

СОДЕРЖАНИЕ

Том 48, номер 3, 2021

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

- Оценка прогнозных ресурсов подземных вод Усинского района (восточной части Печорского артезианского бассейна) с использованием гидрогеодинамического моделирования
Т. С. Егоров 243
- Разгрузка грунтовых осолоненных вод в эстуарии реки Раздольной (Амурский залив) в феврале 2020 г.
П. Ю. Семкин, П. Я. Тищенко, А. Н. Чаркин, Г. Ю. Павлова, П. П. Тищенко, Е. В. Анисимова, Ю. А. Барабанищikov, А. Э. Леусов, Т. А. Михайлик, Е. Ю. Тибенко, Т. Л. Чижова 254
- Оценка современных условий недостаточного увлажнения, влияющих на маловодность в бассейнах крупных рек Европейской части России
Е. А. Черенкова, М. В. Сидорова 260
-

ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ

- Численный анализ скорости течений в Керченском проливе, возникающих при перемещении областей повышенного атмосферного давления
Т. Я. Шульга, А. Е. Щодро, А. В. Холопцев 270
-

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

- Опасности и риски рекреационного водопользования: векторы международных исследований. Качество рекреационных сред
И. В. Андреева 280
- К реконструкции очищения вод озер Восточной Фенноскандии от “чернобыльского” ^{137}Cs
Н. А. Бакунов, Д. Ю. Большиянов, С. А. Правкин 290
- Влияние технической экосистемы электростанции (г. Владивосток) на фитопланктон Японского моря
А. А. Бегун, С. И. Масленников 297
- Закономерности пространственно-временной динамики сообществ хирономид (Chironomidae, Diptera) в Куйбышевском водохранилище
Т. Д. Зинченко, В. К. Шитиков 307
- Оценка опасности загрязнения окружающей среды свалками промышленных и коммунальных отходов
В. Л. Злобина, Ю. А. Медовар, И. О. Юшманов 315
- Экология мезомеромиктических озер России. 1. Прибрежные морские водоемы
Е. Д. Краснова 322
- Стойкие органические загрязнители в донных отложениях Баренцева моря
М. А. Новиков 334

Органическое вещество в водных объектах особо охраняемых природных территорий на примере притоков озера Плещеево (Ярославская обл.) и реки Таденки Приокско-Террасного биосферного заповедника (Московская обл.)

Н. Г. Отюкова

344

Правила для авторов

354

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.3

ОЦЕНКА ПРОГНОЗНЫХ РЕСУРСОВ ПОДЗЕМНЫХ ВОД УСИНСКОГО РАЙОНА (ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ПЕЧОРСКОГО АРТЕЗИАНСКОГО БАССЕЙНА) С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИДРОГЕОДИНАМИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ¹

© 2021 г. Т. С. Егоров*

Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

**e-mail: tsegorov@mail.ru*

Поступила в редакцию 21.05.2020 г.

После доработки 05.08.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

Выполнен анализ существующего освоения ресурсов подземных вод на территории муниципального образования городского округа Усинск Республики Коми, и обоснована возможность наращивания водоотбора на месторождениях. Создана гидрогеодинамическая модель геолого-гидрогеологических условий, адекватная природно-техногенной обстановке, с помощью которой выполнена оценка прогнозных ресурсов, соответствующих современным нормативным требованиям. Рассмотрены основные источники формирования баланса подземных вод, и выполнена оценка ущерба речному стоку для перспективного водоотбора.

Ключевые слова: гидрогеодинамическое моделирование, прогнозные ресурсы, запасы подземных вод, четвертичные образования, криолитозона.

DOI: 10.31857/S032105962103007X

ВВЕДЕНИЕ

Район исследования относится к городскому округу Усинск, входящему в состав республики Коми. Климат на территории – умеренно-континентальный. Среднегодовая температура – (–3,2°C). Среднегодовая сумма осадков составляет 495 мм. Испарение – 160 мм. Основные населенные пункты – г. Усинск и с. Усть-Уса. Население здесь более 40 тыс. человек. Район исследования относится к двум основным речным бассейнам рек Усы и Печоры с их притоками – Большой Макарихой, Колвой и Лаей. За последнее десятилетие на гидрологическом режимном посту р. Уса – с. Усть-Уса, который фактически характеризует качество поверхностных вод исследуемой территории, регулярно отмечалось превышение допустимых концентраций по ряду химических компонентов: железу общему, меди, нитритам, нефтепродуктам, ХПК и др. [11].

Усинский район – основной центр нефтедобычи Республики Коми – обеспечивает >65% производимой в республике нефти и 15% газа. На начало 2016 г. в Усинском районе открыто 44 месторождения нефти и газа, добыча нефти ве-

дется на 31 месторождении, в их числе – одни из самых крупных нефтяных месторождений Центральной части России: Возейское, Верхневозейское, Усинское и др. В период с 2006 г. по настоящее время добыча нефти в Усинском районе возросла на >40% [4]. Учитывая высокую степень (>77%) геологической разведанности начальных суммарных ресурсов нефти и характер локализованных объектов (мелкие с трудноизвлекаемыми запасами), можно отметить, что устойчивое развитие добычи здесь определяется не экстенсивным расширением минерально-сырьевой базы за счет открытия новых месторождений, а интенсификацией работ по повышению нефтеотдачи пластов разрабатываемых месторождений и применением новейших технологий добычи.

Прогнозные ресурсы подземных вод отдельно для Усинского района ранее не оценивались, выполнялась оценка ресурсов для всей Республики Коми и Печорского артезианского бассейна. Региональная оценка прогнозных ресурсов подземных вод на территории Республики Коми до 1990-х гг. выполнялась не менее трех раз: Е.В. Быковым (1962 г.), И.А. Конжиным (1970 г.), Н.Г. Оберманом (1984 г.). Оценка определялась в основном сработкой емкостных запасов для заданного срока эксплуатации (25–50 лет) проектируемых во-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 19-35-90018).

дозаборов, при этом питанию подземных вод практически не уделялось внимания. Впервые учет питания подземных вод выполнен при оценке прогнозных ресурсов подземных вод Республики Коми в 1999 г. ОАО «Полярноуралгеология» под руководством Г.П. Огородниковой при научно-методическом сопровождении сотрудников ЗАО «ГИДЭК» (Б.В. Боровским, Л.С. Язвиним, Л.А. Субботиним и др.) в рамках работы по оценке обеспеченности всей территории России подземными водами питьевого и хозяйственно-бытового назначения [3, 20]. В отличие от предыдущих работ, при оценке прогнозных ресурсов были исключены: площади распространения основных водоносных горизонтов с низкими фильтрационными свойствами, с минерализацией воды $>3 \text{ г/дм}^3$, особо охраняемые территории, территории с проблематичностью создания санитарных зон. Выполненная работа – хорошая основа планирования расширения эксплуатации и дальнейшего изучения подземных вод, которые могут использоваться при разработке комплексных схем использования и охраны водных ресурсов, а также учитываться при дальнейших оценках прогнозных ресурсов [16]. В дальнейшем метод оценки прогнозных ресурсов нашел продолжение в работе по созданию комплекта гидрогеологических карт Печорского артезианского бассейна, выполненной в 2017 г. ФГУП «ВСЕГИНГЕО» под руководством Р.И. Плотниковой. В работе подробно изучены ресурсы подземных вод с минерализацией до 1 г/дм^3 с учетом геокриологических условий территории.

В предшествующих исследованиях оцененные прогнозными ресурсами подземных вод отражают общую обеспеченность территории (субъектов, гидрогеологических структур) водными ресурсами. Расчет прогнозных ресурсов выполнялся при условии одновременной эксплуатации водозаборных сооружений, расположенных по сетке, между которыми формируются водоразделы, где градиенты потока равны нулю [2, 3]. Согласно [12], оцененные ресурсы следует относить к категориям P_2 и P_3 .

В условиях нестабильного качества поверхностных вод в Усинском районе, а также с развитием нефтедобычи кондиционные пресные подземные воды позволяют существенно повысить водообеспеченность района. В предлагаемой работе изучаются «перспективные» прогнозными ресурсами подземных вод по категории P_1 на участках, уже имеющих соответствующую инфраструктуру, находящихся непосредственно рядом с водопотребителем. Согласно [12], прогнозными ресурсами категории P_1 учитывают возможность увеличения запасов на разведанных или оцененных месторождениях подземных вод, количество которых в

Усинском районе за последние 20 лет увеличилось в более чем 5 раз.

В предлагаемом исследовании оценка прогнозных ресурсов выполнена с использованием метода математического моделирования, способного описать сложные геолого-гидрогеологические условия территории, рассчитать величину привлекаемых ресурсов, формирующихся за счет поверхностных вод, и оценить латеральный поток подземных вод, которому ранее практически не уделялось внимания. Оценка прогнозных ресурсов опиралась преимущественно на материалы крупномасштабных, реже – среднемасштабных съемочных работ, а также на данные опытно-фильтрационных работ и фактические данные, полученные при бурении скважин. В работе учтены материалы по III разведочно-эксплуатационным, поисковым и картировочным скважинам. Полученные результаты находятся в хорошем соответствии с результатами предыдущих исследований, дополняя их.

ГЕОЛОГО-ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ИССЛЕДУЕМОЙ ТЕРРИТОРИИ

Геолого-гидрогеологическая карта и типичный разрез исследуемой территории показаны на рис. 1. Пресные и слабосоленоватые (реже соленые) подземные воды сосредоточены в триасовых, юрских и четвертичных отложениях.

Исследуемая территория имеет двухслойное строение многолетней мерзлоты: погребенная (реликтовая) и распространенная с поверхности. Реликтовая мерзлота распространена повсеместно на исследуемой территории, практически полностью промораживая отложения юрской и частично четвертичной систем. Глубина залегания кровли реликтовых многолетнемерзлых пород (ММП) составляет 80–200 м, подошвы – до 240–465 м. Глубокозалегавшие ММП (реликтовая мерзлота) можно рассматривать как региональный водупор, подстилающий водоносные горизонты с пресными подземными водами, перспективными для питьевых целей, и разделяющий горизонты, вмещающие слабосоленоватые и соленые воды. ММП препятствует проникновению в зону свободного водообмена некондиционных соленоватых вод из нижележащих горизонтов. Мерзлота, развитая с поверхности, распространена в северо-восточной части исследуемой территории и относится к зоне крупноостровного развития. Мощность ее колеблется от нескольких до 30 м. ММП здесь практически непроницаемые, затрудняют питание подземных вод, которое осуществляется в пределах таликовых зон долин рек.

Район принадлежит к гидрогеологической структуре II порядка – Печорскому артезианскому бассейну. В предлагаемом исследовании рас-

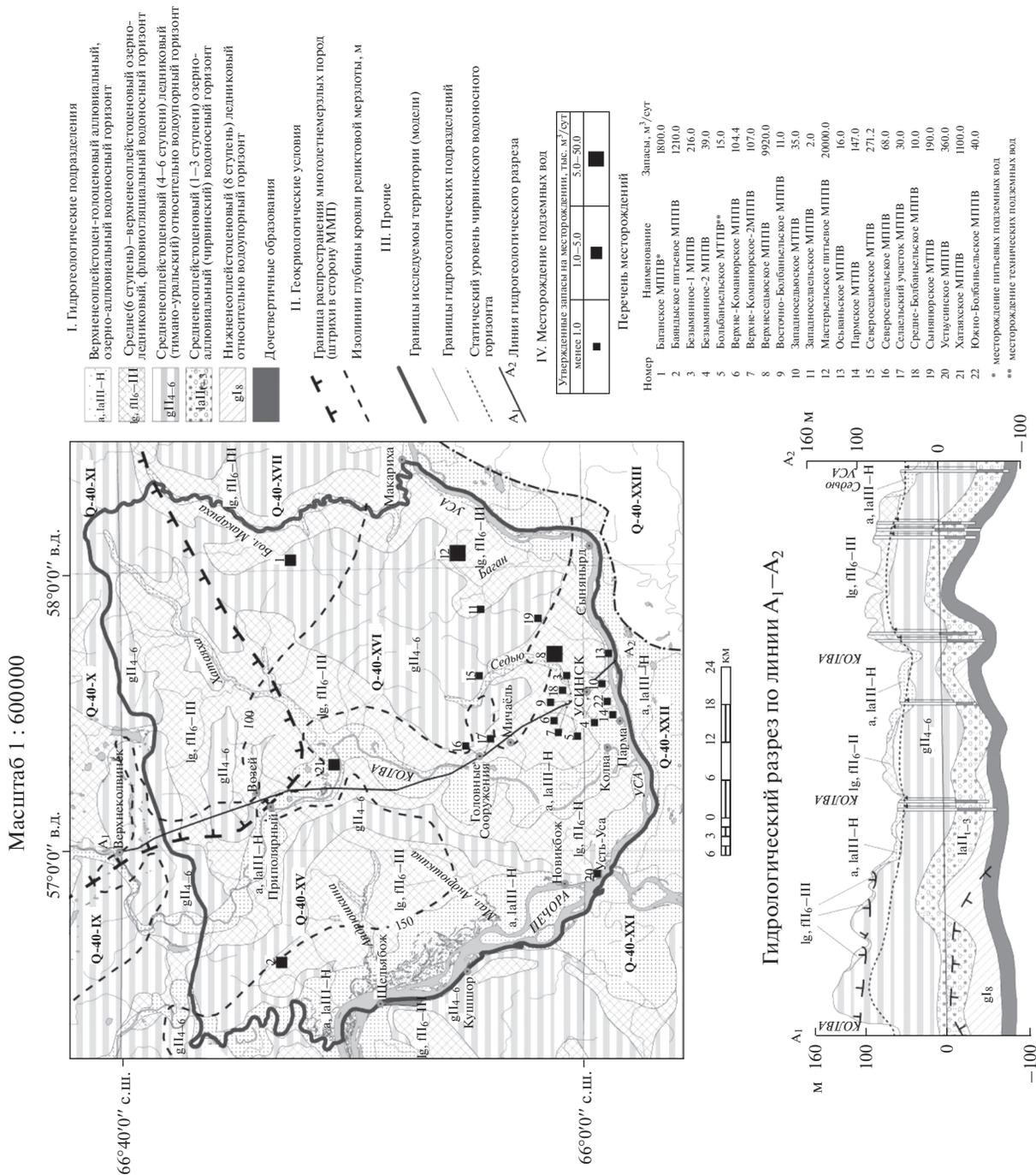


Рис. 1. Картохема геолого-гидрогеологических условий исследуемой территории.

смачивается только верхняя часть разреза, представленная четвертичной системой. В гидрогеологическом плане в четвертичных отложениях на исследуемой территории выделяют два основных водоносных горизонта [8]: верхнелепестовый голоценовый аллювиальный, озерно-аллювиальный водоносный горизонт, имеющий локальное распространение и приуроченный к речным долинам, и средне-лепестовый (1–3 ступени) озерно-аллювиальный водоносный горизонт (в местной стратификации – чирвинский) – на исследуемой территории основной водоносный горизонт для целей водоснабжения. В гидрогеологическом разрезе также выделяется средне(6-я ступень)-верхнелепестовый озерно-ледниковый, флювиогляциальный водоносный горизонт, не выдержанный по мощности (обычно общей мощностью до нескольких метров) и не обладающий единой урвонной поверхностью, что подтверждается региональными исследованиями [5]. Водоносность этого горизонта имеет сезонный характер при низких значениях дебита, а сам горизонт, по большей части, “транзитный” для нижележащих гидрогеологических подразделений.

Чирвинский водоносный горизонт распространен повсеместно, выдержан по мощности – порядка 35 м, представлен песчано-гравийно-галечными отложениями с прослоями супесей и суглинков. Отложения горизонта сформировались в чирвинское межледниковье, при этом формирование осадков в понижениях палеорельефа происходило интенсивнее, заполняя депрессии грубодисперсным материалом. В понижениях палеорельефа в дальнейшем сформировалась современная речная сеть, которая размывала моренные образования тимано-уральского времени, перекрывающие повсеместно чирвинский водоносный горизонт [8]. Подземные воды чирвинского горизонта поровые, напорные. В целом пьезометрическая поверхность наклонена от водораздела в сторону крупных рек, дополнительно поток “перехватывается” более мелкими реками. Данное строение пьезометрической поверхности определяется местным характером питания и разгрузки потока. Межпластовое залегание чирвинского горизонта свидетельствует о том, что питание и разгрузка подземных вод происходят путем перетекания через суглинисто-глинистую толщу тимано-уральских отложений. Наличие местного питания и разгрузки подтверждается соотношением напоров в вертикальном разрезе. Если на водоразделах, бортах долин, надпойменных террасах пьезометрический уровень чирвинского горизонта располагается ниже свободных поверхностей и пьезометрических уровней вышезалегающих голоценовых и верхнелепестовых гидрогеологических подразделений, то в поймах крупных рек наблюдается инверсия этого соотно-

шения. Подтверждение этому – самоизлив подземных вод чирвинского горизонта в скважинах, пройденных в долинах рек. Водообильность чирвинского горизонта неоднородна, что объясняется различным в процентном соотношении содержанием в песчаной толще глинистых прослоев и линз, т.е. мощностью песчаной составляющей разреза. По данным опытно-фильтрационных работ, коэффициент фильтрации меняется от 0.1 до 26.4 м/сут соответственно, проводимость составляет от 6.1 до 442.0 м²/сут. Дебиты скважин – в основном 2–5 л/с. В скважинах, пройденных в современных речных долинах, где мощность песчаной части горизонта составляет 20–34 м, дебит возрастает до 7.3–14.0 л/с. Удельные дебиты меняются от 0.2 до 1.0 л/с м. По химическому составу воды соответствуют требованиям СанПиН 2.1.4.1074-01 [18], за исключением показателей по железу, превышение которого повсеместно в регионе. По данным [10], на участках Возейского и Усинского нефтяных месторождений зафиксированы единичные превышения допустимых концентраций по содержанию алюминия, аммония и мутности.

На исследуемой территории разведано 17 очень мелких (с запасами <1.0 тыс. м³/сут), 3 мелких (с запасами 1.0–5.0 тыс. м³/сут) и 2 средних месторождения (Верхнеседьюское МППВ и Мастерельское МППВ с запасами 9.92 и 20.0 тыс. м³/сут соответственно) на чирвинском водоносном горизонте (рис. 1). Запасы на мелких месторождениях утверждены в 2005–2016 гг., эксплуатируются преимущественно одиночными скважинами и разрозненно. Верхнеседьюское МППВ и Мастерельское МППВ, разведанные в 1989 и 1990 гг., до настоящего времени не были востребованы (относятся к нераспределенному фонду недр).

МОДЕЛИРОВАНИЕ ГЕОФИЛЬТРАЦИИ И ЧИСЛЕННЫЙ МЕТОД

В рамках исследования оценка ресурсов подземных вод выполнена по категории Р₁ на участках месторождений подземных вод. Оценка прогнозных ресурсов категории Р₁ основана на результатах геологических, гидрогеологических, гидрохимических, гидрометрических работ и исследований в районах разведанных и оцененных месторождений [12].

Сложные геолого-гидрогеологические условия исследуемой территории, а именно:

пространственная неоднородность отложений четвертичных образований;

два типа мерзлоты (развитой с поверхности и реликтовой);

различные условия взаимосвязи подземных и поверхностных вод;

неоднородность условий инфильтрационного питания;

наличие крупного и мелкого водоотбора, неравномерного по площади;

сложные условия формирования химического состава подземных вод

– определяют существенный разброс значений основных расчетных параметров и граничных условий. Оценка прогнозных ресурсов подземных вод выполнена гидродинамическим методом – математическим моделированием. Именно с использованием гидродинамического моделирования можно оценить реальные гидрогеологические условия на период работы действующего водозабора и дать прогноз их дальнейшего развития с учетом дополнительной нагрузки на уже действующие водозаборы.

По геолого-гидрогеологическим условиям территория исследования представляет собой водоносную систему, состоящую из двух водоносных пластов среднеплейстоцен(6-я ступень)-голоценовая водоносная толща и чирвинский водоносный горизонт), разделенных относительно водоупорным горизонтом (тимано-уральским). Распространение ММП гипсометрически ниже чирвинского водоносного горизонта ограничивает отток из горизонта в нижележащие гидрогеологические подразделения. Уравнения, описывающие взаимодействие фильтрационных процессов в среднеплейстоцен(6-я ступень)-голоценовом и чирвинском пластах, содержит в качестве искомым функций: напор $H = H(t, x, y)$ в чирвинском горизонте и уровень грунтовых вод $h = h(t, x, y)$. В дальнейшем предполагается, что в пластах, перекрывающих чирвинский водоносный горизонт, можно пренебречь фильтрацией в горизонтальном направлении. Это упрощение предложено в работах [7, 15] для задач в неоднородно-слоистых пластах. В приближении Мятлева–Гириного движение воды описывается уравнениями (1):

$$\begin{cases} \mu \frac{\partial h}{\partial t} = Q_{\text{vert}} + R \\ \mu^* \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T \frac{\partial H}{\partial y} \right) - \\ - Q_{\text{vert}} + q_{\text{well}} + q_{\text{riv}} \end{cases} \quad (1)$$

где μ , μ^* – коэффициент гравитационной и упругой емкости; T – проводимость проницаемого изотропного слоя в горизонтальном направлении; Q_{vert} – поток подземных вод из напорного горизонта в безнапорный; R – инфильтрационное питание; q_{well} и q_{riv} – интенсивность поступления воды в горизонт из скважин и рек соответственно в расчете на единицу площади (в случае водоотбора из скважин величина q_{well} отрицательна). По-

ток подземных вод из напорного горизонта в безнапорный задается соотношением:

$$Q_{\text{vert}} = k_0 \frac{H - h}{m_0}, \quad (2)$$

где k_0 – коэффициент вертикальной фильтрации слабопроницаемого слоя; m_0 – мощность слабопроницаемого слоя (в случае, если урвненная поверхность располагается ниже подошвы среднеплейстоцен(6-я ступень)-голоценовых отложений, $m_0 = m_0(h)$ равна расстоянию по вертикали от кровли чирвинского горизонта до поверхности грунтовых вод).

Стоит отметить, что гидрогеологическое строение на большей части исследуемой территории способствует тому, что инфильтрационное питание поступает сразу же в слабопроницаемый слой тимано-уральских отложений. При подсчете прогнозных ресурсов подземных вод следует ориентироваться на весьма длительный, практически неограниченный период эксплуатации, поэтому в работе использована стационарная версия уравнений (1). В этом случае $Q_{\text{vert}} = -R$ и задача сводится к одному уравнению относительно напора $H(x, y)$:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T \frac{\partial H}{\partial y} \right) - Q_{\text{vert}} + q_{\text{well}} + q_{\text{riv}} = 0, \quad (3)$$

а соотношение (2) может использоваться при необходимости для определения оставшейся искомой функции $h(x, y)$ и/или для уточнения значений параметров. Исходная нестационарная форма уравнений (1) позволяет исследовать устойчивость и стабилизацию решений при меняющихся во времени условиях в различных практических задачах (например, [1, 14, 21]).

Уравнение (3) следует дополнить краевыми условиями и соотношениями, связывающими “источниковые” члены q_{riv} и q_{well} с искомой функцией $H(x, y)$. В качестве последних принимаются формулы:

$$q_{\text{riv}} = T_{\text{riv}} (H_{\text{riv}} - H) \quad (4)$$

и

$$q_{\text{well}} = T (H_{\text{well}} - H), \quad (5)$$

где H_{riv} и H_{well} – уровни воды в реке и в скважине соответственно, T_{riv} и T – эмпирические коэффициенты, нормируемые на единицу площади.

Отметим, что форма уравнения (1) с выражениями (4) и (5) подразумевает, что при численных решениях задач размер расчетных ячеек должен быть больше ширины реки и характерного размера воронки депрессии около скважины.

Порядок коэффициента T_{riv} определяется интегральной вертикальной проводимостью подрусловых отложений. Последняя оценивается по типу этих отложений со значительными допущениями.

