) наблюдалась в многоводном 2010 г., когда были затоплены многие сельскохозяйственные угодья в бассейне р. Сунгари. В меньшей степени загрязнение фиксировалось в мае 2006 г. (1,5 ПДК) и 2013 г. (2,9 ПДК). В 2013 г. в Российской части Амура содержание нитритного азота было ниже в 14,6 раз, чем в Китайской части реки.

В 2010-2014 гг. правительством Китая были осуществлены мероприятия по улучшению качества вод р. Сунгари. Были закрыты предприятия, сбрасывающие воды без очистки, в 12-ом пятилетнем плане (2011-2015 гг.) предусматривалось снижение сброса сточных вод.

Строительство очистных сооружений способствовало существенному снижению содержания загрязняющих веществ в водах среднего Амура. Значительно улучшился кислородный режим. Если ниже устья р. Сунгари в Китайской части Амура содержание растворенного кислорода в поверхностном слое воды в феврале 2008 г. составляло 3,0 мг/л [8], то в феврале 2012 г. оно достигало 10,3 мг/л [9]. Сгладились различия в распределении его концентрации по ширине реки, не стало отмечаться загрязнение воды нитритным азотом, снизилось содержание аммонийного азота. В 2011-2013 гг. его концентрации были ниже 1,0 мг N/л, по сравнению с 2006-2008 гг. уменьшились в 2,4 раза.

Минимальное за период наблюдений содержание аммонийного азота отмечалось в зимнюю межень 2015 г. при относительно равномерном распределении по ширине реки. Отсутствовали большие различия в его содержании на створах выше и ниже устья р. Сунгари. После 2012 г. среди минеральных форм преобладающей стала нитратная форма, тогда как в 2006-2008 гг. и 2011 г. преобладала восстановленная форма [7].

Улучшение качества воды происходило также из-за повышения водности Амура, вызванного увеличением расходов воды Зейского и Бурейского водохранилищ. Если зимой 2005-2007 гг. их суммарные расходы воды, в среднем, составляли 1219 $м^3/с$, в 2012-2013 гг. – 1978 $м^3/с$, то в 2013-2014 гг., после наводнения 2013 г. – 2161 $м^3/с$.

Повышенный сток рек Зея и Бурея, наряду с улучшением качества воды р. Сунгари, существенно повлиял на содержание аммонийного азота в воде р. Амур у Хабаровска. Если в 2003-2005 гг. концентрация этого вещества составляла, в среднем, 0,60 мг N/л, то в 2009-2011 гг. – 0,46 мг N/л, в 2012-2015 гг. – 0,24 мг N/л. Наибольшие значения отмечались в многоводном 2011 г., минимальные – маловодном 2012 г. и многоводном 2014 г. после исторического наводнения 2013 г. Загрязнение воды аммонийным азотом в эти годы, в основном, отмечалось на середине Амура, среднее его содержание не превышало значения ПДК.

В 2015-2018 гг. содержание аммонийного азота в воде р. Амур в районе г. Хабаровск стабилизировалось на уровне 0,15-0,25 мг N/л, среднее значение составило 0,21 мг N/л, по сравнению с 1975-1988 гг. уменьшилось в 4 раза. Наименьшее содержание аммонийного азота отмечалось в многоводную зиму 2017 г., когда суммарно расходы воды Российских водохранилищ составляли 1616-2021 $м^3/с$. По ширине Амура наибольшие концентрации аммонийного азота отмечались на середине, что свидетельствует о преобладании его выноса с территории Китая.

Продолжительное время для жителей нижнего Амура наиболее актуальной была проблема «химического» запаха в воде и ихтиофауне. Было сделано предположение, что вещество, вызывающее появление этого запаха, поступает с водами Сунгари, вероятно, с целлюлозно-бумажного комбината расположенного в г. Цзямусы. В январе 2010 г. эта проблема вновь напомнила о себе, когда было зафиксировано ухудшение качества воды по органолептическим показателям. В феврале 2010 г., во время экстренного Российско-Китайского мониторинга было установлено появление в р. Амур хлорфенолов, что послужило основанием для закрытия ряда заводов г. Цзямусы [10].

Заключение

Активизация хозяйственной деятельности в бассейне р. Сунгари в начале мониторинга качества воды среднего Амура обусловила зимой ее загрязнение аммонийным и нитритным азотом, появление в ней дефицита растворенного кислорода и органических веществ, придающих воде и ихтиофауне «химический» запах.

Экономические преобразования и природоохранные мероприятия в бассейне р. Сунгари (сооружение очистных сооружений, закрытие предприятий и др.) после аварии в г. Цзилинь в 2005 г. привели к снижению содержания аммонийного азота в воде р. Амур у Хабаровска в зимнюю межень. В 2015-2018 гг., по сравнению с 1975-1988 гг., содержание аммонийного азота уменьшилось в 4 раза. Улучшился кислородный режим, с 2015 г. не стало загрязнения аммонийным и нитритным азотом.

Список литературы

1. Шестеркин В.П. Трансграничное загрязнение Амура биогенными веществами / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина // География Азиатской России на рубеже веков: материалы XI науч. совещ. географов Сибири и Дальнего Востока, 2001. – С. 184.
2. Шестеркин В.П. Содержание аммонийного азота в воде Среднего Амура в зимнюю межень / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина // География и природ. ресурсы. – 2003. – № 2. – С. 93-97.
3. Шестеркин В.П. Зимний кислородный режим вод Амура / В.П. Шестеркин // География и природные ресурсы. – 2004. – № 1. – С. 148-151.
4. Гольбах А.В. Некоторые аспекты влияния геополитических факторов на пограничную безопасность в Дальневосточном регионе / А.В. Гольбах // Пограничное пространство востока России: национальные интересы и безопасность: тез. докл. Хабаровск: ЦВАГС, 2000. – С. 3-16.
5. Юрьев Д.Н. О массовом развитии водного гриба Leptomitus lacteus в р. Амур в период ледостава / Д.Н. Юрьев, Л.А. Гаретова, В.П. Шестеркин, С.Е. Сиротский // Геохимические и биогеохимические процессы в экосистемах Дальнего Востока. – Владивосток: Дальнаука. –1999. – С. 153-163.
6. Шестеркин В.П. Воздействие гидроэнергетического строительства на содержание и сток растворенных веществ в воде реки Бурея / В.П. Шестеркин, С.Е. Сиротский, Н.М. Шестеркина // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. –2014. – № 4. – С. 72-83.
7. Шестеркин В.П. Многолетняя динамика содержания и стока аммонийного азота в воде среднего Амура / В.П. Шестеркин, Н.М. Шестеркина // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2015. – № 2. – С. 33-41.
8. Оценка данных совместного Российско-Китайского мониторинга качества вод трансграничных водных объектов в 2008 г. – Южно-Сахалинск: Росводресурсы, 2009. – 108 с.
9. Итоговый отчет о проведении совместного Российско-Китайского мониторинга качества вод трансграничных водных объектов в 2012 г. – Хабаровск: Изд-во МПР Хабаровского края, 2013. – 240 с.
10. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2010 г. /под ред. В.М. Шихалева. – Хабаровск: «Принт Сити», 2011. – 267 с.

© Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М., 2018

ОСОБЕННОСТИ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРИ ПОСТУПЛЕНИИ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В АКВАТОРИЮ ПРИБРЕЖНОЙ ЛАГУНЫ С ВОДОСБОРА МАЛОЙ РЕКИ (р. ГУРЬЕВКА)

Домнина А.Ю.*, *Домнин Д.А.
Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, г. Москва
E-mail: annasta_sea@mail.ru

Аннотация. Проведен анализ распределения концентраций биогенных веществ в р. Гурьевка Калининградской области в ключевые сезоны 2017 - 2018 гг. Выявлено, что река на всем протяжении подвергается сильному антропогенному воздействию со стороны поселений, расположенных вдоль реки, и сельскохозяйственных угодий. Результаты исследований применяются муниципалитетом, на территории которого находится р. Гурьевка, для выработки мер по уменьшению биогенной нагрузки и улучшению её экологического состояния.

Ключевые слова: бассейн р. Гурьевки, Калининградский (Вислинский) залив, биогенные вещества, антропогенное воздействие.

PECULIARITIES OF ANTHROPOGENIC IMPACT BY NUTRIENTS LOAD INFLOW TO THE COASTAL LAGOON FROM THE CATCHMENT OF THE SMALL GURIEVKA RIVER

Domnina A.Yu., Domnin D.A.
Shirshov Institute of Oceanology, RAS, Moscow, Russia
E-mail: annasta_sea@mail.ru

Abstract. An analysis of the nutrient concentrations distribution in the Gurievka River, Kaliningrad region, in the key seasons of 2017-2018 was conducted. It is revealed that the river is subjected to a strong anthropogenic impact from the settlements along the river and agricultural lands all along. The results of the research are applied by the municipality, on the territory of which the river is located for the development of measures to reduce the nutrient load and improve its ecological state.

Keywords: Gurievka river basin, Kaliningrad (Vistula) lagoon, biogenic substances, anthropogenic impact.

Введение

Бассейн р. Гурьевка небольшой и находится полностью в пределах одного муниципального образования – Калининградской области. Для муниципалитета р. Гурьевка является самой главной рекой, т.к. она влияет на качество жизни населения. В свою очередь, муниципалитет влияет на качество воды в реке и заинтересован в том, чтобы река стала более чистой.

Соответственно, целью исследования является оценка антропогенного воздействия при поступлении биогенных элементов с водосбора в р. Гурьевка.

Это важно знать, т.к. в качество воды в водосборе реки влияет на качество воды в самой реке, а качество воды в реке влияет на качество воды в прибрежной лагуне (Вислинском заливе), которое, в свою очередь, влияет на качество воды в Балтийском море.

Географическое положение исследуемой области

Река Гурьевка – это правый приток р. Преголь, входящей в бассейн Балтийского моря [1]. Река целиком находится на территории Гурьевского городского округа Калининградской области, её русло по дуге огибает северо-восточную часть г. Калининград (рис. 1). Длина р. Гурьевка составляет 27 км [2]. Площадь водосборного бассейна, по разным данным, составляет от 85.2 км² [1, 2] до 121,57 км² [3]. Ширина русла реки – от 2 до 6 м.

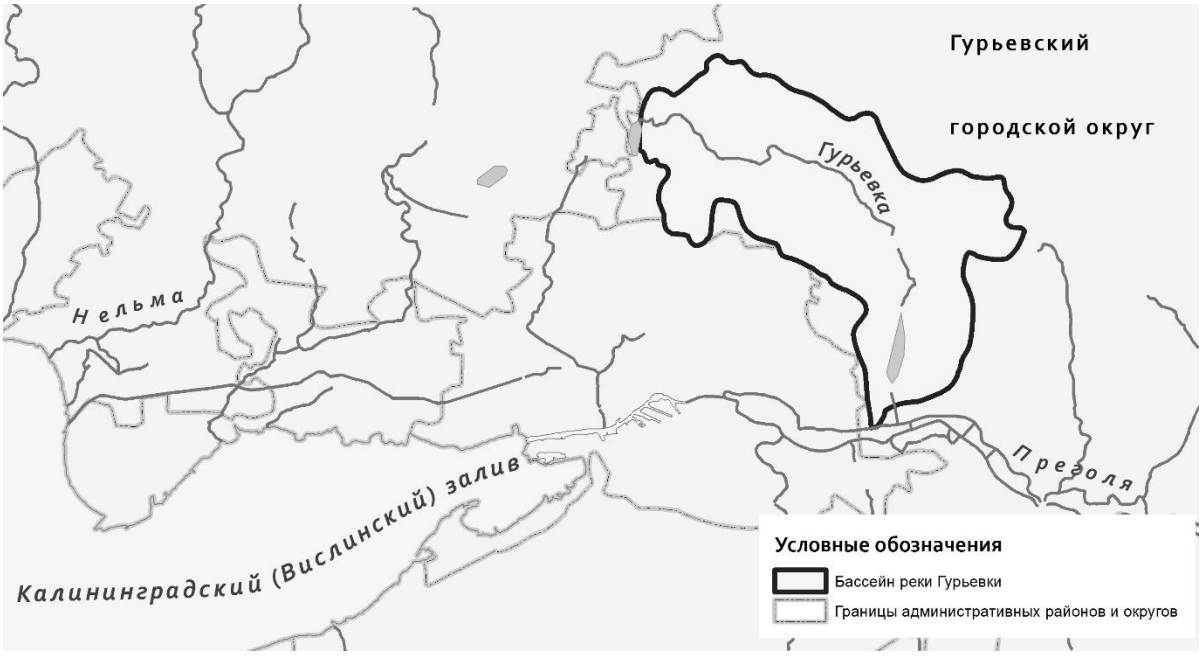


Рис. 1. Водосборный бассейн реки Гурьевка.

Гурьевка относится к категории малых рек. Средняя глубина воды в русле в период низкой воды составляет 0,2-0,4 м. Среднегодовой сток в речном бассейне колеблется от 8 л/сек с км^2 в верхнем течении до 6 л/с с км^2 в устьевой зоне. В течении р. Гурьевка находятся три пруда: Верхний, Гурьевский и Чистый. Пруд Чистый является самым большим, расположен в нижнем течении и имеет объем 1680 тыс. м^3.

На водосборной территории р. Гурьевка расположены поселения общей численностью около 21 тыс. чел., сельскохозяйственные земли, леса, предприятия, рекреационные зоны. Источниками загрязнения реки биогенными

веществами являются стоки поселений и сельского хозяйства. В нижнем течении реки находятся наиболее крупные поселения: г. Гурьевск с пос. Новый, пос. Большое Исаково и пос. Малое Васильково, в которых существует недостаточная степень очистки канализационных, хозяйственно-бытовых и ливневых вод, что влияет на качество воды в реке.

Инструменты и методы

Сбор материалов для анализа проводился осенью, зимой и весной 2017-2018 гг. на 7 точках, расположенных по всей длине русла р. Гурьевка, исключая притоки. Точки были выбраны так, чтобы они указывали на биогенную нагрузку, поступающую с определенного участка реки и водосборной территории, и были доступны на автомобиле.

В отобранных образцах воды проводился анализ на содержание следующих элементов:

- Аммонийный азот, N-NH4, мг/л
- Нитратный азот, N-NO3, мг/л
- Нитритный азот, N-NO2, мг/л
- Общий азот, N общ., мг/л
- Фосфор фосфатов, P-PO4, мг/л
- Общий фосфор, P общ., мг/л

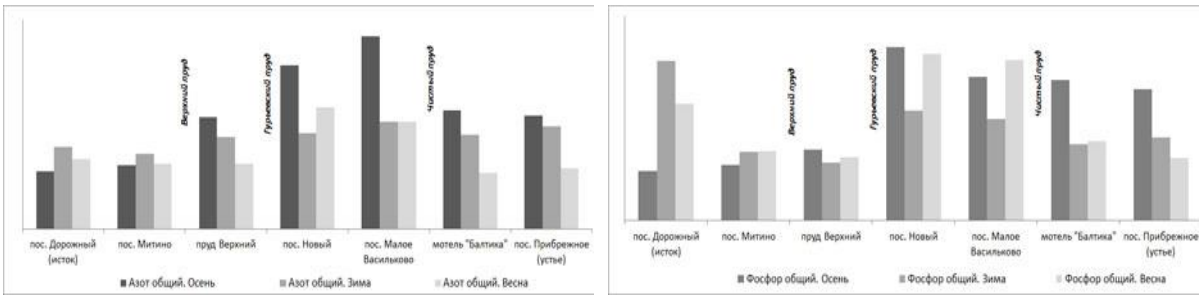
Для оценки превышения ПДК взяты нормативы для рыбохозяйственных водоемов, так как р. Гурьевка и ее пруды являются объектом любительского рыболовства (рыбалка с удочкой).

Результаты исследования, их обсуждение

По данным анализа проб воды р. Гурьевка были получены следующие результаты:

– **по общему азоту.** В осенних пробах воды концентрация общего азота увеличивается после прохождения рекой г. Гурьевск и пос. Новый (Гурьевский пруд) и достигает максимума в точке у пос. Малое Васильково (более 4 мг/л), что почти в 2 раза больше содержания общего азота в верховьях реки (рис.2а). После прохождения р. Гурьевка пруда Чистый концентрация снова уменьшается. По результатам анализа зимних проб воды наблюдается снижение концентраций общего азота, однако повышение концентраций общего азота после Верхнего пруда сохраняется, а в верховьях реки наблюдается превышение зимних концентраций общего азота над осенними. Уровень концентраций общего азота в зимних пробах воды плавно изменяется, достигая максимума в точке пос. Малое Васильково (около 2 мг/л). В весенних пробах воды, практически на всех точках, наблюдается закономерное снижение концентраций общего

азота по сравнению с осенними образцами, характерное для холодного периода года. Исключение составляют точки между прудами Гурьевский и Чистый, где концентрация общего азота, наоборот, увеличивается (пос. Новый) или остается прежней (пос. Малое Васильково). При этом годовой ход органической формы азота во всех точках, кроме 2 верхних, одинаковый: осенью – максимальное содержание органического азота, зимой и весной – минимальное.



а) **б)**

Рис. 2. Соотношение общего азота (а) и общего фосфора (б) в пробах воды р. Гурьевка по сезонам года: осень, зима, весна

Показатель «общий азот» характеризует валовое содержание всех форм азота в пробе воды и используется для характеристики антропогенной нагрузки природной среды или очистных сооружений канализации. Средняя концентрация общего азота в природных водах колеблется в значительных пределах и зависит от трофности водного объекта; так, для эвтрофных она равна 0,8-2,0 мг/дм^3 [4]. Ионы аммония и нитритов обычно указывают на свежее загрязнение, в то время как увеличение содержания нитратов – на предшествующее загрязнение [5]. Таким образом, р. Гурьевка на всем протяжении можно охарактеризовать, как эвтрофный и гиперэвтрофный водоём.

– **по аммонийному азоту.** Концентрации аммонийного азота высокие во всех пробах воды, полученных на р. Гурьевка, резко повышаясь после г. Гурьевск (пос. Новый). Полученный показатель превышает ПДК по аммонийному азоту для рыбохозяйственных водоёмов примерно в 4 раза. Далее, к устью реки, концентрации аммонийного азота понижаются, но всё ещё превышают ПДК. Анализ образцов воды зимнего отбора проб показал, что содержание аммонийного азота значительно уменьшилось по сравнению с осенью. Так, в точке максимальной концентрации аммонийного азота оно уменьшилось примерно в 7 раз. Это может быть связано с охлаждением, уменьшением количества осадков и уменьшением промывки аммонийного азота из речного водосбора. В весенних

пробах воды снова наблюдается рост концентрации аммонийного азота – в точках у пос. Новый и пос. Малое Васильково они почти достигают уровня осенних. При этом, в 3 точках в верховьях реки наблюдается превышение концентрации аммонийного азота над осенними образцами и образцами, взятыми в устье реки (в 2-3 раза), в 2-х из них обнаружилось превышение ПДК, что может свидетельствовать о сбросе неочищенных сточных вод в реку.

– **по нитратному азоту.** Концентрации нитратного азота в пробах воды, взятых осенью, увеличиваются после пос. Новый в сторону устья реки Гурьевки. В точке отбора проб после пос. Малое Васильково концентрация нитратного азота максимальна и превышает минимальную (в истоке) почти в 3 раза. Содержание нитратного азота в зимних пробах воды закономерно выше, чем в осенних пробах. В весенних образцах воды концентрации нитратного азота ниже, чем в зимних образцах примерно в 2 - 3 раза. При этом, в верховьях реки (до Гурьевского пруда) наблюдаются примерно такие же концентрации нитратного азота, как в осенних пробах, тогда как в точках в нижней части реки (после пруда Чистый) концентрации в весенних пробах примерно в 1,5 раза ниже, чем в осенних и в 2-2,5 раза ниже, чем в зимних.

– **по нитритному азоту.** В осенних пробах воды наблюдается резкое увеличение концентрации нитритного азота после Гурьевского пруда в сторону устья р. Гурьевка. Максимальное содержание нитритного азота наблюдалось в точке после пос. Малое Васильково. При этом, максимальная концентрация больше минимальной более чем в 15 раз, а на точках в нижнем течении реки (пос. Малое Исаково, гостиница «Балтика» и устье реки) наблюдается превышение ПДК. В зимних пробах воды наблюдалось уменьшение содержания нитритного азота по сравнению с осенними образцами, кроме точек в верховьях реки. Однако повышение содержания нитритного азота в воде после пос. Новый в сторону устья сохраняется, а наличие атипичного хода концентраций нитритного азота в верховьях реки подтверждает загрязнение неочищенными сточными водами. В весенних образцах воды концентрации нитритного азота снова повышаются. В точках у пос. Новый и пос. Малое Васильково концентрация почти достигает уровня осенних проб (пос. Новый) или уровня ПДК (пос. Малое Васильково).

– **по общему фосфору.** Общий фосфор обозначает сумму минерального и органического фосфора [5]. Концентрация общего растворенного фосфора (минерального и органического) в незагрязненных природных водах варьирует от 5 до 200 мкг/л. Фосфор является наиболее важным биогенным веществом,

чаще всего ограничивающим развитие продуктивности водоема. Когда наступает избыток соединений фосфора, происходит изменение трофического состояния водного объекта, сопровождающееся изменением всего водного сообщества и приводящее к преобладанию процессов гниения (и, соответственно, повышенной мутности, солености, концентрации бактерий). При анализе образцов воды, взятых на р. Гурьевка осенью, выяснилось, что содержание общего фосфора резко возрастает после Гурьевского пруда и остается высоким до устья реки (более 0,4 мг/л) (рис. 2б). Содержание общего фосфора в зимних образцах воды ниже, аналогичное изменение концентраций сохраняется от точки к точке. В точке в истоке наблюдается превышение концентрации над устьевой точкой примерно в 2 раза в зимних пробах, взятых в устье р. Гурьевка. Концентрации общего фосфора в весенних пробах воды практически равны зимним концентрациям или незначительно ниже их. Исключение составляют точки у пос. Новый и пос. Малое Васильково, где весенние концентрации общего фосфора выше зимних – почти сравниваются или превышают осенние.

– **по фосфору фосфатов.** Распределение, сходное с распределением концентраций общего фосфора, наблюдается при распределении концентраций фосфора фосфатов по точкам отбора проб воды на р. Гурьевка. Однако в осенних пробах воды наблюдается превышение ПДК, начиная с пос. Новый возле г. Гурьевск в направлении устья. Содержание фосфатов в зимних образцах меньше, превышение ПДК сохраняется в тех же точках, что и осенью. В весенних образцах, взятых на точках у пос. Новый и пос. Малое Васильково, содержание фосфатов снова увеличивается и резко достигает уровня осенних концентраций. В точке в верховьях р. Гурьевка (пос. Дорожный) наблюдается превышение содержания фосфатов в зимней пробе воды над осенней более чем в 2 раза и превышает ПДК, что может свидетельствовать о поступлении в реку бытовых сточных вод. В весеннем образце воды, взятой на этой точке, концентрация фосфатов уменьшается и равняется осенней концентрации. Годовой ход содержания фосфатов в воде должен изменяться от минимума весной и летом, до максимума осенью и зимой [5], что наблюдается на большинстве точек, кроме пос. Новый и пос. Малое Васильково.

В целом, можно сказать, что воды р. Гурьевка загрязнены, на части точек (пос. Новый и пос. Малое Васильково, пос. Дорожный) наблюдается превышение ПДК по ряду биогенных веществ, что свидетельствует о поступлении в реку неочищенных фекальных и бытовых сточных вод от домохозяйств г. Гурьевск, и прилежащих поселков и от отдельных домохозяйств в верховьях

реки. При этом, пруд Чистый пока является природным барьером для попадания биогенных веществ в р. Преголя.

Заключение

Проведенный анализ данных показал, что в водах р. Гурьевка отмечаются высокие концентрации биогенных веществ, некоторые из которых превышают ПДК. Это свидетельствует о поступлении сточных вод в реку и смыве биогенных веществ с речного водосбора в реку. Таким образом, становится очевидно осуществляющееся значительное антропогенное воздействие с водосбора р. Гурьевка на реку. Это подтверждается и более ранними исследованиями С.А. Уманского в этом направлении [3, 6]. В целом, наблюдается общее плохое качество воды на всем протяжении реки, которое целиком зависит от антропогенного воздействия. Благодаря этим исследованиям, власти муниципалитета, которые готовы улучшать качество воды в р. Гурьевка, знают, на что обратить особое внимание в этом вопросе и уже принимают меры по изменению ситуации.

Настоящая публикация подготовлена при поддержке проекта Water-NETS (сбор материалов) и темы 0149-2018-0012 Государственного задания Федерального агентства научных организаций (анализ данных).

Список литературы

1. Гурьевка // Все реки. Http://vsereki.ru/atlanticheskij-okean/bassejn-baltijskogo-morya/pregolya/gurevka-myulen. Date of circulation: 11.12.2017.
2. Великанов, Н.Л. Мероприятия по комплексному использованию и охране водных ресурсов малой реки / Н.Л. Великанов, Е.А. Нелюбина // Природообустройство и рациональное природопользование – необходимые условия социально-экономического развития России. – Т. 1. – М.: Московский государственный университет природообустройства, 2005.
3. Уманский С.А. Современное экологическое состояние бассейна реки Гурьевка / С.А. Уманский, П.П. Буйняченко, А.С. Уманский // Сб. тр. VIII Всеросс. науч.-практ. конф., посвящ. 75-летию рыбохоз. образования на Камчатке «Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промысловое и техническое использование». – Петропавловск-Камчатский: Изд-во Камчатского гос. техн. ун-та, 2017. – С. 120-124.
4. Микробиология. Азот общий. Дата обращения: 31.01.2018 - http://www.mibio.ru/contents.php?id=2805.
5. Химия воды. Мировые водные технологии - http://wwtec.ru/index.php?id=212. Дата обращения – 01 ноября 2017 г.
6. Уманский С.А. Река Гурьевка и человек: прошлое, настоящее и будущее. Этап 1. Исследовательский / С.А. Уманский, К. Тылик. – Калининград: Калининградский печатный двор, 2006. – 11 с.

© Домнина А.Ю., Домнин Д.А., 2018

ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ОФИЦИАЛЬНЫХ СТАТИСТИЧЕСКИХ ДАННЫХ ДЛЯ ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ МУНИЦИПАЛЬНЫХ СТОКОВ НА ХАРАКТЕРИСТИКИ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД В РАЙОНЕ ПЛЯЖЕЙ

Вержевская Л.В., Багаев А.В.
Морской гидрофизический институт РАН, г. Севастополь
E-mail: liudmyla.ver@mhi-ras.ru

Аннотация. В работе проведен анализ данных о концентрациях загрязняющих веществ, поступающих в море через муниципальные стоки г. Севастополь. Определены типы поступающих загрязнителей, которые могут привести к превышению ПДК в водах близ пляжей г. Севастополь. На основе данных численного моделирования (публикации сотрудников МГИ РАН) определены параметры неблагоприятных сценариев переноса примеси течениями. Предложена методика использования базы данных о загрязнителях в ГИС QGIS, позволяющая оценивать масштаб и характер загрязнения акватории. Показано, в каких случаях и для каких выпусков сточных вод пятно нутриентов, СПАВ и нефтяных углеводородов может достигать границ некоторых городских пляжей.

Ключевые слова: геоинформационные системы, экологическое состояние, пляжи, загрязняющие вещества, муниципальные стоки.

THE EXPERIENCE OF THE OFFICIAL STATISTICAL DATA USE TO EVALUATE THE INFLUENCE OF MUNICIPAL SEWAGE ON THE CHARACTERISTICS OF COASTAL WATERS NEAR BEACHES

Verzhevskaya L.V., Bagaev A.V.
Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol

Abstract. Analysis of the data on the concentrations of pollutants coming to the sea through municipal sewage in the city of Sevastopol is carried out. The types of pollutants inflowed that can result in exceeding the MPC in the waters near the Sevastopol beaches are determined. Based on the numerical modeling data (papers by the staff of MHI), the parameters of unfavorable scenarios of impurity transport by currents are determined. The methodology using the database of pollutants in GIS QGIS is proposed, which allows to estimate the scale and nature of water area pollution. It is shown in which cases and for which outlet sewers, the stain of nutrients, surfactants and oil hydrocarbons can reach the boundaries of some urban beaches.

Keywords: geoinformation systems, ecological state, beaches, pollutants, municipal sewage.

Севастопольский регион является не только историко-культурным центром и военно-морским портом, но и курортным городом; его рекреационная привлекательность остается достаточно высокой, о чем говорит большое количество гостей города, особенно в летний сезон (в 2017 г. их число составило около 350 тысяч [1]). Таким образом, береговая и прибрежная зоны Севастополя

активно используются для различных целей хозяйственного и бытового характера. Кроме того, данный регион имеет рекреационный потенциал – Федеральной целевой программой развития г. Севастополь предусмотрено создание новых туристско-рекреационных кластеров [2]. Загрязнение прибрежной акватории бытовыми стоками несет риски для экологического состояния региона, в том числе, биологического разнообразия, доступности пляжей и инвестиционной привлекательности. В связи с этим, разработка методов оценки влияния сбрасываемых в море сточных вод на городские пляжи является актуальной задачей. Целью данной работы являлась разработка методики, позволяющей на основе данных регулярного мониторинга и результатов численного моделирования распространения свободной примеси, оценивать масштаб и характер загрязнения акватории в районе пляжей.

В настоящее время для анализа экологической ситуации в различных регионах достаточно широко используются геоинформационные системы (ГИС), ГИС-технологии применяются для представления информации о лесных пожарах [3], визуализации использования земель [4], для мониторинга и анализа состояния гидрологических объектов [5], в частности, ГИС для представления результатов океанографических исследований использован в работах [6, 7]. В [8] показаны особенности применения ГИС для решения задач морских исследований в Черноморском регионе.

Контроль качества вод в районе выпусков муниципальных стоков г. Севастополь на постоянной основе проводится исключительно сетью ГУПС «Водоканал». Кроме того, с 2014 по 2016 гг. проводились натурные измерения содержания примесей в водах вблизи Гераклейского п-ова в рамках проекта «Диагностика» [9]. По результатам этих исследований опубликован ряд работ, в частности, распространение плюма от источника загрязнения в районе Гераклейского п-ова в г. Севастополь рассмотрено в статьях [10] и [11], где приведено математическое моделирование эволюции распространения примесей в различных гидродинамических условиях.

Для совмещения данных о концентрациях загрязняющих веществ, информации о географическом положении и техническом состоянии стоков, а также обобщенных результатов численного моделирования была использована геоинформационная система QGIS, которая является удобным и доступным инструментом для выполнения всех необходимых расчетов и наглядного представления промежуточных и конечных результатов исследования.

В качестве исходных материалов были использованы данные о среднегодовой концентрации загрязняющих веществ, предоставленные Главным управлением природных ресурсов и экологии г. Севастополь (Севприроднадзор) за

1998-2014 гг. В данном исследовании использовались данные о глубоководных сбросах Севастопольского региона, которые представляют собой временные ряды нескольких параметров, в том числе, среднегодовой сток, концентрацию загрязняющих веществ и их объём в сбрасываемых водах на канализационных очистных сооружениях и насосных станциях г. Севастополь. Сетью ГУПС «Водоканал» контролируется содержание различных загрязняющих веществ (ЗВ), среди которых: нефтяные углеводороды (НУ), синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), биогенные вещества (фосфаты и неорганические формы азота: азот аммонийный, нитриты и нитраты), взвешенные вещества, сульфаты, хлориды, металлы и др. В данной работе рассматривается распространение НУ, СПАВ и биогенных веществ вблизи Севастопольских пляжей.