Поэтому при практических расчетах величину $T_{гив}$ имеет смысл определять в процессе калибровки модели. Коэффициент T зависит от горизонтальной проводимости пласта, от конструктивных особенностей скважины, а также может содержать поправки, связанные с конечными размерами ячейки и положением скважины в ней. Информация о детальном распределении проводимости горизонта вокруг скважины известна со значительными погрешностями, поэтому выбирать значение T с помощью теоретического решения задачи о скважине нецелесообразно. T выбиралось в диапазоне, соответствующем данным, полученным в результате опытных откачек, а затем уточнялось калибровкой численной модели. Определенные в результате этой процедуры коэффициенты учитывают и неравномерность распределения проводимости, и конструктивные особенности скважин, и поправки, связанные с геометрией ячеек.

Численное решение уравнения (3) строилось в программной системе “ModTech” (ЗАО “Геолинк Консалтинг”, 2008) и проведено на основе метода конечных разностей (т.е. метода сеток).

ГЕОФИЛЬТРАЦИОННАЯ СХЕМАТИЗАЦИЯ

При построении модели изначально были определены ее размеры, а также описаны внешние границы. При этом было учтено несколько действующих факторов, а именно:

- исходный масштаб исследования;
- минимальное влияние водоотбора на внешние границы модели;
- конфигурация депрессионных воронок;
- естественные подземные водоразделы по основному эксплуатационному горизонту;
- границы речных водосборных бассейнов;
- границы месторождений подземных вод.

Основным критерием при выборе шага сетки была густота распределения имеющихся и проектируемых водопотребителей городских и сельских населенных пунктов на оцениваемой территории, при этом также была учтена природная обстановка, определяющая условия и возможность размещения объектов водопотребления (характер рельефа местности, заболоченность, наличие месторождений полезных ископаемых и др.). В целом природную обстановку можно оценить как одинаковую по площади, а именно – полого-холмистый рельеф на всей территории с локальной заболоченностью (в понижениях рельефа). Густота размещения населенных пунктов неравномерна по площади и в основном определяется наличием крупных транспортных артерий: автомобильных, железнодорожных и речных. В местах отсутствия дорожной сети населенные пункты практически отсутствуют, расстояние между ни-

ми сильно варьирует – от 2 до 25 км. В пределах территории исследования рассмотрено 111 гидрогеологических скважин (картировочных, поисковых, разведочно-эксплуатационных и др.), среднее расстояние между которыми составляет 2.8 км, причем у трети скважин это расстояние < 1 км. На основе этого выбрана достаточно крупная для данного масштаба исследования ортогональная сетка размером 500 м на 500 м, позволяющая детально отобразить особенности формирования гидрогеологических условий и водоотбора на исследуемой территории. При использовании специальных программных средств, способных интерполировать исходную информацию на модельные блоки, выбор шага сетки обоснован.

Внешние границы модели определены граничным условием III рода [19] (на В – р. Большая Макариха, на ЮВ и Ю – р. Уса, на ЮЗ – р. Печора; на З – р. Лая) и граничным условием I рода (на С – водораздел). По данным предшествующих исследований, конфигурация гидроизогипс в чирвинском водоносном горизонте вблизи этих рек резко меняется, что позволяет принять их за гидрологически обусловленные внешние границы. В плане потока также определены внутренние границы III и II родов [19], заданные по водотокам и скважинам.

После определения внешних границ общая площадь модели составила 5815.8 км² при количестве блоков 23 263.

Схематизация модели в разрезе определяется развитием на территории основных водоносных горизонтов (комплексов) и разделяющих слабопроницаемых отложений, наличием необходимого и достаточного фактического материала по основному эксплуатационному горизонту, опытом регионального моделирования. На основе этого определен 1 водоносный горизонт – 1 расчетный слой. Чирвинский водоносный горизонт, развитый повсеместно, выдержанный по мощности (35 м), – основной источник водоснабжения в Усинском районе. Горизонт определен как напорный. Для решения задачи использована стационарная геофильтрационная модель.

ФОРМИРОВАНИЕ МОДЕЛИ

На следующем этапе модельная база была наполнена необходимой и достаточной информацией – параметрами. После определения численного метода необходимыми параметрами для решения задачи были: инфильтрационное питание, проводимость чирвинского водоносного горизонта и интегральная проводимость подрусловых отложений. Основные данные для построения модели получены при использовании компьютерной картографической и фактографической баз данных.

Картографическая часть базы включает в себя топографические, геологические, структурные и другие карты масштабов 1 : 50 000, 1 : 100 000, 1 : 200 000, 1 : 500 000 и 1 : 1 000 000.

Фактографическая часть базы содержит:

информацию о величинах водоотбора по эксплуатационным скважинам;

информацию об уровне подземных вод по режимным и эксплуатационным скважинам в разные моменты времени;

описание геологических колонок скважин;

данные об оборудовании скважин;

результаты опытно-фильтрационного опробования, материалы по условиям лицензирования и т.д.

Параметр инфильтрационного питания задан по ландшафтному признаку, для этого использована информация региональных исследований всего Печорского артезианского бассейна. В результате определено 5 типов ландшафтов на исследуемой территории: лес с зоной аэрации, представленной супесями; лес с зоной аэрации, представленной суглинками; речные долины с зоной аэрации, представленной супесями и песками; зона распространения ММП с поверхности; селитебные территории. Каждому ландшафту присвоены величины интенсивности инфильтрационного питания подземных вод исходя из условия, что величина инфильтрационного питания составляет от 1 до 30% от среднегодовой суммы осадков, поступающих на поверхность на незастроенных территориях, минус среднегодовое испарение с поверхности (при этом градиция инфильтрационного питания напрямую зависит от растительности в ландшафте и состава зоны аэрации) и до 50% — на застроенных территориях за счет дополнительного питания — утечек. Для зоны распространения поверхностной мерзлоты присвоено значение 0. Соответственно, рассмотрен диапазон от 9.2×10^{-6} до 2.8×10^{-4} м/сут для незастроенных территорий и до 4.6×10^{-4} м/сут для селитебных зон. Стоит отметить, что при определении значения параметра был принят ряд допущений: типизация условий формирования инфильтрационного питания рассмотрена по одному признаку — ландшафтному, метеоусловия приняты одинаковыми для всей территории, не учтена глубина залегания подземных вод, состав зоны аэрации упрощен и пр.

Параметр проводимости чирвинского горизонта задан исходя из результатов раннее проведенных опытно-фильтрационных работ (в основном, одиночных откачек) при разведке и оценке на участках месторождений. По ретроспективным данным, проводимость чирвинского водоносного горизонта варьирует от 6.1 до 442.0 м²/сут. При этом с учетом особенностей геокриологиче-

ских и гидрогеологических условий выделено три зоны: повышенной проводимости (приурочена к понижениям палеорельефа, в пределах которых развита современная речная сеть), зона вне распространения ММП и зона с ММП, где горизонт частично заморожен.

Величина интегральной проводимости подрусловых отложений определяется в основном коэффициентом фильтрации подрусловых отложений. По данным [5], отложения русла р. Колвы (ее аналоги — реки Лая, Большая Макариха) представлены песками, супесями, суглинками и галечниками; отложения русел крупных рек Печоры и Усы, относящиеся к горбуновскому горизонту, представлены среднезернистыми песками и галечниками. Характерная черта малых водотоков — их заиливание, приводящее к заболачиванию. Таким образом, можно судить об увеличении коэффициента фильтрации ложа рек и, соответственно, интегральной проводимости от малых водотоков к крупным.

РЕШЕНИЕ ОБРАТНОЙ ЗАДАЧИ

Для калибровки гидрогеодинамической модели подземных вод Усинского района решена обратная задача с использованием отметок уровней чирвинского водоносного горизонта за 2016 г. Решение обратной задачи сводилось к последовательному решению серии прямых задач с перебором расчетных параметров модели: проводимости чирвинского водоносного горизонта, инфильтрационного питания, интегральной проводимости подрусловых отложений.

Проведена оценка достоверности модели по достижению приемлемой сходимости модельных и фактических данных по уровням подземных вод. Величина допустимой невязки между уровнями определена исходя из следующих факторов:

замеры уровня выполнены в эксплуатационных скважинах, уровень в которых не восстановился после отключения насоса;

замеры глубины уровней проведены не одновременно и не учитывают поправку на межень и паводок;

фактический уровень относится к центру блока, а скважина в действительности может быть расположена на его границе;

погрешность определения высотной отметки устья скважины — 5–10 м [17].

Исходя из этого, доверительный интервал принят равным 10% от перепада напоров по всей моделируемой области [6]. Максимальный перепад составляет 70 м (от $H = 100$ м — абсолютная отметка уровня на водоразделе между Колвой и Большой Макарихой до $H = 30$ м в районе с. Усть-Уса); таким образом, доверительный интервал составил 7 м. Под верификацией модели понима-

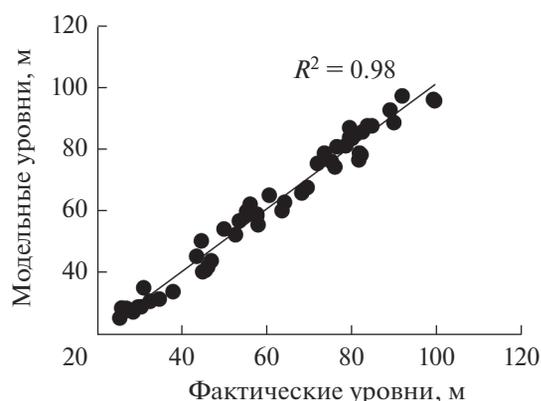


Рис. 2. Соотношение между модельными и фактическими уровнями подземных вод чирвинского водоносного горизонта (обратная задача на 2016 г).

ется такой выбор ее параметров, при котором разница между измеренными и расчетными значениями напоров по всем скважинам попадает в доверительный интервал.

По достижении критерия согласования получена верифицированная модель, адекватная природно-техногенной обстановке на территории исследования. Невязка модельных и фактических уровней чирвинского водоносного горизонта — в диапазоне от -6.2 до 6.3 м (рис. 2).

Инфильтрационное питание составило, м/сут: для лесного ландшафта, сложенного преимущественно суглинками, — 2.5×10^{-5} ; для сложенного преимущественно супесями — 5×10^{-5} ; для речных долин — 1×10^{-4} ; для зоны распространения поверхностной мерзлоты — 0; для селитебных территорий и земель, отведенных под сельскохозяйственные угодья, — 4×10^{-4} . Полученные величины инфильтрационного питания для Усинского района не противоречат предшествующим региональным оценкам — на уровне 20–40 мм/год [9, 13].

Интегральная величина проводимости подрусловых отложений составила, м²/сут: для малых рек — 250, для верхнего течения средних рек — 500, для среднего и нижнего течения средних рек — 1000, для крупных рек (Уса и Печора) — 2000.

Проводимость чирвинского водоносного горизонта составила, м²/сут: в пределах внемержлотной части исследуемой территории — 60; там, где чирвинский водоносный горизонт частично проморожен, в 2 раза меньше — 30; в пределах речных долин — 100.

Все модельные величины укладываются в диапазоны, заложенные на этапе формирования модели. По результатам решения обратной задачи получено модельное распределение напоров в чирвинском водоносном горизонте. Итоговый баланс гидрогеодинамической модели формируется за счет изменения количества воды на границе модельного слоя. Формирование баланса происходит в основном за счет рек — 58% (приток из рек — 8, отток в реки — 50) и инфильтрационного питания — 42% (табл. 1).

РЕШЕНИЕ ПРОГНОЗНЫХ ЗАДАЧ И АНАЛИЗ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ

На основе верифицированной модели осуществлено 2 сценария воздействия на гидрогеологическую обстановку. При решении прогнозных задач допустимое понижение уровня подземных вод определено разницей между абсолютными отметками модельного уровня (обратная задача) и кровлей чирвинского водоносного горизонта.

Сценарий 1. Организация водоотбора на месторождениях распределенного фонда недр (20 мелких месторождений) в объеме утвержденных запасов 5771.6 м³/сут

На разведанных участках 20 мелких месторождений распределенного фонда недр организован водоотбор, равный утвержденным запасам в пол-

Таблица 1. Формирование модельного баланса

Статья баланса	Ненарушенное состояние, м ³ /сут	При водоотборе					
		сценарий 1			сценарий 2		
		Q, м ³ /сут	δ, м ³ /сут	δ, %	Q, м ³ /сут	δ, м ³ /сут	δ, %
Поступление							
Инфильтрационное питание	289162	289162	0	—	289162	0	—
Приток из рек	58800	59876	1076	18.6	91511	32711	41.6
Расходование							
Отток в реки	−347962	−343266	4696	81.4	−302028	45934	58.4
Скважины	0	−5771.6	−5771.6	—	−78645	−78645	—
Итого	0	0	0	100	0	0	100

ном объеме (5771.6 м³/сут). При данном сценарии максимальное понижение в эксплуатационных скважинах составило 26.7 м (Баганское МППВ). Запас предельно допустимого понижения (до кровли водоносного горизонта) составил от 39.0 (Баганское МППВ) до 58.7 м. При данном сценарии возможно существенное наращивание водоотбора.

Формирование баланса чирвинского водоносного горизонта происходит за счет, %: рек – 58 (приток из рек – 9, отток в реки – 49), инфильтрационного питания – 41, водоотбора скважинами – 1 (табл. 1). При этом сценарии произошло перераспределение статей баланса по сравнению с модельным балансом, полученным при обратной задаче, за счет сокращения оттока в реки на 1.8% и увеличения питания из рек на 1.3%.

Сценарий 2. Максимально возможный водоотбор на месторождениях распределенного фонда недр

Запасы на месторождениях зачастую оцениваются исходя не из гидрогеологических условий, а из заявленной потребности недропользователя. С учетом данного факта на таких месторождениях возможно существенное наращивание водоотбора за счет прогнозных ресурсов категории P_1 . Чтобы учесть взаимодействие всех водозаборных скважин, целесообразно использование постоянно действующих моделей или верифицированной модели на определенный год. Таким образом, максимально возможный водоотбор на участках недр будет определяться суммой запасов и прогнозных ресурсов категории P_1 при сохранении заданных ограничений.

Стоит отметить, что запасы на Верхнеседейском МППВ и Мастерьевском МППВ, оцененные в 1989 и 1990 гг., уже несколько раз пересматривались в сторону их сокращения и до настоящего времени так и не были востребованы (относятся к нераспределенному фонду недр). Запасы при их сроке давности постановки на учет должны быть сняты с баланса, так как за более чем 30 лет переоценка запасов на месторождениях не была проведена. С учетом этого запасы на данных участках целесообразно отнести к “неликвидным” и не учитывать при моделировании, на остальных участках месторождений (20 мелких) организовать максимально возможный водоотбор до достижения допустимого понижения.

Данный сценарий на модели может реализовываться двумя способами:

перебор расходов в каждой эксплуатируемой скважине до получения предельно допустимого понижения ($Q = \text{const}$);

задание абсолютной отметки кровли водоносного горизонта в блоках с эксплуатируемыми скважинами и получение распределения расходов в этих узлах ($H = \text{const}$);

комбинированный способ.

Для решения сценария 2 использован комбинированный способ. Сначала были получены расходы путем задания постоянного уровня. Далее полученные расходы наращивались до получения допустимого понижения в пределах 0–1 м. При данном сценарии максимальное понижение в эксплуатационных скважинах составило 66.9, минимальное – 49.1 м. Суммарный расход на месторождениях распределенного фонда недр – 78645 м³/сут. Таким образом, прогнозные ресурсы категории P_1 на этих участках составляют 72873.4 м³/сут. При данном сценарии запасы подземных вод на этих участках можно увеличить в 13.6 раз.

Формирование баланса чирвинского водоносного горизонта происходит за счет, %: рек – 52 (приток из рек – 12, отток в реки – 40), инфильтрационного питания – 38, водоотбора скважинами – 10 (табл. 1). При этом сценарии произошло перераспределение статей баланса по сравнению с модельным балансом, полученным при обратной задаче, за счет сокращения оттока в реки на 55.6% и увеличения питания из рек на 13.2%.

ОЦЕНКА УЩЕРБА РЕЧНОМУ СТОКУ

Оценка ущерба речному стоку выполнена при максимально возможном водоотборе на 20 мелких месторождениях распределенного фонда недр (сценарий 2 – 78645 м³/сут). При этом максимальный ущерб стоку в пределах речного бассейна не должен превышать 80% (при условии, что подземный сток в реки рассчитан по наиболее жесткому критерию 95%-й обеспеченности наименьших средних за 30 сут в период зимней межени), на практике эта величина возвратных вод, т.е. максимальный региональный ущерб речному стоку (за счет безвозвратных потерь, в основном – испарения) составляет $\leq 20\%$.

В табл. 2 приведена информация об изменении речного стока под влиянием прогнозного водоотбора за счет сокращения разгрузки подземных вод и увеличения притока из рек. Отметим, что весь объем подземной составляющей среднесуточного речного стока формируется непосредственно на его территории. Расчеты ущерба речному стоку приводятся без учета бытовых и промышленных сбросов воды (оборотные воды). Для того чтобы оценить реальный ущерб стоку рек, выбраны два частных водосборных бассейна: рек Колвы и Седью, по которым имеются фактические данные о меженном стоке 95%-й обеспеченности. Эти бассейны достаточно представительные, поскольку имеют большую площадь водосбора ($>300 \text{ км}^2$), а также в них наблюдается максимальное изменение стока при модельном

Таблица 2. Ущерб речному стоку при максимальном водоотборе

Речной бассейн	Площадь бассейна, км ²	Изменение стока (сценарий 2)	Расход 95%	Ущерб речному стоку, %
		тыс. м ³ /сут		
Колва	2414.0	37.3	4838.4	0.8
Седью	322.7	24.8	53.6	46.3

водоотборе. Ущерб в других реках в разы меньше, чем в р. Седью — аналоге для средних рек: Баган, Малой Андриюшкиной и др. Ущерб стоку на р. Колве составил <1%, на р. Седью — 46%.

При перспективном водоотборе ущерб речному стоку незначителен и в пределах допустимого, увеличение водоотбора на исследуемой территории не приведет к заметным изменениям сложившегося к настоящему времени баланса подземных вод.

ВЫВОДЫ

Исследованы геологические и гидрогеологические условия восточной части Печорского артезианского бассейна, построена математическая геофильтрационная модель, с помощью которой оценены прогнозные ресурсы категории P_1 в объеме 72873.4 м³/сут для перспективной потребности развивающегося городского округа Усинск и основные источники формирования баланса подземных вод.

Решение прогнозной задачи по модели показало, что на уже разведанных участках месторождений распределенного фонда недр возможно наращивание запасов в 13.6 раз по сравнению с утвержденными. Таким образом, суммарный водоотбор в 78645 м³/сут (при утвержденных запасах на месторождениях распределенного фонда недр — 5771.6 м³/сут) может рассматриваться для перспективного развития региона, так как модельные понижения уровней оказались меньше допустимых, т.е. заявленная потребность в воде надежно обеспечивается этими водозаборами.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Беляев А.Ю., Кричевец Г.Н., Ахметьева Н.П.* Методы теории фильтрации в задачах, возникающих при обводнении болотных массивов // *Вод. ресурсы.* 2018. Т. 45. № 4. С. 385–395.
2. *Биндеман Н.Н.* Оценка эксплуатационных запасов подземных вод. М.: Госгеотехиздат, 1963. 204 с.
3. *Боревский Б.В., Язвин Л.С.* Оценка обеспеченности населения Российской Федерации ресурсами подземных вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения (Методические рекомендации по проведению второго этапа работы). М.: ГИДЭК, 1995. 72 с.
4. *Бурый О.В., Калинина А.А., Луканичева В.П.* Роль топливного сектора субарктических районов в экономике Республики Коми // *Экономические и социальные перемены: факты, тенденции, прогноз.* 2013. № 5 (29). С. 65–76.
5. *Водолазская В.П., Опаренкова Л.И., Зархидзе Д.В., Иванов Н.Ф. и др.* Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1 : 1000000 (третье поколение). Сер. Уральская. Лист Q-40 — Печора. Объяснительная записка. СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2013. 365 с.
6. *Гавич И.К.* Теория и практика применения моделирования в гидрогеологии. М.: Недра, 1980. 358 с.
7. *Гиринский Н.К.* Некоторые вопросы динамики подземных вод // *ВСЕГИНГЕО. Гидрогеология и инженерная геология.* 1947. № 9. С. 27–32.
8. *Егоров Т.С., Еришов В.В.* Особенности гидрогеологического расчленения плиоцен-четвертичных отложений печорского артезианского бассейна // *Разведка и охрана недр.* 2015. № 8. С. 32–36.
9. *Зекцер И.С.* Подземный сток и ресурсы пресных подземных вод. М.: Науч. мир, 2012. 374 с.
10. Информационный бюллетень о состоянии недр на территории Российской Федерации в 2018 г. Вып. 42. Тверь: Талан Групп, 2019. 294 с.
11. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодники за 2011–2018 гг. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ГХИ.
12. Классификация запасов и прогнозных ресурсов питьевых, технических и минеральных подземных вод. М.: МПР России, 2007.
13. *Коноплянец А.А.* Подземный сток территории Центральной и Восточной Европы. М.: ВСЕГИНГЕО, 1982. 288 с.
14. *Мироненко В.А., Сердюков Л.И.* Обработка результатов опытных откачек, проведенных в условиях двухслойной толщи // *Разведка и охрана недр.* 1968. № 10. С. 34–38.
15. *Мятнев А.Н.* Напорный комплекс подземных вод и колодцы // *Изв. АН СССР. Отд. тех. наук.* 1947. № 9. С. 106–1088.
16. *Плотникова Р.И., Лукьянчиков В.М.* К оценке прогнозных ресурсов подземных вод // *Разведка и охрана недр.* 2013. № 3. С. 7–10.
17. *Рошаль А.А., Потапова Е.Ю.* Гидродинамическое и миграционное моделирование при оценке запасов

- подземных вод (на примере Московского региона) // Недропользование XXI век. 2012. № 2 (33). С. 70–75.
18. СанПиН 2.1.4.1074-01. “Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества”.
19. *Шестаков В.М.* Гидрогеодинамика. М.: Изд-во МГУ, 1995. 368 с.
20. *Язвин Л.С.* Оценка прогнозных ресурсов питьевых подземных вод и обеспеченность населения России подземными водами для хозяйственно-питьевого водоснабжения // Разведка и охрана недр. 2003. № 10. С. 13–20.
21. *Belyaev A. Yu., Krichevets G.N.* Qualitative effects of hydraulic conductivity distribution on groundwater flow in heterogeneous soils // Fluids. 2018. V. 3. Iss. 4. P. 102.
<https://doi.org/10.3390/fluids3040102>

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 551.468.6

РАЗГРУЗКА ГРУНТОВЫХ ОСОЛОНЕННЫХ ВОД В ЭСТУАРИИ РЕКИ РАЗДОЛЬНОЙ (АМУРСКИЙ ЗАЛИВ) В ФЕВРАЛЕ 2020 г.¹

© 2021 г. П. Ю. Семкин^{a, *}, П. Я. Тищенко^a, А. Н. Чаркин^a,
Г. Ю. Павлова^a, П. П. Тищенко^a, Е. В. Анисимова^a, Ю. А. Барабанщиков^a,
А. Э. Леусов^a, Т. А. Михайлик^{a, b}, Е. Ю. Тибенко^a, Т. Л. Чижова^a

^aТихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева ДВО РАН,
Владивосток, 690041 Россия

^bСанкт-Петербургский филиал ВНИРО (“ГосНИОРХ” им. Л.С. Берга),
Санкт-Петербург, 199053 Россия

*e-mail: pahno@list.ru

Поступила в редакцию 04.04.2020 г.