В опубликованных ранее исследованиях распространения свободной примеси в районе Южного берега Крыма из источника, примерно соответствующего трубе муниципального стока [10, 11], было показано, что форма и положение пятна эволюционируют со временем. Однако проведенные расчеты показали, что за время порядка суток пятно загрязнения распространяется вокруг источника. В самых неблагоприятных сценариях границы пятна (принимаемые за 5% от начальной концентрации примеси в источнике) распространяются в сторону берега, ширина пятна составляет около 2 км. В нашей работе мы предполагаем, что для оценки возможного влияния муниципального стока на пляжи необходимо рассматривать именно возможные неблагоприятные сценарии. Так как в течение года изменчивость течений вблизи берега достаточно высока, предполагалось, что загрязненная область имеет форму круга, радиус которого (в метрах) определялся, в соответствии с выражением:

$$r = \frac{2000 \cdot (\mathrm{C} - \mathrm{ПДК})}{0{,}95 \cdot \mathrm{C}}$$

где С – концентрация загрязняющего вещества в точечном источнике. В нашем методе границей распространения пятна загрязнения является условная линия, за которой концентрация вещества не превышает ПДК. За ПДК приняты значения для водоемов рыбохозяйственного назначения, каким является Черное море [12].

На основе полного набора данных проведен анализ пространственного распространения загрязняющих веществ вблизи пляжей г. Севастополь. Анализ архивных материалов по концентрации основных биогенных и загрязняющих веществ в сточных водах Севастопольского региона показал их различные уровни в Северном, Южном и Балаклавском стоках. Показано, что в исследуемый период – с 1998 по 2014 гг. – значительное превышение ПДК по НУ и СПАВ наблюдалось в сточных водах КОС (канализационные очистные

сооружения) «Южные» до 2008 г. С 2009 г. наблюдалось снижение содержания этих ЗВ. Сточные воды КОС «Северные» характеризовались более низкими уровнями загрязнения НУ и СПАВ. За весь исследуемый период ПДК не превышалась, за исключением 2014 г. Для Балаклавской канализационной насосной станции (КНС) наблюдалось понижение уровня НУ с 2006 г. и постоянное превышение ПДК для СПАВ за весь исследуемый период. Преобладающим ЗВ на КОС «Южные» можно считать азот аммонийный, на КОС «Северные» – нитраты, КНС Балаклава – азот аммонийный, фосфаты. Повышенное содержание нутриентов в прибрежной зоне при определенных синоптических условиях может приводить к нежелательным последствиям в виде бурного цветения микроводорослей (так называемые бурые/красные приливы), что уже наблюдалось в Черном море в районе г. Одесса [13, 14].

В целом, ситуация для пляжей вблизи КОС «Северные» относительно благоприятная в отношении рассматриваемых загрязняющих веществ, поскольку по мере приближения к пляжу концентрация ЗВ уменьшается (рис. 1). Выпуск трубы на КНС в Балаклаве располагается в 15 м от берега, а концентрации ЗВ в большинстве случаев значительно превышают ПДК, из-за чего загрязненные воды могут достигать близлежащих пляжей (рис. 2). На КОС «Южные», куда приходится более 70% общегородского стока г. Севастополь, ситуация следующая. В настоящее время на КОС «Южные» и КНС Балаклавы сточные и канализационные воды не очищаются химическим способом, используется только механический способ очистки. Если бы труба выпуска не была повреждена, то акватории пляжей не были бы затронуты. Однако в ходе экспедиционных исследований по проекту «Диагностика» было выявлено наличие разрыва в трубе выпуска [9], поэтому при рассмотрении ситуации в данной области, с учетом разрыва в трубе, для некоторых пляжей диагностируются неблагоприятные условия, и загрязненные воды могут достигать рекреационных областей, например, пляж Голубая бухта (рис. 3). В 2018 г., в рамках ФЦП развития Крыма и Севастополя до 2020 г., в Севастополе приступили к строительству КОС «Южные», что позволит улучшить экологическую обстановку вблизи пляжей.

Работа выполнена в рамках государственного задания по теме 0827-2018-0004 «Комплексные междисциплинарные исследования океанологических процессов, определяющих функционирование и эволюцию экосистем прибрежных зон Черного и Азовского морей» **(шифр «Прибрежные исследования»).**

Рис. 1. Распространение нитритов из источника на Северной стороне г. Севастополь в 2014 г.

Рис. 2. Распространение синтетических ПАВ в районе Балаклавы в 2007 г. (черная линия) и в 2014 г. (синяя линия)

Рис. 3. Распространение нефтяных углеводородов на Южной стороне г. Севастополя в районе пляжа «Голубая бухта» в 2007 г. (черная линия) и в 2014 г. (синяя линия)

Список литературы

1. URL http://tass.ru/obschestvo/4822056 [Электронный ресурс].
2. Федеральная целевая программа "Социально-экономическое развитие Республики Крым и г. Севастополя до 2020 года": утв. пост. Прав-ва Рос. Федерации от 11 августа 2014 г. № 790 [Электронный ресурс].
3. Ершов Д.В. Современные возможности геоинформационной системы мониторинга лесных пожаров ГИС-ИСДМ Рослесхоз / Д.В. Ершов, К.А. Ковганко, П.П. Шуляк // Пожаровзрывобезопасность. Науч.-техн. журнал. – М.: ООО «Издательство «Пожнаука», 2010. – Том 19, № 3. – С. 38-46.
4. Терехин Э.А. Геоинформационный анализ нарушенности лесных экосистем с применением разновременных спутниковых данных / Э.А. Терехин // Геоинформатика. – №3. – 2017. – С. 56-62.
5. Каторгин И.Ю. Пространственный анализ озерной сети Карачаево-Черкесской республики с помощью ГИС-технологий / И.Ю. Каторгин, К.Ю. Шкарлет, А.Н. Роман // Геоинформатика. – № 3. – 2017. – С. 2-9.
6. Долотов В.В. Использование ГИС для мониторинга антропогенного воздействия на шельфовые зоны Крыма / В.В. Долотов, А.В. Долотов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. – 2016. – № 4. – С. 75-82.
7. Hoffmann M., Zhovtonog O., Bolkina O. and Mikhaylenko S. Modelling multiple land- and water-use scenarios for three typical pilot areas in Crimea // Irrigation and Drainage. – December 2011 – 12 p.
8. Новикова А.М. ГИС в морских исследованиях: мировой опыт и возможности его применения на примере Черноморского региона / А.М. Новикова, Е.С. Каширина,

А.А. Новиков, А.Б. Полонский, Т.В. Панкеева // Тр. Карадагской науч. ст. им. Т.И. Вяземского – природного заповедника РАН. – 2017. – № 1 (3) – С. 54-66.

9. Отчет о НИР «Разработка методов и создание экспериментального образца системы мониторинга антропогенных воздействий на шельфовые зоны Черноморского побережья Российской Федерации, включая Крымский полуостров, на основе спутниковых и контактных данных». № 14.577.21.0110 от 15.01.2014. Этап 5. – 2016.

10. Иванов В.А. Моделирование транспорта взвеси канализационного выпуска в районе м. Фиолент / В.А. Иванов, Ю.Н. Рябцев // Процессы в геосредах. – 2017. – №1. – С. 419-426.

11. Иванов В.А. Численное моделирование распространения заглубленного стока в прибрежной зоне Гераклейского полуострова / В.А. Иванов, В.В. Фомин // Морской гидрофизический журнал. – 2016. – №6. – С.89-103.

12. ГН 2.1.5.689-98 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

13. Доценко С.А. Аномальные гидрологические явления в Одесском районе северо-западной части Черного моря в первой половине 2010 года / С.А. Доценко, В.В. Адобовский // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. – 2011. – Т. 1. – № 25. – С. 228-233.

14. Ясакова О.Н. Аномальное цветение emiliania huxleyi (prymnesiophyceae) в Чёрном море в 2012 г / О.Н. Ясакова, С.В. Станичный // Морской экологический журнал. – 2012. – Т. 11. – № 4. – С. 54.

© Вержевская Л.В., Багаев А.В., 2018

ИССЛЕДОВАНИЕ ЛЕКАРСТВЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ И СТОЧНЫХ ВОД: НЕКОТОРЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ И НОРМАТИВНО-ПРАВОВОЕ РЕГУЛИРОВАНИЕ

Козлова М.А.
Институт водных проблем Российской академии наук, г. Москва
E-mail: mblshok@mail.ru

Аннотация. В работе рассматривается лекарственное загрязнение природных и сточных вод. Проанализированы источники поступления лекарств в окружающую среду, выделены приоритетные из них. Представлены некоторые собственные результаты исследования. Рассмотрены недостатки нормативно-правовой базы России в сфере обращения с лекарственными веществами и оценки их опасности для экосистем.

Ключевые слова: качество вод, лекарственное загрязнение, лекарственные вещества, нормативно-правовое регулирование.

RESEARCH INTO MEDICINAL PHARMACEUTICAL POLLUTION OF NATURAL AND WASTE WATERS: SOME RESULTS AND NORMATIVE LEGAL REGULATION

Kozlova M.A.
Water Problems Institute of Russian Academy of Sciences, Moscow

Abstract. Natural and waste water pollution by medicinal substances is examined in the paper. The sources of medicines ingress into the environment are analysed and the priority ones are indicated. Some proper studies results are presented. Critics of Russian legislation and regulatory system in the matter of medicinal substances use and their danger for the ecosystems valuation are considered.

Keywords: water quality, medicinal pollution, medicinal substances, normative legal regulation.

В настоящее время фармацевтическая промышленность является одной из самых высокотехнологичных, быстро развивающихся в мире. Около 4000 веществ – активных начал лекарственных средств – используются во всем мире в терапевтических и ветеринарных целях. Они включают в себя различные химические вещества, производимые фармацевтическими компаниями в промышленно развитых и развивающихся странах в объемах 100000 тонн в год [1]. Объем фармацевтического рынка России в 2017 г. достиг 1 629 млрд. руб., что на 8% выше, чем годом ранее. Объемы продаж лекарств в натуральном выражении выросли на 6% и составили 6,3 млрд. упаковок [2].

В то время, как фармацевтические препараты строго регламентируются для обеспечения эффективности и безопасности для пациентов, их неблагоприятные побочные эффекты в естественной среде еще недостаточно изучены и не охватываются международными соглашениями по контролю за их обращением. В последнее десятилетие остатки лекарственных средств все чаще обнаруживаются в окружающей среде, главным образом, в поверхностных водах, а также в подземных водах, почве, навозе, биоте и даже в питьевой воде.

Поскольку такие вещества специально разработаны для воздействия на живые организмы, неудивительно, что растущее число исследований показывает их неблагоприятное влияние на состояние дикой природы и экосистем. При этом, практически невозможно оценить потенциальные долгосрочные риски от присутствия следовых количеств фармацевтических препаратов в питьевой воде для здоровья человека, особенно учитывая, что в настоящее время не проводится систематический мониторинг ее качества по данным показателям.

Среди источников поступления лекарственных веществ в природную воду (см. рис. 1), помимо сельского хозяйства, ветеринарии, НИИ, связанных с разработкой новых лекарств, лечебно-профилактических учреждений, аптек и аптечных складов и пр., отдельно необходимо выделить коммунальные и промышленные (в данном случае, от фармпроизводств) сточные воды, вносящие основной вклад в загрязнение.

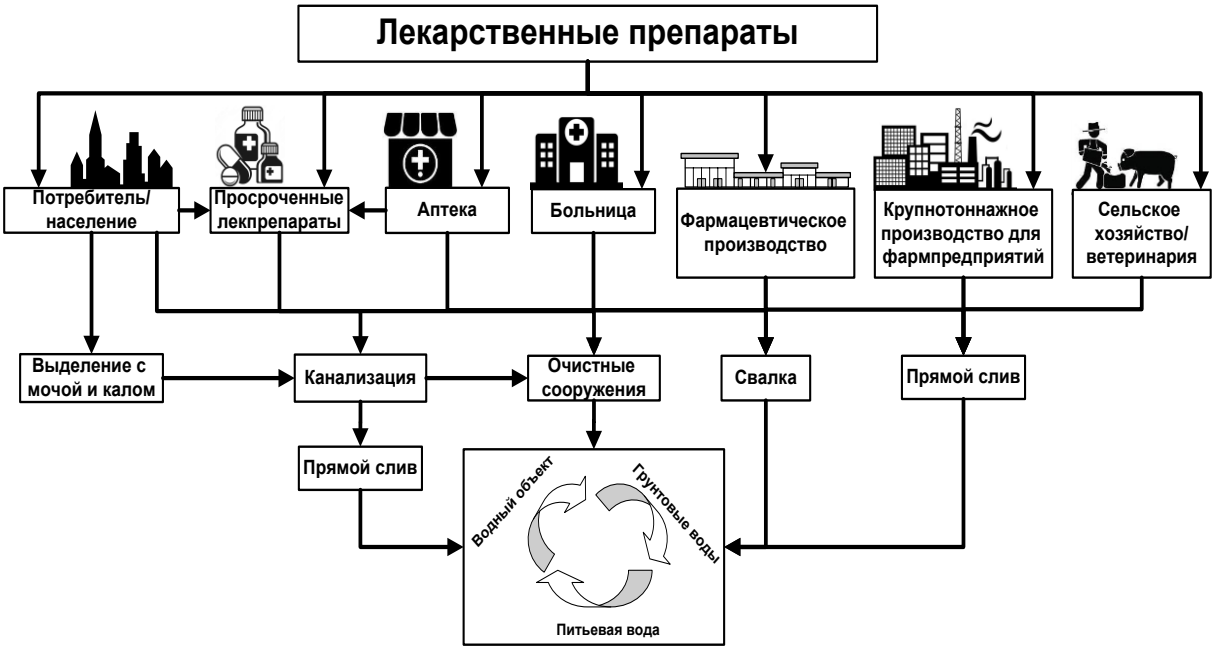


Рис. 1. Схема источников загрязнения водной среды лекарственными препаратами

Следует понимать, что, сам по себе, лекарственный препарат является продуктом общественного пользования. Поэтому лекарства не вписываются в обычные формы загрязняющих веществ, которые являются, как правило, результатом промышленной деятельности, сточные воды которых рассматриваются как заранее известные точечные источники загрязнения. Лекарственное же загрязнение, связанное с населением, происходит от слияния индивидуальных незначительных вкладов от каждого из множества отдельных людей: практически все население представляет собой потенциальный многомиллиардный источник загрязнения лекарствами.

Исследования относительного вклада различных источников лекарственного загрязнения водной среды показывают, что вклад человека через бытовые сточные воды является основным и может достигать 90% от всего поступления [3, 4]. При этом, существует два основных пути: выделение лекарств и их метаболитов через организм человека и утилизация просроченных или просто ненужных медикаментов, использованных шприцов, ампул и т.д. Утилизируемые препараты выбрасываются в мусор с последующим попаданием на свалки твердых бытовых отходов, которые, в свою очередь, становятся потенциальными источниками поступления в окружающую среду.

Поступление лекарств в бытовые сточные воды зависит от доли выведения лекарств из организма человека через естественные выделения (моча, пот,

кал), которая варьируется в широком диапазоне (см. табл. 1). Данные показывают, что тетрациклины, пенициллины, фторхинолоны и бета-блокаторы (за исключением пропранолола и бетаксолола) выводятся практически без изменений, тогда как анальгетики и противовоспалительные препараты интенсивно метаболизируются, хотя процентные уровни экскреции для большинства метаболитов неизвестны [5].

Таблица 1

Процент выведения лекарственных препаратов из организма [5]

Лекарственное вещество	**Процент выведения (%)**	**Лекарственное вещество**	**Процент выведения (%)**
Азитромицин	6	Норфлоксацин	40 69
Амоксициллин	80-90	Норэтистерон	<5
Ампициллин	30-60	Окситетрациклин	>80
Атенолол	85	Пенициллин G	50-70
Аторвастатин	<2	Пенициллин V	80-85
Ацебутолол	30-40	Примидон	64
Ацетилсалициловая к-та	1	Прогестерон	6.0-39
Ацетоминофен	2.0-3	Пропланолол	<0.5
Безафибрат	40-69	Ранитидин	68-79
Бетаксолол	15	Салициловая к-та	<5
Бизопролол	50	Симвастатин	13
Гемфиброзил	<2	Соталол	80 90
Диклофенак	6.0-39	Сульфаметоксазол	10.0-30
Дилтиазем	1.0-3	Тетрациклин	80-90
Доксициклин	41 ± 19	Тимолол	20
Ибупрофен	1.0-8	Триметоприм	50-60
Индометацин	15 ±8	Флуоксетин	<5
Ифосфамид	14-53	Хлорамфеникол	5.0-10
Карбамазепин	1.0-2	Хлоротетрациклин	>70
Кодеин	3.0-16	Циклофосфамид	6.5 ±4.3
Ловастатин	10	Циметидин	75
Метопролол	39	Ципрофлоксацин	45-60
Метронидазол	40	Эритромицин	12.0-15
Надолол	70	Эстрадиол	<1
Напроксен	<1	Эстроген	Нет данных
Нифедипин	Следовые концентрации	Этинилоэстрадиол	23-59

Следует также учитывать поступление лекарств через бытовые сточные воды частных домохозяйств, которые зачастую не объединены в единую систему отведения сточных вод и даже не оборудованы локальными системами очистки. Сточные воды от частных септиков, выгребных ям и т.д. несанкционированно напрямую поступают в подземные воды или ближайший водоем.

В исследованиях ИВП РАН по выявлению лекарственных веществ в зонах сброса очищенных сточных вод в водные объекты - источники питьевого водоснабжения Москвы удалось обнаружить 4 соединения из 8-ми анализируемых (офлоксацин, сульфаметоксазол, кофеин и напроксен. При этом можно отметить, что определенные концентрации лекарств соизмеримы с концентрациями, обнаруживаемыми исследователями по всему миру.

Процесс производства фармацевтических препаратов подразумевает два комплексных процесса: производство активных компонентов и производство конечного продукта (таблетки, капсулы и т.д.). В производственной практике фармацевтических предприятий синтез и очистка активных веществ часто осуществляются путем добавления различных органических растворителей, которые часто используются многократно, а затем, как правило, сжигаются [5]. Сбросы лекарств в составе сточных вод таких предприятий обычно подлежат строгому регулированию. Однако на практике зачастую происходит иначе. Так, на одной из станций водоочистки в Индии концентрация противомикробного препарата ципрофлоксацина в очищенных сточных водах достигала 31000 мг/л, что объясняется поступлением на данные сооружения стоков 90 фармпредприятий. При этом в реках-водоприемниках очищенных сточных вод лекарства в следовых концентрациях часто прослеживались на расстоянии 30 км от точки сброса [6].

Рассматривать пути миграции компонентов лекарственных средств нужно начинать с их производства и заканчивать трансформацией этих веществ в живом организме с последующим круговоротом этих компонентов через питьевое водопотребление и сточные воды.

Весь путь миграции лекарственных средств как компонентов загрязнения вод можно разбить на четыре цикла, каждый из которых состоит из нескольких этапов. В упрощенном виде эти циклы представлены схематично на рис. 2.

Рис. 2. Схема миграции компонентов лекарств

Первый цикл: миграция от производства лекарства через промежуточные этапы (больницы, аптеки, фермы и т.п.) к потребителю (население, животные как объекты сельского хозяйства). На каждом этапе этого цикла возможно попадание компонентов лекарственных средств в водные объекты.

Второй цикл: миграция лекарств внутри живых объектов с формированием метаболитов и остаточного количества исходных соединений. В результате метаболической трансформации и конъюгации лекарства изменяются вплоть до полного лишения своей фармакологической активности.

Третий цикл: миграция лекарств и их метаболитов, попавших в воду в процессе осуществления первого и второго цикла, внутри водного объекта. Основными параллельными этапами этого цикла являются гидрологический перенос лекарств и их метаболитов, обменные явления между водой и донными отложениями, распределение лекарств и их метаболитов в гидробиоценозе, включая распределение по трофической цепи.

Четвертый цикл: миграция лекарств, их метаболитов и вторичных продуктов превращения этих веществ к потребителю (население, живые объекты сельского хозяйства) через питьевую воду, где вся совокупность названных веществ заново проходят циклы «два – четыре».

Ограничить или хотя бы уменьшить поступление лекарственных веществ в окружающую среду, в частности, в водные объекты можно только путем комплексных мероприятий, главным из которых можно считать ужесточение нормативно-правовой базы в сфере обращения с лекарственными веществами и четко отлаженного контроля за их выполнением. В России, однако, не существует единого документа, который бы регулировал лекарственное загрязнение окружающей среды.

Для оценки опасности лекарственных веществ в окружающей среде существуют только единственные Методические указания МУ 1.1.726-98. «Гигиеническое нормирование лекарственных средств в воздухе рабочей зоны, атмосферном воздухе населенных мест и воде водных объектов». Они «предназначены для научно-исследовательских институтов гигиенического профиля, медицинских институтов, ведомственных НИИ, токсикологических лабораторий и других учреждений, аккредитованных на право проведения разработок гигиенических нормативов, санитарных правил и норм, а также для органов государственного санитарно-эпидемиологического надзора и химико-фармацевтических предприятий» и регламентируют «условия и подходы к обоснованию ПДК и ОБУВ химических веществ в воздухе рабочей зоны и атмосферном воздухе населенных мест, а также ПДК и ОДУ в воде водных объектов хозяйственно-литьевого и культурно-бытового водопользования».

Если говорить о гигиеническом нормировании лекарственных средств в воде водных объектов, то в МУ утверждена схема этапного нормирования, которая должна служить научной основой для определения оптимального объема исследований, а также предложены подходы к оценке стабильности и трансформации лекарственных средств в воде, к обоснованию величин ПДК (ОДУ), к экспериментам по установлению смертельных эффектов веществ и т.д. Однако с момента введения названного МУ (в 1998 г.) ситуация в целом не изменилась. Для каждого выпускаемого лекарственного вещества не установлены значения ПДК для водных объектов, не проведено биотестирование лекарственных средств на гидробионтах, не регламентируются требований к уменьшению попадания лекарств в водные объекты.

Таким образом, для формирования нормативно-правовой программы, направленной на контроль и уменьшение лекарственного загрязнения вод, в

России должно быть налажено взаимодействие между Федеральным собранием России с целью формирования законодательных актов и соответствующих федеральных или ведомственных нормативных документов, а также контролирующими и надзорными организациями (Росприроднадзор, Роспотребнадзор, Ростехнадзор, Минприроды России, Минздравсоцразвития России).

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-35-00316\18.

Список литературы

1. Weber F.-A. Pharmaceuticals in the environment – the global perspective. Occurrence, effects, and potential cooperative action under SAICM / F.-A.Weber, T. aus der Beek, A. Bergmann et al. Muelheim an der Ruhr. IWW. 2014. 12 p.
2. Фармацевтический рынок России. 2017. Национальный фармацевтический рейтинг. Отчет DMS Group, Москва – 110 с.
3. Snyder S., Lue-Hing C., Cotruvo J. et al. Pharmaceuticals in the water environment. NACWA. 2010. p. 34.
4. Pollutants in urban wastewater and sewage sludge. ICON, IC Consultants, LTD London. Final report. –Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2001. – p. 273.
5. Monteiro S.C., Boxall A.B.A. Occurrence and Fate of Human Pharmaceuticals in the Environment // Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. – VIII. – 2010. – P. 53-154.
6. Manufacturing facilities release pharmaceuticals to the environment // U.S. Geological Survey. [https://toxics.usgs.gov/highlights/PMFs.html]

© Козлова М.А., 2018

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ ПРИРОДОХРАННЫХ ИНВЕСТИЦИОННЫХ ПРОЕКТОВ

Скачкова С.А.[1], Шишкин В.О.[2]
[1] Российский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева, г. Москва;
[2] Кубанский государственный аграрный университет им. И.Т. Трубилина, г. Краснодар
E-mail: vo2909@yandex.ru

Аннотация. Рассматриваются методические подходы к оценке эффективности природоохранных мероприятий по предотвращению чрезвычайных ситуаций (ЧС). Предельное значение величины инвестиций предлагается определять с использованием нормы дисконта, которая в данном случае выступает в роли показателя рентабельности инвестиций. Условием эффективности проекта является условие превышения интегрального предотвращенного ущерба над суммарными вложенными инвестициями.

Ключевые слова: чрезвычайные ситуации, предотвращенный ущерб, эффективность проекта.

COMPARATIVE ANALYSIS OF METHODS TO ASSESS ENVIRONMENTAL INVESTMENT PROJECTS

***Skachkova S.A.*[1], *Shishkin V.O.*[2]**

1.Russian State Agrarian University – MTAA named after. K.A. Timiryazev, Moscow

2 Kuban State Agrarian University named after I.T. Trubilina, Krasnodar

Abstract. Methodical approaches to assess nature protection measures for preventing emergency situations (ES) are considered. It is proposed to determine the limiting value of investments using tender rates. The condition of the effectiveness of the project is to ensure that the integral prevention-loss is exceeded over the total investment is the project effectiveness.

Keywords: emergency, prevented damage, project effectiveness.

Дискуссии о методологии обоснования эффективности инвестиций в природоохранные мероприятия представляют собой попытки решения одной из основных проблем экономической теории. Необходимость повышения эффективности инвестиционных проектов, совершенствование методики соизмерения затрат и результатов с учетом природоохранных требований, стимулирование инвестиционной деятельности объясняется реальными потребностями практики принятия рациональных инвестиционных решений.

Особо подчеркнем важность повышенного внимания к предотвращению негативных экологических последствий, которые имеют место, как правило, при реализации природоохранных проектов, а также мероприятий, направленных на предотвращение негативного воздействия поверхностных вод. Для рационального функционирования механизма распределения и расходования ограниченных финансовых ресурсов необходима разработка методических подходов к оценке эффективности природоохранных мероприятий по предотвращению чрезвычайных ситуаций (ЧС).

В практической деятельности проектные организации руководствуются соответствующими методическими рекомендациями, к числу которых относятся «Методика оценки вероятностного ущерба от вредного воздействия вод и оценки эффективности осуществления превентивных водохозяйственных мероприятий» и другие отраслевые нормативные документы [1, 2].

Определение экономического эффекта защитных мероприятий как в фундаментальных работах, так и в указанных методиках, основывается на методологии оценки эффекта через предотвращаемый экономический ущерб. Под экономическим ущербом от ЧС понимают затраты на ликвидацию ущерба и потери в стоимостном выражении, возникающие при наводнениях (затоплениях), подтоплениях и водной эрозии.

Годовой экономический ущерб от вредного воздействия вод определяется как стоимостная оценка потерь продукции, ресурсов, основных и оборотных фондов непосредственно в момент стихийного бедствия и в последующий период до восстановления нормальной деятельности предприятий и обычных условий жизни населения. Ожидаемый экономический ущерб определяется на перспективу как возможный (вероятный) ущерб по состоянию социального и экономического развития района на перспективный уровень при отсутствии защитных мероприятий.

При оценке эффективности долгосрочных проектов и программ применяется дисконтирование разновременных затрат и эффектов. Для приведения разновременных затрат, результатов и эффектов используется норма дисконта (Е), равная приемлемой для инвестора норме дохода на капитал. Приведение за расчетный период (*Т*) затрат, результатов и эффектов осуществляется путем их умножения на коэффициент дисконтирования (для природоохранных инвестиционных проектов – 0,06-0,08 [2-4].

Однако в условиях неопределенности обычные показатели эффективности теряют смысл, поскольку становятся неопределенными. Таким образом, учет неопределенности требует использования иных, соответствующим образом обобщенных показателей эффективности, отличающихся от общепринятых. Поскольку достоверно прогнозировать будущие ущербы и их распределение по годам планового горизонта невозможно, то базировать оценку эффективности проекта на таком прогнозе достаточно проблематично.

Поэтому учет неопределенности должен сводиться к обоснованию методов установления эффективности или неэффективности проекта с учетом всех возможных последующих условий его реализации, и соответствующий критерий оценки не может трактоваться как ЧДД прогнозного денежного потока проекта [5-7]. Иными словами, в условиях неопределенности проект рассматривается как эффективный, если участие в нем предпочтительнее, чем отказ от него. Тем самым критерий эффективности проекта в условиях неопределенности должен в еще большей мере отражать систему предпочтений хозяйствующего субъекта (например, в части отношения к риску), чем в условиях полной информации. Таким образом, проект будет считаться эффективным при условии, что интегральный предотвращенный ущерб будет больше или равен сумме вложенных инвестиций (с учетом дисконтирования):

Принципиальным отличием предлагаемого метода оценки эффективности инвестиций в природоохранные мероприятия по предотвращению ЧС от изложенных в рекомендациях является то, что критерием оценки являются не

рекомендуемые в них сроки окупаемости, а предельное значение величины инвестиций, определяемое величиной суммарного дисконтированного предотвращенного ущерба. Основной проблемой является прогнозирование значений ущербов по годам планового периода. Выходом из подобного положения может являться использование величины среднемноголетнего ущерба. Решение задачи в этом случае возможно при наличии информации по фактическим значениям ущербов, соответствующих той или иной обеспеченности паводка. Рассмотрим условный пример оценки экономической эффективности противопаводковых мероприятий при наличии исходных данных по фиксированным ущербам.

Ущерб в бассейне реки наблюдается в условиях паводков, чередующихся практически через год (обеспеченность 50%). Величина ущерба территории при этом паводке (наводнении) составляет 1,5-2,0 млн. руб. Затапливаются находящиеся непосредственно в пойме сенокосные угодья, сельские автодороги с мостами. При паводках (наводнениях) обеспеченностью 40-25% кривая ущербов идет вверх за счет дополнительного затопления участков сельскохозяйственных угодий, автодорог и мостов, линий связи. Удельная величина ущерба при этом составляет 4-20 млн. руб. При паводках 30% обеспеченности начинают затапливаться отдельные строения в населенных пунктах. При паводках обеспеченностью 25-10% кривая ущербов поднимается, главным образом, за счет затопления и подтопления населенных пунктов, происходит также затопление сельскохозяйственных угодий, автодорог, линий связи и электропередачи. При паводках (наводнениях) обеспеченностью порядка 25-20% удельная величина ущерба увеличивается до 20-35 млн. руб. При паводках (наводнениях) обеспеченностью 10-1% кривая ущербов резко идет вверх. При паводках (наводнениях) обеспеченностью 10% удельная величина ущерба превышает 40 млн. руб., а при паводках (наводнениях) обеспеченностью около 1% величина ущерба многократно возрастает и составляет 260-300 млн. руб. (табл. 1).

Таблица 1

Зафиксированные величины ущербов от паводков

Годы	1976	1980	1984	1991	1995	1998	2000	2002	2003	2007	2011
Обеспеченность паводков	10	3	17	32	35	23	41	1	36	38	9
Ущерб, млн. руб. (в сопоставимых ценах)	40,1	120,0	36,9	9,0	4,5	24,7	2,2	260,8	4,3	4,1	42,7

Приведенные в табл. 1 величины ущерба содержат только прямые виды ущербов от паводков (наводнений) и затоплений.

Среднемноголетний экономический ущерб, при наличии данных по объемам затопления и количественным характеристикам, определяется по формуле:

$$У^{н}_{ср.мн.} = \Sigma P_i \, У_i \, / \Sigma P_i.$$

где прямой среднемноголетний ущерб составляет 12,29 млн. руб. Этот ущерб не учитывает косвенные виды ущербов и неучтенные ущербы. Величина косвенного ущерба определяется с учетом коэффициента, равного 0,05, а неучтенного – 0,25 от прямого экономического ущерба. Следовательно, величина среднемноголетнего экономического ущерба от паводков (наводнений), с учетом косвенных и неучтенных ущербов, составит 15,98 млн. руб.