После доработки 22.06.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

В феврале 2020 г. на основе геохимических трассеров, гидрохимических и гидрологических характеристик обнаружена разгрузка грунтовых осолоненных вод в вершине эстуария р. Раздольной на расстоянии 22 км от устьевого бара. Повышенная активность изотопов ^{224}Ra от 11.1 ± 0.1 до 2.2 ± 0.05 Бк/м³ в придонном слое воды на протяжении 15 км указывает на распространение осолоненных вод из плеса глубиной 8 м в направлении приемного бассейна. Распределение стабильных изотопов воды ($\delta^{18}\text{O}$ и δD) и ионов основного солевого состава показало, что воды верхнего водоносного горизонта в створе района разгрузки могут быть подвержены влиянию морских вод. В качестве основной причины наблюдаемого явления рассматривается проникновение морских вод в верхний водоносный горизонт в пределах эстуария в период зимней межени и просачивание этих вод в районе с наибольшей глубиной. Контраст температуры грунтовых и поверхностных вод сопровождался положительной температурной аномалией в районе их взаимодействия и снижением толщины льда вдоль зоны смешения.

Ключевые слова: эстуарий, разгрузка грунтовых вод, водоносный горизонт, изотопы: ^{224}Ra , $\delta^{18}\text{O}$ и δD , период ледостава.

DOI: 10.31857/S0321059621030123

ВВЕДЕНИЕ

Разгрузка субмаринных грунтовых вод (СГВ) — это повсеместное явление в прибрежно-морских акваториях, которое оказывает значимое влияние на гидрологические, гидрохимические и гидробиологические режимы приемных бассейнов [19]. При этом потоки грунтовых вод в прибрежные акватории демонстрируют значительную пространственную и временную неоднородность и могут быть результатом разгрузки из нескольких водоносных горизонтов. Поэтому отслеживание и измерение величины потока СГВ и связанных с ним потоков веществ — сложная задача. Измерение солёности — это самый простой способ зафиксировать СГВ в прибрежных акваториях. Од-

нако, как правило, этот способ неинформативен, поскольку СГВ могут быть представлены смесью грунтовых вод суши и морской воды, рециркулируемой в водоносных горизонтах. Показано, что изотопы радия (^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{223}Ra и ^{224}Ra) с периодом полураспада 1602 года, 5.75 года, 11.4 дня и 3.66 дня соответственно — мощный инструмент для отслеживания источников и количественной оценки потоков СГВ в прибрежные бассейны [13]. Существенное различие стабильных изотопов воды ($\delta^{18}\text{O}$ и δD) в метеорных, речных, морских и грунтовых водах позволяет успешно использовать их в качестве прямого метода для изучения генезиса вод в гидрогеологии и гидрологии поверхностных вод [8]. Необходимо отметить, что российскими специалистами исследование разгрузки СГВ в прибрежно-морских акваториях с использованием естественных радионуклидов ограничены только публикацией по району арктического шельфа [15].

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке Президента Российской Федерации (проект МК-153.2020.5), РФФ (проект 19-17-00058), в рамках госзадания ТОИ ДВО РАН (регистрация № АААА-А17-117030110038-5, АААА-А17-117030110042-2).

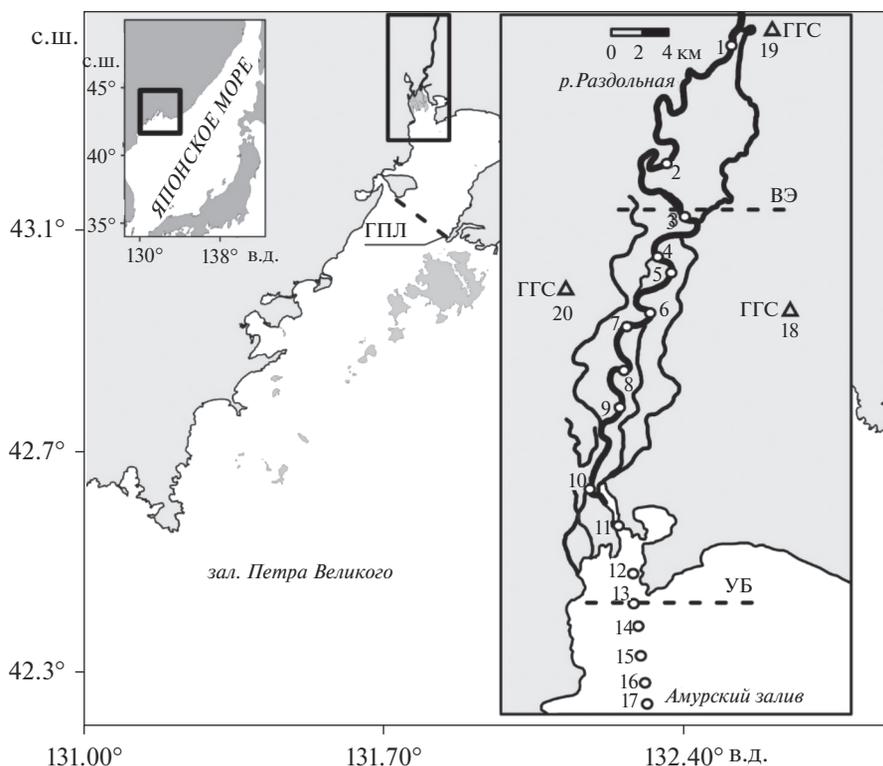


Рис. 1. Картограмма территории расположения гидролого-гидрохимических (1–17) и гидрогеологических (ГГС – 18–20) станций. ГПЛ – граница припайного льда, ВЭ – вершина эстуария, УБ – устьевой бар.

Цель работы – дать общую характеристику разгрузки и генезиса СГВ в эстуарии р. Раздольной, используя данные радиоактивных изотопов ^{224}Ra , стабильных изотопов воды, макрокомпонентного состава воды, а также гидрологические параметры.

ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Эстуарий трансграничной р. Раздольной (Китай – Приморский край РФ), согласно имеющимся публикациям, обобщенным в работе [2], и уточненной устьевой терминологии [3], простирается более чем на 45 км от вершины в долине реки до нижней границы в Амурском заливе Японского моря (рис. 1).

Из первых исследований [1] следует, что эстуарий относится к микроприливному типу с сильной стратификацией вод (величина сизигийных приливов от 15 до 20 см). Гидрологический режим эстуария р. Раздольной во многом определяется объемом речного стока [2]. Средний расход реки за многолетний период на посту в с. Тереховка – $70.6 \text{ м}^3/\text{с}$ [5]. В водном режиме р. Раздольной выделяется устойчивая зимняя межень со среднемесячным расходом реки в январе и феврале $2\text{--}3 \text{ м}^3/\text{с}$ и абсолютным наименьшим расходом в феврале $0.3 \text{ м}^3/\text{с}$ [5]. Весеннее половодье наблюдается в

мае. Максимумы весенних половодий в ~ 10 раз превосходят средний годовой расход реки. Абсолютные максимумы расхода в период паводков летом и осенью в отдельные годы превышают $2000 \text{ м}^3/\text{с}$ [5]. В период ледостава с конца ноября по начало апреля в эстуарии р. Раздольной устанавливается типичный для япономорских эстуариев на побережье России режим максимального проникновения клина осолоненных вод на расстояние до 28 км от устьевых баров реки [2]. При этом соленность воды в Амурском заливе составляет $\sim 34\text{‰}$, а выше лимана $\leq 26\text{‰}$ [2].

С 10 по 13 февраля 2020 г. были отобраны пробы с придонного и поверхностного слоев воды на 17 гидрохимических станциях, расположенных от нижнего течения реки до северной части Амурского залива (рис. 1). Также на трех гидрогеологических станциях (ГГС) на границе поймы р. Раздольной были отобраны пробы воды с верхнего водоносного горизонта, который расположен на расстоянии 6–7 м от поверхности грунта. В пробах воды определяли активность растворенного короткоживущего изотопа ^{224}Ra и его родительского изотопа ^{228}Th с использованием системы задержанных совпадений RaDeCC (Radium Delayed Coincidence Counter) [18]. Для этого отобранные пробы воды объемом 22 л фильтровали со скоростью 0.3 л/мин через акриловую вату, по-

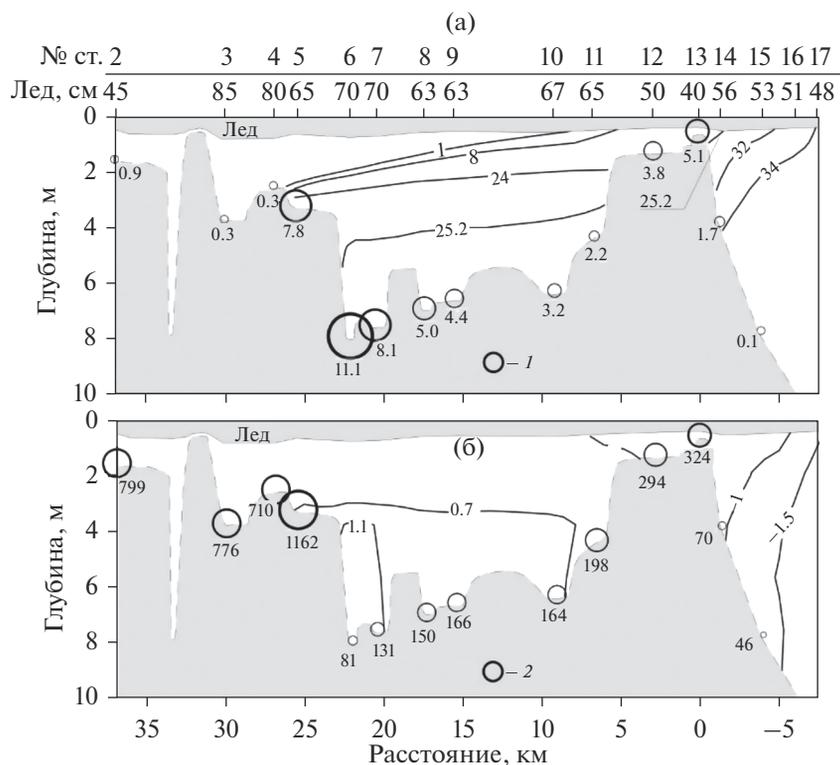


Рис. 2. Соленость, ‰, в продольном профиле эстуария р. Раздольной (изолинии); активность изб. ^{224}Ra ($\text{Бк}/\text{м}^3$) в придонном слое воды – 1 (а); температура, $^{\circ}\text{C}$ – изолинии; мутность (ftu) в придонном слое воды – 2 (б). Расстояние отсчитывается от устьевых бара реки вдоль русла, слева – река, справа – море.

крытую MnO_2 . Образцы ваты с радием были измерены в первые 2 сут после отбора, затем повторно через 3–4 недели после перехода избыточного ^{224}Ra (изб. ^{224}Ra) в равновесие с родительским изотопом ^{228}Th (период полураспада 1.9 года). Далее проводили повторные измерения для получения активности изотопов ^{228}Th , после чего рассчитывали активность изб. ^{224}Ra , повышение которой и может указывать на присутствие грунтовых вод в поверхностных водах. Стабильные изотопы воды ($\delta^{18}\text{O}$ и δD) исследовали на лазерном анализаторе “Picargo L2130-I” (“Picargo Inc.”, США) с использованием стандарта VSMOW-2. Концентрации макро-ионов (Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) измерены на хроматографе “LC-20A” (“Shimadzu”, Япония). В качестве концентрации гидрокарбонатного иона HCO_3^- принималась величина щелочности. Соленость определяли на солемере “Guildline Autosal 8400B” (“Guildline Instruments”, США). Для получения профилей температуры, солености и мутности на каждой станции использовали профилограф “SBE 19plus” (“Sea-bird Electronics”, США).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Активность изб. ^{224}Ra , соленость, мутность и температура вдоль профиля наибольших глубин в эстуарии р. Раздольной представлены на рис. 2. Наибольшая активность изб. ^{224}Ra , равная $11.1 \pm 0.1 \text{ Бк}/\text{м}^3$, зафиксирована в придонных водах над депрессией рельефа эстуария на ст. 6 (рис. 1) на удалении 22 км от устьевых бара реки (рис. 2а).

По мере движения в направлении моря вплоть до мелководного лимана активность изб. ^{224}Ra снижалась практически линейно, а соленость в придонном слое воды была $\sim 25.2\text{‰}$. Также отмечено два района с повышенной активностью изб. ^{224}Ra в придонном слое – на верхней и нижней границах зоны смешения речных и морских вод, а именно – $7.8 \pm 0.02 \text{ Бк}/\text{м}^3$ при солености 3.8‰ на ст. 5 в вершине эстуария и $5.1 \pm 0.07 \text{ Бк}/\text{м}^3$ при солености 16.6‰ на ст. 13 в районе устьевых бара реки. Минимальная активность изб. ^{224}Ra составляла $<1 \text{ Бк}/\text{м}^3$ и наблюдалась для речных и морских вод за пределами зоны смешения. При этом мутность в плесе на ст. 6 была минимальной – на уровне величины мутности, которая наблюдалась в морской воде за пределами зоны смешения, тогда как в водах с повышенной

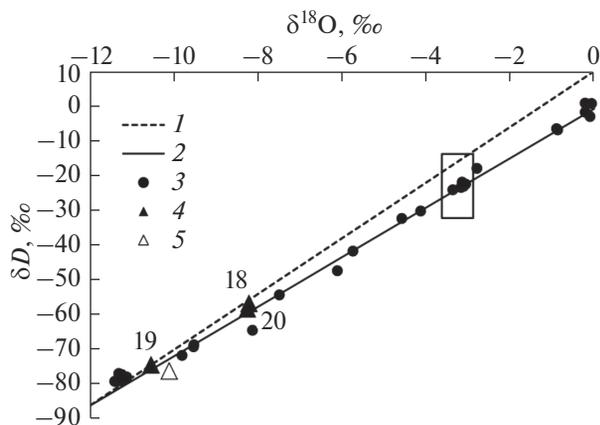


Рис. 3. Распределение изотопного состава воды $\delta^{18}\text{O}$ и δD относительно глобальной линии метеорных вод 1 [14] и локальной линии 2 [7]; 3 – воды эстуария р. Раздольной; 4 – грунтовые воды на ст. 18, 19, 20; 5 – пресные грунтовые воды в скважине на глубине 15 м по [10]. Выделенная область на графике соответствует водам в районе разгрузки СГВ (ст. 6, 7).

активностью изб. ^{224}Ra на ст. 5 и 13 обнаружены максимальные величины мутности (рис. 2б).

В районе с максимальной активностью изб. ^{224}Ra на ст. 6, несмотря на льдообразование, наблюдалась температурная аномалия придонного слоя воды ($>1.1^\circ\text{C}$). Повышенная температура на протяжении всей зоны смешения сопровождалась равномерным снижением толщины льда: с 85 см непосредственно перед зоной смешения до 40 см в районе устьевого бара реки, в то время как с морской стороны от устьевого бара температура воды была отрицательной (рис. 2б), а толщина льда достигала 56 см. Температура воды на ГГС составляла от $+3.91$ до $+4.29^\circ\text{C}$, а в реке на ст. 1 $+0.09^\circ\text{C}$. Отмеченные закономерности указывают на то, что повышенная активность изб. ^{224}Ra , приуроченная к мелководьям на границах зоны смешения (ст. 5, 13), вероятнее всего, связана с поступлением изотопов радия из глинистых частиц взвеси, содержащих изотопы тория и являющихся постоянными источниками короткоживущих дочерних изотопов радия. Такие аномалии характерны для речных плюмов с высокой концентрацией осадочного материала. Для сравнения можно отметить зону наибольшей мутности с повышенной активностью – 4 Бк/м^3 в поверхностных водах эстуария р. Анадырь [9]. Максимальные величины активности изб. ^{224}Ra и температуры при минимальной мутности в плесе на ст. 6 указывают на наличие разгрузки относительно теплых СГВ в данном районе. Соленость этих вод при смешении с поверхностными водами составляла $\sim 25.2\text{‰}$ (рис. 2а). Существование повышенного фона активности радия в придонном слое воды при неизменной солености на протяжении

15 км от источника СГВ (ст. 6 – $11.1 \pm 0.1 \text{ Бк/м}^3$) до мелководного лимана (ст. 11 – $2.2 \pm 0.05 \text{ Бк/м}^3$) указывает на распространение этих вод в направлении к морю от района их разгрузки (рис. 2а, 2б).

Из рис. 3 видно, что изотопный состав ($\delta^{18}\text{O}$ и δD) вод в придонном слое эстуария в районе разгрузки СГВ близок к изотопному составу вод Амурского залива, который, в свою очередь, находится на уровне стандарта морской воды.

Понижение концентрации тяжелых изотопов в СГВ связано с влиянием на них пресных речных/грунтовых вод – облегченных по отношению к морским водам. Известно, что смешение морских и пресных грунтовых вод в прибрежных водоносных горизонтах сопровождается комбинацией состава стабильных изотопов воды в зависимости от объема тех и других [8]. В грунтовых водах на траверзе разгрузки СГВ (ГГС 18, 20) значения изотопного состава $\delta^{18}\text{O}$ и δD на графике находились между значениями для вод Амурского залива и грунтовых вод, отобранных из наиболее удаленной от моря ГГС 19 (рис. 3). Результаты настоящих исследований для ГГС 19 хорошо согласуются с полученными ранее результатами по изотопному составу пресных грунтовых вод верхнего водоносного слоя по результатам гидрогеологического бурения [10] (рис. 3). При этом пресные грунтовые воды незначительно утяжеляются по сравнению с речными водами (рис. 3). На основе изотопного состава, начиная от самого тяжелого, можно разделить воды исследуемого района на пять типов: 1) морские воды; 2) воды в районе разгрузки СГВ, изотопный состав которых определяется долей морских и пресных вод; 3) грунтовые воды, имеющие утяжеленный изотопный состав по сравнению с речными водами (ГГС 18, 20); 4) грунтовые воды, не испытывающие влияние со стороны моря (ГГС 19); 5) речные воды.

Макрокомпонентный состав поверхностных, грунтовых вод суши и морских вод всегда имеет существенные отличия. В морских водах доминируют ионы натрия и хлорид-ионы, в речных водах гумидного климата доминируют, как правило, ионы кальция и гидрокарбонат-ионы. Повышение концентрации ионов натрия и хлорид-ионов наблюдалось в грунтовых водах на ГГС 18, 20 (табл. 1). Высокие концентрации ионов Ca^{2+} на ГГС 20 могут быть результатом влияния химического выветривания водовмещающих пород, содержащих кальций.

Таким образом, в верхнем водоносном горизонте на траверзе разгрузки СГВ в эстуарии р. Раздольной наблюдалось утяжеление изотопного состава воды и повышение концентрации хлорид-ионов и ионов натрия. Можно предположить, что такое сочетание характеристик свидетельствует о том, что в период съемки морская во-

Таблица 1. Соленость S , ‰; концентрация макрокомпонентов и общая щелочность ТА (ммоль/кг) в пробах воды, отобранных на ГГС и в р. Раздольной

№ станции	S	Cl^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	ТА
ГГС 18	0.15	0.84	0.41	1.26	0.11	0.43	0.25	0.86
ГСС 19	0.10	0.11	0.01	0.38	0.10	0.57	0.24	1.94
ГГС 20	0.35	2.47	0.13	1.39	0.10	2.09	0.62	4.17
р. Раздольная (ст. 1)	0.14	0.37	0.23	0.66	0.07	0.63	0.33	1.63

да заполняла верхний водоносный горизонт, в результате чего в пределах эстуария р. Раздольной формировалась смесь осолоненных и пресных грунтовых вод. В исследуемом случае ГГС 18, 20 располагались на границах проникновения морских вод в верхний водоносный горизонт, что объясняет отсутствие роста солености в пробах, отобранных с верхнего водоносного горизонта (табл. 1).

ОБСУЖДЕНИЕ

Разгрузка пресных СГВ – распространенное явление для шельфа [13]. В работе [15] обсуждалась разгрузка осолоненных вод, имеющих подмерзлотный генезис, которые поступают на шельф моря Лаптевых через существующие в мерзлоте талики. Авторы статьи полагают, что основной источник СГВ в вершине эстуария р. Раздольной – морские воды, проникающие в прибрежный водоносный горизонт. Проникновение морских вод в прибрежные водоносные горизонты в той или иной степени обычно происходит повсеместно [11]. Это многофакторный процесс, который в основном определяется балансом гидравлического напора морских и метеорных вод и коэффициентом проницаемости водоносных горизонтов [19]. По данным гидрогеологического бурения [10], верхний водоносный горизонт поймы р. Раздольной – это слой верхнечетвертичных современных аллювиальных отложений. Этот слой имеет высокий коэффициент проницаемости, поскольку его водовмещающие породы представлены валунниками, галечниками, песками. Второй возможный источник грунтовых вод в придонном слое эстуария – глубинные водоносные горизонты в районе эстуария р. Раздольной. Но эти воды обладают более легким составом $\delta^{18}O$ и δD , чем воды верхнего водоносного горизонта и поверхностные воды р. Раздольной [10], поэтому их влияние в данном случае полностью исключается.

В зимний сезон создаются благоприятные условия для проникновения морских вод в верхний водоносный горизонт и для последующей их разгрузки в вершине эстуария. Это следует из особенности р. Раздольной – ярко выраженной сезонной изменчивости расхода: в феврале сред-

ний многолетний расход уменьшается в ~35 раз по сравнению со среднегодовым расходом и в сотни раз – по сравнению с максимальным расходом в период открытого русла. При этом следует ожидать существенную сезонную изменчивость гидравлического напора воды в верхнем водоносном горизонте со стороны суши и наибольшее влияние моря в период межени. Сезонный приток и отток морской воды в прибрежном водоносном горизонте в результате сезонной изменчивости загрузки верхнего водоносного горизонта – это концепция, предложенная относительно недавно в работе [17]. Для объяснения источника соленых грунтовых вод в [17] рассматривается связь сезонной изменчивости положения фронта между грунтовыми пресными и грунтовыми морскими водами с годовым циклом загрузки метеорных вод в водоносном горизонте. Созданная авторами [17] численная модель показала, что движение фронта между пресными и морскими водами в водоносном горизонте будет проходить с задержкой до 3 мес. по сравнению с водным режимом поверхностных вод. Недавние полевые исследования подтвердили, что проникновение морских вод в прибрежные водоносные горизонты часто имеет сезонную периодичность, связанную с сезонным циклом пополнения этих водоносных горизонтов метеорными водами [12]. Данные настоящего исследования по стабильным изотопам воды свидетельствуют о том, что зимой в пределах эстуария р. Раздольной верхний водоносный горизонт испытывает влияние морских вод. Это происходит из-за гидравлического напора со стороны моря, что можно сравнить с ситуацией, наблюдаемой в верхнем водоносном горизонте в период сезонной засухи, например в восточной Африке [16].

Для верхнего водоносного горизонта в пределах эстуария р. Раздольной на проникновение морских вод будут накладываться колебания гидравлического напора со стороны моря, связанные с приливами. Такие колебания были наглядно продемонстрированы в ходе экспериментов по исследованию влияния приливов на проникновение морских вод в прибрежные водоносные горизонты [20]. Для эстуария р. Раздольной колебания гидравлического напора в верхнем водоносном горизонте под действием приливов должны со-

проводятся периодическим повышением температуры и солености воды в районе разгрузки СГВ. Такая изменчивость, точно совпадающая с периодом приливов в Амурском заливе, была отмечена ранее в вершине эстуария на расстоянии >20 км от устьевого бара реки [6].

Разгрузку СГВ совместно с проникновением морских вод в прибрежный водоносный горизонт в эстуарии р. Раздольной можно в определенной степени сравнить с плотностной эстуарной циркуляцией [3]. Но в данном случае циркуляция происходит с участием потока грунтовой морской воды в вершину эстуария, который формирует разгрузку СГВ. Просачивание относительно теплых грунтовых вод через осадок происходит в наиболее глубоководном створе эстуария (рис. 2); т.е. в данном случае ключевой фактор для разгрузки СГВ – понижение линии дна по отношению к уровню моря, которое в районе с наибольшей активностью изб.²²⁴Ra составило ~8 м на расстоянии 22 км от устьевого бара реки. В результате разгрузки СГВ и распространения их в направлении моря вся депрессия рельефа на протяжении >15 км между районом разгрузки СГВ и мелководным лиманом в феврале заполняется относительно теплыми осолоненными водами, которые имеют повышенную активность изб.²²⁴Ra по отношению к водам за пределами зоны смешения (рис. 2).

ВЫВОДЫ

В феврале 2020 г. в эстуарии р. Раздольной была обнаружена разгрузка осолоненных грунтовых вод. Этот результат подтвержден данными радиоактивных изотопов и гидрологическими характеристиками.

Разгрузка грунтовых вод приурочена к наиболее глубоководному створу в районе вершины эстуария и объясняется проникновением морских вод в прибрежный водоносный горизонт в период зимней межени.

Разгрузка грунтовых вод сопровождается увеличением солености воды, понижением концентрации взвеси, формированием положительной температурной аномалии, что вызывает уменьшение толщины льда в районе взаимодействия грунтовых и поверхностных вод.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гомоюнов К.А. Гидрологический очерк Амурского залива и реки Суйфуна // Производительные силы Дальнего Востока. Тр. 1-й конф. Владивосток, 1927. Вып. 2. С. 73–91.
2. Звалинский В.И., Марьяш А.А., Тищенко П.Я и др. Продукционные характеристики эстуария реки Раздольной в период ледостава // Изв. ТИНРО. 2016. Т. 185. С.155–174.
3. Михайлов В.Н. Гидрологические процессы в устьях рек. М.: ГЕОС, 1997. 176 с.
4. Михайлов В.Н., Горин С.Л. Новые определения, районирование и типизация устьевых областей рек и их частей—эстуариев // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 3. С. 243–257.
5. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1986. Т. 1. Вып. 21. 387 с.
6. Семкин П.Ю., Тищенко П.Я., Лобанов В. Б. и др. Обмен вод в эстуарии реки Раздольной (Амурский залив, Японское море) в период ледостава // Изв. ТИНРО. 2019. Т. 196. С. 123–137.
7. Тищенко П.Я., Семкин П.Ю., Павлова Г.Ю. и др. Гидрохимия эстуария реки Туманной (Японское море) // Океанология. 2018. Т. 58. № 2. С. 192–204.
8. Ферронский В.И., Поляков В.А. Изотопия гидросферы Земли. М.: Науч. мир, 2009. 632 с.
9. Чаркин А.Н., Дударев О.В., Салюк А.Н. и др. Короткоживущие изотопы ²²⁴Ra и ²²³Ra в системе река Анадырь—Берингово море // ДАН. 2017. Т. 476. № 1. С. 51–54.
10. Челноков Г.А., Харитонова Н.А., Зыкин Н.Н., Верещагина О.Ф. Генезис подземных минеральных вод Раздольненского проявления (Приморский край) // Тихоокеанская геология. 2008. Т. 27. № 6. С. 65–72.
11. Bear J.A., Cheng H.D., Sorek S., Ouuzar D., Herrera I. Seawater intrusion in coastal aquifers – concepts, methods and practices. Amsterdam: Springer, 1999. 625 p.
12. Baena-Ruiz L., Pulido-Velazquez D., Collados-Lara. et al. Global assessment of seawater intrusion problems (status and vulnerability) // Water Res. Management. 2018. V. 32. № 8. P. 2681–2700.
13. Burnett W.C., Aggarwal P.K., Aureli A. et al. Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods // Sci. Total Environ. 2006. V. 367. № 2–3. P. 498–543.
14. Craig H. Isotopic variations in meteoric waters // Sci. 1961. V. 133. № 3465. P. 1702–1703.
15. Charkin A.N., Van Der Loeff M.R., Shakhova N.E. et al. Discovery and characterization of submarine groundwater discharge in the Siberian Arctic seas: A case study in the Buor-Khaya Gulf, Laptev Sea // The Cryosphere. 2017. V. 11. № 5. P. 2305–2327.
16. Ferrer N., Folch A., Lane M. et al. Groundwater hydrodynamics of an Eastern Africa coastal aquifer, including La Niña 2016–17 drought // Sci. Total Environ. 2019. V. 661. P. 575–597.
17. Michael H.A., Mulligan A.E., Harvey C.F. Seasonal oscillations in water exchange between aquifers and the coastal ocean // Nature. 2005. V. 436. P. 1145–1148.
18. Moore W.S., Arnold R. Measurement of ²²³Ra and ²²⁴Ra in Coastal Waters Using Delayed Coincidence Counter // J. Geophys. Res. 1996. V. 101. P. 1321–1329.
19. Moore W.S. The effect of submarine groundwater discharge on the ocean // Ann. Rev. Mar. Sci. 2010. V. 2. P. 59–88.
20. Shen Y., Xin P., Yu X. Combined effect of cutoff wall and tides on groundwater flow and salinity distribution in coastal unconfined aquifer // J. Hydrol. 2020. V. 581. [Электронный ресурс]. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124444>

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЙ НЕДОСТАТОЧНОГО УВЛАЖНЕНИЯ, ВЛИЯЮЩИХ НА МАЛОВОДНОСТЬ В БАСЕЙНАХ КРУПНЫХ РЕК ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ¹

© 2021 г. Е. А. Черенкова^{a, b, *}, М. В. Сидорова^a

^aИнститут географии РАН, Москва, 119017 Россия

^bИнститут физики атмосферы им. А.М. Обухова РАН,
Москва, 119017 Россия

*e-mail: cherenkova@igras.ru

Поступила в редакцию 08.11.2019 г.

После доработки 14.05.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

С помощью стандартизированного индекса атмосферных осадков и эвапотранспирации SPEI исследуются региональные особенности изменений характеристик годового атмосферного увлажнения на территории Европейской части России. Установлено, что годы с существенным недостатком увлажнения в бассейнах рек Северная Двина, Печора и Дон в период 1991–2018 гг. по сравнению с 1961–1990 гг. стали повторяться реже, а в бассейне Волги – чаще. Исследование показало тесную связь между стоком крупных рек Европейской части России и годовым увлажнением в их бассейне. Для маловодных лет Волги и Дона в основном характерен дефицит увлажнения в бассейнах либо в текущем году, либо в течение двух лет подряд, в то время как сток северных рек реагирует на недостаточное увлажнение в том же году. Важно отметить статистически значимое увеличение в 3.7 раза повторяемости пар следующих друг за другом засушливых лет в бассейне Волги в современный период. При этом недостаток увлажнения в ее бассейне в 1.6 раза повышает вероятность маловодности реки в следующем году. Показано, что сток в годы недостаточного увлажнения понижался по сравнению с нормой в среднем на 4.4% для Волги, на 8% для Дона, на 8.7% для Печоры и на 10.9% для Северной Двины.

Ключевые слова: маловодность, годовое увлажнение территории, изменение климата, речной бассейн, стандартизированный индекс осадков и эвапотранспирации, Европейская часть России.

DOI: 10.31857/S0321059621030068

ВВЕДЕНИЕ

Значение увлажнения бассейнов крупных рек Европейской части России (ЕЧР) трудно переоценить по причине того, что это основные источники водных ресурсов для наиболее густонаселенной и экономически освоенной части России, а также в связи со значимостью вклада их речного стока в Северный Ледовитый океан и с существенным влиянием на уровень Каспийского моря. Наблюдаемое потепление приводит к изменениям компонентов гидрологического цикла [54, 56], прежде всего его главной составляющей – атмосферных осадков. Многие исследователи констатируют, что интенсивность осадков, как и

влажность атмосферы, возрастает при потеплении климата [27, 42]. Изменения атмосферной циркуляции в умеренных широтах, оказывающие существенное влияние на формирование регионального климата, происходили на фоне наблюдаемого в 1979–2003 гг. расширения к полюсам ячейки Гадлея [55] – в среднем 1° широты / 10 лет с одновременным уменьшением ее интенсивности [59]. Вместе с тем для современного потепления характерно уменьшение градиента температуры между полюсом и экватором, ослабление региональной зональной циркуляции, увеличение повторяемости событий атмосферного блокирования на полушарии [26, 43, 64]. На фоне связанного с глобальным потеплением наблюдаемого роста количества осадков над сушей в средних широтах, наиболее существенного в течение последних десятилетий [48, 51, 57], отмечается увеличение повторяемости и интенсивности засух летом как в Европе [45], так и на юге ЕЧР [17].

¹ Анализ связи стока рек Европейской части России с условиями недостаточного увлажнения в бассейнах (проект 19-17-00242) и исследование повторяемости засушливых лет на Европейском Севере России (проект 17-77-20123) выполнены при финансовой поддержке РФФИ; в остальных регионах Европейской части России изменения увлажнения изучались в рамках научной темы 0148-2019-0009.

О разнонаправленности изменений речного стока на территории РФ в XX—начале XXI вв. свидетельствуют результаты многих исследований [6, 16, 46]. В работах [5, 40] отмечено увеличение стока рек для большей части территории России в последние десятилетия. Такие изменения затронули в основном северную часть страны, тогда как в южной части наблюдалось уменьшение стока. Так, обнаружено, что увеличение годового стока воды в современный период по сравнению с 1936–1975 гг. составило от 4 до 18% для большинства арктических рек России [32]. Для бассейнов Дона и Днепра было характерно снижение годового стока и более частое наблюдение маловодных лет. Маловодье в бассейне Дона в период 2007–2015 гг. — рекордное по продолжительности и охвату притоков [20]. Отмечено, что при общем снижении стока происходила значительная перестройка стока в течение года. За счет увеличения количества зимних оттепелей в последние десятилетия [23] снег не столь активно накапливался зимой, постепенно срабатываясь в зимнюю межень, что приводило к пополнению запасов подземных вод [1–3, 5, 6, 8–10, 20]. В результате сток половодья значительно снизился, а сток меженных периодов, наоборот, существенно (на 30–40%) возрос [9]. Другой особенностью было увеличение межгодовой изменчивости стока, особенно сезонного. В работе [5] показано, что на фоне общей тенденции к повышению стока рек возможны как аномально многоводные, так и аномально маловодные годы и сезоны.

Атмосферные осадки — основная приходная составляющая стока, поэтому аномально низкое их количество может рассматриваться в качестве важного фактора лет повышенной и пониженной водности. Результаты исследований показали статистически значимую многолетнюю связь осадков с годовым стоком, однако теснота такой связи зависит от различных характеристик бассейна [1, 11]. В [11] отмечено, что в маловодные и в многоводные годы коэффициент корреляции между осадками и стоком увеличивался, что указывает на возрастание роли осадков в формировании стока в экстремальные по водности годы. Вместе с тем очевидно, что при изучении изменений речного стока необходимо учитывать не только приходную, но и расходную составляющие водного баланса, уровень грунтовых вод, почвенную влажность, условия увлажнения в предыдущие периоды.

Цель работы состоит в исследовании региональных особенностей изменений годового атмосферного увлажнения на ЕЧР, а также характеристик лет с существенным дефицитом увлажнения в бассейнах крупных рек во второй половине XX — начале XXI вв. В статье предпринимается попытка исследовать связь речного стока с условиями недостаточного увлажнения в бассейнах.

ТЕРРИТОРИЯ, ДАННЫЕ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Понятие засухи достаточно сложное из-за многофакторности ее формирования. Несмотря на разнообразие предлагаемых методов определения засухи, единого критерия определения засухи пока не существует. Отечественными исследователями рассматривались многие аспекты типов засух [13, 17, 31, 33]. Недостаток большинства существующих критериев засухи — эмпирический подход.

Исследован недостаток увлажнения территории, под которым понимается разность осадков и потенциальной испаряемости. Принято считать, что засухи на ЕЧР наблюдаются южнее 50° с.ш. Однако отметим, что крупномасштабные экстремальные засухи, такие как летние засухи в 1972 и 2010 гг., охватывали и регионы, расположенные к С от 50° с.ш. [37]. Вместо термина “засухи в годовом масштабе” авторами настоящей статьи использован термин “существенный дефицит увлажнения”, на их взгляд более уместный при исследовании территории, включающей в себя север ЕЧР. Для количественной оценки повторяемости лет с условиями недостаточного увлажнения в речных бассейнах на ЕЧР применен относительно новый количественный показатель — стандартизированный индекс осадков и эвапотранспирации SPEI (Standardized Precipitation Evapotranspiration Index). SPEI при определении засухи принимает в расчет не только осадки, но и испаряемость (потенциально возможное испарение, не ограниченное запасами воды). Алгоритм расчета SPEI аналогичен алгоритму получения стандартизированного индекса осадков SPI (Standardized Precipitation Index), рекомендованного Всемирной Метеорологической Организации (ВМО) для выявления метеорологической засухи [65]. Результаты исследований показали, что при больших временных масштабах наблюдается увеличение корреляции между SPEI и индексом Палмера PDSI (Palmer drought severity index) [62, 66]. PDSI имеет преимущество при использовании в качестве критерия гидрологических засух, поскольку рассчитывается по упрощенной схеме водного баланса [49]. Вместе с тем в работе [63] показана более тесная связь речного стока с 12-месячным SPEI, чем с PDSI. Применительно к ЕЧР в той же работе аналогичные выводы сделаны для стока Северной Двины и Печоры. В работе [12] подчеркивается, что SPEI более адекватно описывает условия возникновения катастрофических явлений, чем PDSI. На фоне критики водобалансовой модели, используемой при получении PDSI, вопросы о преимуществе того или иного количественного показателя условий увлажнения по-прежнему остаются открытыми.

Индекс SPEI учитывает, помимо осадков, влияние испаряемости на аномалии увлажнения. SPEI рассчитывается путем преобразования функции вероятности лог-логистического распределения разности суммарных осадков и эвапотранспирации (наиболее близко соответствующей их распределению) в функцию нормального распределения с нулевым средним и среднеквадратическим отклонением, равным единице [62]. Согласно применяемой при расчете SPEI методике, отрицательные значения индекса характеризуют условия увлажнения ниже климатической нормы, приводящие к его дефициту (что в масштабах года означает, что наблюдался засушливый год). Значения $SPEI \leq -1$, по статистике наблюдающиеся в 15.87% случаев, сигнализируют о засухе [62]. Метеорологическая засуха, выявленная по SPEI в масштабах более года, указывает на возможность гидрологической засухи [62, 66]. Преимущество подхода, использованного при расчете SPEI, состоит в объективном определении градаций интенсивности увлажнения в соответствии со свойствами функции нормального распределения [52]. Значения SPEI в интервале от -1.5 до -1 характеризуют значительный (ощутимый) дефицит годового увлажнения, сильный недостаток увлажнения наблюдается при значениях в интервале от -2 до -1.5 , а экстремальный — при значениях < -2 . Результаты не зависят от географической привязки и становятся объективно сравнимыми, например, в узлах регулярной сетки данных или на метеостанциях.

Для получения значений годового SPEI использованы данные о месячных суммах осадков и среднемесячной эвапотранспирации из глобального архива CRU TS 4.3 (Climatic Research Unit, Time Series) пространственного разрешения $0.5^\circ \times 0.5^\circ$, подготовленного в Университете Восточной Англии [53]. Эвапотранспирация, которая отражает потенциальное испарение с поверхности воды и из почвы, а также транспирацию влаги растениями, вычислялась по методу Пенмана [60]. Используемый в работе метод расчета испаряемости, рекомендованный Продовольственной и сельскохозяйственной организацией ООН — FAO (Food and Agriculture Organization) [41], основан на данных о радиационном балансе поверхности, температуре, относительной влажности воздуха и скорости ветра по формуле, которая характеризует потенциальное испарение с гипотетического хорошо развитого зеленого травяного покрова высотой 0.12 м и с полностью увлажненной почвой. Ранее авторами было выполнено сравнение различных методов расчета испаряемости в южной части Русской равнины, в результате которого метод Пенмана был отнесен к наиболее надежным [38]. В работе [36] показано, что повторяемость летних засух на юге ЕЧР, вычисленная с помощью SPEI и SPI, достаточно

хорошо согласована. В этой же работе выявлено различие идентификации летних засух с применением наиболее широко используемого в отечественной гидрометеорологической практике гидротермического коэффициента Г.Т. Селянинова и SPEI. Согласно ГТК в сопоставлении с данными по SPI и SPEI, летняя засуха наблюдалась чаще в Северо-Западном Прикаспии, а также в ряде областей Поволжья и Заволжья, но ее повторяемость недооценивалась для остальной территории на юге ЕЧР.

В данном исследовании значения SPEI получены с помощью инструментария, созданного в Пиренейском институте экологии (Instituto Pirenaico de Ecologia) [62]. Для анализа условий годового увлажнения использовался 12-месячный SPEI в декабре, который рассчитан по разности ежегодного количества осадков (мм) и суммарной за год эвапотранспирации (мм). Повторяемость лет с существенным дефицитом увлажнения на ЕЧР рассчитана в каждом узле сетки архива CRU за каждый год рассмотренного периода. Исследование современных изменений повторяемости таких лет проводилось в среднем за период 1991–2018 гг. в сравнении с базовым тридцатилетием 1961–1990 гг. Пространственное среднее повторяемости выполнено по территории бассейнов крупных рек ЕЧР: Волги, Дона, Печоры и Северной Двины. Статистическая значимость различий повторяемости оценивалась на основе критерия Пирсона χ^2 .

Исследовалась связь между SPEI в бассейне рек и суммарным годовым стоком, измеренным для рек: Волги — в замыкающем створе г. Волгограда, Дона — в ст. Раздорской, Печоры — в пос. Усть-Цильма, Северной Двины — в пос. Усть-Пинега. Информационной основой для исследования стока воды послужили многолетние ряды наблюдений на указанных гидрологических постах Росгидромета с 1936 по 2014 г. [7]. Заполнение пропусков данных для поста Северная Двина — Усть-Пинега выполнено методом гидрологической аналогии с использованием информации по ближайшим створам [30]. В качестве аналога использован ряд стока Северная Двина — Абрамково. Связь получена по 75-летнему ряду совместных наблюдений и характеризуется коэффициентом корреляции 0.92. При этом было принято предположение об аналогичных условиях формирования стока на двух участках бассейна Северной Двины, поскольку на 63% их территории условия совпадают.

Проблемам нестационарности рядов речного стока, в том числе поиску новых критериев ее определения, а также нестационарности рядов климатических переменных посвящены многие исследования (например, [14, 29]). Временные ряды стока и SPEI за весь период наблюдений

Таблица 1. Параметры множественной регрессии для стока Волги в период 1901–2012 гг. и Дона в 1901–2017 гг., а также I – SPEI в прошлом году, II – SPEI в текущем году (1 – переменные, 2 – коэффициент регрессии, 3 – R (накопленный), 4 – R^2 (накопленный), 5 – стандартная ошибка (стандартное отклонение для остатков), 6 – критерий Стьюдента с количеством степеней свободы ($N = 109$ для Волги и $N = 111$ для Дона), 7 – статистическая значимость (p – value); все параметры регрессии статистически значимы при $p \leq 0.05$)

1	2	3	4	5	6	7
Волга						
I	36.7	0.65	0.43	3.67	10.03	<0.000001
II	22.73	0.76	0.57	3.7	6.1	<0.000001
Дон						
I	4.66	0.44	0.19	0.82	5.67	0.000001
II	2.77	0.52	0.27	0.83	3.35	0.001

проверены на стационарность с помощью широко используемого критерия Дики–Фуллера [50]. Результаты показали стационарность по математическому ожиданию временного ряда стока Дона, а также временных рядов SPEI, осредненного в бассейнах рассмотренных рек. Ряды стока Волги, Северной Двины и Печоры становятся стационарными при извлечении из них имеющихся линейных трендов.

Для определения связи между стоком Волги в период 1901–2012 гг., а также Дона в 1901–2017 гг. и SPEI в текущем, прошлом и позапрошлом годах использован метод множественной регрессии. Изменчивостью SPEI текущего и предыдущего года удалось объяснить 57% изменчивости стока Волги и 27% стока Дона (табл. 1).

“Разведочное” моделирование статистических связей между годовыми увлажнением и стоком показало, что характер связи в бассейнах Волги и Дона отличается от такового в бассейнах Печоры и Северной Двины. Так, в бассейнах Волги и Дона наиболее тесная связь наблюдается между стоком текущего года и SPEI за текущий и прошлый год. Коэффициенты корреляции составили 0.77 между рядами с трендами и между рядами с удаленными трендами для Волги в период 1901–2012 гг.; 0.52 между рядами с трендами и 0.58 между рядами с удаленными трендами для Дона в 1901–2017 гг. Для бассейнов Печоры и Северной Двины картина следующая: наиболее тесная связь обнаружена между временными рядами стока и SPEI без сдвига с коэффициентом корреляции 0.64 между рядами с трендами и 0.66 между рядами с удаленными трендами для бассейна Печоры в 1932–2012 гг., 0.68 между рядами с трендами и 0.69 между рядами с удаленными трендами для бассейна Северной Двины в 1901–2014 гг. Полученные результаты закономерны, так как годовой сток на арктических реках тесно связан со стоком весеннего половодья, в течение которого проходит более половины годового объема воды, и осадками холодного периода [61]. Хотя рост зимней температуры и приводит к некоторому

пополнению запасов грунтовых вод и к увеличению стока межлетних периодов для арктических рек, он не столь заметен по сравнению с более южными регионами ЕЧР. Маловодные годы и годы экстремально низкого стока определялись на основе отнесения их к группе лет 75%-й и 95%-й обеспеченности соответственно.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Исследование показало, что повторяемость лет с существенным дефицитом увлажнения в период 1961–1990 гг. была наибольшей в верховьях Волги и Камы (до 27 событий/100 лет в Ивановской, Тверской и Пермской областях), в верховьях и устьевой части бассейна Северной Двины (до 30 событий/100 лет в Кировской и Архангельской областях), в верховьях и устьевой части бассейна Печоры (до 17 событий/100 лет) и в бассейне Дона (до 23 событий/100 лет в Ростовской и Белгородской областях) (рис. 1а). Изменения повторяемости лет с существенным дефицитом увлажнения на ЕЧР в 1991–2018 гг. по сравнению с 1961–1990 гг. были разнонаправленными. Наиболее сильное статистически значимое снижение повторяемости лет с существенным дефицитом увлажнения (рис. 1б) отмечалось в тех регионах, где в 1961–1990 гг. их повторяемость была наибольшей (рис. 1а). В частности, в северо-восточной части бассейна Волги повторяемость снизилась в среднем на 17 случаев/100 лет в бассейнах рек Камы, Вятки и Вишеры; в бассейне Северной Двины – в среднем на 22 случая/100 лет в устье реки и на 16 случаев/100 лет в бассейне р. Лузы (рис. 1б). Как показано на рис. 1б, статистически значимый и наибольший рост повторяемости лет с существенным недостатком увлажнения также наблюдался в западной части бассейна Северной Двины (до 21 случая/100 лет в бассейне р. Вологды) и на Верхней Волге (до 21 случая/100 лет в бассейне р. Шексны), а также в юго-восточной части бассейна Волги (до 16 случаев/100 лет в бассейне р. Самары и до 15 случаев/100 лет в бассей-

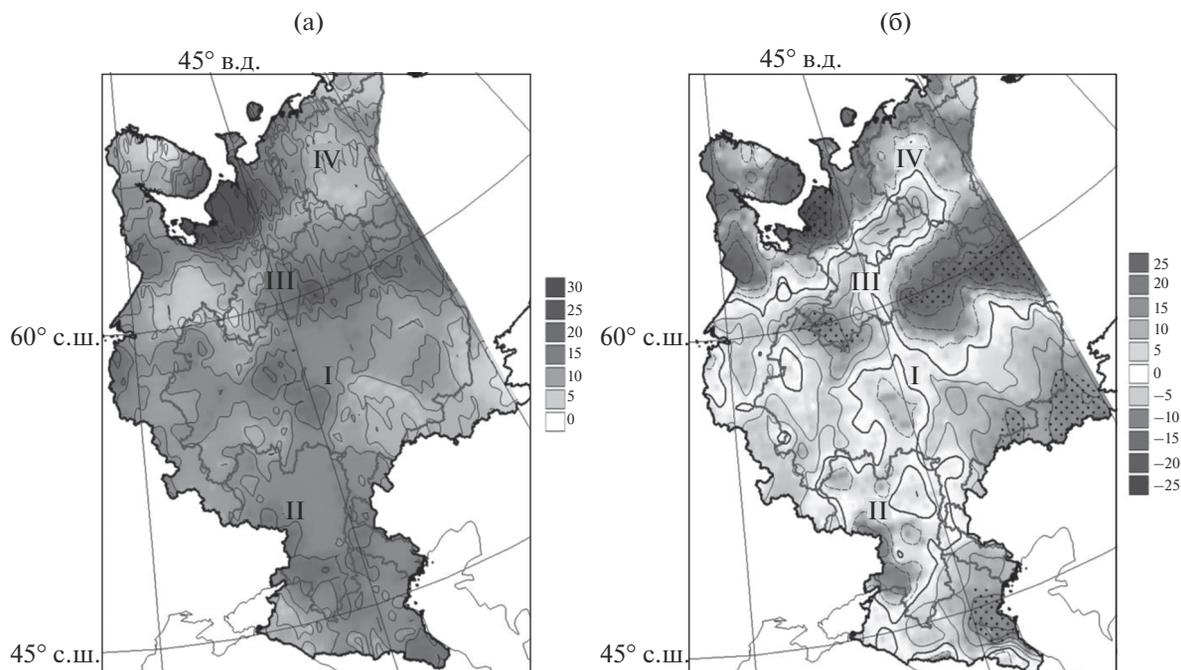


Рис. 1. Повторяемость лет с существенным недостатком увлажнения (число случаев/100 лет) в период 1961–1990 гг. (а) и ее изменения (число случаев/100 лет) в период 1991–2018 гг. по сравнению с 1961–1990 гг. (б) в бассейнах Волги (I), Дона (II), Северной Двины (III) и Печоры (IV). Границы бассейнов обозначены полужирной сплошной линией. Изолинии проведены с шагом 5 (положительные изменения показаны сплошными линиями, а отрицательные – пунктирными линиями). Статистически значимые изменения на уровне 0.05 отмечены точками.