Предельное значение величины инвестиций определяется с использованием нормы дисконта, которая, в данном случае, выступает в роли показателя рентабельности инвестиций. В период плановой экономики широко дискутировался вопрос о величине норматива дисконтирования. В одних работах отстаивается тезис о единстве экономического смысла нормативов эффективности и дисконтирования, в других приводились контраргументы, с доказательством, что норматив дисконтирования должен быть ниже норматива эффективности [3].

Необходимость дисконтирования ежегодных затрат и результатов также очевидна, как и необходимость дисконтирования инвестиций. Но вопрос о величине норматива дисконтирования оказывается более сложным. Так, в работе [3] показано, что если капитальные вложения откладываются на более поздний срок, то часть сэкономленных средств может быть направлена в непроизводственную сферу или сферу потребления. По мнению автора, эти средства не смогут обеспечить эффект на уровне $E_н$, при их дисконтировании следует применять пониженный норматив $E_{нп}$ (величину $E_{нп}$ рекомендуется принимать равной 0,08). Существует и математическое доказательство [3] равенства нормативов эффективности и дисконтирования. Отметим, что исходные предпосылки такого доказательства базируются на централизованном финансировании капитального строительства. С учетом резкого сокращения бюджетных расходов, представления об экономическом смысле норматива дисконтирования должны претерпеть некоторую трансформацию. В соответствии с Методическими рекомендациями по оценке эффективности инвестиционных проектов мелиорации сельскохозяйственных земель, принимаем рентабельность

инвестиций в природоохранный проект, направленный на предотвращение ЧС, на уровне 0,06. Тогда капитальные вложения могут составить:

$$К_{чс} = 15,98 / 0,06 = 266,3 \text{ млн. руб.}$$

Сопоставляя эти значения с величиной зафиксированных ущербов от паводков, отметим, что они соответствуют паводкам 1-3% обеспеченности. Таким образом, определив величину среднемноголетнего ущерба, возможно оценить объем инвестиций на реализацию природоохранных проектов, направленных на предотвращение ЧС.

Расчет экономической эффективности противопаводковых мероприятий при отсутствии сведений о фактических ущербах от паводков (наводнений) и затоплений может быть выполнен следующим образом. На основании гидрологических данных определяются уровни воды, соответствующие расходам 1, 5, 10, 25% обеспеченности и на планшетах наносятся соответствующие им границы паводкоопасных территорий. Площади паводкоопасных территорий, структура затапливаемых земель, перечень и характеристики объектов, попадающих в зону затопления, определяются камерально и уточняются на основании рекогносцировочного обследования. Затем, используя значения удельной стоимости ущерба, наносимого окружающей среде паводками (наводнениями), подтоплением территорий, водной эрозией, в зависимости от региона и характера объектов, определяют величину ущерба. Условием эффективности проекта является условие превышения интегрального предотвращенного ущерба над суммарными вложенными инвестициями.

Список литературы

1. Методика оценки вероятностного ущерба от вредного воздействия вод и оценки эффективности осуществления превентивных водохозяйственных мероприятий. – М.: Мин-во прир. ресурсов РФ, 2005. – 147 с.
2. Методические рекомендации по оценке эффективности инвестиционных проектов мелиорации сельскохозяйственных земель. – М.: Мин-во сельского хоз-ва РФ, 2003. – 133 с.
3. Экономика природопользования / Под ред. Т.С. Хачатурова. – М.: Изд-во МГУ, 1991. – 326 с.
4. Шишкин В.О. Методологические аспекты оценки эффективности природоохранных инвестиционных проектов [Текст] / В.О. Шишкин // Сб. научн. тр. КубГАУ «Актуальные проблемы мелиорации на Северном Кавказе». – Краснодар: КубГАУ, 2007. – С. 44-53.
5. Шишкин В.О. Оценка эффективности инвестиционных проектов в условиях неполной определенности исходных данных [Текст] / Шишкин В.О. // Труды Кубанского государственного аграрного университета – Краснодар, КубГАУ, 2007. – С. 47-52.
6. Шишкин В.О., Скачкова С.А. Особенности экономической оценки инвестиционных проектов по предотвращению негативного воздействия поверхностных вод на окружающую среду. Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации, [Электронный ресурс]. – Новочеркасск: Рос НИИПМ, 2011. – №4 (04)

7. Шишкин В.О. Учет факторов неопределенности и топологии при оценке природоохранных проектов по предотвращению чрезвычайных ситуаций [Текст] / В.О. Шишкин, С.А. Скачкова // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета (Научный журнал КубГАУ) [Электронный ресурс]. – Краснодар: КубГАУ, 2013. – № 10 (094).
8. Шишкин В.О. Экономические методы и информационные технологии планирования природоохранных мероприятий по предотвращению чрезвычайных ситуаций [Текст] / В.О. Шишкин, С.А. Скачкова // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета (Научный журнал КубГАУ) [Электронный ресурс]. – Краснодар: КубГАУ, 2013. – № 2 (086).

© Скачкова С.А., Шишкин В.О., 2018

К ПРОБЛЕМЕ УСТАНОВЛЕНИЯ САНИТАРНЫХ ПОПУСКОВ В ПОДПЕРТЫХ НИЖНИХ БЬЕФАХ ГЭС

***Лепихин А.П.*[1,2,3], *Возняк А.А.*[1,3], *Тиунов А.А.*[2,3]**
[1] Пермский государственный национальный исследовательский университет, г. Пермь,
[2] Лаборатория проблем гидрологии суши «ГИ УрО РАН», г. Пермь,
[3] Камский филиал ФГБУ РосНИИВХ, г. Пермь
E-mail: lepihin49@mail.ru

Аннотация: Установление санитарных попусков в нижних бьефах ГЭС, подпертых нижерасположенной ГЭС, имеет ряд специфических особенностей, связанных, в первую очередь, с недопустимостью образования обратных течений. Актуальность проблемы обратных течений обусловлена риском попадания загрязненных стоков в водозаборы, которые расположены выше по течению относительно выпусков сточных вод. Данные вопросы рассматриваются на примере нижнего бьефа Камской ГЭС и Воткинского водохранилища. Задача решается путем численного анализа системы уравнений Сен-Венана в 1D-постановке при задании граничных условий первого рода непосредственно у плотины Воткинской ГЭС. Выполненные вычислительные эксперименты на различной схематизации Воткинского водохранилища показали, что определяющим фактором формирования обратных течений являются не особенности морфометрии, а отражение от плотины Воткинской ГЭС прямой волны понижения уровней. При уменьшении периода сбросов воды в нижний бьеф область формирования обратных течений смещается в сторону плотины Воткинской ГЭС.

Ключевые слова: обратные течения, водохранилище, нижний бьеф, система уравнений Сен-Венана, попуски, прямая волна, граничные условия.

TO THE PROBLEM OF ESTABLISHING SANITARY FLUSHES IN THE HPP LOWER REACHES

***Lepikhin A.P.*[1,2,3], *Voznyak A.A.*[1,],[3]*Tiunov A.A.*[2,3]**
[1] Department of Hydrology and Water Resources Protection, Perm State University, Perm,
[2] Land Hydrology Problems Laboratory, Mining Institute of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Perm,
[3] Kama branch of the Russian Research Institute for Water Resources Integrated Management and Protection, Perm

Abstract. The establishment of sanitary discharges in the lower reaches of the HPP, backed up below the hydroelectric station, has a number of specific features, primarily related to the inadmissibility of the reverse flows formation. The urgency of the problem of reverse flows is caused by the risk of polluted runoff entering the intakes, which are located upstream relative to the sewage discharges. These issues are considered on the example of the Kama HPP lower tail and the Votkinsk reservoir. The problem is solved by a numerical analysis of the system of Saint-Venant equations in the 1D formulation when defining the boundary conditions of the first kind directly at the dam of the Votkinskaya HPP. The performed computational experiments on various schematization of the Votkinsk reservoir have shown that the determining factor in the formation of reverse flows is not the features of morphometry, but the reflection from the Votkinskaya HPP dam of a direct wave of the levels lowering. With a decrease in the period of water discharge into the lower tail, the region of the reverse flow formation shifts towards the Votkinskaya HPP dam.

Keywords: Backward flows, reservoir, lower reach, Saint-Venant system of equations, flushes, direct wave, boundary conditions.

Создаваемые плотины крупных гидротехнических сооружений принципиально меняют гидрологический режим водных объектов. При этом сброс воды в нижний бьеф технически может уменьшаться.

Для обеспечения устойчивости функционирования водохозяйственного комплекса устанавливают правила эксплуатации водохранилища, которые должны максимально полно и эффективно учитывать интересы всех водопользователей. При этом эти правила включают в себя требования отдельных ведомств.

Согласно пп.4.2 Санитарных правил проектируемого строительства и эксплуатации водохранилища СанПиН 3907-85, при комплексном использовании водохранилища соблюдение требуемых санитарно-гигиенических условий в нижних бьефах обеспечены специальными санитарными попусками. Величина минимального санитарного попуска должна быть не меньше минимального среднесуточного расхода водотока в бытовом гидрологическом режиме летней и зимней меженей года 95% обеспеченности. Эти требования могут быть обоснованными и справедливыми для неподпёртых нижних бьефов. Однако при каскадном расположении ГЭС гидравлический подпор от нижерасположенных ГЭС доходит до вышерасположенной плотины. Такая ситуация наблюдается на Камской ГЭС, нижний бьеф которой находится в подпоре от нижерасположенной Воткинской ГЭС. Наличие гидравлического подпора принципиально меняет как гидрологический, так и гидравлический режимы рассматриваемых нижних бьефов. Возникают совершенно другие режимы и соответственно требования к обеспечению стабильного водопользования на этих участках водных объектов.

Исследование обратных течений в водохранилище стимулирует, в первую очередь, прикладной интерес – установление критериев, при которых они не

возникают или не способны оказывать негативного влияния на водопользователей. Данное требование обусловлено тем, что при возникновении обратных течений появляются риски забора загрязненных стоков из нижерасположенных водовыпусков сточных вод вышерасположенными водозаборами.

В общем случае данная задача наиболее полно может быть решена на основе гидродинамической модели в 3D-постановке. Однако из-за своей сложности такие модели для своей реализации требуют очень значительные вычислительные ресурсы. С другой стороны, основные принципиальные особенности характера и генезиса обратных течений воспроизводятся в рамках модели в 1D-постановке, поэтому в данной работе излагаются результаты, полученные при данном приближении. При этом более детальное описание обратных течений для наиболее проблемных участков водохранилищ может быть достигнуто за счет сопряжения гидродинамических моделей в 1D-2D-3D-постановках. Опыт успешного применения такой технологии рассматривается в [1, 2].

Характерной особенностью введения в эксплуатацию в 1964 г. Воткинской ГЭС является то, что ее подпор при НПГ, как уже отмечалось, распространяется непосредственно до нижнего бьефа Камской ГЭС. Так как работа ГЭС характеризуется очень существенным изменением как внутрисуточной, так и недельной нагрузок, а соответственно и изменением расходов сбросов через плотину Камской ГЭС, сложились условия возникновения обратных течений. Так как данные течения оказывали существенное негативное влияние на работу водозаборов, расположенных в пределах Пермско-Краснокамского промузла, их наблюдению, описанию и выработке предложений по их недопущению было посвящено достаточно большое количество публикаций [3-7]. Наиболее детальное исследование с целью изучения и оценки возможных последствий резкого снижения расходов сброса воды через плотину Камской ГЭС на гидравлический режим нижнего бьефа Камской ГЭС и в целом Воткинского водохранилища в 1966 г. было проведено на основе серии натурных экспериментов. В ходе этих экспериментов осуществлялось резкое снижение расхода сброса с 1200 м^3/сек через плотину Камской ГЭС практически до нуля. При этом прекращение сброса продолжалось до 30 часов. Параллельно проводилось измерение уровня воды и скорости течения на нескольких створах. Результаты данных натурных экспериментов были впервые опубликованы И.А. Кармазиным, Б.З. Вильниц [3], затем неоднократно дублировались различными авторами [4-8].

В общем виде результаты выполняемых натурных экспериментов представлены в виде следующих рис. 1 и 2.

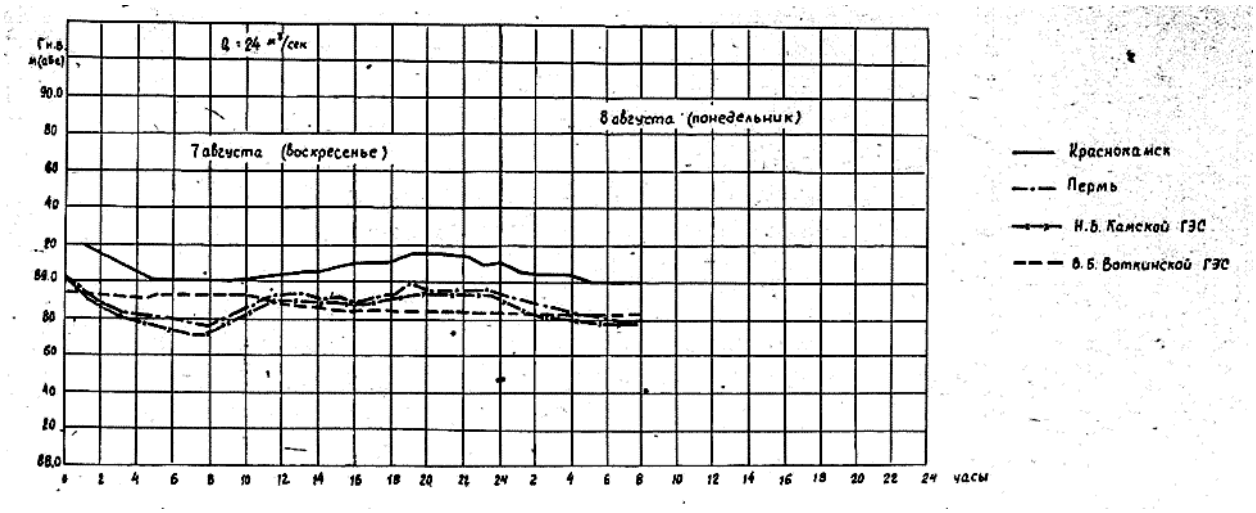


Рис. 1. Изменение уровня воды Воткинского водохранилища при полной остановке Камской ГЭС по постам от времени

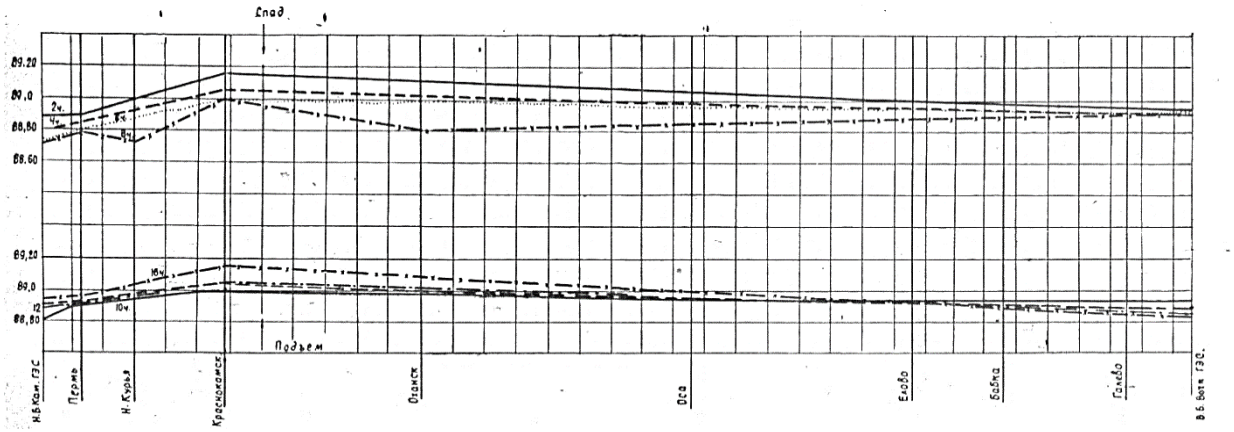


Рис. 2. Изменение уровня воды Воткинского водохранилища при полной остановке Камской ГЭС по протяженности

Полученные в ходе этих экспериментов результаты о том, что при снижении расходов сбросов через плотину КамГЭС до 200 м^3/сек практически не наблюдалось возникновения обратных течений, послужили основой для установления величины санитарного попуска в 300 м^3/сек. Данный норматив на протяжении практически 50 лет не пересматривался и переписывается из одного нормативного документа в другой. Однако за эти годы не рассмотрен конкретный механизм формирования обратных течений и соответственно роль продолжительности прекращения сбросов на их генезис.

Обратные течения как элемент динамики длинных волн, как уже отмечалось, обуславливаются инерционностью динамики рассматриваемых водных объектов. Феноменология длинных волн в нижних бьефах гидроузлов и обратных течений достаточно подробно даны в [5, 8].

Принципиальное отличие колебаний, образующихся при резких изменениях расходов сбросов в нижний бьеф ГТС, от сейшевых колебаний заключается в том, что образующиеся волны при их возникновении являются не стоячими, а распространяющимися со скоростью Лагранжа V~$(H*g)^{1/2}$. При характерной глубине водохранилища (при НПГ на участке Камская ГЭС – Краснокамск H~6м) имеем $V_{Вол}$~7,7 м/сек, что весьма близко к экспериментальной оценке скорости перемещения как прямой 7,6 м/сек, так и обратной волн V~6,9 м/сек [6].

Совершенно очевидно, что их характер должен определяться сочетанием параметров сбросов через плотины Камской и Воткинской ГЭС с морфометрическими особенностями водохранилища. При этом существенно важно установление самого механизма образования этих обратных течений. В работе [9] обратные течения рассматривались как элементы сейшевых колебаний. При этом предполагалось, что при резком прекращении сброса через плотину Камской ГЭС, возникают одноузловые сейшевые колебания с расположением узла в районе п. Оса. В работах [5, 8] отмечается, что распространяющаяся от Камской ГЭС волна понижения уровня отражается от большого объема воды в районе п. Оса, и возникает обратная волна повышения. Данное отражение и является причиной формирований обратных течений. Выполненные исследования показали, что вопрос о механизмах отраженных волн, роли в их формировании морфометрических особенностей водного объекта значительно более сложный.

В настоящее время для решения актуальных задач речной гидравлики чисто феноменологический подход представляется совершенно недостаточным. Необходимо построение математической модели этих явлений и воспроизведение на их основе главных, наиболее характерных аспектов этого явления. Таким эффективным инструментом, способным решить проблему обратных течений в Воткинском водохранилище, является система уравнений Сен-Венана.

При решении задачи распространения длинных волн в нижних бьефах ГЭС Грушевским [10, 11] рассматривались два различных типа граничных условий. Граничные условия первого рода характерны для отражения от твердой стенки, когда на нижней грани задается $Q(x)|_{x=L}=\Psi(t)$, в частном случае – непроницаемые стены:

$$Q(x)|_{x=L}=0. \quad (1)$$

При отражении волны от водного объекта с постоянным уровнем, что характерно при впадении канала в нижнем бьефе в водоем очень большого объема, имеем

$$\frac{\partial Z(x)}{\partial x}|_{x=L}=0. \quad (2)$$

Если с постановкой граничного условия первого типа все достаточно ясно, в качестве нижней границы принимается плотина Воткинской ГЭС, расположенная на расстоянии L = 333 км от плотины Камской ГЭС, в качестве $\Psi(t)$ – изменения расхода сброса через плотину, то ситуация с реализацией граничного условия второго рода значительно более неопределенна.

Для решения рассматриваемой задачи в одномерной постановке, для построения модели использовался лицензионный программный продукт в 1D-постановке HEC-RAS v.4.1. Данный программный продукт, детальное описание которого представлено в [12], позволяет весьма эффективно численно решать систему уравнений Сен-Венана.

Оценка эффективных коэффициентов гидравлической шероховатости для расчётной области Воткинского водохранилища была проведена на основе калибровки гидравлической модели в 1D постановке на основе материалов регулярных гидрометрических наблюдений при поддержании НПГ~89 м на Воткинском водохранилище и расходов сброса через плотину Камской ГЭС в диапазоне 300-1500 м^3/сек. В данном диапазоне доминирующий вклад в формировании эффективной шероховатости вносит зернистая компонента, что существенно упрощает процесс калибровки.

В качестве основного сценария изменения расходов сбросов через плотины Камской и Воткинской ГЭС были приняты гидрологические характеристики, соответствующие проведению натурного эксперимента 7-8 августа 1966 г. Результаты данных расчетов представлены на рис. 1, 2.

Выполненные вычислительные эксперименты (рис. 3) на основе построенной гидродинамической модели показали, что через 12-16 час. после прекращения сброса через плотину Камской ГЭС, в районе г. Краснокамск формируется поток воды с расходом ~ 200 м^3/сек в сторону Камской ГЭС, возникают обратные течения с характерными скоростями ~ 4 см/сек. В то же время, при снижении расходов сбросов через плотину КамГЭС такие обратные течения не формируются. Результаты вычислительных экспериментов полностью соответствуют вышеприведенным результатам натурных экспериментов.

Для решения принципиального вопроса о роли морфометрических особенностей водохранилища в формировании обратных течений проводились параллельные вычислительные эксперименты в 1D-постановке модели с реальной морфометрией и со схематизированными моделями. Первая схематизированная модель представляла Воткинское водохранилище в виде прямолинейного прямоугольника шириной 1 км и глубиной 7 м. Вторая схематизированная модель имела более сложную форму: до п. Оса она, как и первая схематизированная модель, имеет канал шириной 1 км, затем от п. Оса до п. Елово – канал

шириной 5 км, а затем, от п. Елово до плотины Воткинской ГЭС – канал шириной 10 км, при постоянной глубине 7 м для всей расчетной области.

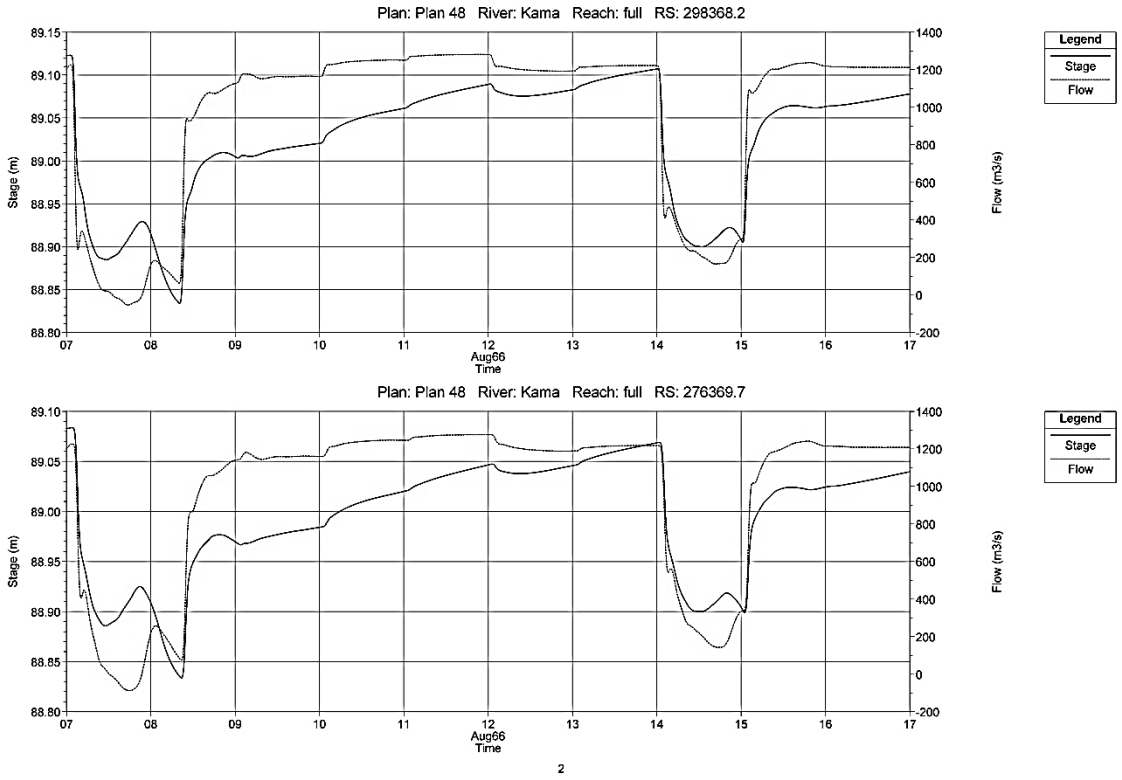


Рис. 3. Расчетные характеристики динамики уровенного режима и расходов воды в Воткинском водохранилище при прекращении сброса воды через плотину КамГЭС на 30 час. по створам Закамск (298 км) и Краснокамск (276 км)

Проведенные расчеты показали, что даже в условиях максимально упрощенной морфометрии водохранилища, обратные волны очень хорошо воспроизводятся. Таким образом, характер особенностей морфометрии Воткинского водохранилища не играет определяющей роли в формировании обратных течений.

Существенный практический интерес представляет оценка условий формирования обратных течений, если сброс воды через плотины Камской ГЭС будет прекращен не на 30 час., как это было при проведении натурных экспериментов 7-8 августа 1966 г., а на меньший период. Разработанная модель позволяет проводить такие оценки на основе соответствующих экспериментов. Выполненные расчеты показали, что при снижении времени полного прекращении сброса через плотину Камской ГЭС с 30 час. до 8 час., формирование обратных течений смещается в нижнюю часть водохранилища, в район г. Оса. Данное смещение обусловлено взаимодействием прямых и обратных волн,

возникающих в Воткинском водохранилище при прекращении сброса через плотину Камской ГЭС.

Выводы

Выполнено исследование особенностей образования обратных течений на основе численного решения системы уравнений Сен-Венана в 1D-постановке при задании граничных условий первого рода непосредственно у плотины Воткинской ГЭС. Проведенные вычислительные эксперименты показывают, что прямая волна спада уровней распространяется до плотины Воткинской ГЭС и, отражаясь от нее, устремляясь в обратном направлении, обуславливает наблюдаемый подъем уровня воды на водомерных постах вплоть до плотины Камской ГЭС. Выполненные сопоставительные эксперименты на различных схематических моделях Воткинского водохранилища показали, что определяющим фактором формирования обратных течений являются не особенности морфометрии, а отражение от плотины Воткинской ГЭС прямой волны понижения уровней.

Проведенные вычислительные эксперименты показали, что уменьшение периода прекращения сброса воды через плотину приводит к смещению зоны обратных течений в сторону плотины Воткинской ГЭС. Так, при прекращении сброса на 8 час. зона обратных течений смещается к створу г. Оса.

Данные результаты позволяют значительно более гибко подойти к установлению величины санитарных попусков с учетом не только расходов сбросов, но и продолжительности самих сбросов.

Список литературы

1. Буторин Н.В. Гидрологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах Волжского каскада / Н.В. Буторин. – Ленинград: Наука, 1969. – 322 с.
2. Васильев О.Ф. и др. Численный метод расчета распространения длинных волн в открытых руслах и приложение его к задаче о паводке // ДАН СССР. – 1963. Т.151. – №3. – С. 525-527.
3. Кармазин И.А. Неустановившийся уровенный режим Воткинского водохранилища при недельном регулировании стока Камской ГЭС / И.А. Кармазин, Б.З. Вильниц // Сб. материалов по обмену опытом эксплуатации энергетических установок. – Пермь. – 1966.
4. Мацкевич И.К. Некоторые особенности гидрологического режима в нижнем бьефе Камской и Воткинской ГЭС / И.К. Мацкевич, Ю.М. Матарзин // КН. Водохранилище Воткинской ГЭС на р. Каме. – Пермь: Изд. Перм. ун-та, 1968.
5. Матарзин Ю.М. Гидрологические процессы в верхних и нижних бьефах гидроузлов / Ю.М. Матарзин, Б.Б. Богословский, И.К. Мацкевич. – Пермь: Изд. Перм. ун-та, 1978.

6. Мацкевич И.К. О волновых колебаниях уровня воды и скорости течения в нижнем бьефе Камской ГЭС / И.К. Мацкевич // Гидрология и метеорология. Вып. V. Уч. зап. Пермского ун-та. Пермь. – 1970. – №246.
7. Матвеев В.М. Методика определения величины постоянного санитарного попуска в подпертые нижние бьефы гидроузлов / В.М. Матвеев, Э.А. Снигирев, В.Ф. Петров // Мат-лы конф. по санитарной охране водоемов от выбранных сточных вод анилинокрасочных предприятий. – Пермь: Изд. ОС НТО, 1970.
8. Матарзин Ю.М. Гидрология водохранилищ / Ю.М. Матарзин. – Пермь: Пермский гос. ун-т, 2003. – 295 с.
9. Казаков А.М. Определение проектного уровня на судоходных реках в зоне неустановившегося режима нижних бьефов ГЭС: Дис. ... канд. техн. наук. ЦНИИЭЭВТ. – М., 1966. – 158 с.
10. Грушевский М.С. О свободных колебаниях воды в мелководном бассейне // Тр. ГГИ. – Вып. 28 (82).
11. Грушевский М.С. Использование электронных цифровых машин для расчета неустановившегося движения воды в призматических руслах // Тр. ГГИ. – Вып. 94. – 1962.
12. HEC-RAS_Reference Manual, 2002.

© Лепихин А.П., Возняк А.А., Тиунов А.А., 2018

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРОСТРАНЕНИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ ЧУЖЕРОДНЫХ МОЛЛЮСКОВ *VIVIPARUS VIVIPARUS* В ЭКОСИСТЕМЕ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Яныгина Л.В.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул;
Алтайский государственный университет, Барнаул
E-mail: yan_lv@mail.ru

Аннотация. Проанализированы особенности пространственного распространения в Новосибирском водохранилище чужеродных брюхоногих моллюсков *Viviparus viviparus*. Отмечено, что массовое развитие живородок приурочено к средней и нижней частям водохранилища. Показано, что для участков с максимальной численностью и биомассой живородки характерно снижение видового разнообразия донных сообществ и повышение численности и биомассы мягкого зообентоса.

Ключевые слова: *Viviparus viviparus,* Новосибирское водохранилище, чужеродные виды, макробеспозвоночные.

SPATIAL DISTRIBUTION AND ECOLOGICAL SIGNIFICANCE OF ALIEN MOLLUSCS *VIVIPARUS VIVIPARUS* IN NOVOSIBIRSK RESERVOIR ECOSYSTEM

Yanygina L.V.
Institute for Water and Environmental Problems SB of RAS, Barnaul;
Altai State University, Barnaul

Abstract. The results of an investigation into the spatial distribution of *Viviparus viviparus* (L.) in Novosibirsk reservoir are presented. The abiotic factors contributing to species dispersal are analyzed. The change in structure of macroinvertebrate communities at the sites of *V. viviparus* dispersal is noted.

Keywords: *Viviparus viviparus* (L.), invasive species, Novosibirsk reservoir, macroinvertebrates.

Создание водохранилищ и их последующее использование в рыбоводных целях привели к существенному изменению условий обитания аборигенной фауны рек на зарегулированных участках, а также массовому развитию и распространению преднамеренно и непреднамеренно интродуцированной чужеродной фауны. Несмотря на относительную изолированность Обского бассейна, с начала 1960-х гг. и до настоящего времени в нем натурализовался 21 чужеродный вид беспозвоночных; наибольшее число вселенцев отмечено в водохранилищах [2]. В последние годы в бассейне р. Обь наиболее активно расселяется речная живородка, обнаруженная не только в Новосибирском и Бухтарминском водохранилищах, но и в р. Тура и низовьях р. Иртыш [1, 3].

Впервые *Viviparus viviparus* был отмечен в средней части Новосибирского водохранилища в 2002 г. Моллюски быстро освоили различные типы грунтов и уже в 2004 г. составляли основную часть биомассы зообентоса этого участка, достигая в русловой зоне с плотными грунтами 5687 г/м^2 [4]. *V. viviparus* – европейский вид и в естественных водоемах бассейна Верхней Оби не встречается. Пути вселения моллюска в Новосибирское водохранилище неизвестны; в качестве наиболее вероятных версий рассматривается случайный занос при интродукции рыб из водоемов европейской части России, судоходство и использование неочищенных рыболовных снастей.

Цель данной работы – анализ особенностей распространения *V. viviparus* в Новосибирском водохранилище и оценка влияния чужеродных моллюсков на аборигенные сообщества.

Новосибирское водохранилище создано на р. Обь в 1957 г. Это водохранилище сезонного регулирования имеет протяженность около 200 км; площадь зеркала при НПУ 1070 км^2, среднюю глубину 9 м, наибольшую – 25 м. Воды Новосибирского водохранилища слабощелочные (pH 7,3-8,6), кислородный режим, преимущественно, благоприятный (5,1-12,0 мг/л), среди катионов преобладают ионы Ca^{2+} (30-80 мг/л) [5]. Зообентос исследовали в различные сезоны 2007–2017 гг. на четырех участках Новосибирского водохранилища: верхнем (в районе г. Камень-на-Оби), среднем (напротив сел Спирино и Ордынское), нижнем (напротив сел Боровое и Ленинское) и приплотинном

(верхний бьеф и устье Бердского залива) (рис. 1). Донные отложения центральной части водохранилища отбирали дночерпателем Петерсена и Экмана-Берджи (площадь захвата 0.025 м^2), в заливах и на мелководьях – дночерпателем Гр-91 (площадь захвата 0.007 м^2). Пробы промывали через капроновый газ с ячеей 350х350 мкм, выбирали животных и фиксировали 70%-ным этиловым спиртом.

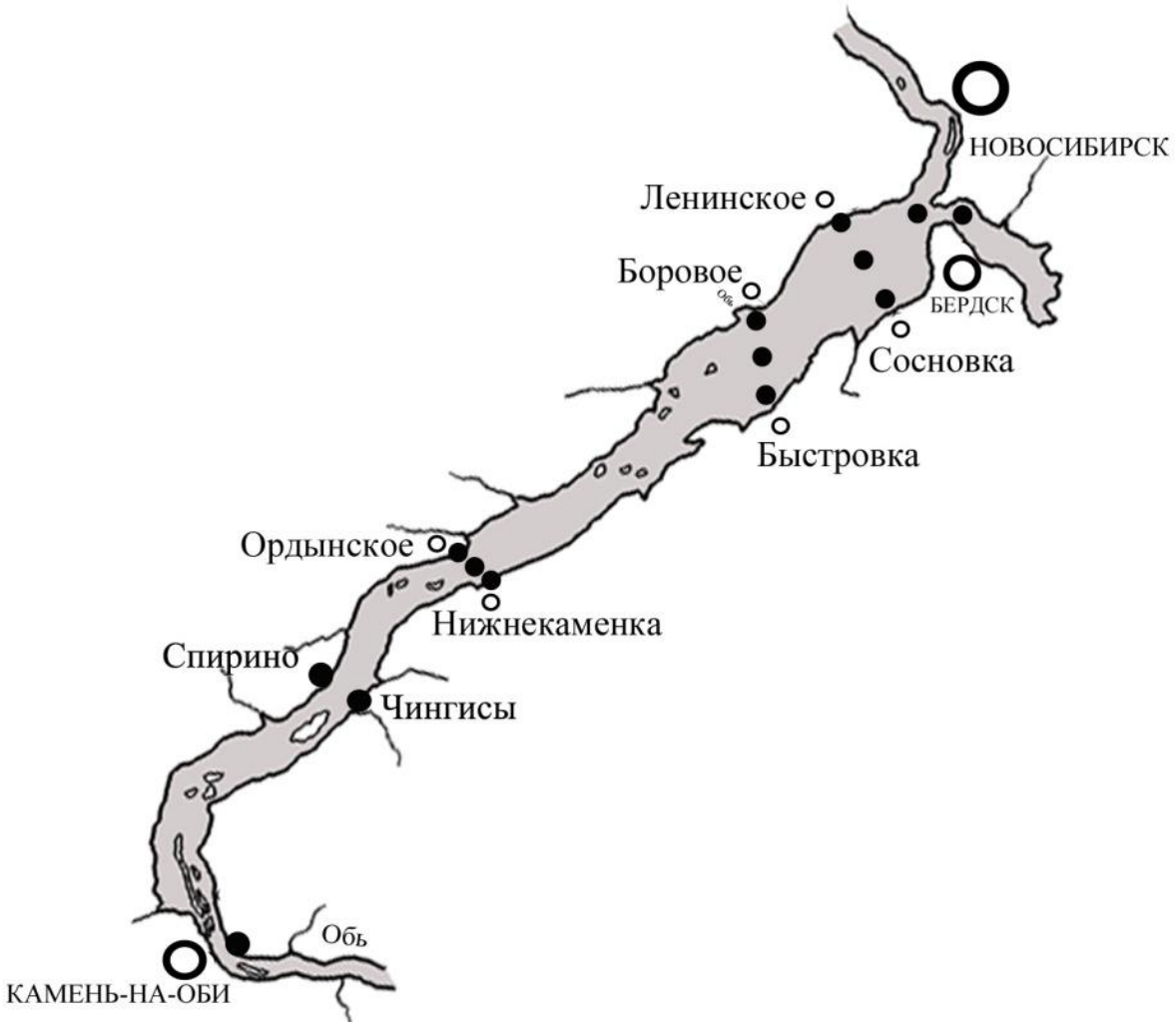


Рис. 1. Карта-схема Новосибирского водохранилища

В 2007-2009 гг. особи *V. viviparus* были обнаружены только в средней части водохранилища (в районе сел Спирино, Чингисы, Нижнекаменка, Ордынское), с 2010 г. живородки начали осваивать нижнюю часть водохранилища (в районе сел Боровое и Быстровка), а с 2012 г. встречались уже на всем ее протяжении (до створа Ленинское – Сосновка). В 2013 г. моллюски были обнаружены также в литорали Бердского залива. Быстрое расселение моллюсков в

водохранилище, возможно, связано со способностью особей всплывать на поверхность, что дает им возможность переноситься на большие расстояния ветровыми и стоковыми течениями [4]. На приплотинном участке единичные экземпляры живородки эпизодически встречаются с 2011 г., однако большой численности не достигают. На верхнем участке единичные особи живородок в отдельные годы встречаются до п. Дресвянка. Таким образом, расселение моллюсков происходило, преимущественно, по средней и нижней частям водохранилища, где за период наблюдений *V. viviparus* освоил все зоны. В верхней, более проточной части водохранилища, с песчаными грунтами (от зоны выклинивания подпора до с. Спирино), живородки не входят в состав комплекса обычных видов.

Особенностью распределения вивипарид в водных объектах является образование агрегаций. Биомасса моллюсков в период наших наблюдений достигала 4385 г/м^2, а максимальные ее размеры в Новосибирском водохранилище составляют 16406 г/м^2 [6]. На большей части средней и нижней зон водохранилища *V. viviparus* входит в состав комплекса доминирующих по биомассе видов. Массовые скопления таких крупных моллюсков, как вивипариды, создают особую среду обитания для других гидробионтов, что может приводить к существенной трансформации аборигенных сообществ.

Для оценки влияния *V. viviparus* на аборигенные сообщества нами были проанализированы некоторые структурные характеристики донных сообществ на участках с разным уровнем развития живородок. В связи со значительными различиями численности, биомассы и структуры аборигенных донных сообществ в различных зонах водохранилища, для анализа были выбраны только пробы, отобранные на створе Ордынское-Нижнекаменка. Средняя биомасса зообентоса этого створа на участках распространения живородки составила 646,3 г/м^2, на участках без живородки – 1,9 г/м^2. Благодаря своим крупным раковинам, живородки на всех участках распространения входили в состав доминирующего по биомассе комплекса видов, составляя 88,4-99,9% общей биомассы зообентоса.

Сравнение таксономического состава и структуры аборигенных бентосных сообществ участков с различным уровнем развития *V. viviparus* показало незначительное снижение числа видов и индекса видового разнообразия Шеннона, а также повышение численности и биомассы аборигенного зообентоса, по сравнению с незаселенными *V. viviparus* зонами (рис. 2). Возможно, увеличение численности и биомассы аборигенного зообентоса на участках массо-

вого развития живородки связано с поступлением в донные отложения частично переработанных моллюсками органических веществ, что делает их доступнее для других макробеспозвоночных.

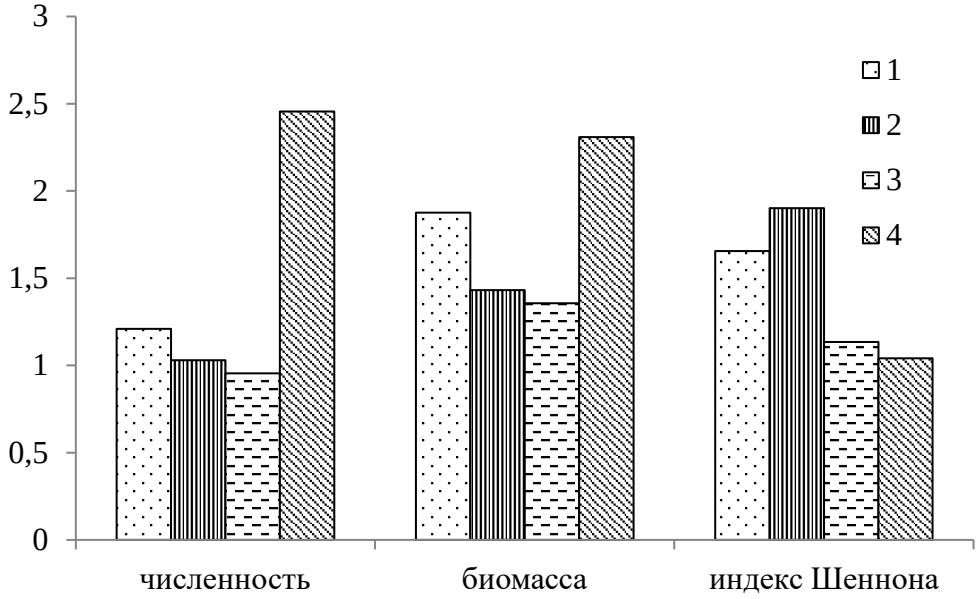


Рис. 2. Средняя численность, биомасса и индекс Шеннона на участках с разным уровнем развития *V. viviparus* на створе Ордынское–Нижнекаменка (1 – участки без живородки, 2 – с биомассой живородки менее 100 г/м^2, 3 –от 100 до 500 г/м^2, 4 – более 1000 г/м^2)

Таким образом, массовое развитие живородки на отдельных участках водохранилища приводит к снижению видового разнообразия донных сообществ, но повышению численности и биомассы мягкого зообентоса.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского Фонда Фундаментальных Исследований, грант №18-04-01001.

Список литературы

1. Яныгина Л.В. Роль Viviparus viviparus (L.) (Gastropoda, Viviparidae) в формировании сообществ макрозообентоса Новосибирского водохранилища / Л.В. Яныгина // Российский журнал биологических инвазий. – 2011. – № 7. – С. 98-107.
2. Yanygina L.V. Pathways of macroinvertebrate invasions in the Ob River basin (West Siberia) // Limnology. – 2017. Vol.18. – P. 243-249.
3. Бабушкин Е.С. Первая находка речной живородки Viviparus viviparus в реке Тура (Тюменская область) / Е.С. Бабушкин, М.В. Винарский // Фауна Урала и Сибири. – 2017. – № 1. С. – 19-24.
4. Визер А.М. Современное распространение и экология инвазийного вида моллюска *Viviparus viviparus* L. в верхней Оби / А.М. Визер, Л.С. Визер // Водные экосистемы Сибири и перспективы их использования: Тезисы всероссийской конференции с международным участием. – Томск, 2016. – С. 28-31.

5. Васильев О.Ф. Экологическое состояние Новосибирского водохранилища / О.Ф. Васильев, В.М. Савкин, С.Я. Двуреченская, С.Я. Тарасенко, П.А. Попов, А.Ш. Хабидов // Сибирский экологический журнал. – 2000. – № 2. – С. 149-163.
6. Визер А.М. Влияние уровенного режима на сообщества зообентоса в литорали Новосибирского водохранилища / А.М. Визер // Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии: Труды III Всероссийской научной конференции с международным участием. – Барнаул, 2017. – С.40-47.

© Яныгина Л.В., 2018

СВЯЗЬ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА САПРОПЕЛЕЙ С ПРОДУКТИВНОСТЬЮ ПЛАНКТОНА И МАКРОФИТОВ В ОЗЕРАХ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Зарубина Е.Ю. [1], ***Ермолаева Н.И.*** [1], ***Страховенко В.Д.*** [2], ***Овдина Е.А.*** [2], ***Романов Р.Е.*** [1,3], ***Таран О.П.*** [4]

[1]Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Новосибирск;
[2]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, г. Новосибирск;
[3]Центральный сибирский ботанический сад СО РАН, г. Новосибирск;
[4]Институт катализа им. Г.К. Борескова СО РАН, г. Новосибирск.

E-mail: zeur11@mail.ru

Аннотация. Исследовано более 50 озер, расположенных на юге Западной Сибири в пределах Барабинской и Кулундинской равнин. Показано, что в большинстве озер продукционные процессы проходили интенсивнее деструкционных, и биотический баланс был положительным. Рассчитана величина поступления в донные отложения органических веществ в результате разложения макрофитов и отмирания зоопланктона. Показано, что вклад различных групп гидробионтов в формирование донных отложений может значительно различаться, влияя на их химический состав.

Ключевые слова: первичная продукция, деструкция, макрофиты, зоопланктон

CONNECTION OF THE CHEMICAL COMPOSITION OF THE SAPROPEL DEPOSITS WITH THE PRODUCTIVITY OF PLANKTON AND MACROPHYTES IN LAKES OF THE SOUTH WEST SIBERIA

Zarubina E.Yu.[1], ***Ermolaeva N.I.***[1], ***Strakhovenko V.D.***[2], ***Ovdina E.A.***[2], ***Romanov R.E.***[1,4], ***Taran O.P.***[3]

[1]Institute for Water and Environmental Problems,
Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Barnaul;
[2]V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy,
Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk;
[3]G.K. Boreskov Institute of Catalysis, Siberian Branch
of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk;
[4]Central Siberian Botanical Garden, Siberian Branch
of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk

Abstract. More than 50 lakes located in the south of Western Siberia within the Baraba and Kulunda plains have been studied. It is shown that in most lakes productive processes passed more intensively than the destructive ones and the biotic balance was positive. The value of the organic substances inflow into the bottom sediments as a result of the decomposition of macrophytes and the death of zooplankton is calculated. It is shown that the contribution of hydrobionts various groups to the formation of the bottom sediments may vary considerably, influencing their chemical composition.

Keywords: primary production, destruction, macrophytes, zooplankton.

Тип круговорота веществ и энергии в озерах определяется взаимодействием противоположных процессов: продукции и деструкции органического вещества. Интенсивность круговорота определяет скорость седиментации и накопления веществ в водоёме. При превышении продукции над деструкцией происходит накопление органического вещества в экосистеме, в результате чего формируются органические типы донных отложений – сапропели. Основными первичными продуцентами органического вещества в озерах являются макрофиты и фитопланктон, при этом значительную роль в трансформации органического вещества в водоеме играют все звенья трофической цепи. Вклад различных биотических компонентов в формирование донных отложений в озерах может значительно различаться, влияя на итоговый химический и механический состав донных отложений [1-4].

На юге Западной Сибири находится более 20 тыс. озер разного размера, водного режима, минерализации, около 3 тыс. из них – на территории Новосибирской области с прогнозными ресурсами сапропеля порядка 2,5 млрд. $м^3$ [5]. Сапропели по своим физико-химическим и микробиологическим свойствам – объекты с большим промышленным, сельскохозяйственным и биотехнологическим потенциалами, что определяет необходимость их всестороннего изучения.

Оценка связи химического состава сапропеля с уровнем биологической продуктивности исследуемых озер является в настоящее время актуальной проблемой. Работа выполнена на основе натурных данных, полученных в ходе комплексных экспедиционных исследований в 2012-2017 гг. Объектом исследования послужили более 50 озер, расположенных на юге Западной Сибири, в пределах Барабинской и Кулундинской равнин. Были изучены продукционные характеристики фито-, зоопланктона и макрофитов. Одновременно проведены первичные полевые измерения физико-химических и гидрологических показателей воды: глубины, прозрачности, цветности, температуры, концентрации растворенного в воде кислорода (титриметрическим методом) и содержания органического вещества (по $БПК_5$).

Отбор, фиксация и камеральная обработка фито- и зоопланктонных проб проводились стандартными методами [6, 7]. Расчет продукции зоопланктона

проводился с учетом общепринятых методических рекомендаций отдельно для каждой группы зоопланктона [8]. Определение первичной продукции планктона и деструкции органического вещества выполнялось скляночным методом в кислородной модификации. Исследование продукции макрофитов проводилось стандартными методами на пробных площадках, заложенных в доминирующих на исследуемых участках фитоценозах [6,7]. При переводе воздушно-сухого веса в чистую годовую продукцию использован коэффициент 1,2. Для подсчета фитопродукции в органическом веществе применен коэффициент 0,92 – для гелофитов, 0,85 – для гидрофитов. Долю углерода в органическом веществе водных растений принимали равной 46,4%, соединений азота в пересчете на азот – 2,0% от абсолютно-сухой массы, фосфора – 0,3% [9].

Донные отложения отбирали на расстоянии 200-300 м от берега с глубины 1,5-2,5 м. Отобранные пробы проанализированы комплексом современных аналитических методов в Центре коллективного пользования научным оборудованием для многоэлементных и изотопных исследований ИГМ СО РАН (ЦКП МИИ СО РАН) и Институте катализа СО РАН: детальное описание методов приведено в ранее опубликованных статьях [10-12].

Продуктивность экосистемы – это совокупность процессов создания органического вещества, его накопления и трансформации. Вещество, в отличие от энергии, в экосистемах передается по замкнутым циклам и замыкается на круговороте органических веществ (ОВ), который объединяет биохимические процессы на всех трофических уровнях как в водной толще, так и в донных отложениях [13]. Общее содержание органического вещества (ОВ) в составе сапропелей исследованных озер изменялось от 18,9% (оз. Кусган) до 88.1% (оз. Качкульня). В зависимости от зольности сапропели были разделены по типам: органический, органо-минеральный, минерально-органический и минеральный [11]. Вклад различных групп авто- и гетеротрофов (фито-, бактерио- и зоопланктона или макрофитов) в формирование донных отложений в разных озерах может значительно различаться, влияя на их итоговый химический и механический составы. На основе этого вклада сапропели были разделены на планктоногенные, макрофитогенные и смешанные (планктоно-макрофитогенные).

В процессе жизнедеятельности фитопланктон активно извлекает из воды азот и фосфор, снижая количество органических веществ в воде и повышая их содержание в донных отложениях. Вклад фитопланктона в потоки органического вещества особенно значителен в период «цветения» сине-зеленых водорослей. Обогащение донных отложений азотом, относительно его содержания в окружающих почвах, отмечено для всех исследованных озер [14]. Величина первичной продукции фитопланктона (R) в исследованных озерах изменялась

в широких пределах (0,01 – 1,96 мгO_2/л*час). Наибольшие величины отмечены в период массового развития цианобактерий в озерах лесостепной и подтаежной зон с планктоногенными и смешанными сапропелями. В озерах с макрофитогенным типом сапропелеобразования планктон разрежен и высоких показателей продукции не дает, что соответствует закономерностям, отмеченным для других лимнических систем [13]. Скорость деструкции (А), то есть разложения органических веществ, связанная с процессами жизнедеятельности гидробионтов [15], в озерах изменялась от 0,005 до 4,27 мгO_2/л*час. В большинстве озер продукционные процессы проходили интенсивнее деструкционных (в среднем, в 2,4 раза), и биотический баланс (P = R – A) был положительным. В таких озерах процессы образования органического вещества преобладают над процессами его разложения, а в водоеме происходит их накопление [15], что характерно для сапропелевых озер [16].

Массовое развитие макрофитов в литорали определяет бюджет органического углерода для бактерио-, фито- и зоопланктона, регулирует содержание соединений азота в воде и донных отложениях. В донных отложениях озер со сплавинным и массивно-зарослевым типами зарастания и высокой годовой продукцией фитоценозов (до 2261 г/м^2 в год органического вещества) отмечено наибольшее содержание $C_{орг.}$ и $N_{орг}$. В течение вегетационного сезона макрофиты накапливают от 76,2 до 764,2 гС/м^2 $C_{орг.}$, от 3,8 до 35,2 г/м^2 азота и от 0,5 до 4,4 г/м^2 фосфора [17]. После отмирания часть макрофитов разлагается уже в прибрежной зоне, другая, большая часть, уносится в озеро и претерпевает там дальнейшие изменения. Тростник содержит очень мало азотистых веществ и в исследованных озерах продуцирует от 1.1 г/м^2 до 4.5 г/м^2 азота, в то время как рдесты – от 0.24 до 0.59 г/м^2 азота. Учитывая, что, по данным М.А. Мессиневой, А.И. Горбуновой [18], при разложении в непроточных водоемах содержание азота в тростнике понижается до 0,5%, а в рдестах – до 2,56% от сухого веса, расчетные величины поступления в донные отложения рассматриваемых озер общего азота в результате разложения тростника колеблются от 0,82 до 3,36 г/м^2, рдестов – от 0,21 до 0,51 г/м^2 [14].

Образованное первичными продуцентами органическое вещество определяет биомассу и продукцию консументов, относящихся к разным трофическим уровням. С другой стороны, пресс консументов может оказывать существенное влияние на биологическое разнообразие, структуру, динамику и продуктивность более низких трофических уровней, а также продуктивность и круговорот веществ в экосистеме, в целом [19].

Количественная сторона процесса участия зоопланктона в образовании донных отложений зависит от величин неусвоенной части рациона и той части

продукции, которая после гибели животных оседает на дно. Оседание в воде биогенных частиц в виде фекальных комочков (пеллет) во многих лимнических водоемах играет определяющую роль в осадконакоплении. Фекальный материал зоопланктона активно поставляет в сапропели органическое вещество. По имеющимся оценкам авторов, в зависимости от трофности водоема, зоопланктоном ежесуточно профильтровывается от 5 до 90% объема воды озера. Оболочка пеллет Copepoda не позволяет материалу рассеиваться и тормозит его бактериальную переработку. При этом в пеллетах Cladocera, как правило, содержится много непереваренных клеток диатомовых и цианобактерий, которые концентрируют фосфор, переводя его в малорастворимые фосфаты. В свою очередь, Copepoda в результате метаболизма обогащают пеллетный материал аммонийным азотом. При малых глубинах исследованных озер практически весь поток вещества, формирующийся в течение суток в верхних слоях озера, успевает достичь дна, практически не подвергаясь минерализации в столбе воды. Дальнейшая трансформация как фекального, так и отмирающего биологического материала, происходит на дне в результате жизнедеятельности бактерий и бентосных организмов. Поэтому, в процессе формирования взвесей и донных отложений участвует продукция зоопланктона, которая не успевает минерализоваться и непосредственно включается в состав сапропеля. Выполненные расчеты показали, что за счет отмирания зоопланктона в донные отложения исследованных озер за год поступает от 2052,0 до 4275,7 мг$C_{орг.}$/м^3; 490,9–1023,1 мгN/м^3 и 7,1–14,9 мгP/м^3[14].

Автохтонные органические вещества претерпевают значительные изменения в результате переработки и рециркуляции в «микробной петле» [20], что заметно влияет на итоговые формы соединений, поступающих в сапропели. Тем не менее, процентный вклад тех или иных продуцентов в значительной мере определяет химический состав сапропелей.

Работа выполнена в рамках Научной программы 134.1. "Исследование палео- и современных изменений состояния водоемов и водотоков Сибири, анализ природных и антропогенных изменений для стратегии охраны, использования и обеспечения безопасности водных ресурсов Сибири" и при частичной финансовой поддержке грантов РФФИ №№ 16-05-00132, 17-05-00404.

Список литературы

1. Мартынова М.В. Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ / Мартынова М.В. – М.: Наука, 1984. – 160 с.
2. Страховенко В.Д. Геохимическая оценка сапропелевых отложений малых озер Обь-Иртышского междуречья / В.Д. Страховенко, О.П. Таран, Н.И. Ермолаева // Геология и геофизика. – 2014. – Т. 55(10). – С. 1466-1477.

3. van Helmond N.A.G.M., Hennekam R., Donders T.H., Bunnik F.P.M., de Lange G.Jb., Brinkhuis H., Sangiorgi F. (2015) Marine productivity leads organic matter preservation in sapropel S1: palynological evidence from a core east of the Nile River outflow // Quaternary Science Reviews. – 2015.– Vol. 108. – P. 130-138.
4. Yermolaeva N.I., Zarubina E.Y., Romanov R.E., Leonova G.A., Puzanov A.V. (2016) Hydrobiological conditions of sapropel formation in lakes in the south of Western Siberia. // Water Resources. – Vol. 43(1). – P. 129-140.
5. Плаксин Г.В. Термохимическая переработка озерных сапропелей: состав и свойства продуктов / Г.В. Плаксин, О.И. Кривонос // Российский химический журн. – 2007. –Т. 11(4). – С. 140-147.
6. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. Абакумова В.А. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 318 с
7. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. Абакумова В.А. – Л.: Гидрометеоиздат, 1983. – 240 с.
8. Винберг Г.Г. Зоопланктон и его продукция / Г.Г. Винберг // Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. – Л.: ГосНИОРХ, ЗИН АН СССР, 1984. – С. 1-34.
9. Распопов И.М. Продукция макрофитов водоемов с замедленным водообменном: основные понятия, методы изучения / И.М. Распопов // Гидроботаника: методология, методы: Материалы Школы по гидроботанике (п. Борок, 8-12 апр. 2003 г.). – Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. – С. 146–150.
10. Страховенко В.Д. Современное минералообразование в органо-минеральных отложениях озер Барабинской равнины Обь-Иртышского междуречья / В.Д. Страховенко, О.П. Таран, Н.И. Ермолаева, А.В. Пузанов, Е.Ю. Зарубина // Современное состояние минералогии. I Международная Интернет-конференция. – Казань, 2013. – С. 42-50.
11. Страховенко В.Д. Геохимическая характеристика сапропелей Новосибирской области / В.Д. Страховенко, Н.А. Росляков, А.И. Сысо, Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина, О.П. Таран, А.В. Пузанов // Водные ресурсы. – 2016. – Т. 43. – № 3. – С. 336.
12. Таран О.П. Взаимосвязь химического состава органического вещества озерных систем и генезиса сапропелей / О.П. Таран, В.В. Болтенков, Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина, И.В. Делий, Р.Е. Романов, В.Д. Страховенко // Геохимия. – 2018. – № 3. – С. 61–70.
13. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем / А.Ф. Алимов. – СПб: Наука, 2000. – 147 с.
14. Ермолаева Н.И. Вклад гидробионтов в потоки органического вещества в лимнических системах юга Западной Сибири / Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина, В.Д. Страховенко, Р.Е. Романов // Шестая Международная Верещагинская Байкальская Конференция. –Иркутск. – 2015 – С. 224-226.
15. Алимов А.Ф. Продукционная гидробиология / А.Ф. Алимов, В.В. Богатов, С.М. Голубков. – СПб.: Наука, 2013. – 339 с.
16. Ермолаева Н.И. Гидробиологические условия формирования сапропелей в озерах юга Западной Сибири / Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина, Р.Е. Романов, Г.А. Леонова, А.В. Пузанов // Водные ресурсы. – 2016. – Т. 43. – № 1. – С. 79-91.
17. Зарубина Е.Ю. Первичная продукция макрофитов трех разнотипных сапропелевых озер юга Западной Сибири (в пределах Новосибирской области) в 2012 году / Е.Ю. Зарубина // Мир науки, культуры, и образования. – 2013. – № 5 (42). – С. 441-444.
18. Мессинева М.А., Горбунова А.И. Процесс разложения макрофитов пресноводных озер и участие их остатков в формировании озерных иловых отложений / М.А. Мессинева, А.И. Горбунова // Известия АН СССР. Серия биологическая. – 1946. – №5. – С. 565-579.

19. Голубков М.С. Первичная продукция фитопланктона и деструкция органических веществ в соленых озерах Крымского полуострова / М.С. Голубков // Биология внутренних вод. – 2012. – №4. – С. 31-37.
20. Копылов А.И. Микробная "петля" в планктонных сообществах морских и пресноводных экосистем / А.И. Копылов, Д.Б. Косолапов. – Ижевск: КнигоГрад, 2011. – 332 с.

© Зарубина Е.Ю., Ермолаева Н.И., Страховенко В.Д., Овдина Е.А., Романов Р.Е., Таран О.П., 2018

РЕАКЦИЯ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ НА РЕМЕДИАЦИЮ ГИБРИДНЫМИ СОРБЕНТАМИ ПРИРОДНЫХ ВОД, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

***Ермолаева Н.И.*[1], *Романов Р.Е.*[1,2], *Смоляков Б.С.*[3]**
[1]Институт водных и экологических проблем СО РАН, Новосибирский филиал, г. Новосибирск
[2]Центральный сибирский ботанический сад, г. Новосибирск
[3]Институт неорганической химии им. А.В. Николаева СО РАН, г. Новосибирск
E-mail: hope413@mail.ru

Аннотация. Показана принципиальная возможность применения пористых матриц с закрепленными гибридными сорбентами для ремедиации природных водоемов на начальном этапе их загрязнения тяжелыми металлами. Снижение их концентрации в воде за счет сорбции на сорбенте создает условия для достаточно быстрого восстановления воспроизводства организмов фитопланктона, способствует смене одного сообщества другим, ранее неизвестным для исходных вод. Восстановление воспроизводства организмов зоопланктона, по-видимому, требует более длительного времени.

Ключевые слова: гибридные сорбенты, тяжелые металлы, ремедиация, планктон

REACTION OF PLANKTONIC COMMUNITIES TO REMEDIATION BY HYBRID SORBENTS OF THE NATURAL WATERS POLLUTED BY HEAVY METALS

***Yermolaeva N.I.*[1], *Romanov P.E.*[1,2], *Smolyakov B.S.*[3]**
[1]Institute for water and environmental problems of the SB RAS, Novosibirsk
[2]Central Siberian botanical garden, Novosibirsk
[3]Nikolaev Institute of inorganic chemistry of the SB RAS, Novosibirsk

Abstract. The basic possibility to apply of porous matrixes with the fixed hybrid sorbents for a remediation of natural reservoirs at the initial stage of their pollution with heavy metals is shown. Decrease in their concentration in water at the expense of a sorption on a sorbent creates conditions for rather fast restoration of phytoplankton organisms reproduction, resulting in the community reestablishment. The longer restoration period is probably required to restore of reproduction of zooplankton organisms.