не р. Белой). В среднем по территории бассейна увеличение повторяемости лет с существенным дефицитом увлажнения в 1991–2018 гг. по сравнению с 1961–1990 гг. отмечалось в бассейнах Волги и Северной Двины, а ее снижение – в бассейнах Дона и Печоры (табл. 2). При этом региональные различия повторяемости лет с существенным дефицитом увлажнения в бассейне Дона были статистически незначимыми. Интенсивность наблюдаемого в 1991–2018 гг. увлажнения снизилась по сравнению с предшествующим тридцатилетним периодом во всех рассмотренных бассейнах, кроме Печоры. Однако изменения были статистически незначимыми.

В регионах на юге ЕЧР вплоть до 1990-х гг. (сначала в западной, а затем в восточной ее частях с разницей в 5–10 лет) наблюдалось медленное повышение увлажнения (гумидизация климата), затем в конце XX в. произошла смена тенденции увлажнения [18]. Выявленное увеличение повторяемости лет с существенным недостатком увлажнения на большей части бассейна Волги в период 1991–2018 гг. по сравнению с 1961–1990 гг. в сочетании с наметившейся тенденцией снижения годового увлажнения в регионах на юге ЕЧР может привести к негативным последствиям для стока рек в бассейнах Дона и Волги уже в ближайшие десятилетия.

Таблица 2. Повторяемость лет (число случаев/100 лет) с существенным недостатком увлажнения (I); с увлажнением ниже нормы два года подряд (II); с увлажнением ниже нормы два года подряд, в один из которых отмечался существенный недостаток увлажнения (III); по индексу SPEI – в 1961–1990 и 1991–2018 гг. в среднем в бассейнах Волги, Дона, Северной Двины и Печоры

Бассейн	Период, годы					
	1961–1990	1991–2018	1961–1990	1991–2018	1961–1990	1991–2018
	I		II		III	
Волга	7	11	3	14	3	11
Дон	17	11	20	29	10	7
Печора	10	4	27	0	17	0
Северная Двина	13	14	27	14	13	4

Уменьшение повторяемости лет с существенным недостатком увлажнения в северной части ЕЧР в период 1991–2018 гг. по сравнению с предыдущим тридцатилетием — следствие увеличения циклонической активности в исследуемом регионе. Ранее было установлено, что положительные тренды повторяемости циклонов отмечались в высоких широтах, в том числе на Европейском Севере России, во второй половине XX—начале XXI вв. [47]. Полученные результаты не противоречат данным как наблюдений, так и моделирования о смещении к полюсу траекторий движения циклонов средних широт при потеплении климата [44, 58, 67].

Как отмечено выше, в бассейнах Волги и Дона наиболее тесная связь наблюдается между стоком текущего года и индексом SPEI за текущий и прошлый годы. Вклад изменений годового увлажнения предшествующего года в изменчивость стока по сравнению с текущим годом выше в 2.9 раза для Волги и в 2.6 раза для Дона (табл. 1). Во всех двенадцати случаях маловодных лет на Волге в период 1961–2012 гг. недостаток увлажнения в ее бассейне зарегистрирован в текущем или предшествующем году (рис. 2а). При этом в половине случаев маловодных лет дефицит увлажнения наблюдался и в текущем, и в предыдущем году. Результаты анализа данных SPEI указывают на то, что недостаточное увлажнение в бассейне Волги в 1.6 раза повышает вероятность маловодности следующего года на Волге. В 80% от двадцати маловодных лет в бассейне Дона в период 1961–2017 гг. (рис. 2б) недостаток увлажнения ощущался в текущем году (рис. 3), а половина маловодных лет сопровождалась недостатком увлажнения различной интенсивности еще и в предшествующем году. Тесная связь стока Волги и Дона с увлажнением не только текущего, но и предыдущих лет отмечена в [21, 25]. В целом для бассейнов на юге ЕЧР характерно возрастание доли грунтового питания в последние годы, а также снижение доли половодья в годовом стоке [10], что также увеличивает роль увлажнения предыдущих лет в формировании речного стока. Отметим также, что чем больше площадь водосборного бассейна, тем больше вклад перечисленных факторов в колебания стока [25]. Как отражено в табл. 2, повторяемость случаев увлажнения ниже нормы в течение двух лет подряд в 1991–2018 гг. возросла по сравнению с 1961–1990 гг.: в 4.7 раза в бассейне Волги и в 1.4 раза в бассейне Дона. При этом в бассейне Волги в тот же период в 3.7 раза стали чаще наблюдаться пары идущих друг за другом лет пониженного увлажнения, в один из которых ощущался сильный недостаток увлажнения. На основе выявленной связи обнаружено, что речной сток в годы дефицита увлажнения может снизиться по сравнению с нормой: на 4.4% для Волги, на 8%

для Дона, на 8.7% для Печоры и на 10.9% для Северной Двины.

Анализируя периоды повышенной и пониженной водности на исследуемых реках, можно отметить, что наиболее продолжительное маловодье на Волге наблюдалось в 1935–1941 гг. [22]. Однако увлажнение ниже нормы не всегда является индикатором маловодного года на Волге, как, например, это отмечалось в 1972, 1997 и 2010 гг. Вместе с тем ежегодный существенный дефицит увлажнения в бассейне в период 1972–1975 гг. привел к экстремально низкому стоку Волги (в 1.4 раза ниже нормы) в 1973 и 1975 гг.

Наиболее продолжительная маловодная фаза на Дону во второй половине XX — начале XXI вв. наблюдалась в 1971–1977 гг., а также с середины 2000-х до конца 2010-х гг. [20]. Экстремально низкий сток Дона (ниже нормы в 2.2 раза в 1972 г., в 1.8 раза в 1975 и 1976 гг. и в 1.9 раза в 2015 г.) отмечен в годы существенного недостатка увлажнения в бассейне на фоне его систематического понижения в течение нескольких предыдущих лет. Исключение составил 2003 г. с экстремально низким стоком Дона (в 3.9 раза по сравнению с нормой) и отсутствием дефицита увлажнения, а при достаточно влажных условиях — в предыдущие два года (рис. 3).

При анализе многолетнего ряда стока Северной Двины выделяются три периода: многоводный — до 1930-х гг., маловодный — до 1970-х гг., вновь многоводный [24]. При этом сток арктических рек ЕЧР менялся достаточно согласованно. Так, для Печоры также характерен относительно маловодный период с середины 1930-х до середины 1950-х гг., а в последние годы наблюдается увеличение среднегодовых расходов воды [39]. Все шесть маловодных лет на Печоре в период 1961–2012 гг. (рис. 2в) и 80% из двадцати маловодных лет на Северной Двине в 1961–2014 гг. (рис. 2г) отмечались на фоне увлажнения ниже климатической нормы (рис. 3). При этом в половине маловодных лет на Печоре и в 57% маловодных лет на Северной Двине существенный недостаток увлажнения ощущался и в текущем, и в предшествующем годах. Экстремально низкий сток Печоры — в 1.3 раза ниже нормы в 1970 г. и в 1.4 раза в 1980 г. — фиксировался на фоне недостаточного увлажнения в том же году (рис. 3). Экстремально понижение стока Северной Двины в 1967 и 1975 гг. (в 1.4 раза по сравнению с нормой) отмечалось при существенном дефиците увлажнения в бассейне реки. Отметим, что году с экстремально низким стоком Северной Двины (2006 г., 0.7 нормы) при отсутствии дефицита увлажнения предшествовал маловодный год на фоне значительно дефицита увлажнения.

Полученные результаты лишней раз подтвердили многофакторность формирования стока.

что авторы связывают с взаимной компенсацией разнонаправленных изменений увлажнения в разные сезоны.

Примечательно, что сильный и экстремальный дефицит годового увлажнения в бассейнах крупных рек в некоторые из перечисленных лет (рис. 3) сопровождался наиболее сильными, обширными летними засухами на ЕЧР, которые, как правило, развиваются на фоне атмосферного блокирования. Это, прежде всего, экстремальные летние засухи 1972 и 2010 гг., распространившиеся до северных регионов ЕЧР, где обычно подобная засуха не наблюдается [37]. Так, в 1972 г. граница сильной засухи продвинулась в южную часть бассейна Северной Двины [37]. Особенностью засух 1972 и 2010 гг. было то, что сильный недостаток атмосферной влаги в южных областях ЕЧР ощущался, помимо лета, и в мае [34]. Наиболее ощутимым он был в мае в 1972 г. в Поволжье. В 1975 г. сильной летней засухой была охвачена практически вся территория в южной части ЕЧР [35], особенно в бассейнах Волги и Дона (рис. 3).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенное исследование позволило получить следующие результаты.

С использованием данных стандартизированного индекса осадков и эвапотранспирации SPEI установлено, что изменения повторяемости лет с существенным недостатком годового увлажнения в 1991–2018 гг. по сравнению с 1961–1990 гг. были разнонаправленными как на всей ЕЧР, так и в бассейнах четырех ее крупных рек. Наиболее сильно уменьшилась повторяемость таких лет в северо-восточной части бассейна Волги, а также в северо-западной и южной частях бассейна Северной Двины. Наибольший статистически значимый рост повторяемости лет существенного недостатка увлажнения в тот же период отмечен в западной части бассейна Северной Двины, в северо-западной и юго-восточной частях бассейна Волги. Изменения повторяемости указанных лет не превысили 22 случаев/100 лет. Установлено, что среднее по всем рассмотренным речным бассейнам (кроме Печоры) снижение интенсивности увлажнения в 1991–2018 гг. по сравнению с 1961–1990 гг. было статистически незначимым.

Исследование показало тесную связь между стоком крупных рек ЕЧР и годовым увлажнением в их бассейне. Маловодные годы для бассейнов Волги и Дона в основном случаются при дефиците увлажнения либо в текущем году, либо в течение двух лет подряд. Сток северных рек (Северная Двина и Печора) реагирует на недостаточное увлажнение в их бассейнах в том же году. Выявлено, что увлажнение предшествующего года играет более важную роль в формировании

стока Волги, чем увлажнение текущего года. Маловодный год на Волге следовал за годом недостатка увлажнения в ее бассейне в 37% случаев. При наблюдении дефицита увлажнения в бассейне одновременно в текущем и следующем годах текущий был маловодным в 75% случаев на Волге и в 62% случаев на Дону. Обнаружено, что повторяемость случаев годового увлажнения ниже нормы в течение двух лет подряд возросла в 4.7 раза в бассейне Волги и в 1.4 раза в бассейне Дона в 1991–2018 гг. по сравнению с 1961–1990 гг. В бассейне Волги в тот же период в 3.7 раза стали чаще наблюдаться пары идущих друг за другом засушливых лет, в один из которых отмечался существенный дефицит увлажнения. Вместе с тем недостаточное увлажнение в бассейне Волги в 1.6 раза повышает вероятность маловодности следующего года на Волге. Показано, что в засушливые годы сток понижался по сравнению с нормой на среднем на 4.4% для Волги, на 8% для Дона, на 8.7% для Печоры и на 10.9% для Северной Двины.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Болгов М.В., Сенцова Н.И.* Байесовские оценки расчетных характеристик минимального стока рек в нестационарных условиях // Метеорология и гидрология. 2010. № 11. С. 70–80.
2. *Болгов М.В., Федоров В.М., Исмаилов Г.Х.* Оценка условий формирования маловодных периодов в бассейне Волги // Природообустройство. 2009. № 2. С. 79–84.
3. Водные ресурсы России и их использование / Под ред. *И.А. Шикломанова*. СПб.: ГГИ, 2008. 598 с.
4. *Васильев Д.Ю., Лукманов Р.Л., Ферантонтов Ю.И., Чувывров А.Н.* Цикличность гидрометеорологических характеристик на примере Башкирии // ДАН. 2012. Т. 447. № 3. С. 331–334.
5. Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. М.: Росгидромет, 2014. 1008 с.
6. *Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Кашутина Е.А., Барабанова Е.А.* Природно-климатические и антропогенные изменения стока Волги и Дона // Фундаментальная и прикладная климатология. 2016. Т. 2. С. 55–78.
7. Государственный водный кадастр. Ресурсы поверхностных и подземных вод, их использование и качество. Ежегодное изд.
8. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л.* Современные ресурсы подземных и поверхностных вод Европейской части России: Формирование, распределение, использование. М.: ГЕОС, 2015. 315 с.
9. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Киреева М.Б., Телегина А.А.* Изменения поверхностного и подземного стока рек России и их режимов в условиях нестационарного климата // Вестн. РФФИ. 2013. Т. 6. № 78. С. 34–42.

10. Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Телегина Е.А. Изменение зимнего стока рек Европейской части России // Вод. ресурсы. 2015. Т. 42. № 6. С. 581–588.
11. Долгов С.В. Климатические изменения годового речного стока и его составляющих в Европейской части России // Изв. РАН. Сер. геогр. 2011. № 6. С. 78–86.
12. Добровольский С.Г., Истомина М.Н., Лебедева И.П., Соломонова И.В. Основные регионы засух и наводнений мира: природные параметры, характеристики ущербов, особенности динамики, идентификация с помощью индекса SPEI // Научные проблемы оздоровления Российских рек и пути их решения. Сб. науч. тр. конференции. Нижний Новгород: Изд-во Студия Ф1, 2019. С. 46–51.
13. Добровольский С.Г., Истомина М.Н., Пасечкина В.Ю. Изменения естественных параметров экстремальных гидрологических явлений в России и в мире и вызванных ими ущербов: наводнения и засухи // Вопр. географии. 2018. № 145. С. 183–193.
14. Добровольский С.Г., Соломонова И.В. О вековых изменениях параметров стационарности колебаний речного стока // Уч. зап. РГГУ. 2018. № 53. С. 123–144.
15. Дроздов О.А., Григорьева А.С. Многолетние циклические колебания атмосферных осадков на территории СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1971. 158 с.
16. Зайцева И.С. Маловодные годы в бассейне Волги: природные и антропогенные факторы. М.: ИГ АН СССР, 1990. 184 с.
17. Золотокрылин А.Н., Виноградова В.В., Черенкова Е.А. Динамика засух в Европейской России в ситуации глобального потепления // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2007. Т. 21. С. 160–182.
18. Золотокрылин А.Н., Черенкова Е.А. Тенденции увлажнения зернового пояса России в начале XXI века // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2013. Т. 25. С. 251–264.
19. Золотокрылин А.Н., Черенкова Е.А., Титкова Т.Б. Аридизация засушливых земель Европейской части России и связь с засухами // Изв. РАН. Сер. геогр. 2020. № 2. С. 207–217.
20. Илич В.П., Киреева М.Б., Сазонов А.А., Михайлюкова П.Г., Харламов М.А. Особенности формирования маловодных периодов в бассейне реки Дон (на примере маловодья 2007–2015 гг.) // Третьи Виноградские чтения. Грани гидрологии. 2018. С. 877–881.
21. Исмаилов Г.Х., Федоров В.М. Межгодовая изменчивость и взаимосвязь элементов водного баланса бассейна р. Волги // Вод. ресурсы. 2008. Т. 35. № 3. С. 259–276.
22. Исмаилов Г.Х., Федоров В.М. Межгодовая изменчивость элементов водного баланса реки Волги в условиях маловодья // Природообустройство. 2010. № 2. С. 79–86.
23. Кренке А.Н., Черенкова Е.А., Чернавская М.М. Устойчивость залегающего снежного покрова на территории России в связи с изменением климата // Лед и снег. 2012. Т. 52. № 1. С. 29–37.
24. Магрицкий Д.В., Скрипник Е.Н. Опасные гидрологические процессы в устье Северной Двины и факторы их многолетней изменчивости // Вестн. Московского ун-та. Сер. 5, География. 2016. № 6. С. 59–70.
25. Малинин В.Н. О долгосрочном прогнозе местного стока в Центральном Федеральном округе // Уч. зап. РГГУ. 2006. № 3. С. 67–74.
26. Мохов И.И. Действие как интегральная характеристика климатических структур: оценки для атмосферных блокингов // Докл. РАН. 2006. Т. 409. № 3. С. 403–406.
27. Мохов И.И., Хон В.Ч., Тимажев А.В., Чернокульский А.В., Семенов В.А. Гидрологические аномалии и тенденции изменения в бассейне р. Амур в связи с климатическими изменениями // Экстремальные паводки в бассейне р. Амур: причины, прогнозы, рекомендации. М.: Росгидромет, 2014. С. 81–120.
28. Попова В.В. Колебания осадков на Русской равнине за последнее тысячелетие // Изв. РАН. Сер. геогр. 2001. № 1. С. 42–49.
29. Раунер Ю.Л. Климат и урожайность зерновых культур. М.: Наука, 1981. 163 с.
30. Речной сток и гидрологические расчеты. Курс лекций: учебное пособие / Под ред. В.М. Евстигнеева, Д.В. Магрицкого. М.: Триумф, 2018. 271 с.
31. Страшная А.И., Тебуев Х.Х., Деревянко А.Н. Агрометеорологические условия формирования урожая сельскохозяйственных культур в 1991 г. // Метеорология и гидрология. 1992. № 7. С. 114–119.
32. Фролова Н.Л., Магрицкий Д.В., Киреева М.Б., Агафонова С.А., Поваляшников Е.С. Антропогенные и климатически обусловленные изменения стока воды и ледовых явлений рек Российской Арктики // Вопр. географии. 2018. № 145. С. 233–251.
33. Хомякова Т.В., Зойдзе Е.К. Агроклиматическая оценка почвенных засух на европейской территории России (по наземным данным) // Метеорология и гидрология. 2002. № 9. С. 75–86.
34. Черенкова Е.А. Анализ особенностей обширных атмосферных засух на юге Европейской России // Арид. экосистемы. 2012. Т. 18. № 4 (53). С. 13–21.
35. Черенкова Е.А. Количественные оценки атмосферных засух в Европейской России // Изв. РАН. Сер. географическая. 2013. № 6. С. 76–85.
36. Черенкова Е.А., Золотокрылин А.Н. О сравнимости некоторых количественных показателей засухи // Фундаментальная и приклад. климатология. 2016. Т. 2. С. 79–94.
37. Черенкова Е.А., Кононова Н.К. Анализ опасных атмосферных засух 1972 и 2010 гг. и макроциркуляционных условий их формирования на территории Европейской части России // Тр. ГГО. 2012. № 565. С. 165–187.
38. Черенкова Е.А., Шумова Н.А. Испаряемость в количественных показателях климата // Арид. экосистемы. 2007. Т. 13. № 33–34. С. 55–67.
39. Чупаков А.В., Широкова Л.С., Покровский О.С. Долгосрочные вариации стока реки Печоры. Сезонная динамика элементарного состава вод // Проблемы обеспечения экологической безопасности и устой-

- чивое развитие арктических территорий. Сб. тр. конф. Архангельск: Изд-во ОМ-медиа, 2019. С. 436–439.
40. Шикломанов И.А., Георгиевский В.Ю. Влияние изменений климата на гидрологический режим и водные ресурсы рек России // Гидрологические последствия изменений климата. Тр. Брит.-Рос. конф. Барнаул: Пять плюс, 2009. С. 143–151.
41. Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. Rome: FAO, 1998. 300 p.
42. Allen M.R., Ingram W.J. Constraints on future changes in climate and the hydrologic cycle // Nature. 2002. 419. 224–232.
43. Barriopedro D., Fischer E.M., Luterbacher J., Trigo R.M., Garcia-Herrera R. The Hot Summer of 2010: Redrawing the Temperature Record Map of Europe // Sci. 2011. V. 332. P. 220–224.
44. Bengtsson L., Hodges K.I., Roeckner E. Storm tracks and climate change // J. Climate. 2006. V. 19. № 15. P. 3518–3543.
45. Briffa K.R., Van Der Schrier G., Jones P.D. Wet and dry summers in Europe since 1750: evidence of increasing drought // Int. J. Climatol. 2009. V. 29. 1894–1905.
46. Climate Change 2014. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds Core Writing Team, R.K. Pachauri, L.A. Meyer. Geneva, Switzerland: IPCC, 2014. 151 p.
47. Cherenkova E.A., Dolgova E.A. Multidecadal climate variability in the north of the Eastern European Plain and the tree-ring growth response // Proc. SPIE. 25th Int. Sympos. Atm. Ocean Optics: Atmospheric Physics. Novosibirsk, 2019. V. 11208. P. 1120879-1–1120879-5.
48. Folland C.K., Karl T.R. Observed climate variability and change // Climate Change 2001. The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, C.A. Johnson. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2001. P. 99–181.
49. Dai A. Characteristics and trends in various forms of the Palmer Drought Severity Index during 1900–2008 // J. Geophys. Res. 2011. V. 116. D12115.
50. Dickey D.A., Fuller W.A. Distribution of the Estimators for Autoregressive Time Series with a Unit Root // J. Am. Statistical Association. 1979. V. 74. P. 427–431.
51. Groisman P.Ya., Knight R.W., Easterling D.R., Karl T.R., Hegerl G.C., Razuvaev V.N. Trends in Intense Precipitation in the Climate Record // J. Clim. 2005. V. 18. P. 1326–1350.
52. Guttman N.B. Accepting the standardized precipitation index: a calculation algorithm. // J. Am. Water Resour. Association. 1999. V. 35 (2). P. 311–322.
53. Harris I., Jones P.D., Osborn T.J., Lister D.H. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset // Int. J. Climatol. 2014. V. 34 (3). P. 623–642.
54. Held I.M., Soden B.J. Robust responses of the hydrological cycle to global warming // J. Climate. 2006. V. 19. P. 5686–5699.
55. Hu Y., Fu Q. Observed poleward expansion of the Hadley circulation since 1979 // Atmos. Chem. Phys. 2007. V. 7. P. 5229–5236.
56. Huntington T.G. Evidence for intensification of the global water cycle: review and synthesis // J. Hydrol. 2006. V. 319. P. 83–95.
57. Karl T.R., Coauthors. Global warming: Evidence for asymmetric diurnal temperature change // Geophys. Res. Lett. 1991. V. 18. P. 2253–2258.
58. Kushner P.J., Held I.M., Delworth T.L. Southern Hemisphere atmospheric circulation response to global warming // J. Clim. 2001. V. 14. P. 2238–2249.
59. Lu J., Vecchi G.A., Reichler T. Expansion of the Hadley cell under global warming // Geophys. Res. Letters. 2007. V. 34 (6). L06805.
60. Penman H.L. Natural evaporation from open water, bare soil and grass, Proc. Roy. Soc. London: A193, 1948. P. 120–146.
61. Rawlins M.A., Ye H., Yang D., Shiklomanov A., McDonald K.C. Divergence in seasonal hydrology across northern Eurasia: emerging trends and water cycle linkages // J. Geophys. Res. 2009. № 114. P. D18119.
62. Vicente-Serrano S.M., Beguería S., López-Moreno J.I. A Multi-scalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index – SPEI // J. Climate. 2010. V. 23. P. 1696–1718.
63. Vicente-Serrano S.M., Beguería S., López-Moreno J.I. Comment on “Characteristics and trends in various forms of the Palmer Drought Severity Index (PDSI) during 1900–2008” by A. Dai // J. Geophys. Res.: Atmos. 2011. V. 116 (19). P. D19112.
64. Wiedenmann J.M., Lupo A.R., Mokhov I.I., Tikhonova E.A. The climatology of blocking anticyclones for the Northern and Southern Hemispheres: Block intensity as a diagnostic // J. Climate. 2002. V. 15. P. 3459–3473.
65. WMO 2009. Experts agree on a universal drought index to cope with climate risk Press Release. No. 872. [Электронный ресурс]. <https://www.preventionweb.net/news/view/12077> (дата обращения: 07.04.2020)
66. Wolf J.W. Evaluation of Drought Metrics in Tracking Streamflow in Idaho. Master’s thesis, Moscow: Univ. Idaho, 2012. 38 p.
67. Yin J.H. A consistent poleward shift of the storm tracks in simulations of 21st century climate // Geophys. Res. Lett. 2005. V. 32. L18701.