Keywords: hybrid sorbents, heavy metals, remediation, plankton

Проблема загрязнения природных вод тяжелыми металлами (ТМ), многие из которых являются токсичными для гидроэкосистемы, остается актуальной во многих регионах мира, включая Россию. Она усугубляет общую ситуацию нарастания дефицита качественных пресных вод [1]. В России доля загрязненных поверхностных вод ТМ за период 2010-2015 гг. составляла 23-30% [2]. Источники загрязнений водных объектов многообразны и включают: сточные воды различных производств; отвалы и дренажные воды горнорудной отрасли; муниципальные и сельскохозяйственные стоки; поступление ТМ из природных поверхностных и подземных вод; различные аварийные ситуации. Содержание ТМ в сточных и природных водах нормируется, причем происходит ужесточение допустимого уровня концентраций ТМ. Среди разнообразных методов удаления ТМ из сточных вод наиболее распространенными являются адсорбционные методы, благодаря их универсальности, экономичности и относительной простоте технологического обустройства [3]. Меньший прогресс достигнут в разработке сорбционных методов для ремедиации загрязненных природных водоемов. Сложности их реализации связаны с увеличением объема обрабатываемого раствора, снижением концентрации ТМ, затруднениями обустройства собственно процесса (в частности, невозможностью использования фильтрующих устройств), а также более жесткими экологическими требованиями. Сорбенты для таких систем должны быть доступными и экологически безопасными, а технологическое обустройство сорбционных технологий должно обеспечивать простоту процесса сепарации сорбентов. Кроме того, сам предлагаемый сорбент должен быть безопасным для водной экосистемы. Однако оценка экологической безопасности сорбентов выполнена лишь в немногих работах и ограничена методами биотестирования с использованием модельных микроорганизмов. В литературе практически отсутствуют сведения о поведении гибридных сорбентов и их воздействии на естественные сообщества водных организмов в процессах очистки природных вод от ТМ.

В данной работе оценку эффективности применения гибридных сорбентов для ремедиации загрязненных природных вод выполняли в натурном эксперименте, на реальном водоеме, с использованием методологии мезомоделирования [4], в июле-августе 2017 г. на участке Новосибирского водохранилища. Гибридный сорбент на основе мезопористого углерода и гуминовых кислот, окисленных реактивом Фентон, был получен механохимическим методом. Мелкодисперсные (< 0.1 мм) частицы сорбента были закреплены на высокопористой матрице из Синтепона (толщина 4 мм, плотность 350 г/м^2). Полученный материал использовался как простое погружное устройство, что позволяло избегать процедур фильтрации сорбента в процессах обработки больших объемов

загрязненной воды [5]. Суть такого моделирования заключается в установке на объекте серии миникосмов, изолирующих участок реального водоема при сохранении его основных параметров (состав воды, планктонных организмов, температура, освещенность), за исключением водообмена. В миникосмы вводят исследуемые загрязняющие вещества и на протяжении определенного времени контролируют их остаточную концентрацию и отклик водных организмов.

По минеральному составу воды (табл. 1) водохранилище представляет типичный для юга Западной Сибири пресный водоем с общей минерализацией около 130 мг/л, при доминировании ионов кальция и гидрокарбоната [6]. Низкое содержание ТМ (Cd, Cu, Pb, Zn) свидетельствует об отсутствии техногенного загрязнения этого объекта.

Таблица 1

Содержание основных ионов в воде Новосибирского водохранилища

Ca^{2+}, mg/L	Mg^{2+}, mg/L	Na^{+}, mg/L	K^{+}, mg/L	HCO_3^{-}, mg/L	SO_4^{2-}, mg/L	Cl^{-}, mg/L	NO_3^{-}, mg/L	Zn^{2+}, µg/L	Cu^{2+}, µg/L	Cd^{2+}, µg/L	Pb^{2+}, µg/L
18.7	5.6	4.8	0.2	91.5	8.3	2.5	0.6	23	5	0.16	1.2

В период проведения натурных экспериментов температура воды была 22-27ºС, pH варьировала в интервале 7.5-8.6. Три миникосма, изготовленных из полиэтиленовой пленки (объем 200 л, высота около 0.5 м), устанавливали вблизи берега. Воду в миникосмах подкисляли до pH=6, чтобы предотвратить образование осадков вводимых металлов. Первый миникосм служил фоновым, во второй вводили заданные концентрации ТМ, в третий дополнительно помещали пластину с сорбентом. На протяжении эксперимента из миникосмов отбирали пробы воды для контроля и корректировки pH, измерения остаточной концентрации металлов, анализа численности и состава фито- и зоопланктона.

Пробы фитопланктона получали фильтрованием 200 мл воды через мембранный фильтр МФАС-ОС-2 (диаметр пор 0.45 µm), фильтр фиксировали 4% формалином. Обилие фитопланктона определяли счетно-объемным методом [7] с помощью световой микроскопии, с использованием счетной камеры Фукса-Розенталя. Биомассу определяли, как суммарный объем клеток, аппроксимированных, как простые геометрические фигуры или их комбинации, принимая плотность клеток равной плотности воды. Пробы зоопланктона отбирали процеживанием 10 л воды через сеть Апштейна, фиксировали 4% формалином. Определение таксономического состава и подсчет численности зоопланктона проводили стандартными методами [7]. С учетом факта значительного колебания численности фито- и зоопланктона в течение суток [8], отбор

проб производили в одно и то же время. Принимая во внимание большие объемы водоемов и возможный уровень их загрязнения, начальные концентрации ТМ были не высокими (2, 1, 1 и 0.5 мг/л – для Zn, Cu, Pb и Cd соответственно), а доза сорбента составляла 0.55 г/л.

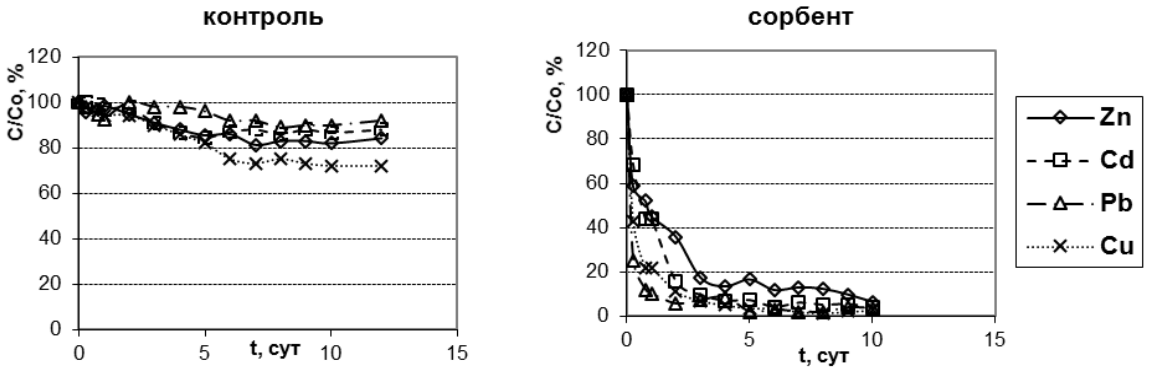


Рис. 1. Динамика остаточной концентрации ТМ (% от начальной концентрации)

В контрольном миникосме на протяжении 12 суток концентрация ТМ постепенно снижалась до 90% от начального уровня для Pb, 99% для Cd, 82% для Zn и 72% – для Cu (рис. 1). Очевидно, это снижение было результатом сорбции введенных металлов на минеральных взвесях и отмерших планктонных организмах, постепенно оседающих из толщи воды [9]. В миникосме с сорбентом резкое снижение концентрации ТМ происходило уже в первые сутки, а к исходу 10 суток в воде осталось только 2.7% Cu, 3.4% Pb, 3.9% Cd и 6.5% Zn. Тот факт, что эффективное удаление ТМ в этом миникосме было результатом их сорбции сорбентом, подтверждается данными анализа раствора после десорбции металлов из пористого материала с закрепленным сорбентом по завершении эксперимента.

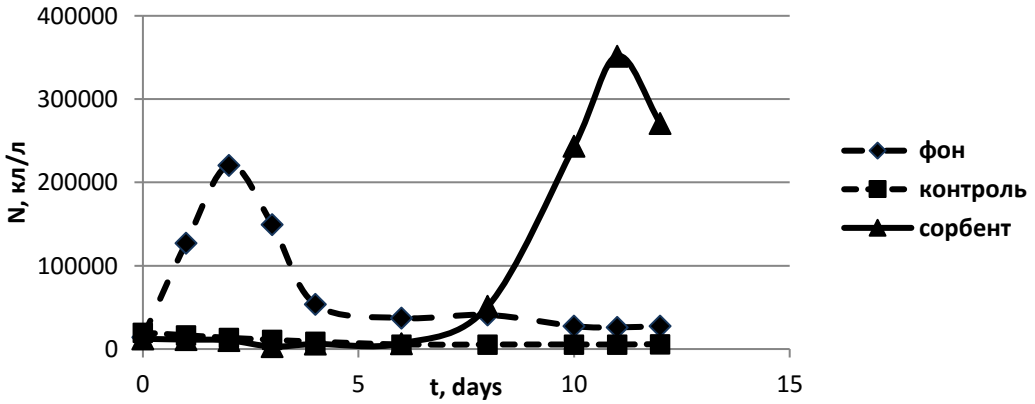


Рис. 2. Динамика общей численности сообщества фитопланктона в фоновом миникосме, миникосмах с добавкой ТМ и введением сорбента

До введения металлов и сорбента, исходное сообщество фитопланктона в миникосмах соответствовало, по обилию и составу, мезоэвтрофным водам, с определяющей ролью неколониальных центрических диатомовых из родов *Stephanodiscus* и *Cyclotella*. Менее обильной, сопутствующей группой были коккоидные зеленые водоросли (порядок Chlorococcales s.l.). Обилие фитопланктона варьировало в пределах 12-20 тыс. кл/л, 11-18 тыс. инд./л, 1.6-2.5 мг/л (рис. 2). В фоновом миникосме численность диатомовых сначала возросла, затем снизилась и, начиная с 6 суток, основу фитопланктона стали составлять мелкоклеточные коккоидные зеленые водоросли. Введение ТМ в контрольном миникосме привело к значительному снижению обилия фитопланктона на протяжении всего эксперимента, главным образом, за счет снижения численности диатомовых водорослей, тогда как численность зеленых водорослей демонстрировала слабую тенденцию к увеличению. В миникосме с сорбентом похожая ситуация наблюдалась лишь в начальной фазе эксперимента, а, начиная с 5-х суток, произошло резкое увеличение общей численности фитопланктона, за счет бурного развития воспроизводства мелкоклеточных коккоидных зеленых водорослей, которое характерно для мелких высокоэвтрофных вод. Очевидно, этот эффект обусловлен значительным снижением негативного воздействия токсичных металлов, концентрация которых существенно уменьшилась в миникосме с сорбентом, в сравнении с контрольным миникосмом.

Воздействие ТМ на сообщество зоопланктона в тех же миникосмах оказалось несколько иным (рис. 3). В фоновом миникосме, в начальном периоде эксперимента, доминировали Rotifera, причем их численность в первые дни эксперимента росла. Затем (после 7 суток), численность коловраток снизилась, и доминатом стали организмы Copepoda. Прослеживаются типичные популяционные волны или волны жизни, когда за ростом численности жертв следует рост численности хищников. Общая численность всех видов варьировала в пределах 16-63 тыс. экз./м^3. Введение ТМ в контрольном миникосме привело к существенному угнетению всех видов, и общая численность организмов снизилась до 4 тыс. экз./м^3. Такой эффект обусловлен способностью всех групп зоопланктона активно концентрировать металлы, в том числе и остротоксичные, в процессе своей жизнедеятельности [10]. Накопление ТМ оказывает токсический эффект, вызывая как непосредственно гибель зоопланктонных организмов различных трофических уровней, так и поражение репродуктивной системы у видов или отдельных особей с более высоким потенциалом выживания. Еще одним фактором, скорее всего, является ухудшение трофических условий. Та же картина сохранилась и в миникосме с добавкой сорбента.

Можно полагать, что пролонгированное угнетающее воздействие ТМ на воспроизводство новых генераций зоопланктона обусловлено длительным жизненным циклом этих организмов. Эту взаимосвязь отмечали в исследованиях по влиянию других токсикантов [11].

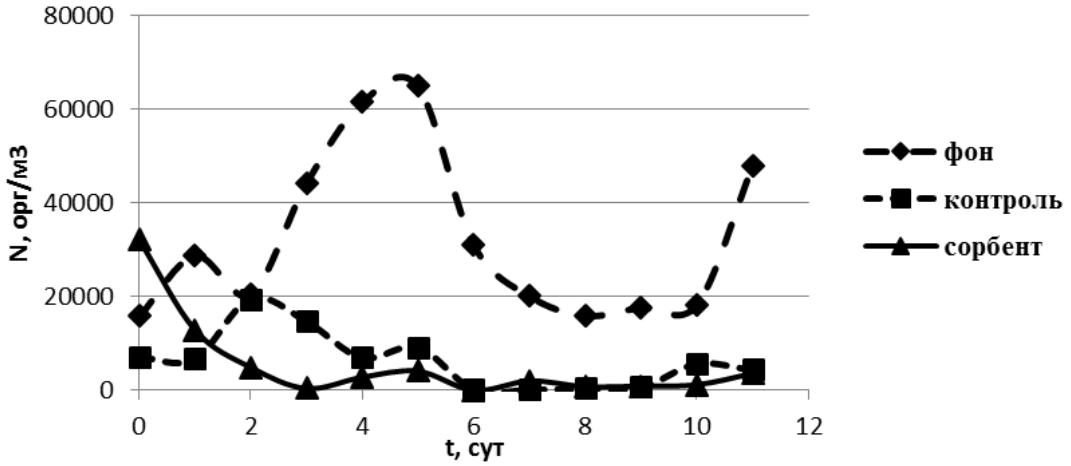


Рис. 3. Динамика численности зоопланктона и фитопланктона в фоновом миникосме, миникосмах с добавкой ТМ и введением сорбента

Таким образом, сочетанное воздействие удаления ТМ гибридным сорбентом с изоляцией части водной толщи, неизбежной при проведении эксперимента, существенно ускоряет сукцессию фитопланктона, однако не нивелирует угнетения воспроизводства организмов зоопланктона с более длительным жизненным циклом, приводя к временному формированию сообщества, не характерного для фоновых вод. Тем не менее, можно предположить, что такие изменения при использовании гибридных сорбентов в масштабах целостного водоема будут обратимыми на протяжении более длительного периода, и очистка вод методом сорбции ускорит восстановление естественного сообщества водных организмов. Следует подчеркнуть, что эти выводы относятся к моделированию начального этапа загрязнения токсичными металлами природного водоема с естественным сообществом планктонных организмов. Вопросы ремедиации «техногенных» водоемов, в которых при высоких концентрациях таких металлов формируется иное, специфическое сообщество организмов [12, 13], требуют дальнейшего изучения.

Исследование выполнено при поддержке гранта РФФИ, проект 17-05-00623, и государственного задания 0312-2016-0005, регистрационный номер АААА-А17-117012610055-3, в рамках научной программы 134.1. "Исследование палео- и современных изменений состояния водоемов и водотоков Сибири,

анализ природных и антропогенных изменений для стратегии охраны, использования и обеспечения безопасности водных ресурсов Сибири".

Список литературы

1. Strzepek K., Schlosser A., Gueneau A., Gao X., Blanc É., Fant Ch., Rasheed B., Jacoby H.D. Modeling water resource systems within the framework of the MIT integrated global system model: IGSM-WRS // J. Adv. Modeling Earth systems. – 2013. – Vol. (3). – P. 639-653.
2. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2015 году». – М.: Минприроды России; НИА-Природа, 2016. – 639 с.
3. Carolin C.F., Kumara P.S., Saravanana A., Joshiba G.J., Naushad M. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review // Journal of Environmental Chemical Engineering. – 2017. – Vol. 5. – P. 2782-2799.
4. Smolyakov B.S., Ryzhikh A.P., Romanov R.E. The fate of Cu, Zn, and Cd in the initial stage of water system contamination: The effect of phytoplankton activity // Journal of Hazardous Materials. – 2010. – Vol.184. – P. 819-825.
5. Smolyakov B.S., Sagidullin A.K. Hybrid adsorbents for removal of Cd(II), Cu(II), Pb(II) and Zn(II) from waters using submersible device // Chemical Science International Journal. – 2017. – Vol. 20(3). – P. 1-17.
6. Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища / Ин-т водных и экол. проблем СО РАН. Отв. ред. О. Ф. Васильев. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2014. – 367 с.
7. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Ин-т глобал. климата и экологии. Под ред. В. А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 318 с.
8. Ермолаева Н.И. Суточная динамика гидрохимических показателей и зоопланктона в литорали Новосибирского водохранилища / Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина, С.Я. Двуреченская // Поволжский экологический журнал. – 2016. – № 2. – С. 155-166.
9. Смоляков Б.С. Оценка последствий комплексного загрязнения пресного водоема солями металлов с помощью мезокосмов / Б.С. Смоляков, С.Б. Бортникова, М.В. Жигула, Н.И. Ермолаева, А.А. Богуш, С.Ю. Артамонова // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31. – №3. – С. 365-374.
10. Ermolaeva N.I., Dvurechenskaya S.Ya., Anoshin G.N. The study of heavy metal distribution in the Novosibirsk reservoir ecosystem // Geochemistry International. – 2000. – Т. 38. – № 5. – P. 514-521.
11. López-Mancisidor P., Carbonell G., Fernández C., Tarazona J. V. Ecological impact of repeated applications of chlorpyrifos on zooplankton community in mesocosms under Mediterranean conditions // Ecotoxicology. – 2008. – Vol. 17. – P. 811-825.
12. Романов Р. Е., Ермолаева Н. И., Бортникова С. Б. Оценка влияния тяжелых металлов на планктон в техногенном водоеме // Химия в интересах устойчивого развития. – 2011. – № 3. – С. 305-312.
13. Bortnikova S., Manstein Y., Saeva O., Yurkevich N., Gaskova O., Bessonova E., Romanov R., Ermolaeva N., Chernuhin V., Reutsky A. Acid mine drainage migration of Belovo zinc plant (South Sibiria, Russia) // Water Security in the Mediterranean Region An International Evaluation of Management, Control, and Governance Approaches. "NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security" Dordrecht, 2011. – P. 191-208

© Ермолаева Н.И., Романов Р.Е., Смоляков Б.С., 2018

МЕТОДЫ ОЦЕНКИ СЕДИМЕНТАЦИОННЫХ ПОТОКОВ В ВОДОХРАНИЛИЩЕ ДОЛИННОГО ТИПА

Кременецкая Е.Р., Ломова Д.В.
Институт водных проблем РАН, Москва
E-mail: ekrem72@yandex.ru

Аннотация. На основе натурных и экспериментальных наблюдений на Можайском водохранилище в период 2008-2012 гг. оценены величины седиментационных потоков (СП) в донные отложения. Выявлены факторы, оказывающие наиболее значимое влияние на интенсивность этих потоков. Предложены статистические зависимости величин седиментационных потоков в донные отложения (ДО) от содержания взвешенного вещества (ВВ) в водной толще, валовой первичной продукции фитопланктона, перманганатной окисляемости (ПО) воды, средней глубины водоема, скорости ветра, среднего вертикального градиента температур воды.

Ключевые слова: седиментация, взвешенное вещество, стратификация, водохранилище.

THE ESTIMATION METHODS OF SEDIMENTAL FLUXES INTO THE VALLEY TYPE RESERVOIR

Kremenetskaya E.R., Lomova D.V.
Water problems institute RAS, Moscow

Abstract. On the basis of field and experimental observations on the Mozhaisk reservoir during 2008-2012 period, the sedimentation fluxes (SF) into the bottom sediments (BS) were estimated. The factors having the most significant influence on the intensity of these fluxes are revealed. Statistical dependences of sedimentation flows into the bottom sediments on the content of suspended matter (SM) in the water column, the gross primary production of phytoplankton, permanganate water oxidation (PO), the average depth of the reservoir, the wind speed, the average vertical gradient of water temperature are proposed.

Keywords: sedimentation, suspended matter, stratification, reservoir.

Количество и состав взвешенного вещества играют важную роль в водных объектах: взвешенные частицы уменьшают прозрачность воды, влияют на проникновение в неё света, на её температуру, интенсивность сорбции растворённых в воде веществ; от скорости седиментации взвесей зависит состав и распределение донных отложений.

Основными факторами, влияющими на количественные характеристики потоков взвешенного вещества, являются: поступление взвесей с поверхностным стоком, абразия берегов, продукционно-деструкционные процессы, волновое взмучивание донных отложений, изменчивость течений, расположение

термо- и пикноклина, глубина и форма ложа водоёма, сезонность и синоптическая трансформация водной массы [1].

В водохранилищах, в отличие от озер, наблюдаются значительные колебания уровня воды как внутри года, так и межгодовые, что сильно влияет на формирование и распределение взвесей, на скорость накопления донных отложений. Особенности распределения взвешенного вещества в водохранилище определяются морфометрическими параметрами ложа и динамикой водных масс. Концентрация взвесей в воде водохранилища изменчива, с большой долей минеральных частиц песка и глины, что в значительной мере связано с ветро-волновым взмучиванием донных отложений.

При моделировании режима взвешенного вещества водоемов замедленного водообмена ресуспензия донных отложений либо не учитывается [2], либо учитывается при помощи подобранных в процессе счета коэффициентов [3]**.** Однако в балансе взвешенного вещества водохранилищ процессы абразии берегов и взмучивания донных отложений составляют 58-82% [4].

В имитационных моделях седиментационный поток обычно складывается суммированием потоков неорганических частиц взмученных ДО и сестона [3].

Скорость седиментации взвешенного вещества обычно задается по формуле Стокса (учитывающей гидравлическую крупность частиц, плотность среды). Величина потока рассчитывается с учетом концентрации этих частиц. Однако мелкие оседающие частицы могут «слипаться», образуя конгломераты, скорость оседания которых будет иная. В моделировании этот эффект учитывается с помощью коэффициентов [5]. Кроме того, в водоемах присутствует фильтрующий зоопланктон, пеллеты которого часто имеют скорость оседания больше, чем у детрита или мелких илистых частиц.

Прямое изучение потоков вещества на дно, связанное с постановкой седиментационных ловушек, достаточно трудоемко, поэтому целесообразен поиск зависимостей потока вещества (как суммарного, так и органического) на дно от легко определяемых характеристик.

Исследование седиментационных потоков проводилось на Можайском водохранилище в 2008-2012 гг. с помощью седиментационных ловушек, которые устанавливались не только на дно, но и на разных горизонтах в толще воды, в зависимости от гидрологической структуры водоема на момент эксперимента. Параллельно проводились наблюдения за режимом температуры, взвешенного вещества, ПО воды, метеонаблюдения, осуществлялась установка продукционно-деструкционных станций.

Экспериментальными наблюдениями был охвачен широкий диапазон гидрометеорологических условий: уровень воды в водохранилище в период

наблюдений изменялся от крайне низкого (–6.5 м от НПУ) до практически полного заполнения водохранилища, условный коэффициент водообмена изменялся от 0.06 до 0.95 мес$^{-1}$, температура верхнего слоя воды – от 14.5 до 28.9 ^{o}C, величина максимального градиента температур в слое скачка – от 0.5 до 5.5 ^{o}C/м, прозрачность воды по диску Секки – от 0.5 до 2.3 м. Содержание взвешенного вещества в разных районах водохранилища изменялось от 1 до 40 мг/л, ПО воды, по которому оценивается аллохтонное ОВ – от 6.6 до 19 мгО/л. Валовая продукция фитопланктона в центральной части водохранилища изменялась от 2 до 10 т/км^{2}сут.

Корреляционный анализ полученных в ходе экспериментов данных показал, что на всех станциях и горизонтах наблюдаются статистически значимые зависимости СП от содержания ВВ (r = 0.46 при n = 97), среднего по вертикали градиента температур, определяющего стратифицированность водной толщи (r = –0.53 при n = 97) и содержания ОВ в осадке ловушек (r = –0.40 при n = 97).

Средневзвешенное по плесу содержание взвесей ($ВВ_{ср}$) увеличивается с ростом скорости ветра V (коэффициент корреляции r=0.47, при количестве пар n = 92), и уменьшается с ростом средней глубины плеса $H_{ср}$ (r = –0.63, n = 92).

Подробные наблюдения за составляющими режима ВВ проводились в Красновидовском плесе (средней части Можайского водохранилища). Анализ колебаний величин СП на разных морфоучастках затопленной речной долины показал, что, в среднем за год, минимальные значения СП в ДО (12-66 г/м^{2}сут) наблюдались на пойменных участках. Высокие значения СП (до 94 г/м^{2}сут) на мелководьях (надпойменная терраса) объясняются ветро-волновым взмучиванием ДО, состоящих, преимущественно, из песчанистых частиц, которые быстро оседают, не перемещаясь вглубь плеса, и поступлением взвесей с боковым притоком. На русловых станциях отмечались максимальные значения СП (до 250 г/м^{2}сут), связанные с оседанием взвешенного в одной толще вещества и квазигоризонтальным переносом взвесей в придонной области.

В ходе анализа были рассчитаны средневзвешенные по плесу величины седиментации, которые и использовались для поиска зависимостей СП от определяющих его факторов. В результате была получена эмпирико-статистическая зависимость (рис. 1) для расчета СП от параметра *Sed*, включающего в себя: содержание взвешенного вещества (ВВ, мг/л), ПО (тОВ/км^2) и $П_{вал}$ за сутки (тОВ/км^2), интенсивность взмучивания ДО (оцененной по скорости ветра (м/с) и средней глубине плеса ($H_{ср}$, м) и средний вертикальный градиент температуры воды ($(dT/dz)_{ср}$ (рис. 1):

$$Sed = lg((ПО+П_{вал})\times ВВ\times V_в/H_{ср}/(dT/dz)_{ср}).$$

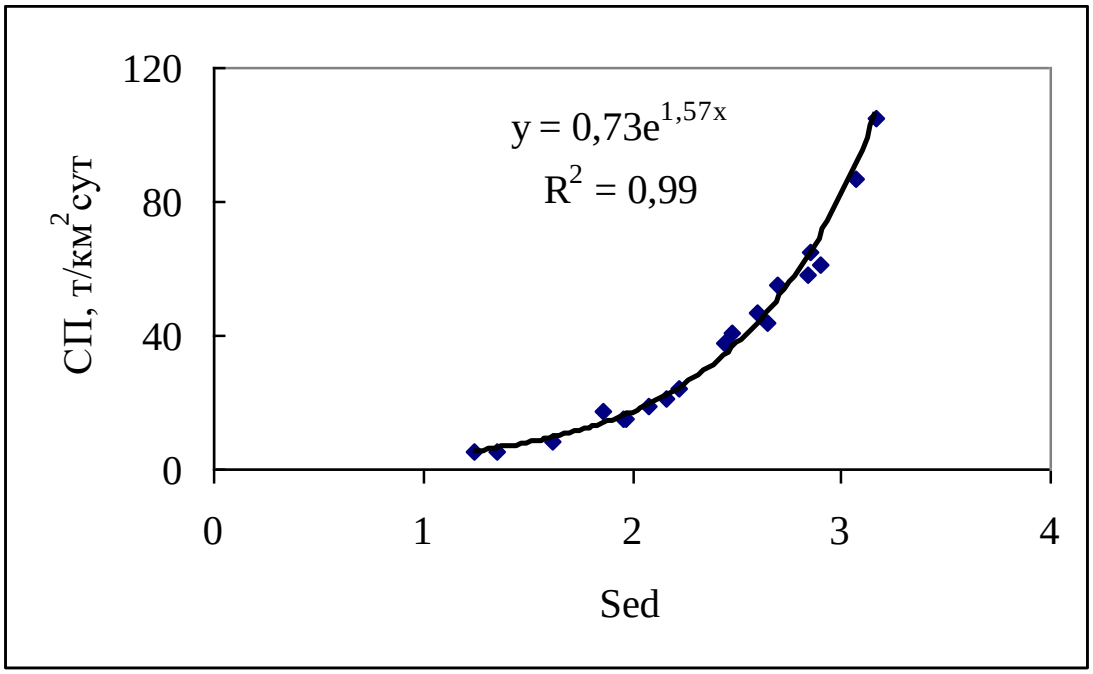


Рис. 1. Статистическая зависимость величины СП от параметра *Sed*

Для расчета потока органического вещества ко дну (ПОВ) были получены подобные эмпирико-статистические зависимости от параметра $Sed_{ОВ}$, включающего в себя эти же факторы [6] (рис. 2):

$$ПОВ= f(lg(ПО \times ВВ \times V_в/H_{ср}/(dT/dz)_{ср} + \lg(П_{вал} \times ВВ/(dT/dz)_{ср})$$

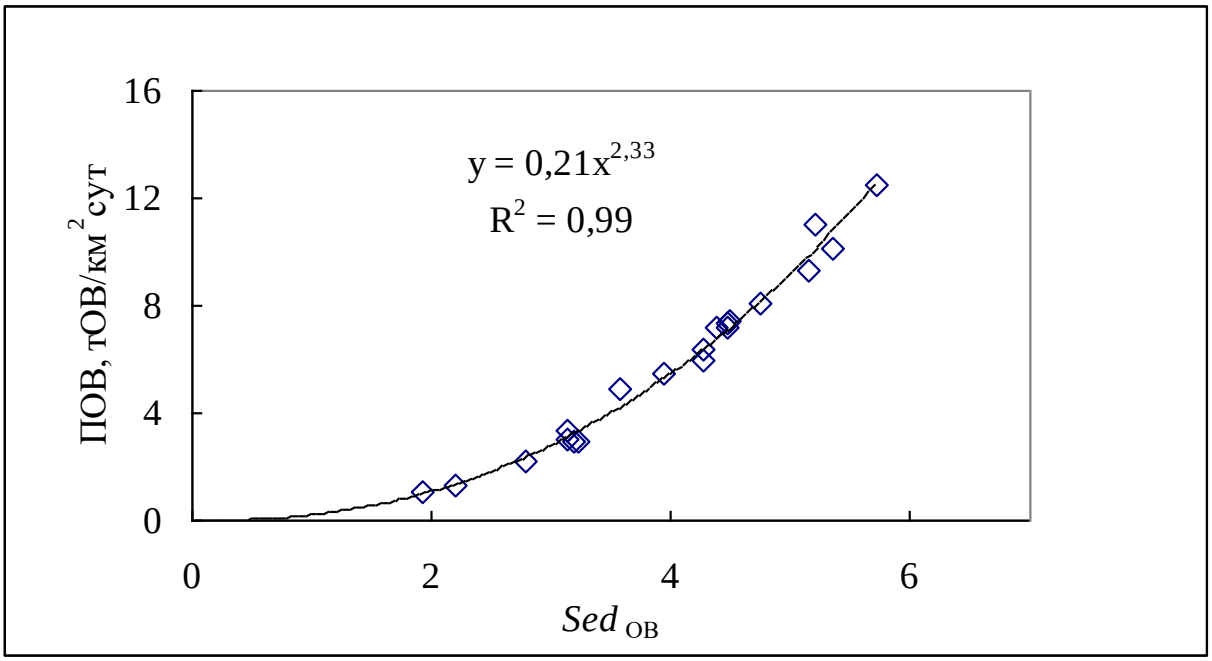


Рис. 2. Статистическая зависимость величины ПОВ от параметра $Sed_{ОВ}$

Предлагаемые зависимости интенсивности СП и ПОВ от определяющих их параметров характеризуют нисходящий вертикальный поток ОВ в водоеме. Однако ранее проведенные исследования седиментационных потоков ОВ показали, что в водохранилищах долинного типа, из-за особенностей морфометрии ложа, существует и квазигоризонтальный перенос взвесей (трансседиментация), вызванный переотложением ДО в придонной области под влиянием внутриплесовых компенсационных течений. Ранее было выявлено [7], что на формирование придонного квазигоризонтального потока взвешенного вещества ($СП_{гор}$) в русловую ложбину влияет положение пикноклина,который определяет толщину однородного гиполимниона. При наличии однородного гиполимниона в придонной области величина квазигоризонтального СП в русловую ложбину достигала максимальных величин. При заглублении пикноклина практически до дна и увеличении толщины перемешанного слоя воды наблюдались минимальные величины $СП_{гор}$, так как устойчивость пикноклина к перемешиванию препятствует развитию придонных компенсационных течений. Соотношение квазигоризонтальной и вертикальной ($СП_{верт}$) составляющих седиментационного потока в русловую ложбину также увеличивается с ростом толщины однородного гиполимниона (рис. 3), которая оценивалась по профилю температур воды над русловой ложбиной в центре плеса.

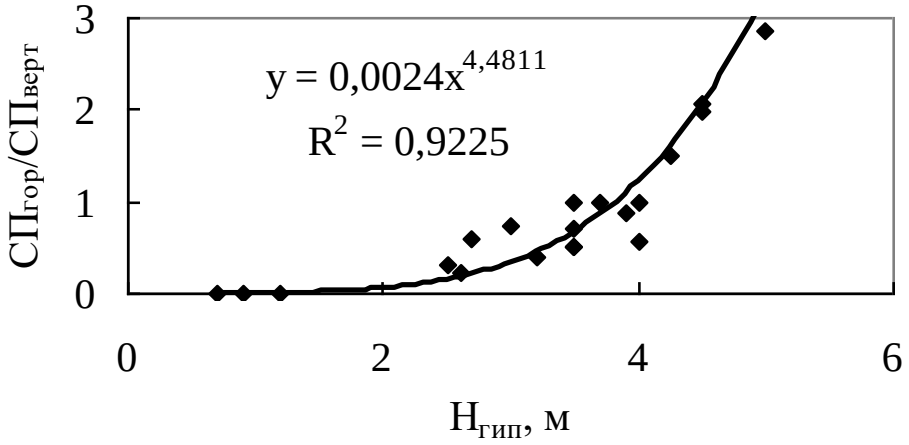


Рис. 3. Зависимость отношения квазигоризонтального седиментационного потока ($СП_{гор}$) к вертикальному ($СП_{верт}$) от толщины однородного гиполимниона ($H_{гип}$)

Учитывая зависимость

$$СП_{гор} / СП_{верт} = 0.0024 H_{гип}^{4.48},$$

можно от средневзвешенного по площади плеса потока ОВ перейти к потоку ОВ в русловую ложбину, суммируя вертикальную и квазигоризонтальную составляющие седиментационного потока.

С помощью предложенных зависимостей были рассчитаны величины СП и ПОВ для других районов Можайского водохранилища (7 станций). Отклонения рассчитанных и измеренных величин для СП не превышало 10%, для ПОВ – 11%.

Таким образом, важными характеристиками, влияющими на величину седиметационных потоков (как общего потока взвешенного вещества, так и органического вещества) на дно, являются содержание аллохтонного ОВ (оцененного по ПО воды), содержание взвеси в водной толще, отношение средней скорости ветра в рассматриваемый период к средней глубине рассматриваемого района, валовая продукция фитопланктона и средний вертикальный градиент температур воды. Предложены эмпирико-статистические зависимости для расчета потока ОВ на дно от перечисленных характеристик.

Полученные результаты могут использоваться при моделировании экологического состояния водохранилищ в период летней стратификации.

Список литературы

1. Хатчинсон Д. Лимнология / Д. Хатчинсон. – М.: Прогресс, 1969. – 593 с.
2. CE-QUAL-R1. A numerical, one-dimensional model of reservoir water quality. User's manual. Report E-82-1. US Army Corps of Engineers. Waterways Experimental Station, CE, Vicksburg. Miss. 1982.
3. Невская губа. /под ред. В.В. Меншуткина. – СПб., 1997. – 375 с.
4. Буторин Н.В. Донные отложения верхневолжских водохранилищ / Н.В. Буторин, Н.А. Зиминова, В.П. Курдин. – Л.: изд-во «Наука». – 158 с.
5. Periáñez R. Modelling the suspended matter dynamics in a marine environment using a three – dimensional coordinate model: application to the eastern Irish Sea //Applied Mathematical Modelling 26 (2002). – Pp. 583-601.
6. Ломова Д.В. Параметризация величины потока органического вещества на дно в стратифицированном водохранилище / Д.В. Ломова, Е.Р. Кременецкая // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т. II. Качество воды: геоэкология. – Пермь, 2017. – С. 111-115.
7. Кременецкая Е.Р. Влияние стратификации на седиментационные потоки в долинном водохранилище / Е.Р. Кременецкая, В.Ф. Бреховских, Г.Н. Вишневская, Д.В. Ломова, В.М. Перекальский, Д.И. Соколов // Вестник РФФИ. – 2013. – № 2 (78). – С. 51-56.

© Кременецкая Е.Р., Ломова Д.В.

ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В ВЕСЕННЕ-ЛЕТНИЙ И ОСЕННИЙ ПЕРИОДЫ 2017 ГОДА

Бурдина Е.И., Косенко Ю.В., Баскакова Т.Е.
Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства, г. Ростов-на-Дону
E-mail: lab.gidrochimiya@mail.ru

Аннотация. В работе приведены данные по исследованию гидрохимических характеристик Черного моря в весенне-летний и осенний периоды 2017 г. Была использована стандартная сетка станций, включающая прибрежные и глубоководные зоны Кавказского и Крымского районов. Показано, что в весенний период высокое залегание термоклина способствовало развитию интенсивного процесса фотосинтеза. Прекращение вегетации весенней доминанты диатомей и развитие кокколитофоридов привело к увеличению содержания биогенных веществ относительно среднемноголетних значений. В летне-осенний период в прибрежной зоне биогенные вещества истощены в процессе фотосинтеза, а их поступление заблокировано при недостаточном водообмене с открытой частью моря.

Ключевые слова: Черное море, фотосинтез, кислородный режим, биогенные вещества, кокколитофориды.

HYDROCHEMICAL MODE OF THE BLACK SEA NORTH-EAST PART IN 2017 SPRING-SUMMER AND AUTUMN PERIODS

Burdina E.I., Kosenko Y.B., Baskakova T.E.
Azov Research Institute of Fisheries, Rostov-on-Don

Abstract. The paper presents the data on the study of the Black Sea hydrochemical characteristics of the in 2017 spring-summer and autumn periods. A standard grid of stations including coastal and deepwater zones of the Caucasian and Crimean regions was used. It is shown that the high location of the thermocline in the spring period led to the development of an intensive process of photosynthesis process. The vegetation cessation of the diatoms spring dominant and the development of coccolithophores led to an increase in the nutrient content relative to the mean of many-year values. In the coastal zone during the summer-autumn period the nutrients are depleted due to photosynthesis process and their supply is blocked in case of insufficient water exchange with the open part of the sea.

Key words: Black Sea, photosynthesis, oxygen regime, nutrients, coccolithophorids.

Результаты исследований в глубоководной и прибрежной зонах северо-восточной части Черного моря в 2017 г. показали однородность верхнего перемешанного слоя практически по всей изученной акватории. Так, в весенний период, незначительная стратификация водных масс способствовала минимальной глубине залегания верхней границы подповерхностного максимума кислорода и холодного промежуточного слоя (ХПС): термоклин формировался

на 10-20 м, а ХПС – на 50 м. Данные условия оказались достаточными для развития интенсивного фотосинтеза в слое термоклина (Кавказский сектор) и над ним (Крымский сектор) [1]. В глубоководной зоне в весенне-раннелетний период наибольшая скорость первичного продуцирования отмечалась в деятельном слое Крымского сектора и характеризовалась повышенным средним насыщением воды кислородом (102%) (рис. 1), что превышало значения Кавказского сектора (94%) и среднемноголетние показатели (96%, 1996-2016 гг.). В условиях осеннего антициклона максимальный эффект стратификации вод обеспечивал наибольшее заглубление верхних границ термоклина и ХПС: в антициклоне – до 50 и 150 м; в циклоне эти границы располагались на 20-30 и 75-100 м соответственно.

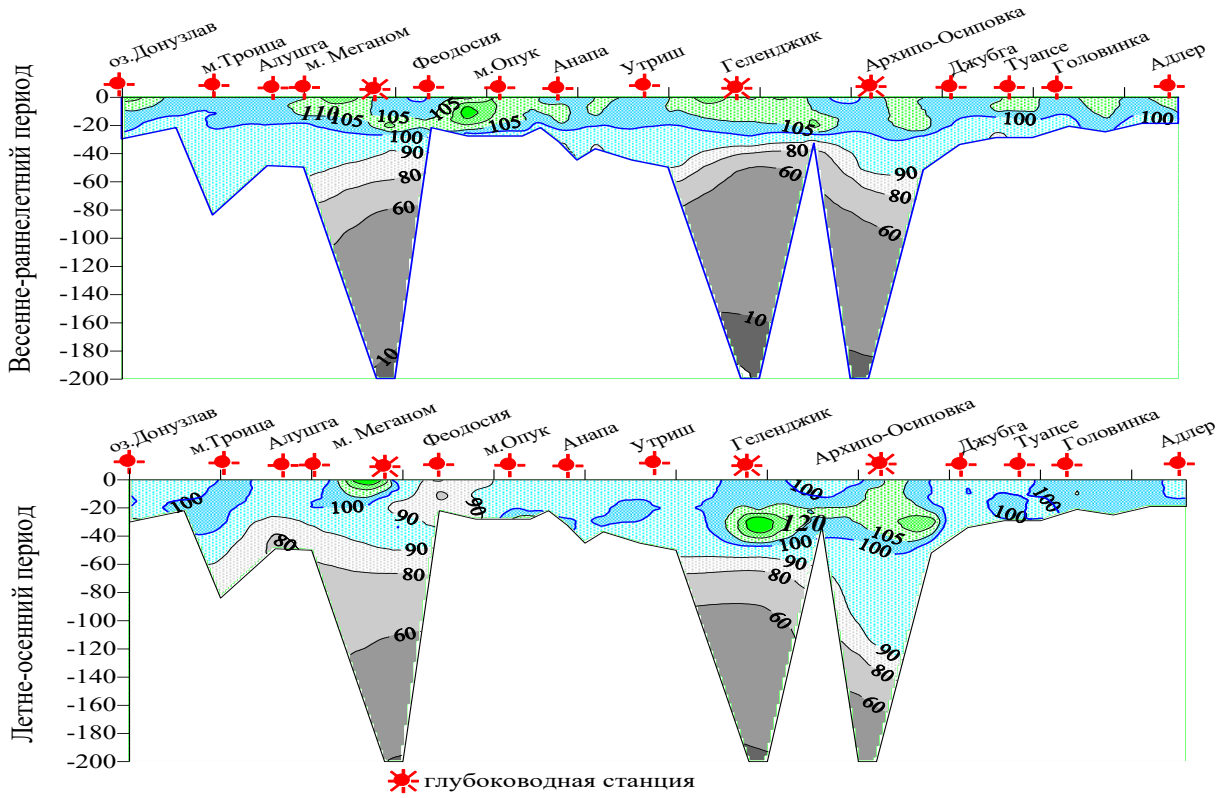


Рис. 1. Пространственное распределение растворенного кислорода в воде Черного моря в 2017 г.,% насыщения

Особенностью весенне-летнего периода 2017 г. считается обильное «цветение» кокколитофорид, чему способствовало высокое залегание сезонного термоклина и годовой максимум радиации над морем, что, в свою очередь, отразилось на формировании кислородного режима. Наибольшее распространение кокколитофорид отмечалось в открытой части моря, особенно в Кавказ-

ском секторе в приповерхностных горизонтах, где количество (E. Huxleyi) достигало 80% от общей биомассы (рис. 2). Следует отметить, что подповерхностный максимум кислорода (111%) в открытой части моря фиксировался в Крымском секторе (м. Меганом) на глубине 20 м, при доминировании диатомовых водорослей (рис. 1, 2), что соответствует более высокой оксигенации диатомей. Прибрежная зона также оказалась под влиянием «цветения» кокколитофорид, что выразилось в более низком среднем содержании кислорода в Кавказском (98%) относительно Крымского сектора (101%) и среднемноголетнего уровня (99%).

«Цветение» кокколитофорид отразилось на величине pH: изъятие из воды $CaCO_3$, идущего на построение их скелета, ведет к нарушению буферной системы и, как следствие, к снижению величины pH. Подтверждением этому может служить открытая часть моря Кавказского сектора, где величина pH (8,13) значительно ниже, чем в прибрежной зоне (8,21) и среднемноголетних значений (8,26).

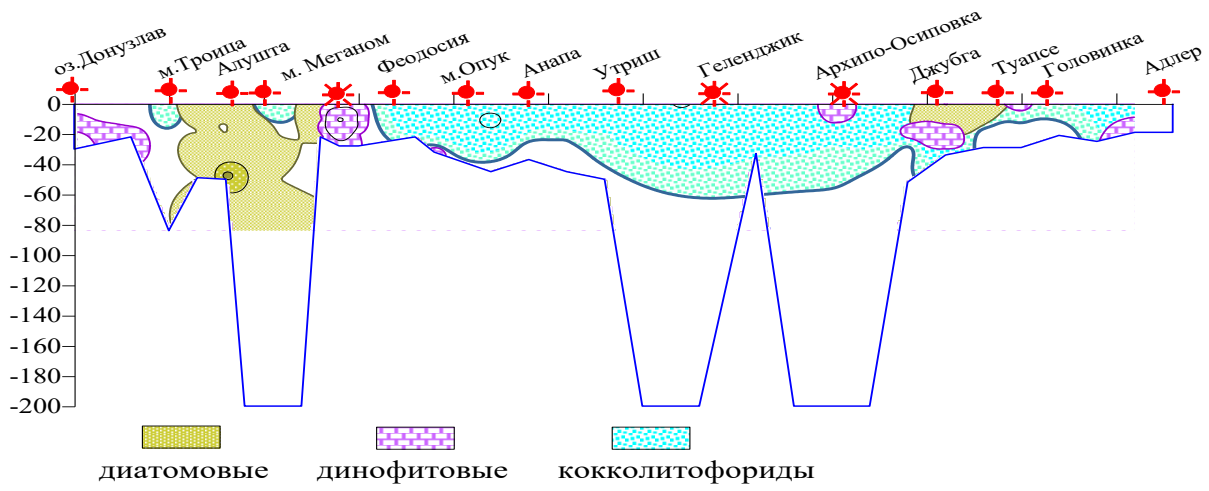


Рис. 2. Вертикальное пространственное распределение фитопланктона в Черном море в весенне-раннелетний период 2017 г.

Известно, что на формирование запасов биогенных солей в прибрежной и глубоководной зонах моря влияют как поверхностный сток и их регенерация в результате отмирания гидробионтов, так и процессы потребления биогенных веществ. Избыток солей азота приводит к угнетению развития водорослей, особенно при высоких концентрациях аммонийного азота. Кокколитофориды, обладая малыми линейными размерами (6-8 мкм), могут расти с максимальной скоростью даже при очень низких концентрациях биогенных веществ [2].

В весенне-раннелетний период 2017 г., благодаря достаточному перемешиванию водных масс, содержание минерального азота ($N_{мин}$) в деятельном

слое глубоководной зоны оказалось максимальным в Крымском секторе (64 мг/м^3), что в 1,4 раза выше среднемноголетнего значения (46 мг/м^3) и значения Кавказского сектора (45 мг/м^3). В прибрежной зоне средняя концентрация $N_{мин}$ была наиболее высока в Кавказском секторе (59 мг/м^3). В глубоководной зоне в редокс-слое (100 м) содержание $N_{мин}$ значительно возрастало (108-129 мг/м^3) за счет максимума нитратов. Осенью максимум нитратов формировался глубже, согласно закономерности распределения изоповерхностей при антициклоническом типе циркуляции вод (рис. 3).

Максимальный уровень общего азота формировался в весенне-раннелетний период в Кавказском секторе (380 мг/м^3), где отмечалось наибольшее цветение кокколитофорид. На основании анализа пространственного распределении содержания органического азотсодержащего вещества можно выделить районы его наибольшего накопления (>400 мг/м^3) в весеннне-летний период: в Крымском секторе – м. Меганом (глубоководная зона) и г. Феодосия – м. Опук (прибрежная зона). В Кавказском секторе – гг. Анапа, Утриш-Геленджик, Джубга-Адлер (прибрежная) и Геленджик (глубоководная).

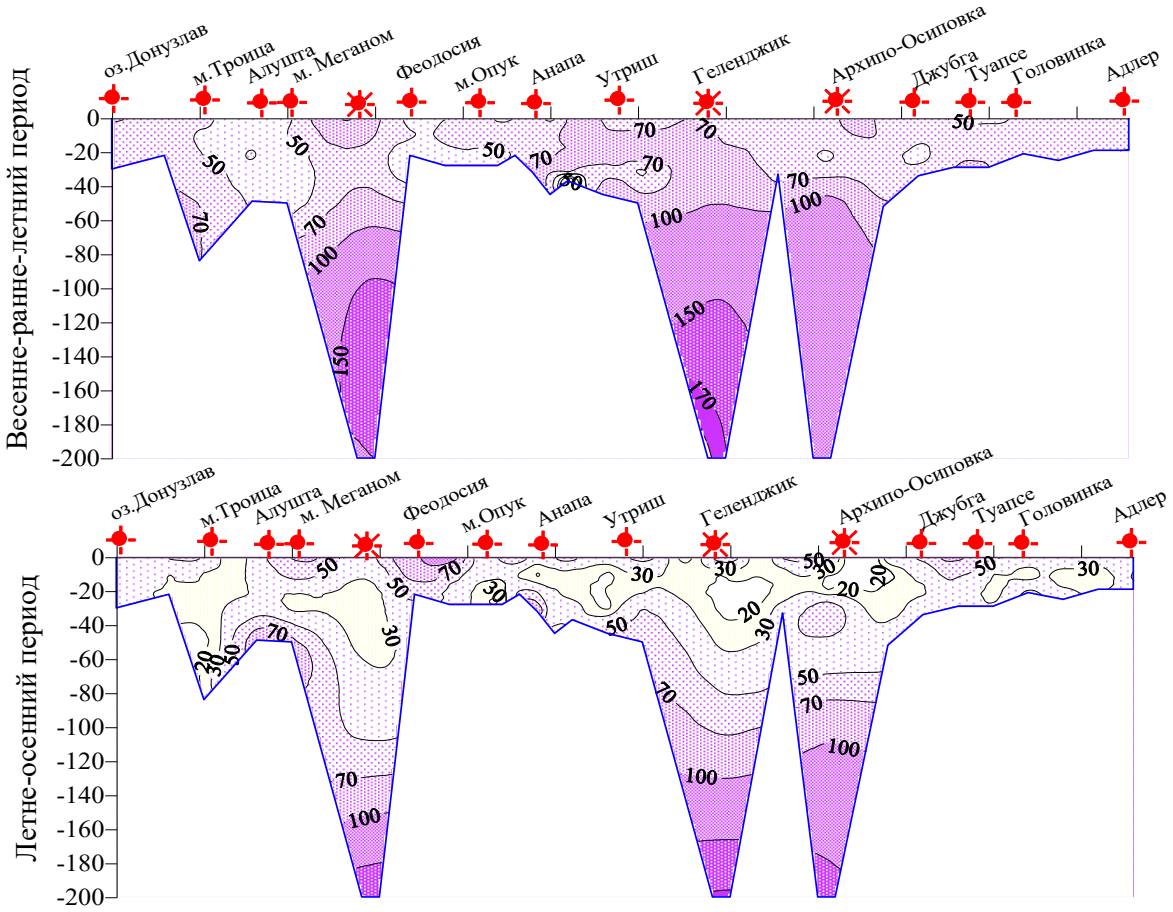


Рис. 3. Пространственное распределение минерального азота в воде Черного моря в 2017 г., мг/м^3

Фосфаты интенсивно потребляются в слое фотосинтеза, а пополнение их концентрации в толще воды происходит за счет минерализации остатков органического вещества, в изобилии выпадающего из зоны фотосинтеза, а также поступлением с глубинными водами. Потенциальные возможности для начала цветения создаются при концентрации фосфатов более 10 мг/м^3. В весенне-летний период содержание фосфатов (6-7 мг/м^3) в прибрежной зоне оказалось близким к среднемноголетней величине 8 мг/м^3. В глубоководной зоне концентрация фосфатов (3 мг/м^3) в 2 раза ниже, по сравнению с прибрежной частью и многолетними значениями (рис. 4).

При «цветении» кокколитофорид, для которых концентрация фосфора является основным фактором, определяющим их фотосинтез [3], количество фосфатов оказалось повышенным до 11-15 мг/м^3. Истощение фосфатов до 7-10 мг/м^3 в Крымском секторе связано с их потреблением диатомовыми водорослями.

В глубоководной зоне, в летне-осенний период, в результате непрямой регенерации запас минерального фосфора (28-47 мг/м^3) в редокс-слое (100 м) соответствовал многолетнему уровню (35-38 мг/м^3). В слое дефицита кислорода (200 м) в 2017 г. диапазон колебаний содержания фосфатов (160-236 мг/м^3) несколько превышал среднемноголетний уровень (152-178 мг/м^3).

Минимальные концентрации фосфатов (<5 мг/м^3) в сезонном аспекте отмечались практически во всей исследуемой акватории моря в слое 0-50 м в летне-осенний период. В районе влияния стока рек Сочинского комплекса содержание фосфатов было повышено до 15 мг/м^3, что в большей степени зависело от антропогенного влияния сочинской городской канализации, выход которой заглублен до 20 м (рис. 4).

Наблюдаемое распределение общего фосфора по акватории Черного моря показало его четкую зависимость от минерального, поскольку органический фосфор в воде не накапливается. В связи с этим, районы с низким содержанием фосфатов (<10 мг/м^3) соответствовали $P_{общ}$ <20 мг/м^3. Сезонная динамика содержания общего фосфора отражала продукционные процессы в Черном море. Так, наибольшее количество $P_{общ}$ формировалось в условиях достаточной вертикальной циркуляции в весенне-раннелетний период, варьируя от 18 до 25 мг/м^3 в деятельном слое, что превышало среднемноголетний уровень 16-18 мг/м^3. В условиях осеннего антициклона содержание общего фосфора оставалось повышенным в деятельном слое в прибрежной зоне (15-17 мг/м^3), что, при отсутствии обмена с водами открытого моря, можно отнести к влиянию антропогенного происхождения. В глубоководной зоне средняя концентрация общего фосфора (12-16 мг/м^3) в деятельном слое ниже среднемноголетнего (18 мг/м^3) в результате снижения скорости фотосинтеза.

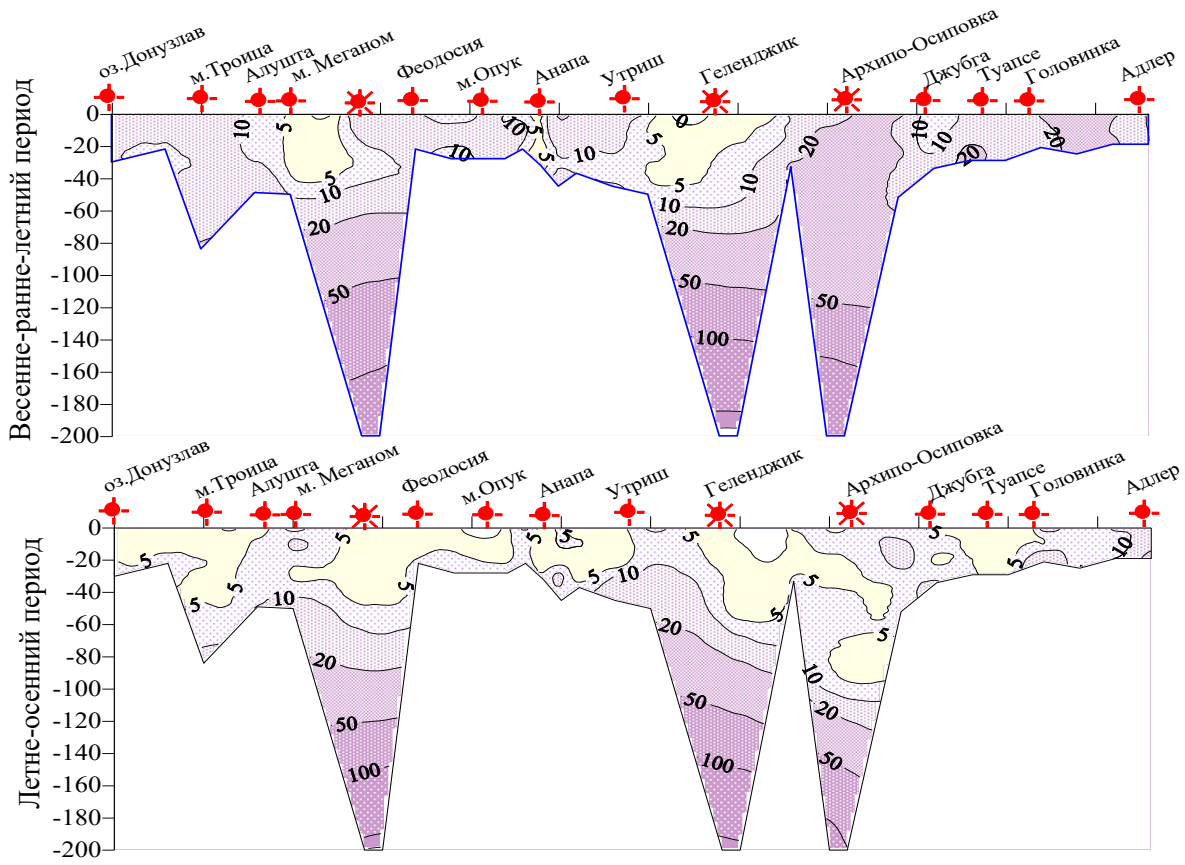


Рис. 4. Пространственное распределение фосфатов в воде Черного моря в 2017 г., мг/м^3

Кремний – элемент, входящий в состав клеточной оболочки диатомовых, поэтому основной путь его выведения из морской воды является биогенный (потребление фитопланктоном). Среднее содержание кремнекислоты в деятельном слое в весенне-раннелетний период повсеместно ниже пороговой концентрации и варьировало от 160 до 230 мг/м3, что соответствовало среднемноголетнему уровню – 200 мг/м3. В летне-осенний период 2017 г. средняя концентрация кремнекислоты несколько повышена в деятельном слое прибрежной зоны Крымского сектора, что может быть связано с влиянием вод Азовского моря. Сезонная зависимость содержания кремния от вертикальной циркуляции вод проявилась в снижении его концентраций в редокс-слое и зоне дефицита кислорода (100-200 м) от весны (1470-4480 мг/м3) к осени (500-2500 мг/м3), что свидетельствовало о недостаточном пополнении запаса кремния за счет глубинных вод в условиях плотностной стратификации.

Таким образом, в весенний период 2017 г. решающим фактором в формировании гидрохимического облика Черного моря стало массовое цветение кокколитофорид, что значительно повлияло на жизнеобеспечение других видов фитопланктона. Биогенные вещества в весенне-раннелетний период несколько

превышали среднемноголетний уровень, что связано с прекращением вегетации весенней доминанты диатомей и развитием гетеротрофов – динофитовых и кокколитофоридов. В летне-осенний период в прибрежной зоне биогенные вещества истощены в процессе фотосинтеза, а их поступление заблокировано при недостаточном водообмене с открытой частью моря. В районе Большого Сочи повышено содержание фосфора, что может свидетельствовать об антропогенном влиянии при реакреации. Можно выделить следующие полученные закономерности: снижение величин pH до 8,13 при среднемноголетней 8,27 (закисление среды при «цветении» кокколитофорид); снижение содержания кислорода в Кавказском секторе, особенно в глубоководной зоне, до 6,42 мл/л при среднемноголетней 6,82 мл/л; повышенные концентрации минерального фосфора до 15 мг/м^3 при среднемноголетней 8 мг/м^3.

Список литературы

1. Александрова З.В. О некоторых результатах гидрохимических исследований северо-восточной части Черного моря в 2004-2005 гг. / З.В. Александрова, Т.Е. Баскакова, Т.Б. Картамышева // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна: Сб. науч. тр. (2004-2005 гг.). – Ростов-на-Дону: ФГУП "АзНИИРХ", 2006. – С. 31-39.
2. Корчемкина Е.Н. Аномальные оптические характеристики прибрежных вод Черного моря в июле 2012 года и их связь с концентрацией минеральной взвеси в воде / Е.Н. Корчемкина, М.Е. Ли // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. – 2015. – Т. 8. – № 4. – С. 101-105.
3. Mikaelyan A.S., Pautova L. A., Chasovnikov V.K., Mosharov S.A., Silkin V.A. Alternation of diatoms and coccolithophores in the northeastern Black Sea: a response to nutrient changes // Hydrobiologia. – 2015. – Volume 755. – Issue 1. – pp. 89-105.

© Бурдина Е.И., Косенко Ю.В., Баскакова Т.Е., 2018

ХАРАКТЕРИСТИКА БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В АЗОВСКОМ МОРЕ В ЛЕТНИЙ ПЕРИОД 2017 ГОДА

Солоха И.Н., Швец Д.С.
Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства,
лаборатория гидрохимии, г. Ростов-на-Дону
E-mail: lab.gidrochimiya@mail.ru

Аннотация. В работе приведены данные по исследованию биогенных веществ в Азовском море за летний период 2017 г. Были отобраны пробы воды по стандартной сетке станций, охватывающей всю акваторию собственно моря и Таганрогского залива. Показано, что основным источником поступления биогенных веществ в летний период года является переход биогенных веществ из донных отложений в водную толщу. Поверхностный горизонт, как правило, истощен биогенными соединениями, вследствие их

потребления фитопланктоном. В летний период года отмечена регенерация кремниевой кислоты из отмерших клеток диатомовых водорослей.

Ключевые слова: Азовское море, фотосинтез, азот аммонийный, фосфор минеральный, кремниевая кислота, внутриводоемные процессы.

NUTRIENTS CHARACTERISTICS IN THE SEA OF AZOV IN THE SUMMER OF 2017

Solokha I.N., Shvets D.S.
Azov Research Institute of Fisheries, laboratory of hydrochemistry, Rostov-on-Don

Abstract. The paper presents the data of nutrients research in the Sea of Azov during the summer period of 2017. Water samples were taken from a standard grid of stations covering the entire water area of the sea and the Taganrog Bay. It is shown that the main source of nutrients in the summer is the transition of nutrients from bottom sediments into the water column. The surface horizon is as a rule depleted by biogenic compounds, owing to their consumption by phytoplankton. In the summer of 2017 the regeneration of silicic acid from dead cells of diatoms is marked.

Keywords: the Sea of Azov, photosynthesis, ammonium nitrogen, mineral phosphorus, silicic acid, in-water processes.

Для оценки биологической продуктивности и рыбохозяйственной значимости Азовского моря необходимы материалы исследования гидрохимических составляющих, основными из которых являются биогенные вещества. Биогенные вещества играют важную роль в материальной базе фотосинтеза, прямым образом влияя на развитие фитопланктона. Известно, что переход биогенных веществ в живое органическое вещество водных организмов в результате фотосинтеза представляет собой проявление первичной продуктивности водоема [1]. В связи с этим, целью нашего исследования явилось изучение динамики биогенных веществ в Азовском море в летний период 2017 г.