УДК 912:532.5

ЧИСЛЕННЫЙ АНАЛИЗ СКОРОСТИ ТЕЧЕНИЙ В КЕРЧЕНСКОМ ПРОЛИВЕ, ВОЗНИКАЮЩИХ ПРИ ПЕРЕМЕЩЕНИИ ОБЛАСТЕЙ ПОВЫШЕННОГО АТМОСФЕРНОГО ДАВЛЕНИЯ¹

© 2021 г. Т. Я. Шульга^{а, *}, А. Е. Щодро^б, А. В. Холощев^б

^аФИЦ “Морской гидрофизический институт РАН”,
Севастополь, 299011 Россия

^бСевастопольское отделение “Государственный океанографический институт им. Н.Н. Зубова”,
Севастополь, 299011 Россия

*e-mail: shulgaty@mail.ru

Поступила в редакцию 13.12.2019 г.

После доработки 04.12.2020 г.

Принята к публикации 10.12.2020 г.

С использованием трехмерной гидродинамической модели общей циркуляции океана Princeton Ocean Model и гидравлических методов расчета оценена скорость течений из Азовского моря в Черное, возникающих при перемещении областей повышенного атмосферного давления с северных румбов. Анализ скорости течений на различных створах Керченского пролива выполнен для метеорологических ситуаций с наибольшим повышением атмосферного давления за период 1948–2017 гг. по данным реанализа NCEP/NCAR. Определены возможные увеличения скорости течений, связанных с местным углублением русла у опор моста и со сжатием струй перед створом о. Тузла. С учетом доступных гидрометеорологических данных сделан вывод о повторяемости случаев повышения атмосферного давления над Азово-Черноморским регионом в современном периоде – 2005–2017 гг.

Ключевые слова: Азовское море, Керченский пролив, гидродинамическое моделирование, волна прорыва, антициклоны, тенденции повторяемости.

DOI: 10.31857/S0321059621030135

ВВЕДЕНИЕ

Увеличение скорости течения в узких проливах представляет существенную опасность для судоходства и эксплуатации гидротехнических сооружений. Информация о возможных изменениях скорости течений – определяющий фактор при планировании и проектировании объектов морской инфраструктуры в проливах и на примыкающих к ним территориях. Практический интерес представляет исследование рисков возникновения опасных ситуаций в районе Керченского пролива, где через наиболее узкую его часть на створе о. Тузла завершено строительство автомобильно-железнодорожного моста, соединяющего Крым с материковыми регионами России. В этом районе возросшая интенсивность судоходства и гидротехнического строительства обуславливает необходимость прогнозирования последствий атмосферных воздействий, возникающих здесь с высокой повторяемостью.

Скачкообразное повышение атмосферного давления над акваторией водного объекта, вызванное перемещением над ней антициклонов, – причина возникновения в нем длинной (анемобарической) волны. Перемещение антициклонов по направлению от северного входа в Керченский пролив к Черному морю вызывает нагонное повышение уровня, а также изменение направления и скорости течений [12, 34]. Эти изменения в движении жидкости, зависящие также от рельефа дна и конфигурации побережья [25, 27], проявляются тем больше, чем выше средняя скорость роста среднесуточного атмосферного давления. Прохождение антициклонов в зимний период приводит к увеличению скорости течений в проливе и, как следствие, к усилению механического воздействия имеющихся здесь ледовых образований на суда и гидротехнические сооружения. В суровые и умеренные зимы по Керченскому проливу движется лед, увлекаемый из Азовского в Черное море течением, которое принято называть азовским [10]. Скорость движения льда между опорами моста и оказываемое на них механическое воздействие тем больше, чем больше ско-

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания (тема 827-2020-0002, шифр “Оперативная океанология”).

рости течения в проливе. В прошлом именно такое воздействие послужило причиной разрушения прежнего автомобильного моста через северную узкость пролива, построенного в 1944 г.

Известно, что определяющий фактор ледовых условий на Азовском море и в Керченском проливе – суровость соответствующей зимы [4–6, 16, 17]. Ледовый сезон в Керченском проливе начинается в середине декабря и завершается к концу марта, а отдельные ледовые образования на Азовском море встречаются и в апреле. В мягкие зимы лед в проливе практически не наблюдается [3, 6]. В ледовые сезоны в 1955–2014 гг. в Керченском проливе экспедициями Севастопольского отделения Государственного океанографического института (СО ГОИН) им. Н.Н. Зубова проводился мониторинг изменений средней скорости течения. Из анализа этих данных следует, что средняя скорость течения на створе о. Тузла составляет 0.14–0.18 м/с, в северной узкости пролива (на трассе паромной переправы порт Крым – порт Кавказ) – 0.7–0.83 м/с [6, 7].

Известны результаты численного анализа скорости течений в Керченском проливе с использованием различных численных моделей. Исследование ветровых течений в Керченском проливе на основе двухслойной численной модели выполнено в [14]. Данные моделирования с использованием сигма-координатной гидродинамической модели Princeton Ocean Model (POM) [26] позволили выполнить анализ течений, возникающих при прохождении циклонов и антициклонов над Азовским морем [21], и исследовать влияние их геометрических и эволюционных параметров на скорости вызываемых ими течений [22, 23]. В [22] показана значимость резонансного механизма в возникновении экстремально высоких амплитуд стонно-нагонных колебаний и сейш, генерируемых циклонами. Предложенное в [8] исследование эволюции льда в Керченском проливе выполнено с использованием локально-одномерной модели термодинамики формирования и таяния льда.

Однако анализ метеорологических явлений, связанных с повышением атмосферного давления над Азовским морем, способных формировать анемобарическую волну у входа в Керченский пролив, ранее не проводился. Также не исследовалась межгодовая скорость роста атмосферного давления, связанная с прохождением антициклонов в зимы разной суровости. Это не позволяет выполнить анализ вероятных рисков, вызванных прохождением атмосферных возмущений над Азовским морем, и максимумов скорости азовского течения на различных створах Керченского пролива.

В настоящей работе исследуются гидрометеорологические явления, возникающие в Керчен-

ском проливе при перемещении антициклонов над Азово-Черноморским регионом с северных румбов. Эти антициклоны, вызывающие менее сильные ветры, чем черноморские циклоны [6, 7, 15], – причина нагонов в северной части Керченского пролива и интенсивного перемещения ледовых образований, формирующихся в акватории Азовского моря, способствующих повышению навигационных рисков и повреждению опор моста [2, 3, 6, 16, 17].

Цель настоящей работы – прогнозирование максимальных скоростей азовского течения, возникающего при перемещении обширных областей повышенного давления к северному входу в Керченский пролив. Прогноз подразумевает расчет скорости течений, отвечающих случаям экстремального повышения атмосферного давления, за период 1948–2017 гг. по данным реанализа NCEP/NCAR [1]. Оценка скорости течений на различных створах пролива основана на анализе результатов трехмерного гидродинамического моделирования POM и численного решения уравнения Сен-Венана для метеорологических ситуаций с наибольшим повышением атмосферного давления за 1948–2017 гг. по данным реанализа NCEP/NCAR.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Источники данных наблюдений о среднесуточных изменениях атмосферного давления в Азово-Черноморском бассейне

Наблюдения, позволяющие оценить колебания атмосферного давления в акватории Азовского моря и Керченского пролива за продолжительный период, обеспечены данными двух источников. Прежде всего использованы данные режимных наблюдений за изменениями основных метеорологических параметров, в том числе и атмосферного давления, полученные на многочисленных метеостанциях России и Украины, расположенных на побережье Азовского моря. Полученные данные, находящиеся в архиве СО ГОИН, использованы при анализе приведенных к уровню моря среднесуточных значений атмосферного давления за период 01.01.1948–31.12.2017.

Другой важный источник данных о распределении приведенного к уровню Мирового океана среднесуточного атмосферного давления над регионами Европы – реанализ NCEP/NCAR [1]. Представленная в нем информация соответствует узлам координатной сетки с шагом 2.5°. Оценка соответствия данных реанализа NCEP/NCAR информации, полученной при фактических наблюдениях в Азово-Черноморский бассейне и Керченском проливе, ранее не проводилась. Поэтому предварительно с целью определения корректности использования данных NCEP/NCAR для ре-

шения задач данного исследования выполнено их сопоставление с данными режимных наблюдений в пунктах Опасное, Мысовое и Тамань за период 01.01.1972–31.03.1988.

Для получения этих оценок выполнена интерполяция результатов реанализа NCEP/NCAR в узлах между 15° – 45° в.д. и 40° – 80° с.ш. с использованием метода триангуляции Делоне [19]. Полученные результаты интерполяции для каждого пункта сопоставлены с вычисленными по фактическим данным значениями среднесуточного атмосферного давления (что позволило определить их относительную погрешность). Также для каждого пункта наблюдений по критерию Стьюдента оценена значимость статистической связи между результатами интерполяции и фактическими значениями [11]. Установлено, что относительные погрешности результатов интерполяции не $\leq 5\%$ от амплитуд сезонных изменений атмосферного давления с достоверностью 99%, что свидетельствует о допустимости использования данных реанализа NCEP/NCAR при решении поставленных задач. Оценка среднесуточных значений атмосферного давления над акваторией Азовского моря выполнена методом Монте-Карло [29]. Для этого в 100 выбранных пунктах осредняются результаты интерполяции NCEP/NCAR, относящиеся к одним и тем же суткам.

Используемая гидродинамическая модель и ее параметры

Результаты гидродинамического моделирования, позволяющие прогнозировать максимальные величины нагонов и скорости поверхностных течений на северном входе в Керченский пролив, получены при использовании трехмерной сигма-координатной модели РОМ, адаптированной к условиям Азовского бассейна [21, 26]. Математическая модель основана на уравнениях турбулентного движения вязкой жидкости в приближении гидростатики [20]. Параметризация коэффициентов вертикальной вязкости и турбулентной диффузии выполнена в соответствии с дифференциальной моделью Меллора–Ямады [31], коэффициента горизонтальной вязкости – с использованием модели подсеточной вязкости [33]. Проекция касательных напряжений ветра вычислены по значениям его скорости на стандартной метеорологической высоте с поправкой на коэффициент аэродинамического сопротивления поверхности моря [35]. Принято допущение о равенстве нулю нормальной составляющей скорости на дне пролива и о задании придонных касательных напряжений, связанных со скоростью по логарифмическому закону. На боковых границах выполняются условия непротекания. Модельный бассейн включает в себя Азовское море и Керченский пролив с жидкой границей,

проходящей вдоль акватории Черного моря по разрезу 44.81° с.ш. Здесь выполняется условие отсутствия потока жидкости, перпендикулярного боковым границам ($\partial U_n / \partial n = 0$), и равенство нулю касательных напряжений ($U_\tau = 0$), \mathbf{n} и $\boldsymbol{\tau}$ – векторы, указывающие нормальное и касательное направления [21, 26]. Также предполагается, что в начальный момент времени движение жидкости отсутствует, свободная поверхность горизонтальна. Шаги интегрирования по временным и пространственным координатам выбраны в соответствии с критерием устойчивости Куранта для баротропных волн [28].

Исходные данные для моделирования – информация о батиметрии и конфигурации береговой линии Азовского моря, Керченского пролива и примыкающей к нему части Черного моря, полученная путем оцифровки карт Гидрографической службы (рис. 1). Пространственное разрешение модельной прямоугольной сетки, покрывающей всю территорию исследуемого бассейна (44.5° – 48° с.ш. и 34° – 40.02° в.д.), по горизонтальным координатам составляет 1 км, число расчетных уровней по вертикали равно 11.

Информация о полях ветра и атмосферного давления, используемых в численных экспериментах

Задание атмосферного форсинга в модели РОМ реализовано при помощи данных региональной атмосферной модели SKIRON [30], интерполированных в узлы расчетной сетки области исследования (рис. 1). Данные мезомасштабной прогностической модели SKIRON являются более подробными, чем реанализ NCEP (National Centers for Environmental Prediction), и обеспечены развитием численной Eta-модели. Используемый вариант модели SKIRON представляет собой 72-часовой прогноз метеорологических параметров для Азово-Черноморского и Средиземноморского бассейнов, доступный каждые 2 ч с разрешением 0.1° по широте и долготе. Модель предоставляет 16 различных параметров, обеспечивающих обмен данными между океаном и атмосферой, 3 из которых учитываются в настоящих расчетах: атмосферное давление, меридиональная и зональная составляющие скорости ветра.

Уравнения модели, используемой для прогнозирования скорости течений на створах Керченского пролива

Расчет движения льда в Керченском проливе выполнен отдельно на основе решения уравнений Сен-Венана и Шези, использование которых обусловлено отсутствием соответствующего блока в трехмерной гидродинамической модели РОМ. Волны, возникающие под действием атмосферных возмущений северных направлений,

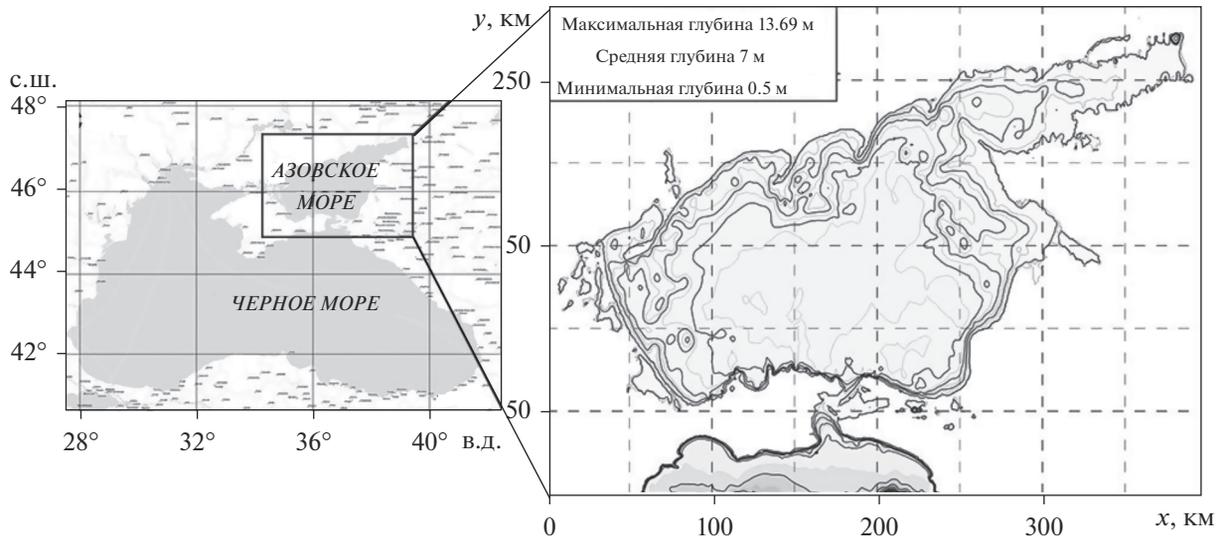


Рис. 1. Расположение на карте области исследования – Азовское море, Керченской пролив и примыкающая к нему часть Черного моря (справа, в синем прямоугольнике). Батиметрическая сетка области исследования, используемая в численных экспериментах (слева).

проходящие вдоль Керченского пролива, формируются при резком превышении уровня на его северном входе, примыкающем к Азовскому морю. Прохождение нагонной волны аналогично прохождению волны прорыва, возникающей при разрушении плотины, но движущейся не по сухому дну русла, как обычно волна прорыва, а по поверхности воды. Даже небольшое повышение уровня моря у входа в пролив вызывает большие приповерхностные скорости в районе прохождения фронта и обуславливает перенос значительной массы воды (волна перемещения). Это недостаточно изученное гидравлическое явление исследуется с использованием простой модели, учитывающей его основные особенности. Расчет квазиравномерного течения в проливе проводится на основе численного решения уравнения Шези (1) и уравнения неразрывности (2):

$$v_i = C_i \sqrt{R_i I}, \quad (1)$$

$$Q_i = v_i \omega_i, \quad (2)$$

где i – номер сечения; v_i , Q_i – осредненные по живому сечению скорости и расходы жидкости соответственно; $C_i = (R_i)^{y_i} / n$ – коэффициенты Шези, определяемые по формуле Н.Н. Павловского [9]; n – коэффициент шероховатости; ω_i – площади живых сечений; $R_i = \omega_i / \chi_i$ – гидравлические радиусы сечений потока жидкости; I – постоянный по длине канала гидравлический уклон; χ_i – смоченный периметр в i -м сечении русла; $y_i = -0.13 + 2.5n^{0.5} - 0.75(n^{0.5} - 0.1)R_i^{0.5}$ – показатель степени в формуле для коэффициентов Шези.

Учет формы поперечных сечений русла при уточнении скоростей в рамках плановой задачи гидравлики выполнен с помощью приближенной методики М.А. Великанова [19, 24]. Расчет неустановившегося движения потока проведен путем численного решения системы нелинейных уравнений Сен-Венана, базирующейся на уравнении динамики (2) и уравнении неразрывности (3):

$$\frac{1}{A} \frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) + g \frac{\partial y}{\partial x} - g(S_0 - S_f) = 0, \quad (3)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = 0. \quad (4)$$

Здесь $y = y(x, t)$ – координата свободной поверхности потока жидкости; x – продольная координата; t – время; S_0 – уклон дна; S_f – гидравлический уклон; $A(x, t)$ – площадь сечения потока жидкости; $Q(x, t)$ – расход потока жидкости; g – ускорение свободного падения. Численное решение системы (3)–(4), в записи которой использованы стандартные обозначения, основано на методе расщепления по физическим процессам и переменным состояниям [19]. При этом на основе заданного предварительно распределения искомых величин $y(x, t)$ по предиктор-корректорной схеме последовательно определяются производные, входящие в уравнения (3) и (4), которые затем снова корректируются до достижения заданной точности расчета.

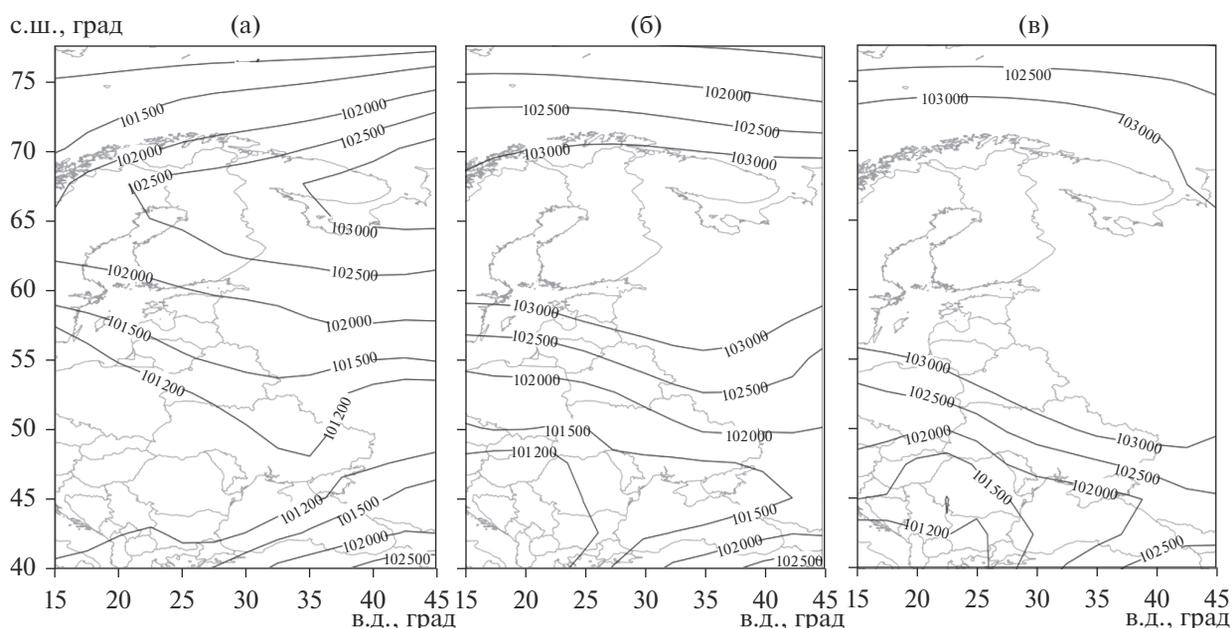


Рис. 2. Распределения среднесуточных значений приведенного к уровню моря приземного атмосферного давления (Па) над Восточной Европой по данным NCEP/NCAR: а – 5.02.2017, б – 6.02.2017, в – 7.02.2017.

АНАЛИЗ И ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Анализ метеорологических данных

Поиск случаев атмосферных антициклонических возмущений в ледовые сезоны 1948–2017 гг., приводящих к резкому повышению атмосферного давления в Керченском проливе, выполнен на основе анализа синоптических карт, построенных по данным реанализа NCEP/NCAR. На первом этапе из многолетнего массива данных NCEP/NCAR отбираются данные, отвечающие случаям повышения атмосферного давления за текущие и предыдущие сутки. Предполагается, что средняя скорость увеличения среднесуточного атмосферного давления на северном входе в Керченский пролив > 1 гПа/сут. Далее рассматриваются атмосферные возмущения, перемещающиеся с северных румбов, для которых на синоптической карте антициклон располагается южнее, чем в предыдущие сутки. В результате получены наборы карт, содержащие дату и отражающие сценарии прохождения антициклонов с северных румбов за период 1948–2017 гг. Их анализ показывает, что повышение атмосферного давления над Азовским морем связано с вторжением арктического воздуха в Европейском секторе. Кроме того, происходит формирование субмеридионального барического гребня, распространяющегося с восточного отрога Сибирского антициклона или западного отрога Сибирского антициклона. При этом в период 1948–1991 гг. атмосферное давление наиболее часто повышалось при вторжениях арктических воздушных масс, в

последующие годы повторяемость макроциркуляционных процессов практически выровнялась [32].