В данной работе, для характеристики биогенных веществ в Азовском море в летний период, использованы материалы за 2017 г., полученные на стандартной сетке станций (32 станции). Пробы воды были отобраны на трех горизонтах: с поверхностного, пятиметрового слоя и придонного горизонта. При определении биогенных веществ состава воды использовали руководящие документы, принятые и утвержденные в Аналитическом центре, аккредитованном Госкомитетом РФ по стандартизации и метрологии. Массовую концентрацию аммиака и ионов аммония определяли по РД 52.24.383-2005. Концентрацию нитритов в воде проводили, согласно РД 52.24.518-2008, нитратов – по РД 52.24.523-2009. Массовую концентрацию фосфатов (по фосфору) определяли,

согласно РД 52.24.382-2006. Массовую концентрацию кремния в водах выполняли фотометрическим методом в виде желтой формы молибдокремниевой кислоты, по РД 52.24.433-2005.

Основной приходной статьей баланса биогенных элементов в Азовском море является их поступление с речными водами [2] и внутриводоемные процессы [3]. Убыль биогенных веществ происходит вследствие их потребления в процессе фотосинтеза. Влияние речного стока в пополнении биогенного запаса в Азовском море ограничивается узкими областями, примыкающими к устьям рек (восточный район Таганрогского залива, аванделта Кубани).

Для морских водоемов в триаде азота ведущей является восстановленная аммонийная форма, поэтому сумма минеральных соединений азота ($N_{мин}$) в большей степени отражает количество аммонийного азота. Распределение минерального азота по акватории моря в большей степени согласуется с распределением растворенного кислорода, в соответствии с процессами, протекающими в толще воды: истощение в поверхностном горизонте при ассимиляции азота фитопланктоном, пополнение азотом придонного слоя за счет деструкции органического вещества (летняя гипоксия кислорода).

В летний период в придонном горизонте западного и центрального районов собственно моря в восстановительных условиях (O_2 < 60%) концентрация минерального азота достигала 140 мг/м^3, что способствовало вегетации водорослей (O_2 140%) с последующим истощением $N_{мин}$ до 14-20 мг/м^3 за счет потребления аммония [4].

В Таганрогском заливе летом минимальные концентрации $N_{мин}$ (17-22 мг/м^3), зафиксированные в поверхностном горизонте, сформировались в результате развития Microcystis pulverea, предпочитающей аммонийную форму азота, биомасса которой достигала 50 г/м^3.

Необходимо отметить участившиеся затоки черноморских вод с соленостью 16 ‰, проникновение которых фиксировалось в придонном слое южного, западного и центрального районов собственно моря. Заток соленых черноморских вод в сочетании с ветровой активизацией приводили к масштабным перемещениям водных масс с высоким содержанием минерального азота в летний период (рис. 1).

«Цветение» воды является результатом наличия в воде избыточных биогенных веществ, особенно фосфора. Основной фактор формирования режима минерального фосфора в воде Азовского моря – внутриводоемные процессы, при которых происходит минерализация органических соединений фосфора в восстановительных условиях.

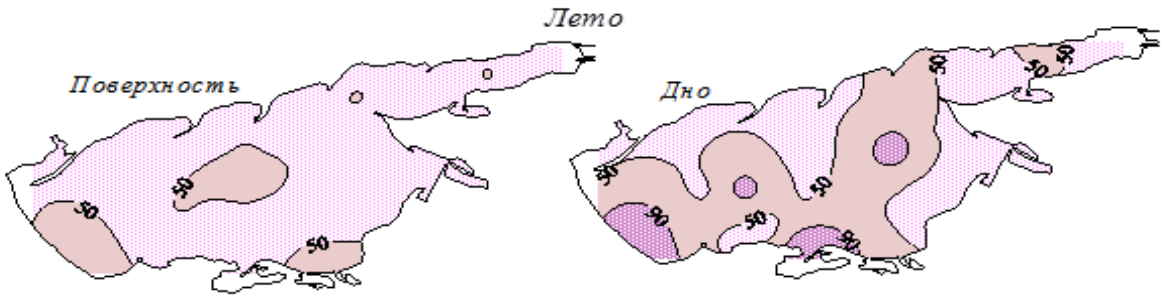


Рис. 1. Пространственное распределение минерального азота в воде Азовского моря в летний период 2017 г., мг/м^3

Одной из главных причин резкого увеличения концентрации фосфатов в водах Азовского моря (23 мг/м^3) и Таганрогского залива (13 мг/м^3) явилось повышение скорости их регенерации в процессе биохимической трансформации органических веществ в летний период. Регенерация фосфора в 8 раз быстрее, чем азота, поскольку фосфор легко отщепляется из органических веществ.

К числу других причин увеличения концентраций фосфатов следует отнести перемещение биогенных элементов, в том числе фосфатов, из поверхностного слоя донных отложений в воду. Интенсивность отдачи биогенных элементов контролируется окислительно-восстановительным потенциалом (ОВП) донных отложений. Так, в летний период 2017 г., при низком содержании кислорода и ОВП в придонном слое, содержание фосфатов в северном и центральном районах собственно моря достигало максимальных значений – 138-192 мг/м^3 при среднем уровне – 35 мг/м^3 (рис. 2).

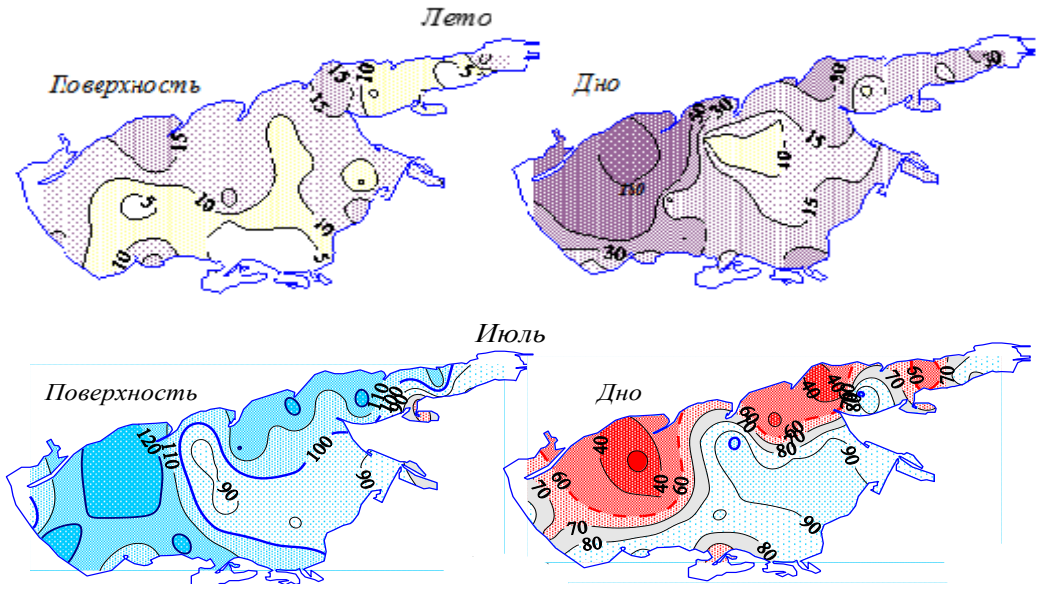


Рис. 2. Пространственное распределение минерального фосфора в Азовском море в 2017 г., мг/м^3

Столь избыточное содержание фосфатов летом в придонном горизонте распространялось в верхние слои до 5 м, где отмечалось весьма значительное приращение их до 30 мг/м^3. Однако, на большей части акватории собственно моря, поверхностный слой был значительно истощен фосфатами, концентрация которых составляла до 10 мг/м^3. Минимум фосфатов 2-5 мг/м^3 обусловлен ассимиляцией фитопланктона в районах максимального фотосинтеза [4].

В круговороте кремния основную роль играют диатомовые водоросли, которые усваивают кремнекислоту и ее органические соединения. Потребность водорослей в кремнекислоте возрастает в период их интенсивного размножения. Истощение запаса кремния в воде приводит к замедлению темпов деления клеток диатомовых. Наибольшее потребление кремнекислоты диатомовым комплексом происходит весной и осенью. Поддержание запаса кремния в море обязано его поступлению с речным стоком и регенерацией из отмерших клеток диатомей. Количество кремниевой кислоты в 2017 г. в собственно море составляло 610 мг/м^3, в Таганрогском заливе - 2020 мг/м^3.

Использование кремнекислоты диатомовыми в процессе фотосинтеза для построения их панцирей в собственно море приводит к истощению запаса кремния, который балансирует на границе концентрации 500 мг/м^3, ниже которой фотосинтез диатомовых заметно снижается. Пространственное распределение кремнекислоты представлено на рис. 3, где отчетливо прослеживается совпадение зон с низкой концентрацией кремнекислоты (<500 мг/м^3) летом (юго-восток, центр, юг моря), которые соответствуют адвекции черноморских вод и свидетельствуют о распространении черноморских видов диатомовых.

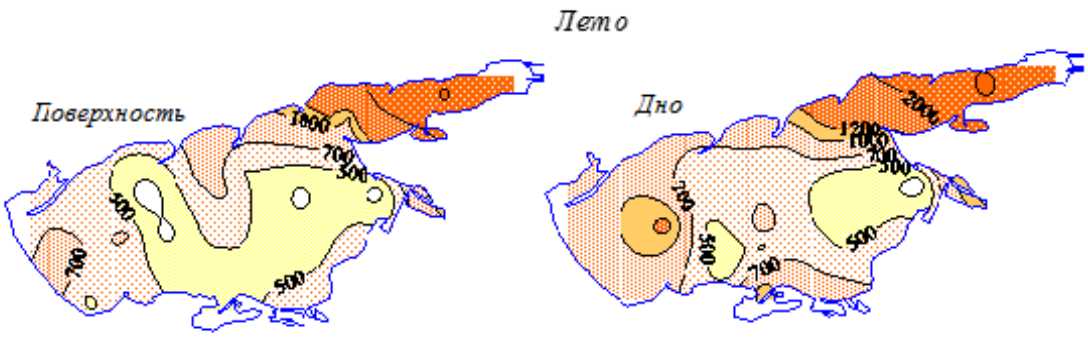


Рис. 3. Пространственное распределение кремнекислоты в Азовском море в 2017 г., мг/м^3

На акватории моря низкие концентрации кремнекислоты (<500 мг/м^3) свидетельствовали об истощении кремнием водного пространства в центре

собственно моря и, как следствие, снижении скорости фотосинтеза, что подтверждалось низким насыщением воды кислородом (67-84%).

Благоприятные условия для интенсивного фотосинтеза диатомовых создавались в западной и центральной частях моря, где результатом их вегетации было насыщение воды кислородом 110-140% и концентрация хлорофилла «а» 7-10 мг/м^3. Высокие концентрации кремния (>1000 мг/м^3) встречались локально в точках с низкой биомассой диатомовых.

В Таганрогском заливе избыточное содержание кремния свидетельствовало, в большей мере, не о его высоком запасе за счет регенерации, сколько о низком потреблении диатомовыми водорослями. В летний период биомасса диатомовых в Таганрогском заливе невысока, так как доминируют сине-зеленые водоросли.

Обобщая результаты наблюдений за летний период, можно сделать вывод о том, что в ходе потребления фитопланктоном минеральных форм азота и фосфора в процессе фотосинтеза, происходит истощение биогенных элементов в поверхностном горизонте Азовского моря. Основным источником поступления биогенных веществ в летний период года является переход биогенных веществ из донных отложений в водную толщу. В летний период отмечена регенерация кремниевой кислоты из отмерших клеток диатомовых водорослей, интенсивно развивающихся в весенний период года.

Список литературы

1. Воловик С.П. Режим и баланс биогенных элементов / С.П. Воловик, И.Г. Корпакова, Е.А. Лавренова, З.А. Темердашев // Экосистема Азовского моря: режим, продуктивность, проблемы управления. – Краснодар: Кубанский государственный университет, 2008. – Т. 1. – С. 175-185.
2. Куропаткин А.П. Закономерности формирования пространственно-временной структуры термогалинного расслоения вод Азовского моря / А.П. Куропаткин, С.В. Жукова, В.М. Шишкин, Д.С. Бурлачко, В.Г. Карманов, Т.И. Подмарева, И.Ф. Фоменко, Л.А. Лутынская // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна: Сб. науч. тр. (2012-2013 гг.). – Ростов-на-Дону: ФГУП "АзНИИРХ", 2014. – С. 135-153.
3. Александрова З.В. Основные закономерности формирования кислородного и биогенного режимов юго-восточного участка на акватории Азовского моря в районах проектируемого разведочного бурения ООО НК «Приазовнефть» / З.В. Александрова, Т.Е. Баскакова // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. – 2010. – № 9. – С. 30-37.
4. Александрова З.В. Основные закономерности развития гипоксии в придонном слое Азовского моря и ее экологические последствия для гидробионтов / З.В. Александрова, Т.Е. Баскакова, Е.А. Шевцова, С.В. Долженко // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна. – Ростов-на-Дону: ФГУП "АзНИИРХ", 2014. – С. 11-32.

© Солоха И.Н., Швец Д.С., 2018

КИСЛОРОДНЫЙ РЕЖИМ АЗОВСКОГО МОРЯ В 2017 ГОДУ

Мазепина Т.А.
Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства, г. Ростов-на-Дону
E-mail: lab.gidrochimiya@mail.ru

Аннотация. Работа посвящена исследованию содержания кислорода в поверхностном и придонном горизонтах Азовского моря. Исследование проведено в летний и осенний периоды 2017 года. Показано, что в летний период года в собственно море дефицит кислорода в придонном слое отмечался в центральном, западном и северном районах. Относительно июля в августе 2017 г. отмечено расширение площади критической концентрации кислорода (0-40%). Характерной особенностью осеннего периода 2017 г. явилась интенсивная конвективно-ветровая циркуляция всей толщи воды, приводящая к обратной стратификации по кислороду.

Ключевые слова: растворенный кислород, заморные зоны, фотосинтез, годовая динамика.

THE OXYGEN REGIME OF THE AZOV SEA IN 2017

Mazepina T.A.
Azov Research Institute of Fisheries, Rostov-on-Don

Abstract. The work is devoted to the study of oxygen content in the surface and bottom horizons of the Azov Sea. The study was conducted during the summer and autumn periods of 2017. It is shown that in the summer period the oxygen deficiency in the sea itself in the bottom layer was observed in the Central, Western and Northern regions of the sea. Expanson of the critical oxygen concentration area (0-40%) has been observed during August 2017 compared with July 2017. A characteristic feature for the autumn period of 2017 was the intense convective-wind circulation of the entire water column, leading to the reverse stratification by oxygen.

Keywords: dissolved oxygen, oxygen deficiency zones, photosynthesis, annual dynamics.

Растворенный кислород является самым мобильным показателем продукционно-деструкционных процессов, определяющим условия жизнедеятельности организмов в водной среде. Характерной особенностью гидрохимического режима Азовского моря являются периодически возникающие ситуации, сопровождающиеся снижением содержания растворенного в воде кислорода, которые вызывают явление замора, то есть недостатка кислорода, приводящего к гибели водных биоресурсов [1, 2]. Наиболее подвержены влиянию придонной гипоксии бентосные рыбы, в частности, бычок [3]. В случае установления заморных зон в местах обитания бычков необходимо обеспечить выход рыбодобытчиков на мелиоративный лов данного биоресурса. В силу вышесказанного,

актуальность проведения мониторинга кислородного режима Азовского моря не вызывает сомнений.

Целью работы явилось изучение кислородного режима Азовского моря в летний и осенний периоды 2017 г.

Для осуществления цели исследования были организованы научные экспедиции. Отбор проб был проведен по стандартной сетке станций (24 станции), охватывающей всю акваторию собственно моря. Отбор проб воды проводили, согласно ГОСТ 17.1.5.01-85 и ГОСТ 31861-2012 [4], батометром Никскина с двух горизонтов – поверхностный (0,5 м), и придонный. Определение растворенного кислорода воде проводили согласно РД 52.24.419-2005 [5], йодометрическим методом (метод Винклера). Определение pH проводили, согласно РД 52.10.735-2010 [6], электрометрическим методом. Eh воды определяли, согласно инструкции по пользованию pH-метром Эксперт pH с использованием комбинированного электрода.

Показано, что в летний период в Азовском море, в поверхностном слое, выявлено пересыщение воды кислородом, вследствие интенсивного фотосинтеза (>100%), который охватил почти всю акваторию моря, за исключением восточного района. Сезонное снижение интенсивности фотосинтеза фитопланктонного сообщества в осенний период 2017 г. проявилось в снижении насыщения воды кислородом в поверхностном горизонте (табл. 1).

Таблица 1

Содержание растворенного в воде кислорода (%) и pH в Азовском море в 2017 г.

Районы моря	Лето				Осень			
	Поверхностный слой		Придонный слой		Поверхностный слой		Придонный слой	
	O_2	pH	O_2	pH	O_2	pH	O_2	pH
северный	112	8,37	49	8,11	88	8,22	94	8,22
южный	114	8,23	91	8,09	82	8,20	88	8,17
восточный	96	8,29	90	8,27	86	8,17	89	8,16
центральный	110	8,29	76	8,22	94	8,25	91	8,24
западный	117	8,15	80	8,03	97	8,23	102	8,21
среднее	108	8,28	75	8,17	91	8,22	92	8,21

В летний период, во время интенсивного фотосинтеза, отмечено увеличение pH, вследствие потребления углекислого газа в воде [7]. В осенний период

выявлено снижение pH воды, что обусловлено замедлением интенсивности фотосинтетических процессов.

Необходимо отметить, что в летний период в северном, западном и центральном районах собственно моря наблюдалась характерная для Азовского моря картина формирования кислородного режима. А именно, пересыщение воды кислородом на поверхности и его дефицит у дна [8, 9]. При этом, особенностью 2017 г. явилось смещение классических заморных зон (устье р. Кубань и центральный районы моря) в центральную, западную и северную акватории собственно моря (рис. 1).

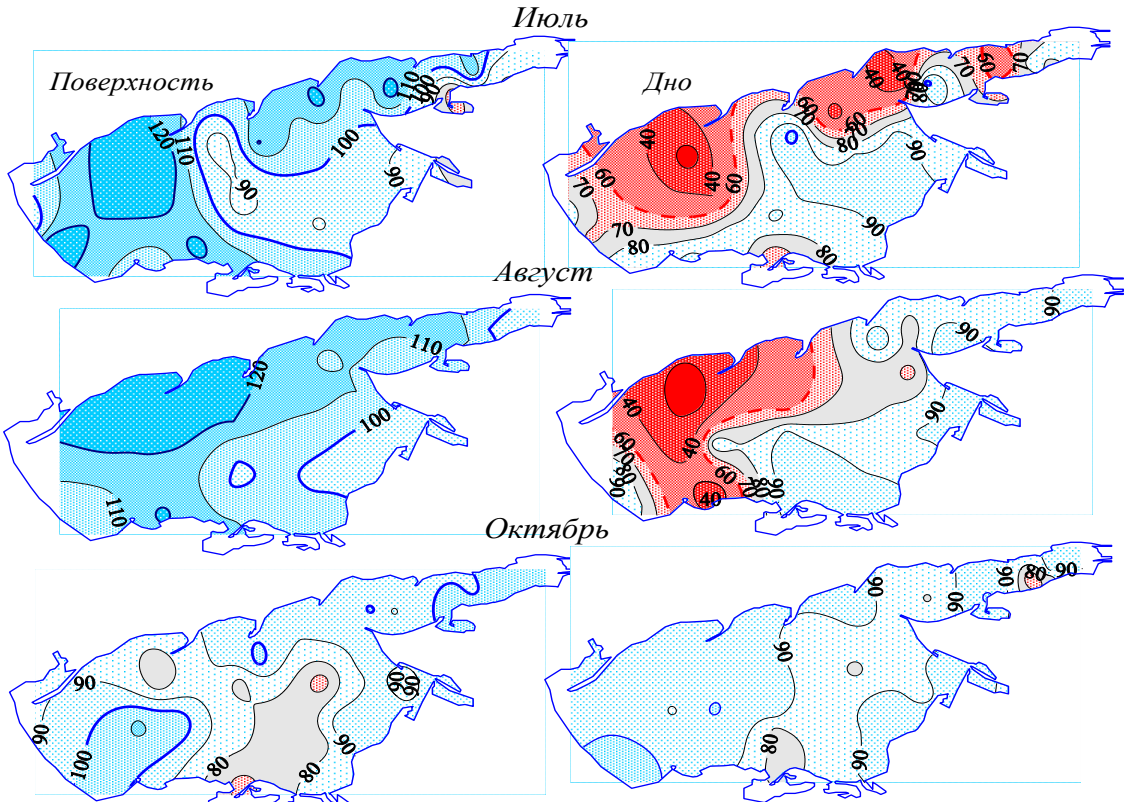


Рис. 1. Сезонная динамика насыщения кислородом воды Азовского моря в 2017 г.,%

При интенсивном фотосинтезе отмечена высокая величина окислительно-восстановительного потенциала (ОВП > 200 мВ), направленная на окисление вновь образованного органического вещества. При этом, нарушается проникновение кислорода ко дну, формируется кислородная стратификация в придонном слое с формированием восстановительных условий. Такая ситуация возникала в летний период года в собственно море в западном, северном, южном районах. В условиях реаэрации поверхностные воды обогащают нижележащие

горизонты атмосферным кислородом, разрушая дефицит кислорода в придонном горизонте. Такая ситуация была зарегистрирована в летний период года восточном районе моря.

Дефицит кислорода (<60%) в придонном слое в июле 2017 г. в западном, северном, центральном, южном районах собственно моря зафиксирован на площади 9,1 тыс. км^2 (28% от площади собственно моря). Отмечено также формирование гипоксии в придонном горизонте Таганрогского залива на площади 2,5 тыс.км^2. В первой половине августа зона дефицита кислорода сохранялась в западном и северо-западном районах собственно моря на площади 8,6 тыс.км^2 (26% от площади собственно моря). Необходимо отметить, что в августе увеличилась глубина замора из-за расширения площади критической концентрации кислорода (0-40%), составляющей 4,3 тыс.км^2, в то время как в июле – 3,6 тыс. км^2 (рис. 1).

Характерной особенностью осеннего периода 2017 г. явилась интенсивная ветровая циркуляция всей толщи воды, приводящая к обратной стратификации по кислороду (рис. 1). Конвективное перемешивание водной массы отмечалось в точках ветрового воздействия со скоростью 10-25 м/с.

Проведенные исследования показали, что особенностью кислородного режима Азовского моря в летний период года явился дефицит кислорода в придонном слое не только в классическом центральном районе моря, но также в западном и северном районах. Относительно июля в августе 2017 г. наблюдали ухудшение кислородного режима в придонном слое воды, поскольку отмечено расширение площади критической концентрации кислорода (0-40%). Характерной особенностью осеннего периода 2017 г. явилась интенсивная конвективно-ветровая циркуляция всей толщи воды, приводящая к обратной стратификации по кислороду.

Список литературы

1. Александрова З.В. Закономерности формирования кислородного режима и некоторые методические аспекты развития природной гипоксии в Азовском море / З.В. Александрова, Т.Е. Баскакова, С.В. Долженко // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга и качества поверхностных вод. Материалы науч. конф. с междунар. участием, 8 – 10 сентября 2015, Ростов-на-Дону. – Ч.1 – С. 1-5.
2. Цурикова А.П. Гидрохимия Азовского моря / А.П. Цурикова, Е.Ф. Шульгина. – Ростов-на-Дону: Гидрометеоиздат, 1964. – 258 с.
3. Александрова У.Н. Состояние популяции бычка-кругляка / У.Н. Александрова // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна: Сб. науч. тр. (2010-2011 гг.). – 2012. – С. 11-18.
4. ГОСТ 17.1.5.01-85 Охрана природы (ССОП). Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков. – Введ. 1986-07-01. – М.: ИПК Издательство стандартов. – 9 с.

5. ГОСТ 31861-2012 Вода. Общие требования к отбору проб. – Введ. 2014-01-01. – М.: Стандартинформ, 2013. – 32 с.
6. РД 52.24.419-2005 «Массовая концентрация растворенного кислорода в водах. Методика выполнения измерений йодометрическим методом». – Ростов н/Д.: Росгидромет, ГУ ГХИ, 2005. – 23 с.
7. РД 52.10.735-2010 «Водородный показатель морских вод. Методика измерений потенциометрическим методом». – Ростов-на-Дону: ГУ ГХИ, 2010. – 6 с.
8. Алекин О.А. Основы гидрохимии / Алекин О.А. – СПб.: Гидрометеорологическое издательство под редакцией С.В. Бруевич, 1970. – 443 с.
9. Александрова З.В. Гипоксия и ее некоторые экологические последствия в Азовском море / З.В. Александрова, Т.Е. Баскакова // Вопросы рыболовства. – Т. 14, № 4. – 2013. – С. 599-616.
10. Кочергин А.Т. Гидрометеорологические условия и их влияние на возникновение заморных явлений в Азовском море в летний период 2013 г / А.Т. Кочергин, Л.В. Крискевич, Р.В. Боровская // Тр. ЮгНИРО. Т. 53. Основные результаты комплексных исследований в Азово-Черноморском рыбохозяйственном бассейне и Мировом океане. – 2013. – С. 29-33.

© Мазепина Т.А., 2018

ОСОБЕННОСТИ ОЦЕНКИ РОЛИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ КАК ФАКТОРА ВТОРИЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ

Толкачёв Г.Ю.*, *Корженевский Б.И.*, *Коломийцев Н.В.
Всероссийский научно-исследовательский институт гидротехники и мелиорации, г. Москва
E-mail: k-26@yandex.ru

Аннотация. Одним из важнейших показателей качества воды является содержание тяжёлых металлов и их распространение в донных отложениях, почвах или водоносных породах. Донные отложения являются важнейшим фактором регулирования биогенных веществ между водоемом и средой, в которой протекают процессы превращения и трансформации поступивших туда веществ. В данной работе приведены результаты исследований, позволяющие оценить поток микроэлементов из донных отложений в водную среду в зависимости от ряда гидрохимических и гидрологических факторов.

Ключевые слова: донные отложения, тяжёлые металлы, поровый раствор, твёрдая фаза, пробоотборники.

ASSESS MEANT FEATURES OF THE BOTTOM SEDIMENTS ROLE AS A FACTOR OF WATER ENVIRONMENT SECONDARY CONTAMINATION

Tolkachev G.Y., Korzhenevskiy B.I., Kolomiytsev N.V.
All-Russian Research Institute for Hydraulic Engineering and Land Reclamation, Moscow

Abstract. One of the most important indicators of water quality is the content of heavy metals and their distribution in bottom sediments, soils or aquifers. Bottom sediments are the

most important factor in the regulation of nutrients between the reservoir and the environment in which the transformation processes and transformation of the substances entered there occur. This paper presents the results of studies aimed at estimating the flux of microelements from bottom sediments into the aquatic environment, depending on a number of hydrochemical and hydrological factors.

Keywords: sediments, heavy metals, pore water, solid phase, sampler.

Донные отложения (ДО) являются важнейшим фактором регулирования биогенных веществ в водоеме, накапливая, трансформируя и возвращая их в водную толщу. Сложность компонентного минералогического и химического составов ДО, разнообразие форм нахождения в них различных минеральных и органических веществ определяют их важную роль в формировании режима водоемов. Роль эта может быть двоякой: с одной стороны, донные отложения, обладая свойствами сорбента, выступают как аккумулятор биогенных и загрязняющих веществ и способствуют самоочищению водных масс; с другой стороны, являясь хранилищем значительных запасов различных химических соединений, они могут в определенных условиях поставлять их в толщу воды, превращаясь в источник вторичного загрязнения. Состав поровых растворов ДО, способных осуществлять обмен с водной массой водоемов, зависит от нескольких одновременно действующих факторов: интенсивности поступления на дно свежего детрита, температуры, pH и Eh толщи осадков и наддонной воды, интенсивности микробиальных процессов, конвективного перемешивания, а также от сдвига адсорбционно-десорбционных равновесий.

Предыдущими исследователями [1, 2, 3, 4] основное внимание уделялось верхнему, 10-см слою донных отложений. Однако известно, что во время половодья взмучивается большая по мощности толща иловатых донных отложений, поэтому в ходе исследований был изучен состав донных отложений и поровых вод на глубину до 60 см. Изучение состава загрязняющих веществ в твердой фазе ДО проводилось по методике Г. Мюллера [5], доработанной во ВНИИГиМе [6, 7, 8]. Изучение состава поровых растворов проводилось с помощью специальных пробоотборников – «пиперов», предоставленных Институтом геохимии окружающей среды Гейдельбергского университета (ФРГ). Отличительной особенностью этих пробоотборников является возможность отбора поровых растворов «in situ», без нарушения слоистости толщи ДО. Перед внедрением в ДО пробоотборник заполняют дистиллированной водой, внедряют в толщу ДО на 60-70 см и оставляют на 7-10 дней для установиления физико-химического равновесия между поровым раствором и раствором внутри камер пробоотборника. Верхняя часть, выступающая на 15-20 см над

дном, характеризует состав речных вод придонного слоя за этот промежуток времени. Таким образом, одновременно осуществляется отбор поровых вод и вод придонного слоя реки.

Параллельно был проведен отбор кернов ДО для послойного (по 4 см) изучения состава твердой фазы ДО. Конструкция пробоотборника позволила изучить состав поровых вод ДО до глубины 60-65 см. В р. Москва керн ДО был отобран до глубины 47 см, в р. Ока – до глубины 44 см. Результаты изучения загрязненности ДО Cu, Zn, Cd, Pb и Cr в общей пробе (вал) и во фракции <0,020 мм приведены в таблицах 1 и 2. Были выполнены работы по изучению состава порового раствора ДО р. Ока и Москва на участке их слияния вблизи г. Коломна. В качестве объекта исследований были выбраны участки со значительным накоплением донных отложений, преимущественно в виде илов. Они расположены вблизи устья р. Москва у Голутвинского монастыря в г. Коломна, а также в р. Ока выше устья р. Москва между автомобильным и железнодорожным мостами. Мощность илов в этих зонах, по оценке авторов, составляет 1-1,5 м.

Таблица 1

Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях р. Москва в месте отбора поровых вод

Глубина, см	Cu, мг/кг		Zn, мг/кг		Cd, мг/кг		Pb, мг/кг		Cr, мг/кг	
	вал	<20мм	вал	<20мм	вал	<20мм	вал	<20мм	вал	<20мм
0-4	107	144	336	522	3.54	4.88	70	103	146	182
4-8	103	129	379	529	3.27	4.10	86	102	144	196
8-12	74	128	262	517	2.44	4.16	52	99	116	192
12-16	114	173	348	603	4.28	6.65	71	101	160	234
16-20	70	126	251	531	2.80	5.22	52	102	120	206
20-24	59	107	233	491	2.35	4.67	47	99	106	187
24-28	47	105	175	432	1.60	3.84	39	101	92	180
28-32	49	84	180	394	1.81	3.27	40	88	95	169
32-36	72	103	269	524	2.84	4.19	48	91	124	190
36-40	59	103	248	494	2.18	4.17	42	95	107	191
40-44	60	76	234	351	2.17	2.56	43	71	111	154
44-47	60	93	214	418	1.91	3.15	42	75	116	182

Таблица 2

Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях р. Ока в месте отбора поровых вод

Глубина, см	Cu, мг/кг		Zn, мг/кг		Cd, мг/кг		Pb, мг/кг		Cr, мг/кг	
	вал	< 20мкм	вал	< 20 мкм	вал	< 20 мкм	вал	< 20 мкм	вал	< 20 мкм
0-4	23	37	89	130	0.81	1.23	12	18	70	111
4-8	20	29	76	108	0.67	0.61	10	16	62	82
8-12	17	34	74	144	0.59	1.20	9	21	54	115
12-16	24	35	98	158	0.81	1.10	13	20	69	108
16-20	21	34	91	143	0.74	1.14	12	19	62	104
20-24	30	35	120	154	1.15	1.16	16	20	82	108
24-28	35	47	147	201	1.98	2.29	18	24	91	125
28-32	32	42	131	181	2.06	2.07	18	25	85	123
32-36	27	36	107	153	1.58	1.80	16	24	71	110
36-40	16	35	58	143	0.88	1.72	9	23	47	103
40-44	3	29	12	117	0.21	0.92	1	19	18	94

В обеих реках ДО представляют собой анаэробные среды. В р. Москва значения Eh уменьшаются с 160 mV в придонных слоях воды до –65 mv на 1 см глубины ДО. В Оке эти же значения изменяются от 200 mv до –40 mv на глубине 5 см, что связано с минерализацией органического вещества, уменьшением содержания оксидов Mn и Fe и появлением ионов Mn^{2+} и Fe^{2+} в поровых растворах. Содержание Mn в поровых водах ДО Оки в несколько раз выше, чем в поровых водах ДО р. Москва. Как результат разложения органического вещества в анаэробных условиях в поровых водах ДО обеих рек появляется значительное количество PO_4^{3-} и NH_4^+. Максимальные концентрации наблюдаются на глубинах более 20 см и достигают значений 40 мг/л и 55-60 мг/л для Оки и Москвы соответственно. В ДО обеих рек отмечены пики растворимых форм Cu, Zn, Pb и Cd в придонных слоях, в верхнем 10-см слое. Растворимые формы Cr существуют практически во всех слоях ДО на изученной глубине, что связано с уменьшением содержания оксидов Fe и Mn. Проведенные натурные эксперименты и лабораторные исследования показывают, что при оценке роли ДО как фактора вторичного загрязнения водной среды следует учитывать не только 10-см слой, обогащенный тяжелыми металлами, но и толщу до

50-60 см, в которой основными загрязнителями могут выступать биогенные вещества PO_4^{3-} и NH_4^+ , ионы Mn и Fe.

В районе Коломны, где проводятся сопряженные исследования состава речных вод и донных отложений, были отобраны, обработаны и проанализированы 2 пробы в р. Москва, 2 – в Оке выше впадения Москвы и 6 проб в р. Ока, ниже впадения Москвы (по 3 у правого и левого берегов). Результаты определения содержания Pb, Cd, Hg, Zn (элементы 1-го класса опасности по ГОСТ 17.4.1.02-82) и Cu (элемент 2-го класса опасности по ГОСТ 17.4.1.02-82) приведены в таблице 3.

Таблица 3

Концентрации (мг/кг) тяжелых металлов во фракции <0,020 мм донных отложений проблемного участка (слияние рек Ока и Москва)

Pb, мг/кг		Cd, мг/кг		Hg, мг/кг		Zn, мг/кг		Cu, мг/кг	
р.Москва	р.Ока	р.Москва	р.Ока	р.Москва	р.Ока	р.Москва	р.Ока	р.Москва	р.Ока
81,19	27,34	3,40	1,22	0,53	0,22	460,8	157,6	108,0	41,9
71,51	25,60	2,82	1,00	0,71	0,15	430,8	158,5	98,1	37,8
р. Ока после впадения р. Москвы									
Лев. берег	Прав. берег	Лев. берег	Прав. берег	Лев. берег	Прав. берег	Лев. берег	Прав. берег	Лев. берег	Прав. берег
90,47	38,10	3,12	1,52	0,77	0,18	507,8	216,7	116,40	55,91
53,81	40,99	2,40	1,59	0,39	0,30	345,3	255,3	84,67	66,07
46,10	41,78	2,25	1,67	0,29	0,26	282,2	262,5	76,89	65,24

Проведённые исследования позволяют оценить процесс вторичного загрязнения водной среды Оки вследствие взмучивания и переноса загрязненных ДО, которые формируются вблизи устья р. Москва. Из результатов исследований видно, что загрязненность ДО р. Москва в 2-3 раза выше, чем загрязненность ДО р. Ока (верхние строки таблицы 3). Левый берег р. Ока, ниже впадения р. Москва более загрязнен, чем правый, т.к. воды р. Москвы продолжают существовать отдельным потоком внутри Оки, прижатые ее более скоростным потоком, однако концентрации всех рассмотренных ТМ практически выравниваются по обоим берегам на расстоянии до 12 км после впадения р. Москва.

Выводы:

1. Проведенные натурные исследования и лабораторные эксперименты показывают, что при оценке роли донных отложений как фактора вторичного загрязнения водной среды следует учитывать не только 10-см

слой, обогащенный тяжелыми металлами, но и толщу до 50-60 см, в которой основными загрязнителями могут выступать биогенные элементы PO_4^{3-} и NH_4^+, а также ионы Mn и Fe.

2. Установлено, что в обеих реках ДО представляют собой анаэробные среды. В р. Москва значения Eh уменьшаются с 160 mV – в придонных слоях воды до – 65 mv на 1 см глубины ДО. В Оке эти же значения изменяются от 200 mv до – 40 mv на глубине 5 см. Это связано с минерализацией органического вещества, уменьшением содержания оксидов Mn и Fe и появлением ионов Mn^{2+} и Fe^{2+} в поровых водах, причем содержание Mn в поровых водах ДО Оки в несколько раз выше, чем в поровых растворах ДО р. Москва.

3. Установлено, что загрязненность ДО р. Москва в 2-3 раза выше, чем загрязненность ДО р. Ока, однако левый берег р. Ока, ниже впадения р. Москва более загрязнен, чем правый. Концентрации всех рассмотренных ТМ выравниваются в ДО обоих берегов Оки на расстоянии 12 км после впадения р. Москва.

Список литературы

1. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / А.И. Денисова, Е.П. Нахшина, Б.И. Новиков, А.К. Рябов. – Киев: Наук. думка, 1987. – 164 с.
2. Бреховских В.Ф. О накоплении тяжелых металлов в донных отложениях Иваньковского водохранилища / В.Ф. Бреховских, З.В. Волкова // Мелиорация и водное хозяйство. – 1998. – № 3. – С. 15-16.
3. Толкачёв Г.Ю. Гидроэкология: особенности форм нахождения тяжёлых металлов в водных системах / Г. Ю. Толкачёв // Инженерная экология. – №3. – 2003. – С. 39-49.
4. Brock T.C.M. Nitrogen and phosphorus budgets of a nymphaid-dominated system // Hydrobiol. Bull., 1981. Vol. 15, № 3. – P. 191-192.
5. Mueller G. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veraenderungen seit 1971 // Umschau 79, 1979, H.24. – S. 778-783.
6. Коломийцев Н.В. Загрязнение донных отложений как характеристика техногенной нагрузки на водные экосистемы / Н.В. Коломийцев, Т.А. Ильина, Л.Б. Зимина-Шалдыбина // В сб.: Современные проблемы мелиораций и пути их решения. Т. II. – М.: ВНИИГиМ, 1999. – С. 103 - 119.
7. Коломийцев Н.В. Исследования загрязненности донных отложений как основа мониторинга состояния водотоков / Н.В. Коломийцев, В.Е. Райнин, Т.А. Ильина, Л.Б. Зимина-Шалдыбина, Г. Мюллер // Мелиорация и водное хозяйство. – 2001. – № 3. – С. 11-15.
8. Коломийцев Н.В. Загрязнение водных экосистем озера Селигер тяжёлыми металлами / Н.В. Коломийцев, Б.И. Корженевский, Т.А. Ильина, Т.И. Аверкина, Е.Н. Самарин, Г.Н. Иванов, Г. Мюллер, А. Яхья // Мелиорация и водное хозяйство. – 2004. – № 5. – С. 43-46.

© Толкачёв Г.Ю., Корженевский Б.И., Коломийцев Н.В., 2018

КАЧЕСТВО ВОД ГЛАВНЫХ ПРИТОКОВ ОЗ. БАЙКАЛ В УСЛОВИЯХ НИЗКОЙ ВОДНОСТИ

Сороковикова Л.М.[1], Синюкович В.Н.[1], Томберг И.В.[1], Маринайте И.И.[1], Павлов И.А.[2], Ширеторова В.Г.[2]
[1]Лимнологический институт СО РАН, г. Иркутск;
[2]Байкальский институт природопользования СО РАН, г. Улан-Удэ
E-mail: lara@lin.irk.ru

Аннотация: Оценивается качество вод трех главных притоков Байкала в условиях низкой приточности поверхностных вод в озеро. Данные последних лет, с учетом более ранних результатов, свидетельствуют о негативных изменениях гидрохимических показателей рассматриваемых водотоков, связанных, преимущественно, со снижением их стока. Наиболее неблагоприятная ситуация складывается на р. Селенга, самом крупном притоке Байкала, где регистрируются повышенные концентрации общего и минерального фосфора, нефтепродуктов и ПАУ, что приводит к эвтрофикации речных вод и ограничивает их использование для водоснабжения, в рекреационных и рыбохозяйственных целях.

Ключевые слова: химический состав, качество вод, маловодье.

WATER QUALITY IN MAJOR TRIBUTARIES OF THE LAKE BAIKAL UNDER CONDITIONS OF LOW WATER LEVEL

Sorokovikova L.M.[1], Sinyukovich V.N.[1], Tomberg I.V.[1], Marinayte I.I.[1], Pavlov I.A.[2], Shiretorova V.G.[2]
[1]Limnological Institute SB RAS, Irkutsk
[2]Baikal Institute of Nature Management SB RAS, Ulan-Ude

Abstract: The authors analyzed water quality in three major tributaries of the Lake Baikal under conditions of low surface water inflow into the lake. The last years data together with the early results show negative changes in hydrochemical characteristics of these rivers, which are attributed mainly to the reduction of their water flow. The most unfavorable situation is observed in the Selenga River, the biggest tributary of the Lake Baikal, with increased concentrations of total and mineral phosphorus, oil products and polyaromatic hydrocarbons. These factors cause eutrophication of river waters and limit their use for water supply and recreational and fishery purposes.

Keywords: chemical composition, water quality, low water level.

Введение

Глобальное потепление в регионе оз. Байкал проявляется значительно интенсивнее, чем в других районах Земли [1] и сопровождается перестройкой гидрологических процессов, вызывающих трансформацию различных внутриводоемных явлений. Наиболее крупные притоки Байкала (Селенга, Верхняя

Ангара и Баргузин) поставляют в озеро около 2/3 поверхностного стока и до 90 % взвешенных и растворенных веществ. С 2014 г., из-за снижения водности рассматриваемых рек значительно снизилось поступление в озеро некоторых биогенных элементов, при сохранении масштабов поступления приоритетных загрязнителей. За счет роста концентраций загрязняющих веществ, азота и фосфора, в речных водах ухудшилась экологическая обстановка в прибрежной зоне Байкала и в местах впадения рек – на Селенгинском и Ангаро-Кичерском мелководье, в Баргузинском заливе. Определение масштабов наблюдаемой трансформации водных масс оз. Байкал и прогноз ее развития требует оценки происходящих изменений качественного состава вод наиболее крупных притоков озера.

Материалы и методы исследований

В основе работы лежат результаты гидрохимических исследований основных притоков оз. Байкал в последние годы (включая первую половину 2018 г.), полученные авторами на приустьевых участках и в нижнем течении рек: на р. Селенга – до границы с Монголией (включая основные притоки и дельту), на р.р. Верхняя Ангара и Баргузин – от устья на 100-120 км вверх по течению.

Водность исследуемых рек оценивалась по данным Росгидромета. Определение катионов выполнено атомно-абсорбционным и пламенно-эмиссионным методами; анионов – методом ВЭЖХ; биогенных элементов - колориметрическими методами [2, 3]. Достоверность полученных результатов контролировалась по величине ошибки ионного баланса и путем сравнения рассчитанной и измеренной удельным электропроводностей [4].

Для оценки произошедших изменений качественного состава речных вод полученные данные сопоставлялись с более ранними данными, полученными в середине и в конце XX в. [5, 6]

Результаты и обсуждение

В результате климатических изменений, связанных с глобальным потеплением, в колебаниях притока поверхностных вод в оз. Байкал с 1996 г. стала заметна тенденция снижения, обусловленная, в основном, низким стоком р. Селенги. В 2014-2017 гг. маловодье охватило водосборные территории и других байкальских рек, и приточность в озеро стала аномально низкой, сопровождаясь обострением некоторых водохозяйственных и экологических проблем. В 2014-2017 гг. сток р. Селенга, в сравнении с нормой, снизился на 29 %, а Верхней Ангары и Баргузина - на 26 и 36 %, соответственно (табл. 1).

Таблица 1

Сток главных притоков Байкала в разные периоды

Средний сток, км^3/год	Селенга	Верхняя Ангара	Баргузин
Многолетний	28,0	8,66	4,00
За 1996-2013 гг.	22,1	9,24	4,00
За 2014-2017 гг.	19,8	6,42	2,54

В условиях маловодья, как ранее было отмечено [7] для р. Селенги, снижается вынос реками растворенных веществ, несмотря на общий рост минерализации их вод. В ионном составе вод р. Селенга на всем протяжении обследованного участка (ниже пос. Наушки) в последние годы наиболее заметным является рост содержания сульфатов и хлоридов, особенно в зимний период. Если в середине XX в. концентрации сульфатов у границы с Монголией составляли 6,2–8,6 мг/л [5], то в феврале 2018 г. у пос. Наушки, с. Зарубино и пос. Новоселенгинск нами зафиксированы значения 21-22 мг/дм^3, при суммарном содержании ионов (∑и) до 260-270 мг/дм^3. Тем не менее, по минерализации и содержанию главных ионов воды Селенги и ее притоков на всем протяжении не превышают норм ПДК [8] для водотоков, используемых в целях рекреации и нецентрализованного водоснабжения.

В этом плане воды двух других главных притоков отличаются более высоким качеством. Для Верхней Ангары и ее притоков концентрации ионов и их сумма в многолетнем аспекте остаются достаточно стабильными, с выраженным ростом этих показателей сверху вниз по течению и максимумом перед впадением Кичеры. В июле 2012 г. диапазон изменений ∑и составлял от 10,7 до 64,4 мг/дм^3.

Для р. Баргузин и его притоков концентрация главных ионов и их суммарное содержание в многолетнем аспекте также изменились незначительно, за исключением концентрации сульфатов, повышение которой отмечается с середины XX в. По длине реки наиболее высокие их величины, в отличие от Верхней Ангары, регистрируются в верховьях, снижаясь вниз по течению, по мере разбавления водами притоков.

По содержанию биогенных элементов и органических веществ, притоки Байкала существенно различаются, что зависит от природных условий их бассейнов и уровня антропогенной нагрузки. Наиболее высокие концентрации азота, фосфора и легкогидролизуемых органических веществ отмечаются в воде р. Селенга, наименьшие – в воде Верхней Ангары (табл. 2).

Таблица 2

Пределы изменения концентраций биогенных элементов в речной воде

Компоненты	Селенга	Верхняя Ангара	Баргузин
O_2, % насыщ.	35-110	40-108	40-106
NH_4^+, мг N/дм^3	0,01-0,40	0,01-0,29	0,01-0,30
NO_2, $^-$ мг N/дм^3	0-0,007	0-0,005	0-0,002
NO_3^-, мг N/дм^3	0,01-0,63	0,01-0,29	0,02-0,32
PO_4^{3-}, мкг P/дм^3	1-61	0-9	2-22
$P_{общ.}$, мкг P/дм^3	18-94	9-23	12-54
C мг/дм^3	2,5-12,6	1,3-4,1	2,3-11,8

По длине р. Селенга в последние годы более высокие концентрации нитратного азота и минерального фосфора отмечаются ниже г. Улан-Удэ, достигая зимой 2018 г. 0,63 мгN/л и 61 мкгP/л. В межгодовом аспекте наблюдается увеличение концентраций азота и фосфора (в 2010-2012 гг. их максимальные величины в селенгинской воде не превышали 0,40 мгN/л и 40 мкгP/л). В соответствии с экологической классификацией [9] и нормами СанПиН, вода р. Селенга по содержанию биогенных элементов и органических веществ, в основном, соответствует разрядам «вполне чистая» и «достаточно чистая», но в периоды летней и зимней межени, на участках ниже пос. Наушки и ниже г. Улан-Удэ, может снижаться до разряда «слабо загрязненная», при этом уровень развития фитопланктона в нижнем течении реки и протоках ее дельты достигает величин, характерных для высокоэвтрофных водоемов [10].

Воды р. Верхняя Ангара, ее притоков по содержанию биогенных элементов (NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3-}) соответствуют разрядам «очень чистая» и «вполне чистая», за исключением р. Катера с содержанием соединений азота до 0,54 мг N/дм^3, из которых 0,39 мг N/дм^3 приходилось на NH_4^+.

Качество вод р. Баргузин и его притоков по содержанию биогенов изменялось от разряда «вполне чистая» до «загрязненная», ухудшение качества воды, в основном, регистрируется в низовьях реки. Из притоков Баргузина наиболее чистая вода отмечена в р. Улюн, а загрязненная – в р. Аргада, особенно в зимний период, что обусловлено крайне низкой концентрацией растворенного в воде кислорода (до 0,30 мг/дм^3, 2% насыщения), угрожающей заморами и гибелью гидробионтов. В этот период вода в р. Аргада соответствовала разряду «предельно грязная». Снижение насыщения воды кислородом зимой регистрируется в воде главных притоков (см. табл. 2), обусловливая снижение качества воды до разряда «сильно загрязненная».

В целом, несмотря на отмеченные нюансы, наблюдаемые концентрации биогенных элементов в исследованных водотоках не превышали норм ПДК для водотоков рекреационного назначения. Однако, в сравнении с данными [5, 6], можно говорить о некотором ухудшении качества вод за счет увеличения повторяемости повышенных концентраций загрязняющих компонентов, а также снижения концентраций растворенного кислорода.

Из числа других распространенных и опасных экотоксикантов в водных объектах нами были использованы сведения о содержании нефтепродуктов и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), по данным [11], исходя из которых, концентрации нефтепродуктов превышали рыбохозяйственный норматив (0,05 мг/л) лишь в нижнем течении р. Селенга, достигая 0,095 мг/дм^3. Вместе с тем, в сравнении с данными 1984-1988 гг., можно говорить об общем снижении содержания нефтепродуктов в селенгинских водах, по крайней мере, в районе пос. Наушки и г. Улан-Удэ, где ранее их концентрации достигали 0,10-0,26 мг/л [12].

В связи с отсутствием в России нормативов содержания в природных водах отдельных ПАУ (кроме бенз[а]пирена), нами проанализированы концентрации только этого токсиканта. В воде р. Селенга в мае и сентябре они колебались от 0,5 до 50 нг/дм, т.е. нередко превышали ПДК для водоемов нецентрализованного водоснабжения (5 нг/дм^3).

Для Верхней Ангары превышения указанных нормативов по бенз[а]пирену не отмечалось, а для Баргузина они были единичными и наблюдались на участке реки выше впадения р. Аргада.

Заключение

Анализ полученных результатов показал, что из исследованных притоков оз. Байкал наиболее низким качеством вод по гидрохимическим показателям отличается р. Селенга, в бассейне которой сосредоточено большое количество населенных пунктов и хозяйственных объектов. По суммарному содержанию главных ионов селенгинские воды соответствуют нормативным требованиям для различных видов водопользования, однако во время межени категория их качества все чаще снижается и соответствует «слабо загрязненной» и «загрязненной», а концентрации нефтепродуктов и ПАУ периодически превышают ПДК, ограничивая возможность использования речных вод для нецентрализованного водоснабжения, в рекреационных и рыбохозяйственных целях. Для Верхней Ангары и Баргузина подобные ситуации могут иметь место, в основном, в нижнем течении.

Следует также отметить, что повышенные концентрации биогенных элементов в воде р.р. Селенга и Баргузин способствуют массовому развитию водорослей и эвтрофикации водотоков, что также приводит к снижению качества их вод.

Работа выполнена в рамках госзадания ЛИН СО РАН (тема № 0345-2016-0008) и гранта РФФИ (№ 17-29-05085).

Список литературы

1. Шимараев М.Н. О проявлении на Байкале глобальных изменений климата в XX столетии / М.Н. Шимараев, Л.Н. Куимова, В.Н. Синюкович, В.В. Цехановский // Доклады РАН. – 2002. – Т. 383. – С. 397-400.
2. Барам Г.И. Применение микроколоночной высокоэффективной жидкостной хроматографии с УФ-детектированием для определения анионов в объектах окружающей среды / Г.И. Барам, А.Л. Верещагин, Л.П. Голобокова // Аналитическая химия. – 1999. – Т. 54. – № 9. – С. 962-965.
3. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Ред. Л.В. Боева. – Ростов н/д, 2009. – 1150 с.
4. Technical Documents for Wet Deposition Monitoring in East Asia. – 2000. – 29 p.
5. Вотинцев К.К. Гидрохимия рек бассейна озера Байкал / К.К. Вотинцев, И.В. Глазунов, А.П. Толмачева. – М.: Наука, 1965. – 495 с.
6. Обожин В.Н. Гидрохимия рек и озер Бурятии / В.Н. Обожин, В.Т. Богданов, О.Ф. Кликунова. – Новосибирск: Наука, 1984. – 152 с.
7. Синюкович В. Н. Изменение климата и химический сток реки Селенги / В.Н. Синюкович, Л.М. Сороковикова, И.В. Томберг, А.К. Тулохонов // Доклады РАН. – 2010. – № 6. – С. 817-821.
8. Вода. Гигиенические санитарные правила, нормы и методы безопасного водопользования населения. – М.: ИнтерСЭН, 2004. – 754 с.
9. Жукинский В.Н. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши / В.Н. Жукинский, О.П. Оксиюк, Г.Н. Олейник, С.И. Кошелев // Гидробиологический журнал. – 1981. – Т. 17. – № 2. – С. 38-49.
10. Поповская Г.И. Фитопланктон р. Селенги/ В кн.: Дельта реки Селенги – естественный биофильтр и индикатор состояния озера Байкал / Г.И. Поповская, Н.А. Ташлыкова. – Новосибирск: Наука, 2008. – С. 167-182.
11. Сороковикова Л.М. Качество воды р. Селенга на границе с Монголией в начале XXI в. / Л.М. Сороковикова, Г.И. Поповская, И.В. Томберг и др. // Метеорология и гидрология. – 2013. – № 2. – С. 93-103.
12. Шандибаева Э.Ф. Динамика загрязненности воды р. Селенги (в пределах СССР) по гидрохимическим и гидробиологическим показателям / Э.Ф. Шандибаева, В.В. Однопалый, В.К. Татарников // В кн.: Совершенствование регионального мониторинга состояния озера Байкал. – Л.: Гидрометеоиздат, 1985. – С. 212-219.

© Сороковикова Л.М., Синюкович В.Н., Томберг И.В., Маринайте И.И., Павлов И.А., Ширеторова В.Г., 2018

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ 3

СЕКЦИЯ III «Современные нормативно-правовые основы и методы определения зон с особыми условиями использования в отношении водных объектов, защита населения и объектов экономики от вредного воздействия вод, рациональное использование водных ресурсов» 4

Землянов И.В., Фатхи М.О., Жбаков К.К., Терский П.Н., Горелиц О.В. Современная технологическая основа работ по установлению границ зон затопления 4

Шаткова М.Е. Технология рассмотрения сведений и формирование каталога материалов об установленных границах водоохранных зон, о береговых линиях водных объектов, о зонах затопления, подтопления в составе государственного водного реестра 8

Ансимов А.И. Анализ проблем внесения сведений о водоохранных зонах, прибрежных защитных полосах и береговых линиях (границах водных объектов) в единый государственный реестр недвижимости и пути их решения 14

Потлов М.Е. Технические и юридические аспекты определения границ водоохранных зон, прибрежных защитных полос и береговых линий (границ водных объектов) в соответствии с последними изменениями законодательства; анализ проблем и пути их решения 23

Шишкин В.О., Скачкова С.А. ЧС на водных объектах: влияние антропогенных факторов 33

Кузнецова А.Б. Влияние на состояние Невской губы Финского залива социальных факторов 40

Андросов И.М. Региональные аспекты водохозяйственной деятельности на примере проведения противопаводковых мероприятий 44

Чмыхов А.А., Калиманов Т.А., Косолапов А.Е. Информационное обеспечение в системе Росводресурсов: современное состояние и перспективы развития 51

Аргунов П.М., Портнягин Н.Е. Защита от вредного воздействия воды на территории Республики Саха (Якутия) 59

Нагибин С.О., Манаков А.Н. Комплексная подготовка и проведение мероприятий по минимизации наводнений на р. Северная Двина 65

Михайлов А.В., Поздеева Г.Л. Наводнение в Кунгуре (Пермский край). Причины, возможные пути защиты города 69

Лебедева Л.С., Макарьева О.М. Моделирование стока рек Центральной Якутии 67

Болгов М.В., Трубецкова М.Д. Оценка максимальных возможных паводков в бассейне р. Кубань 84

Поздняков Ш.Р., Шмакова М.В. Концепция современного развития расчетных схем расхода наносов речных потоков 91

Зиновьев А.Т. Кошелев К.Б., Марусин К.В. Использование компьютерного моделирования и ГИС-технологий для научного обоснования инженерных решений по предотвращению затопления пойм рек 98

Домнин Д.А., Воропаев Р.С., Чубаренко Б.В. Роль Калининградской области в перераспределении трансграничного биогенного стока, поступающего в Куршский залив с водами реки Неман 105

Демидов В.Н. Использование квантильной регрессии для общей оценки неопределенности в гидрологическом прогнозировании 112

Мельникова Н.В. Правовые основы использования акватории водного объекта 118

Павленко П.В., Макаров А.В. Правовые основания и особенности водопользования для горных предприятий по добыче россыпного золота (на примере Забайкальского края) 124

Матвеева Л.Г., Чернова О.А. Гармонизация процессов водообеспечения и социально-экономического развития регионов водного бассейна 132

Глухих М.В, Хранович И.Л. Эффективность страхования риска водопользования 137

СЕКЦИЯ IV «Разработка современных методов оценки качества вод, экологического состояния водных и околоводных экосистем» 147

Бакаева Е.Н., Тарадайко М.Н., Игнатова Н.А. Метод оценки качества вод по набору биотестов 148

Бачурин Б.А. Углеводородный индекс вод: проблемы интерпретации 152

Сухоруков Б.Л., Ковалёва Г.Е., Решетняк Н.В. Оценка состояния водных экосистем и классификация аквaландшафтов методами дистанционной спектрометрии видимого диапазона 160

Даниленко А.О., Трофимчук М.М., Кондакова М.Ю., Косменко Л.С., Решетняк О.С. Фазовые портреты эмпирических и модельных распределений концентраций химических веществ в оценке качества водных ресурсов 167

Шашков С.Н. Природные концентрации загрязняющих веществ 173

Возняк А.А., Лепихин А.П., Вениципанов Е.В. Проблемы при установлении региональных ПДК 181

Разумовский Л.В., Разумовский В.Л. Применение графического анализа таксономических пропорций в фитопланктонных комплексах при изучении Иваньковского водохранилища 187

Даниленко А.А. Особенности нормирования и оценки качества горько-соленых озер на территории юга Западной Сибири 194

Немировская И.А., Реджепова З.Ю., Трубкин И.П. Загрязнение нефтью прибрежных районов Российской Арктики 198

Гаджиев М.К., Курбанчиев Г.С. Экологическое состояние Аграханского залива Каспийского моря 206

Хорошевская В.О. Оценка состояния речных вод бассейнов Нижнего Дона и Западного Приазовья по содержанию микроэлементов 212

Усова Е.В., Воробьев Е.В. Мониторинг загрязнения реки Северский Донец нитритами и нитратами 219

Решетняк О.С. Экосистемный подход к оценке состояния водных объектов (на примере малых рек юга России) 224

Демин А.П. Эффективность водоохранных мероприятий по ограничению диффузного стока загрязняющих веществ в бассейне реки Волга 231

Лупанова И.А. Романов С.Н., Григорьева И.Л. Современное состояние качества воды водохранилищ верхней Волги в периоды различной водности 237

Зейлигер А.М., Суховская Л.Н., Голубихина Ю.Б., Рубцов С.Е., Ермолаева О.С. Некоторые результаты пространственно-временного анализа показателей качества вод Клязьминского водохранилища 246

Даниленко А.О., Косменко Л.С., Кондакова М.Ю., Коваленко А.А. Многолетние тренды содержания гидрокарбонатов в речных водах и их связь с процессами закисления. 254

Кондратьев С.А., Шмакова М.В. Количественная оценка внешней биогенной нагрузки на водные объекты в условиях различной водности 261

Бородина Е.В., Бородина У.О. Состав и экологическое состояние природных вод бассейна р. Кураган (Горный Алтай) 267

Леонова Г.А., Мальцев А.Е., Кривоногов С.К. Зональные особенности химического состава озерных и болотных вод юга Западной Сибири и Прибайкалья (на примере типовых сапропелевых озер и верховых болот) 274

Сафронова Т.И., Джамалов Р.Г., Мягкова К.Г., Решетняк О.С. Особенности химического состава и динамика качества воды по течению Северной Двины 282

Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Многолетняя динамика качества вод Среднего Амура 288

Домнина А.Ю., Домнин Д.А. Особенности антропогенного воздействия при поступлении биогенных элементов в акваторию прибрежной лагуны с водосбора малой реки (р. Гурьевка) 294

Вержевская Л.В., Багаев А.В. Опыт использования официальных статистических данных для оценки влияния муниципальных стоков на характеристики прибрежных вод в районе пляжей 301

Козлова М.А. Исследование лекарственного загрязнения природных и сточных вод: некоторые результаты и нормативно-правовое регулирование..... 307

Скачкова С.А., Шишкин В.О. Сравнительный анализ методов оценки природоохранных инвестиционных проектов..... 314

Лепихин А.П., Возняк А.А., Тиунов А.А. К проблеме установления санитарных попусков в подпертых нижних бьефах ГЭС..... 320

Яныгина Л.В. Пространственное распространение и экологическое значение чужеродных моллюсков Viviparus Viviparus в экосистеме Новосибирского водохранилища 328

Зарубина Е.Ю., Ермолаева Н.И., Страховенко В.Д., Овдина Е.А., Романов Р.Е., Таран О.П. Связь химического состава сапропелей с продуктивностью планктона и макрофитов в озерах юга Западной Сибири..... 333

Ермолаева Н.И., Романов Р.Е., Смоляков Б.С. Реакция планктонных сообществ на ремедиацию гибридными сорбентами природных вод, загрязненных тяжелыми металлами 339

Кременецкая Е.Р., Ломова Д.В. Методы оценки седиментационных потоков в водохранилище долинного типа..... 346

Бурдина Е.И., Косенко Ю.В., Баскакова Т.Е. Гидрохимический режим Северо-Восточной части Черного моря в весенне-летний и осенний период 2017 года 352

Солоха И.Н., Щвец Д.С. Характеристика биогенных веществ в Азовском море в летний период 2017 года 358

Мазепина Т.А. Кислородный режим Азовского моря в 2017 году..... 364

Толкачев Г.Ю., Корженевский Б.И., Коломийцев Н.В. Особенности оценки роли донных отложений как фактора вторичного загрязнения водной среды..... 368

Сороковикова Л.М., Синюкович В.Н., Томберг И.В., Маринайте И.И., Павлов И.А., Ширеторова В.Г. Качество вод главных притоков оз. Байкал в условиях низкой водности..... 374