Пример синоптических карт за 5–7 февраля 2017 г., отвечающих наибольшему количеству случаев повышения атмосферного давления за период 1948–2017 гг., приведен на рис. 2. Как видно, над Азовским морем (5.02.2017) располагается обширная область повышенного атмосферного давления со среднесуточным значением ~ 1012 гПа (рис. 2а). Эта область, часть Арктического антициклона, находится также над Скандинавией, регионами Северо-Западного Федерального округа России и Баренцевым морем, а не связанный с ней субтропический антициклон располагается над территорией Турции и Кавказом.

Через сутки (6.02.2017) происходит вторжение арктического воздуха, которое приводит к образованию субмеридиональной полосы повышенного атмосферного давления, соединяющей сегмент Арктического антициклона с Субтропическим антициклоном (рис. 2б). Проникновение арктического воздуха в регионы Европейской территории России, расположенные в умеренных широтах, приводит к повышению атмосферного давления над Азовским морем до 1015 гПа. Продолжающееся вторжение арктического воздуха в следующие сутки (7.02.2017) приводит к росту атмосферного давления над Азовским морем на 9 гПа и к расширению полосы повышенного давления (рис. 2в).

Сравнивая рис. 2б и 2в, отметим смещение изображенных на них изобар над акваторией

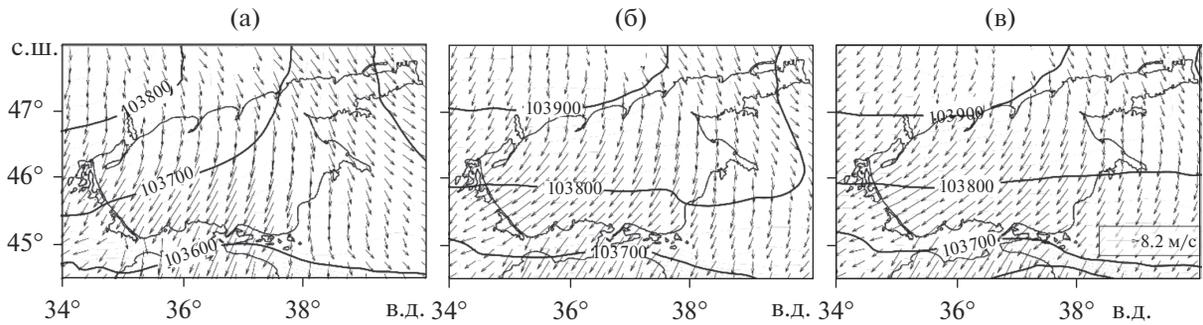


Рис. 3. Барическое поле (Па) и ветер над Азовским морем по данным SKIRON: а – 5.02.2017, б – 6.02.2017, в – 7.02.2017.

Азовского моря с СВ в сторону северного входа в Керченский пролив. Следовательно, рассматриваемый антициклон был способен вызвать значимые изменения скорости течения в проливе и повысить скорость течения из Азовского моря в Черное. Из рис. 2в следует, что атмосферное давление над Азовским морем было значительно выше, чем над прилегающей к южному входу в Керченский пролив акваторией Черного моря. Последнее (вследствие закона сообщающихся сосудов) также не могло не вызывать увеличения скорости азовского течения. Особенности изменения распределения атмосферного давления над Приазовским регионом, которые проявились 5–7 декабря 2015 г., типичны и для других случаев повышений атмосферного давления при движении антициклонов с северных румбов, проанализированных за период 1948–2017 гг.

Анализ отклонений уровня моря и течений в Керченском проливе по результатам трехмерного моделирования

Трехмерное гидродинамическое моделирование нелинейных процессов в исследуемой области (рис. 1) проведено с целью определения максимальных отметок уровня моря и скорости течений в поверхностном и глубинных слоях Керченского пролива при прохождении обширных областей повышенного атмосферного давления над Азовским морем. Расчеты проведены для двух временных периодов, отвечающих наибольшим повышениям атмосферного давления за 1948–2017 гг. В соответствии с изложенной выше методикой значительные повышения атмосферного давления, по данным NCEP/NCAR, обнаружены в декабре 2015 г. и феврале 2017 г.

В качестве форсинга для модели общей циркуляции океана РОМ используются данные реанализа SKIRON более подробные, чем данные NCEP/NCAR. Карты скорости ветра и атмосферного давления над Азовским морем по данным SKIRON, используемые в численных экспериментах, продемонстрированы на рис. 3 (5–7 фев-

раля 2017 г.). Из сравнения данных, представленных на рис. 2 и 3, видно, что карты барической топографии согласуются со среднесуточными синоптическими данными реанализа NCEP/NCAR. Как видно из рис. 3, перемещение обширного барического образования к Черному морю при скорости ветра до 8 м/с в течение трех суток практически не меняет направление его движения (с северного на северо-западное) к северному входу в Керченский пролив. Анализ временного хода осредненных по пространству значений атмосферного давления по данным SKIRON в декабре 2017 г. показывает его повышение в первой декаде от 1009.9 до 1038.9 гПа со средней скоростью 9.5 гПа/сут.

Результаты расчета скорости течений из Азовского моря в Черное, полученные в двух экспериментах, приведены в табл. 1. Значения скорости приведены в пунктах P_1 – P_5 , показанных на рис. 4, эквидистантно расположенных у северного входа в Керченский пролив на широте 45.45° с.ш. (пункт P_3 точно на фарватере). Данные моделирования, полученные с дискретностью 3 мин, позволяют установить, что максимумы скорости течений приходятся на одни и те же сутки и отмечаются в центре пролива (пункт P_3), а наименьшие значения имеют место у западной границы пролива (пункт P_1). Осредненные и максимальные значения скорости течений в центральной части пролива в 1.5–1.7 больше, чем соответствующие значения скорости на его западной границе. Для рассматриваемых периодов максимумы скорости течений, отмеченные 6.12.2015, достигают значений: 80 см/с – в приповерхностном слое моря, 64 см/с – в среднем по глубине. Данные моделирования позволяют сравнить среднемесячные значения скорости течения в Керченском проливе в рассматриваемые периоды с соответствующими пиковыми значениями, вызванными прохождением антициклона. Отметим превышение последних на 30 (в декабре 2015 г.) и 21 см/с (в феврале 2017 г.).

Таблица 1. Максимумы скорости азовского течения (см/с) в поверхностном слое и осредненные по вертикали в пунктах северного входа в Керченский пролив в декабре 2015 г. и феврале 2017 г.

Пункты	1–31 декабря 2015 г.		1–28 февраля 2017 г.	
	средние	поверхностные	средние	поверхностные
P_1	37	45	35	50
P_2	41	48	37	44
P_3	64	80	56	69
P_4	47	54	45	48
P_5	50	53	53	61

Таблица 2. Разность уровня моря (см) в пунктах северного входа в Керченский пролив по отношению к среднему уровню на его южном створе в моменты времени достижения максимумов азовского течения

Дата	Время	P_1	P_2	P_3	P_4	P_5
06.12.2015	22:00	26	7	17	2	21
24.02.2017	15:45	24	7	13	1	22

Перемещение антициклона над регионом приводит также к повышению уровня Азовского моря у северного входа в Керченский пролив, обусловленному нагоном воды. В табл. 2 представлены данные моделирования уровня моря в пунктах P_1 – P_5 в моменты достижения максимумов азовского течения. Как следует из анализа этих данных, в декабре 2015 г. и феврале 2017 г. наибольшие превышения уровня моря (26 и 24 см) на северном входе в Керченский пролив по

отношению к среднему уровню моря на южном створе пролива имеют место в пункте P_1 .

Результаты расчета скорости течений на створах Керченского пролива

Керченский пролив рассматривается как русло, в котором однонаправленное движение потока жидкости создается стабильным во времени перепадом уровня воды, отвечающего преобладающему направлению из Азовского моря в Чер-

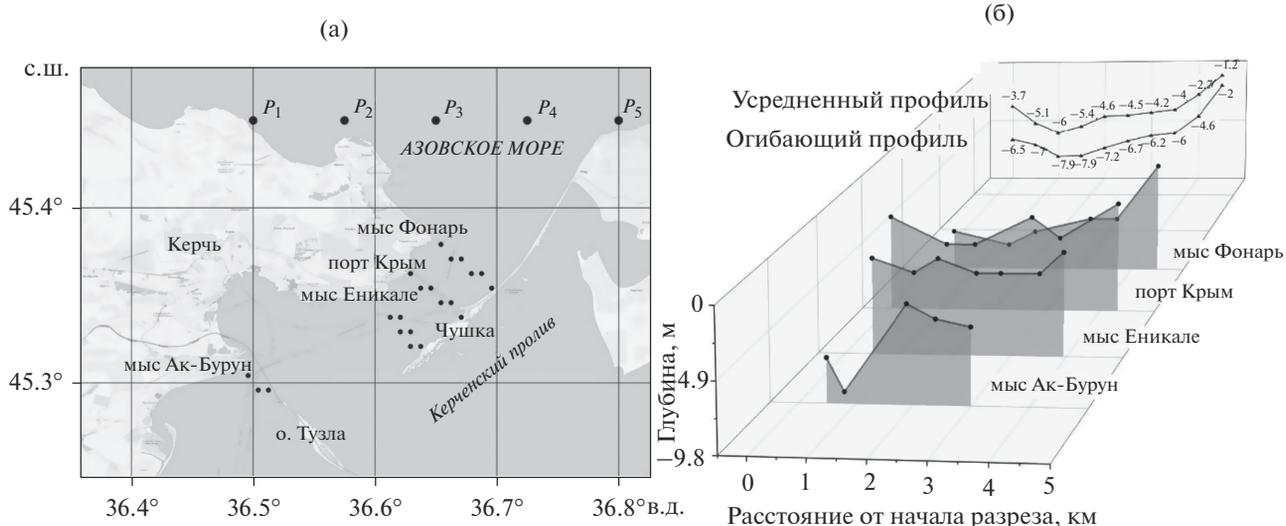


Рис. 4. Схема расположения профилей и пунктов P_1 – P_5 в Керченском проливе (а); схема построения профилей (огibaющего и усредненного), используемых в численных расчетах (б).

ное. Оценка максимально возможной скорости азовского течения на створе о. Тузла на основе численного решения уравнения Шези выполнена с учетом результатов трехмерного гидродинамического моделирования скорости течений в пунктах P_1 – P_5 (табл. 1), а также превышений уровня моря в пунктах северного входа в Керченский пролив по отношению к среднему уровню моря на южном створе пролива (табл. 2). При оценке скорости течения из Азовского моря в Черное на створе о. Тузла учтены площади поперечных сечений пролива на этих створах. Как следует из [14], площадь сечения Керченского пролива на его северном створе (порт Крым – порт Кавказ) составляет 26 км², а на створе о. Тузла (м. Ак-Бурун – о. Тузла) – 12 км². Предварительно проанализированы четыре профиля, нанесенных вдоль Керченского пролива от м. Фонарь до о. Тузла (рис. 4).

Из четырех рассмотренных профилей выделено “минимальное сечение” путем построения верхней огибающей совмещенных профилей. Далее “минимальное сечение” и усредненное еще раз усреднены. Таким образом, полученный профиль русла учитывает как стремление потока перемещаться в свободном пространстве, так и влияние рельефа дна на его движение. В пределах расчетного профиля четко выделяются две зоны – мелководье, расположенное в основном в левой части русла, и углубленная часть с правой стороны ближе к Крымскому берегу. В углубленной части максимальная глубина потока составляет 7–8 м, ширина этой зоны поверху ~1 км. Именно в этой зоне будут наблюдаться повышенные скорости потока во всех поперечных сечениях.

При учете неоднородности сечений канала установлено местное повышение скорости течений из Азовского моря в Черное при одностороннем сжатии потока на створе Керченского моста. Отношение площади сечения на створе к средней площади сечений на рассматриваемом участке (0.82) обуславливает возрастание средней скорости течений 0.64 м/с в 1.22 раза. Следовательно, перемещение антициклонов с северных румбов способно приводить к увеличению скорости поверхностных течений на створе о. Тузла на 0.54 м/с. Повышение скоростей до 1.18 м/с, обусловленное углублением потока в центральной части пролива и переформированием поля скоростей за счет сужения русла, может представлять опасность как для судов, проходящих между опорами моста, так и для самих этих опор в ледовые сезоны.

Анализ результатов численного решения системы уравнений (3)–(4) показал, что высота волны прорыва, равная в начале канала 0.25 м, убывает по его длине, достигая на створе Керченского моста 0.045–0.05 м. Соответственно, убывают и индуцированные этой волной скорости тече-

ний до 0.69–0.8 м/с. При наличии стационарных течений скоростью 0.56–0.64 м/с (табл. 1) возможно достижение скорости течений в проливе до 1.5–1.6 м/с за счет скорости движения волны прорыва. Время этого увеличения скорости соизмеримо периоду времени взаимодействия волны прорыва, движущейся со скоростью распространения гравитационных волн, с опорами моста. Для исследуемых условий при средней глубине потока ~4 м скорость волны прорыва составляет ~6 м/с ($v = (gh)^{0.5}$, h – глубина потока). При этом время воздействия потока с такой скоростью будет небольшим (порядка 1–2 с). За это время вероятность одновременного с потоком жидкости воздействия льда на опору моста (фронтального или бокового) пренебрежимо мало, так как воздействие отдельно плавающих льдин происходит с интервалом больше указанного периода. Поэтому это увеличение скорости течений, связанное с прохождением волны прорыва через Керченский пролив, можно не учитывать при составлении прогнозов рисков повреждения опор моста.

*Анализ повторяемости случаев
повышения атмосферного давления
в Азово-Черноморском регионе*

Анализ суровости зим в Азово-Черноморском регионе по методике, предложенной в [32], показал, что за период 1948–2017 гг. суровые зимы в районе Керченского пролива наблюдались до 1987 г. В последние 30 лет здесь наблюдались либо мягкие, либо умеренные зимы [2]. За это время было 12 умеренных и 18 мягких зим (за предыдущее тридцатилетие – соответственно 15 и 11, 4 зимы были суровыми), что подтверждается выводами, представленными в [5]. В современный период (2005–2017 гг.) отмечено 4 умеренные зимы при увеличении повторяемости мягких зим и отсутствии суровых. В последние годы в южных регионах России, на Каспийском и Азовском морях преобладают рекордно суровые зимы, а лед в прибрежной зоне стоит до 80 дней [13].

Для каждого месяца ледового сезона за период 1948–2017 г. оценена повторяемость явлений, характеризующихся повышением атмосферного давления со средней скоростью, превышающей 500 и 1000 Па/сут. Для этого определено общее число антициклонов и соответствующие каждому из них максимальные скорости роста атмосферного давления. Из полученных оценок сформированы временные ряды, используемые для определения вероятности случаев повышения атмосферного давления и тенденций их повторяемости. Отношения найденного количества случаев к общему количеству суток в месяцы ледового сезона, усредненные в скользящем окне длиной 30 лет, рассматриваются в качестве тенденций повторяемости [11].

Для любых зим повторяемости повышения атмосферного давления со средней скоростью <500 Па/сут уменьшаются по сравнению с повторяемостью этих явлений со скоростью, превышающей 1000 Па/сут. В мягкие зимы 1966–2017 гг., особенно в период после 1985 г., повторяемость случаев повышения атмосферного давления стремительно возрастает. Из этого следует, что за период 1966–2017 гг. повторяемость случаев повышения атмосферного давления, при которых в Керченском проливе могут возникать ощутимые изменения скорости азовского течения, увеличилась. Наиболее заметные тенденции увеличения разности средних значений атмосферного давления в Азово-Черноморском регионе в 2005–2017 гг. проявляются в декабре–январе по сравнению с февралем–мартом. Последнее позволяет прогнозировать навигационные риски, обусловленные увеличением скорости азовского течения в Керченском проливе в декабре и январе.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенного исследования установлено, что при движении антициклонов с северных румбов скорости течений из Азовского моря в Черное достигают наибольших значений при прохождении створа о. Тузла, имеющего минимальную площадь поперечного сечения. Полученные выводы основаны на анализе результатов трехмерного гидродинамического моделирования и решения оценочного уравнения Сен-Венана. Максимумы скорости течений в Керченском проливе рассчитаны для периодов наибольшего повышения атмосферного давления в Азово-Черноморском регионе по данным реанализа NCEP/NCAR за 1948–2017 гг. Выполнен прогноз гидравлического явления, заключающегося в переносе массы воды по поверхности канала, и исследованы условия распространения волны прорыва, приводящей к значительному (до 1.6 м/с), но кратковременному повышению скоростей течения в Керченском проливе. Это повышение можно не принимать во внимание при оценке воздействия льда на опоры моста. Однако при прогнозировании скорости течений в проливе, вызванных повышением атмосферного давления, следует учитывать возможное увеличение скорости до 1.2 м/с, связанное с местным углублением русла у опор моста и со сжатием струй перед створом о. Тузла.

В современный период (2005–2017 гг.) потепление климата и превышение числа мягких зим над умеренными обуславливают снижение риска повреждения опор моста через Керченский пролив движущимися ледовыми образованиями по сравнению с серединой XX в. Вместе с тем учет этого риска представляется целесообразным, поскольку возрастает вероятность случаев повыше-

ния атмосферного давления со скоростью, превышающей 1000 Па/сут, и в будущем умеренные и суровые зимы могут повториться.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атмосферный реанализ среднесуточных значений атмосферного давления. [Электронный ресурс]. [http:// https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.ncer.reanalysis.html](http://https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.ncer.reanalysis.html)
2. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. V. Азовское море. СПб.: Гидрометеоздат, 1991. 234 с.
3. Гидрометеорологические условия морей Украины. Т. 1. Азовское море. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2009. 402с.
4. Дубинин М., Поспелов И. Источники метеорологических данных на территорию РФ по станциям. [Электронный ресурс]. <http://gis-lab.info/ga/meteo-station-soursis.html>
5. Думанская И.О., Котилевская А.М. Оценка возможности использования прогностических методов XX века в современной практике ледового обслуживания мореплавания на неарктических морях России // Тр. ГМЦ РФ. 2009. Вып. 343. С. 67–88.
6. Дьяков Н.Н., Тимошенко Т.Ю., Белогудов А.А., Горбач С.Б. Атлас льдов Черного и Азовского морей. Севастополь: ЭКОСИ-гидрофизика, 2016. 219 с.
7. Иванов В.А., Морозов А.Н., Шутков С.А., Зима В.В., Федоров С.В., Вержевская Л.В. Течения в Керченском проливе по данным натуральных наблюдений // Метеорология и гидрология. 2018. № 4. С. 117–123.
8. Иванов В.А., Рябцев Ю.Н. Моделирование формирования и таяния льда в Керченском проливе // Метеорология и гидрология. 2018. № 1. С. 52–59.
9. Киселев П.Г. Справочник по гидравлическим расчетам. М.: Энергия, 1972. 312 с.
10. Книпович Н. М. Гидрологические исследования в Азовском море: труды Азовско-Черноморской научно-промышленной экспедиции. М.: Шестой Октябрь, 1932. 496 с.
11. Кобзарь А. И. Прикладная математическая статистика. Справочнику для инженеров и научных работников. М.: Физматлит, 2006. 816 с.
12. Куркин А.А. Нелинейная и нестационарная динамика длинных волн в прибрежной зоне. Н. Новгород: НГТУ, 2005. 330 с.
13. Матишов Г.Г., Дашкевич Л.В., Кириллова Е.Э. Лед как индикатор изменения климата (на примере Баренцева и Азовского морей) // Наука Юга России. 2020. Т. 16. № 2. С. 27–40.
14. Матишов Г.Г., Чикин А.Л. Исследование ветровых течений в Керченском проливе с помощью математического моделирования // Вестн. ЮНЦ РАН. 2012. Т. 8. № 2. С. 27–32.
15. Мишуев А.В. Сладкевич М.С. Исследование параметров потока в зонах резкого изменения ширины канала при прохождении волны перемещения // Методы исследования и расчета волн, их воздействия на гидротехнические сооружения и берега // Материалы конференций и совещаний по гидротехнике Л., 1982. С. 178–183.

16. Океанографический атлас Черного и Азовского морей. Киев: ДУ Укрморкартографія, 2009. 356 с.
17. Панов Б.Н., Спиридонова Е.О. Современные тенденции изменения характера атмосферной циркуляции в Азово-Черноморском регионе // Метеорология и гидрология. 2018. № 1. С. 43–51.
18. Савенко В.Я. Математические модели и методы расчета квазитрехмерных безнапорных потоков. Киев: Техника, 1995. 188 с.
19. Скворцов А.В. Триангуляция Делоне и ее применение. Томск: ТГУ, 2002. 28 с.
20. Черкесов Л.В., Иванов В.А., Хартиев С.М. Введение в гидродинамику и теорию волн. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. 264 с.
21. Черкесов Л.В., Шульга Т.Я. Исследование влияния параметров барических образований на свободные и вынужденные колебания уровня и течения в Азовском море // Морской гидрофиз. журн. 2016. № 4. С. 13–26.
22. Черкесов Л.В., Шульга Т.Я. Численный анализ влияния скорости и направления продолжительно действующего ветра на циркуляцию вод Азовского моря с учетом и без учета водообмена через Керченский пролив // Океанология. 2018. Т. 58. № 1. С. 23–33.
23. Черкесов Л.В., Шульга Т.Я. Численный анализ влияния параметров атмосферных фронтов на свободные и вынужденные колебания уровня и течения в Азовском море // Тр. ГОИН. Исследования океанов и морей. 2017. Вып. 218. С. 120–137.
24. Щодро О.Є. Побудова планової картини течії та просторових деформацій русла довольної форми // Гідроенергетика України. 2010. № 3. С. 36–39.
25. Bautista E.G., Mendez F., Bautista O., Mora A. Propagation of shallow water waves in an open parabolic channel using the WKB perturbation technique // Applied Ocean Res. 2011. V. 33. № 3. P. 186–192.
26. Blumberg A.F., Mellor G.L. A description of three-dimensional coastal ocean circulation model in Three-Dimensional Coast Ocean Models // Estuarine, Coastal Shelf Sci. 1987. V. 4. P. 1–16.
27. Chang H.K., Lioul C. Long wave reflection from submerged trapezoidal breakwaters // Ocean Engineering. 2007. V. 34. № 1. P. 185–191.
28. Courant R., Friedrichs K.O., Lewy H. On the partial difference equations of mathematical physics // IBM J. 1967. March. P. 215–234.
29. Fishman G.S. Monte Carlo: concepts, algorithms, and applications. // Springer Ser. Operations Res. Financial Engineering. 1996. 698 p.
30. Kallos G., Nickovic S., Jovic D. et al. The Regional Weather Forecasting System SKIRON and its capability for forecasting dust uptake and transport // Proc. WMO conf. dust storms. Damascus, 1997. № 1–6. Nov. P. 9.
31. Mellor G. L., Yamada T. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems // Rev. Geophys. Space Phys. 1982. V. 20. № 4. P. 851–875.
32. Sirotkina A.I. К вопросу об оценке сушевости зим на южных морях // Труды НИИАК. 1959. Iss. 8.
33. Smagorinsky J. General circulation experiments with primitive equations. I. The basic experiment // Mon. Wea. Rev. 1963. V. 91. № 2. P. 99–164.
34. Tengst M.H., Wu T.Y. Evolution of long water waves in variable channels // Fluid Mech. 1994. V. 266. P. 303–317.
35. Wannawong W., Humphries U.W., Wongwises P. et al. Mathematical Modeling of Storm Surge in Three Dimensional Primitive Equations // Int. Comp. Math. Sci. 2011. № 5. P. 44–53.

ОПАСНОСТИ И РИСКИ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ: ВЕКТОРЫ МЕЖДУНАРОДНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ. КАЧЕСТВО РЕКРЕАЦИОННЫХ СРЕД¹

© 2021 г. И. В. Андреева*

Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, 656038 Россия

**e-mail: direction-altai@yandex.ru*

Поступила в редакцию 04.05.2020 г.

После доработки 23.05.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

Обобщены англоязычные научные публикации по вопросам оценки опасностей и рисков в рекреационном водопользовании. Проанализирована международная публикационная активность, показаны магистральные и поисковые направления тематических исследований. Кратко приведены результаты изучения микробного загрязнения воды и песка на пляже, поведения микробных патогенов и их влияния на здоровье посетителей пляжей, опасности цветущих водорослей, солнца, радиации и эстрогенов для отдыхающих. Показаны методы и технологии оценки загрязнений пляжных сред и заболеваемости вследствие купания, а также перспективные направления исследований влияния факторов окружающей среды на поведение загрязнителей и перенос загрязнений в пляжных средах.

Ключевые слова: рекреационный пляж, микробиологическое качество воды и песка, опасность, риск, здоровье человека.

DOI: 10.31857/S0321059621030032

ВВЕДЕНИЕ

Рекреационное водопользование – древнейший и многоаспектный феномен, его масштаб резко вырос в XXI в., но парадигма его пока не сформирована окончательно. Причин тому много: от отсутствия единой идеологии до современных природных и социальных вызовов, актуализующих исследования в области оценки опасностей, рисков и ущерба в разных сферах человеческой деятельности, в том числе в рекреационном водопользовании.

В отечественной науке термин “рекреационное водопользование” впервые сформулирован А.Б. Авакяном с соавторами и обозначает деятельность населения, связанную с отдыхом, спортом и туризмом на акватории и побережье водоемов. В определении подчеркнута прямое или косвенное влияние такой деятельности на качество воды и экосистемы водных объектов, поэтому рассматривается с позиций рационального использования и охраны водных ресурсов [1].

Современные глобальные события (экономический кризис, изменение климата, природные катастрофы и эпидемии) множат аспекты рекреационного водопользования, требуют новых научных идей и объяснений. Например, с позиции экономической целесообразности и физической безопасности при организации рекреационных зон необходимо осмысление расположения прибрежных рекреационных площадок на контакте литосферы и гидросферы, в условиях высокой динамичности природных процессов, а значит – слабой предсказуемости и опасности. С точки зрения здоровья человека необходимо учитывать, что мировые прибрежные воды становятся пулом опасных микроорганизмов. Фокус на предпочтениях пользователя, которому важна близость водного объекта к месту проживания, увеличивает рекреационную ценность водотоков. Исследования в этих направлениях уже ведутся, что подтверждает ежегодный рост числа доступных публикаций.

Однако, по мнению И.В. Ланцовой [3], с которым нельзя не согласиться, “несмотря на большое количество исследований по рекреационному природопользованию, комплексных работ по геоэкологическим проблемам рекреационного использования водохранилищ в научной литературе практически не представлено”. Этот вывод легко интерполируется на другие типы водных объектов (озера, моря и особенно – реки) и на

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания ИВЭП СО РАН (проект № 0306-2021-0002).

Таблица 1. Поисковые запросы и направления исследований

Корень поискового запроса	Количество статей в тематических направлениях, ед.		
	качество рекреационной среды и влияние на здоровье человека	воздействия рекреационной деятельности на экосистемы и биоту	воздействия природных сил на рекреационные пляжи и здоровье человека
Опасность (“hazard”)	81	1	8
Риск (“risk”)	7	24	40
Ущерб (“damage”)	16	20	53

другие аспекты рекреационного водопользования, например на гидрологическую и геоморфологическую безопасность рекреационных побережий [2].

Отечественные исследования не уникальны в этом отношении. Результаты анализа изученности проблемы по англоязычной литературе говорят о ее международном характере, что затрудняет для исследователей возможность качественных теоретических обобщений. Вместе с тем для разных стран характерны свои национальные особенности исследований и имеются прорывные идеи, которые могут быть полезны мировому научному сообществу для развития новых направлений изучения рекреационного водопользования.

Представленная статья посвящена оценке качества рекреационных сред (вода, песок, донные отложения) и его влияния на здоровье человека. Она вводит в проблему и освещает тематические направления и важнейшие выводы из исследований качества воды и песка на пляже.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Для отбора публикаций, посвященных опасностям, рискам и ущербам на рекреационных пляжах, в электронной научной библиотеке “Web of Science” [99] сформулированы три поисковых запроса: Тема 1 = (“beach*” and “hazard*” and “recreation*”); Тема 2 = (“recreational beach*” and “risk*”); Тема 3 = (“beach*” and “damage*” and “recreation*”). Поиск обнаружил 250 статей, датированных 1991–2019 гг.

Анализ содержания текстов показал четкое разделение исследований по трем магистральным направлениям: 1) качество сред; 2) воздействие рекреационной деятельности на экосистемы и биоту; 3) воздействие природных процессов на рекреационные пляжи и здоровье человека. Кроме того, обнаружено, что запрос с корнем “hazard” соответствует исследованиям и источникам по качеству сред, запрос с корнем “risk” приведет, скорее всего, к источникам по воздействиям, а запрос “damage” с большей вероятностью укажет на статьи по физической безопасности побережий (табл. 1).

Изучению качества рекреационных сред посвящено 104 статьи из 57 журналов. В общей сложности 482 автора работают в тематике, но лишь 23 из них имеют по три статьи и больше. Отраслевые результативные специалисты и лидеры по числу цитирований – Н. Solo-Gabriele, R. Whitman, J. Griffith и A. Ahmad (табл. 2).

Помимо общности авторских интересов видно, что международное сотрудничество весьма ограничено и состоит во включении одного-двух иностранных коллег в крупные национальные группы. Очевидно, это связано со спецификой изучения влияния параметров рекреационной среды на риски для здоровья в разных странах, в том числе с учетом разных параметров оценки, а также с локальным характером исследований.

По рассматриваемой теме публикуются авторы из 32 стран. Более половины статей принадлежит исследователям из США, для которых большинство журналов – “домашние” и издаются на родном языке. Статей, написанных россиянами, в тематическом перечне нет (рис. 1), что не умаляет качество отечественных исследований, а лишь демонстрирует степень доступности рейтинговых зарубежных площадок для демонстрации и обсуждения результатов для неамериканских ученых. В этой связи отраслевые национальные издания приобретают значимость банков кондиционных, соответствующих международным тенденциям, но обладающих региональной спецификой результатов для дальнейших дискуссий и теоретических обобщений.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБОБЩЕНИЕ

Качество рекреационных сред обсуждается в рамках десятка узких тем: микробное загрязнение воды и песка, влияние экологических факторов на персистенцию энтерококков (*Enterococcaceae*), поведение и влияние других патогенов (*Vibrionaceae*, *Salmonella*, *Adenoviridae*) на здоровье посетителей пляжей, опасность сброса канализационных (сточных) вод на пляжи; микробный риск от распределенных источников, опасность цветущих пресноводных водорослей, методы и техно-

Таблица 2. Специалисты по оценке качества рекреационных сред

№	Авторский коллектив	Автор	Страна	Статьи	Общее количество ссылок на статьи, ед.
1	1	Solo-Gabriele, Helena M.	США	[32, 75, 76, 78, 88, 91, 92, 98, 100]	249
2		Whitman, Richard L.	»	[51, 69, 72, 88, 92, 100]	184
3		Harwood, Valerie J.	»	[6, 11, 92, 100]	172
4		Nevers, Meredith B.	»	[69, 72, 88, 100]	127
5		Edge, Thomas A.	Канада	[92, 98, 100]	93
6		Brandao, Joao	Португалия	[88, 92, 100]	119
7	2	Griffith, John F.	США	[21, 38, 39, 59, 93, 105]	179
8		Wade, Timothy J.	»	[21, 70, 71, 105]	126
9		Schiff, Kenneth C.	»	[21, 38, 93, 105]	155
10		Weisberg, Stephen B.	»	[21, 38, 105]	137
11		Arnold, Benjamin F	»	То же	137
12		Cao, Yiping	Китай	»	137
13		Colford, John M., Jr.	США	»	137
14		Boehm, Alexandria B.	»	[13, 14, 104, 105]	21
15		Haugland, Richard	»	[21, 41, 70]	131
16	3	Ahmad, Asmat	Малайзия	[4, 5, 26, 35, 42, 107]	16
17		Dada, Ayokunle Christopher	Новая Зеландия	[4, 26, 27]	20
18		Usup, Gires	Малайзия	[4, 5, 26]	15
19	4	Wong, Mark Vee-Meng	Сингапур	[69, 102, 103]	165
20		Rose, J. Barbara	США	То же	165
21		Phanikumar, Mantha S.	»	[69, 102, 106]	85
22	5	Jiang, Sunny C.	»	[29, 58, 84]	30
23		Lim, Keah-Ying	»	То же	30

логии оценки загрязнений пляжных сред, фильтрующие системы, влияние солнца, радиации и эстрогенов на здоровье отдыхающих, заболеваемость вследствие купания, влияние факторов окружающей среды на поведение и перенос загрязнений в пляжных средах.

Самая широкая тема – изучение микробного загрязнения, основной показатель которого – фекальные (колиформные) бактерии группы кишечной палочки *Escherichia coli*. Обитая в кишечнике животных или человека, они способны выживать в окружающей среде, поэтому служат индикатором оценки качества природных вод и включены во все нормативные документы. Наличие *Escherichia coli* в рекреационных средах создает риск множества опасных заболеваний, поэтому с изучением разных аспектов проблемы и с оценкой фекальных загрязнений связано большинство работ (в общей сложности 57).

Основополагающие вопросы оценки риска заболеваний человека из-за фекального загрязнения в процессе отдыха обобщены в обзорах [4, 14,

48, 61, 70, 71, 80, 98], где показаны концептуальные положения и признанные научные подходы. К оценке качества воды подходят с разных позиций, но чаще всего используют одновременно широкий спектр физико-химических и микробиологических показателей, а результатам придают констатирующий или сравнительный характер. Такие исследования описывают бактериальное загрязнение на водных объектах различного генезиса, но подавляющая часть их посвящена морским пляжам в разных частях мира: в Южной Африке [31], Южной Калифорнии (США) [29, 38, 59, 97], Турции (прол. Дарданеллы) [96], Гренаде (Карибский бассейн) [43], Швеции (Датский эстуарий) [86], Индии [19], Бразилии [84], Испании [64], Южной Кореи [49] и на Гавайях [81]. Исследований пресноводных пляжей намного меньше, и посвящены они оз. Мичиган и Великим озерам в США [23, 42, 51]. Вместе с тем на примере пресных вод на территории с умеренным климатом (Великие озера) и морских тропических вод (Пуэрто-Рико) показано, что методы обнаружения

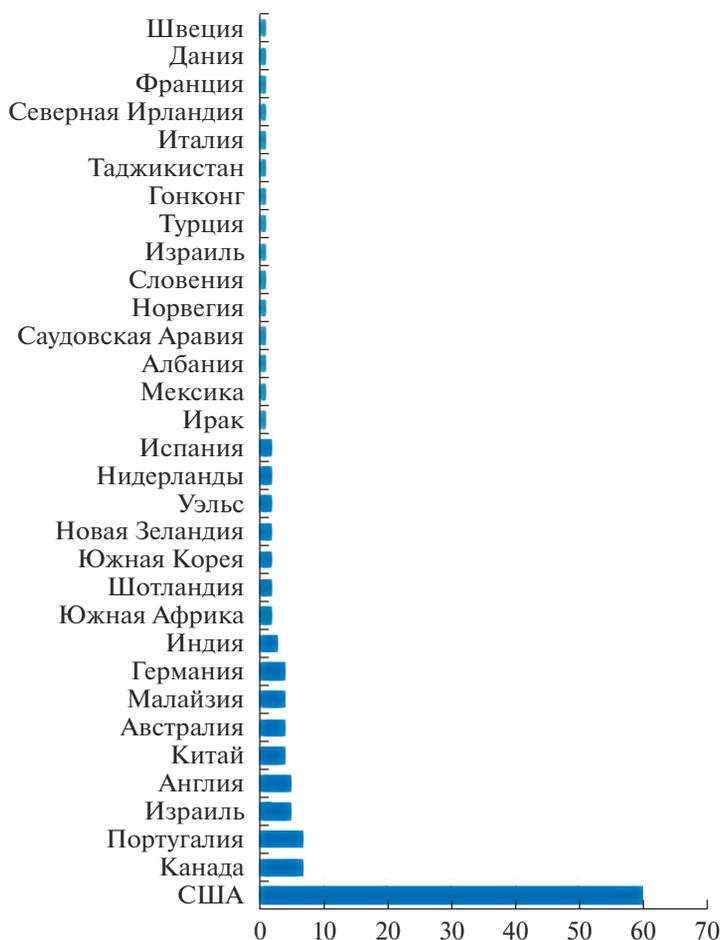


Рис 1. Количество статей по странам, ед.

энтерококков в водах разного генезиса универсальны [41].

Перечисленные работы практически идентичны, но есть такие, в которых взгляд на проблему нетривиален, что открывает новые исследовательские аспекты. К таким относятся, например, оценка потерь производительности труда в форме отпуска по болезни, вызванной фекальными загрязнениями воды на пляжах [57], а также изучение способности популяции морских мух, населяющих субстрат из гниющих водорослей на естественных отмелях, загрязненный человеческим патогеном, усиливать источник опасности при передаче инфекции посетителям пляжей [73, 94].

Пляжная вода часто контролируется на микробное качество. Однако все больше данных говорит о том, что пляжный песок может содержать вредные для человека микробы часто в концентрациях выше концентрации в воде. Вместе с тем стандарты мониторинга, отбора проб, анализа и управления качеством пляжного песка пока не разработаны [88].

Обнаружению в пляжном песке энтерококков, вызывающих менингит, инфекции мочевыводящих путей и бактериальный эндокардит, а также количественной оценке риска заболевания человека при контакте с песком посвящены исследования на морских субтропических пляжах Мексики [55], Южной Австралии [100] и Новой Зеландии [9], Флориды [17, 21, 32, 75, 76, 91, 101], Северной Каролины [37], Калифорнии [39], Португалии [88], Бразилии [89], Малайзии [26] и Ирана [30]. Подобная оценка на пресноводных пляжах выполнена лишь дважды: на оз. Мичиган [92] и на Великих озерах [12].

В ряде исследований уточняются экологические факторы, влияющие на персистенцию энтерококков. В них установлено, что в благоприятных условиях бактерии в пляжных песках могут не только выживать, но и размножаться, а наибольшую концентрацию они имеют в биопленках песков выше уровня прибоя [105]. Устойчивость кишечной палочки к антибиотикам зависит от степени загрязнения пляжного песка человеческими фекалиями [10]. Наибольшая доля энтеро-

кокков в общей популяции, как правило – в толще воды (до 77%) или в донных отложениях (до 95%). Энтерококки в подводной растительности составляют 0–18% общей популяции, хотя имеют самые высокие концентрации на единицу массы резервуара [11].

Одно из направлений работ посвящено золотистому стафилококку (*Staphylococcus aureus*). Бактерии *Staphylococcus aureus* сохраняются на кожных покровах и слизистых оболочках верхних дыхательных путей, провоцируют широкий диапазон заболеваний: от кожных инфекций до смертельно опасных пневмонии, менингита, сепсиса. Судя по географии исследований, вопросы обнаружения, динамики и пространственной оценки *Staphylococcus aureus* наиболее актуальны для теплых морей Малайзии [5, 108], Албании [16] и США [34, 56, 78]. В необычном сравнительном исследовании, выполненном в США, пляжные рекреационные среды сравниваются с поверхностями касания в общественных зданиях [82]. Поведение изолятов *Staphylococcus aureus* в этих средах ожидаемо различно: доминируют разные штаммы бактерий с разными реакцией на антибиотики и устойчивостью к ним.

Другим патогенам уделено гораздо меньше внимания; в частности, галофильному вибриону из семейства *Vibrionaceae*, обитающему в соленых водоемах и способному вызвать вспышки острых кишечных инфекций, посвящено всего одно исследование [35], проведенное в малайзийских морских водах. Аналогична ситуация с исследованиями сальмонеллы (*Salmonella*) – возбудителя брюшного тифа, паратифов и других сальмонеллезов [63]; аденовируса (*Adenoviridae*) – возбудителя конъюнктивита, тонзиллита, отита [104]. Первое из них выполнено в Португалии, второе – на оз. Мичиган.

Тесно связана с предыдущей тема опасности от сброса сточных вод на пляжи и в акватории. Таких исследований много, что говорит об остроте проблемы. Она существует на пляжах Сальвадора, где из-за подводного сброса неочищенных стоков высока бактериальная активность и риск заражения патогенами человека [87]. На оз. Тахо (Калифорния, США) из-за переноса патогенов от рекреационных пляжей, где происходит телесный контакт рекреантов с водой, до водозаборов питьевой воды зафиксировано проникновение патогенов в систему питьевого водоснабжения [44]. В Португалии обнаружено ухудшение динамики качества воды во время купального сезона из-за влияния городского водного цикла [25]. От быстрых определений фекальных загрязнений зависят превентивные мероприятия, снижающие заболеваемость на пляже. Развитию методов быстрой оценки посвящены исследования, которые оценивают, насколько тот или иной метод поле-

зен для предупреждения об опасности заражения [21, 46]. Однако купающиеся не осознают уровня риска и не придерживаются рекомендаций даже во время запретов на купание [79].

С помощью фекальных индикаторов качество воды на пляжах оценивается во многих прибрежных регионах мира. Однако полезность этого подхода иногда сомнительна, особенно там, где нет очевидных антропогенных источников стоков. Поэтому ряд работ демонстрирует оценку микробного риска от распределенных источников [58], например от фекалий диких птиц: чаек [7, 90], песчаного журавля [60], канадского гуся [45].

Другой источник опасности – цветущие пресноводные водоросли, производящие широкий спектр биологически активных соединений, способных негативно влиять на органы, кожу и иммунную систему [62]. Даже низкие уровни цианотоксинов в питьевых и рекреационных водах способны оказывать хроническое токсическое воздействие, что подтверждено на эмбрионах *Danio rerio* [85]. Экосистемной ориентацией отличается от предыдущих исследование, выполненное в Болгарии и показавшее рекреационный ущерб от цветения водорослей в Варненском заливе. В нем оценено количество, степень и длительность цветения водорослей, а также готовность посетителей платить за очистку от них пляжей [95].

Обширная группа статей посвящена методам и технологиям оценки. Современный мониторинг качества воды основан на частых отборах проб и культивировании бактерий, что требует много времени и не позволяет быстро принимать решения. Есть очевидная потребность в более быстрых и удобных методах анализа [8], для чего совершенствуется процесс прогнозирования концентраций патогенов. Традиционные регрессионные модели предлагается комбинировать с авторскими: метео-бактериологическими моделями [27, 72, 103], методом нелинейной авторегрессионной сети с экзогенными входами с объясняющими переменными [107], количественной цифровой полимеразной цепной реакцией и цифровой обратной реакцией [18, 66, 93], методом проточной цитометрии вместе с флуоресцентными антителами [50].

Задачи улучшения методов обнаружения вирусов решают исследования, посвященные фильтрующим системам. Свою эффективность подтвердили картриджи с электропозитивными гранулярными средами [47, 65] и мембраны, стимулированные подкислением или добавлением $MgCl_2$ [6]. Среди других концептуальных предложений – метод, позволяющий одновременно фильтровать и концентрировать все классы патогенов из больших объемов воды [36], стохастическая модель количественной оценки микробного

риска [77], модель суточной изменчивости энтерококков в зависимости от солнечного и приливного циклов [13], модель гидродинамики зоны прибоя в сочетании с моделью переноса с инактивацией загрязнителя первого порядка [69]. Для поддержки системы принятия решений по пляжам предназначена система мониторинга качества воды, сочетающая в себе модель множественной линейной регрессии для прогноза уровней энтерококков и географическую информационную систему для пространственного отображения состояния пляжа [28].

Специфична группа исследований по соляриной тематике. Например, в одном из них морская вода тестируется на наличие стойких соединений из состава солнцезащитных кремов, оказывающих доказанное негативное влияние на клетки и ткани человека и животных [43]. Два исследования связаны с воздействием на отдыхающих ультрафиолета, вызывающего кератит [102] и базальноклеточный рак кожи [67].

Единичные исследования посвящены оценке радиоактивности рекреационных вод [40] и оценке концентрации эстрогенов в речных водах [83]. Такие специфичные исследования актуальны для Индии и Португалии.

Задача оценки заболеваемости вследствие купания поставлена в нескольких работах. Например, связь между загрязнением рекреационных сред и заболеваемостью предлагается определять анкетированием пловцов и оценкой связей между бактериальными маркерами и самостоятельно ими установленными без обращения к врачу болезнями [70]. Частоту заражения среди пловцов и загорающих предлагается рассчитывать с помощью сравнительной оценки показателей сброса загрязненных сточных вод, уровня солнечной радиации и заболеваемости посетителей [106]. В опытах на крысах показана потенциальная способность бактерий, выделенных с морских пляжей, вызывать раневые инфекции. Заболеваемость и смертность животных достоверно коррелировали с количеством фекальных кишечных палочек и обратно пропорциональны солености воды [53].

Последнюю группу составляют мультидисциплинарные исследования влияния факторов окружающей среды на масштабы, направление и интенсивность переноса микробного загрязнения в рекреационных средах. Для определения факторов, наиболее значимых при оценке риска заражения и заболевания пловцов, в качестве переменных для моделей множественной регрессии предлагается использовать направление волн, количество облаков и высоту нижней границы облачности, направление и скорость течения и температуру воды [15, 24, 54], влажность песка и расстояние от зоны прилива [20], направление и

скорость вдольбереговых течений и объем оттока воды, разбавляющей загрязнения по сливным каналам [68], количество и интенсивность атмосферных осадков [58, 22, 74, 33], глубину и рельеф дна в прибрежной зоне [52].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты анализа источников, посвященных опасностям и рискам в рекреационном водопользовании, приводят к выводу, что более половины мировых исследований связаны с оценкой микробиологического качества рекреационных вод и риска для здоровья человека при их использовании. Это направление, как наиболее изученное, вряд ли утратит позиции в ближайшие годы; скорее, оно будет развиваться в сторону теоретических обобщений. Вместе с тем растет число и качество исследований других вопросов: 1) исследования песка и донных отложений на наличие патогенов и для сравнения с водной средой; 2) оценка влияния сброса сточных вод в рекреационные среды на заболеваемость отдыхающих; 3) изучение влияния природных факторов на масштабы и поведение загрязнений; 4) теоретические, методические и технологические уточнения оценки загрязнения и рисков, с ним связанных. Остальные направления из перечисленных в статье следует пока рассматривать как поисковые.

Дефицит научных идей по ряду тем, а также специфика российской рекреационной и хозяйственной практики обуславливают целесообразность отечественного научного поиска в направлениях: 1) определение микробиологического качества рекреационных сред на внутриконтинентальных озерах и реках; 2) сравнительные исследования загрязнений на речных и озерных пляжах в разных природных зонах; 3) количественная сравнительная оценка микробного загрязнения от широкого спектра источников — от скоплений водоплавающей птицы и сельскохозяйственных животных до массовых концентраций рекреантов в местах отдыха. Такие исследования необходимы не только науке, но и практике управления прибрежными территориями для пролонгированного обеспечения качества экосистем и улучшения качества жизни населения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Авакян А.Б., Бойченко В.К., Салтанкин В.П. Рекреационное использование водных объектов Московской области (состояние, проблемы, перспективы) // Вод. ресурсы. 1983. № 6. С. 125–133.
2. Андреева И.В. Рекреационное водопользование на реках: экосистемная обеспеченность и гидрологическая безопасность // Изв. АО РГО. 2019. № 3. С. 5–16.

3. Ланцова И.В. Геоэкологическая оценка и рациональное использование рекреационного потенциала береговых зон водохранилищ. Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. М.: ИВП РАН, 2009. 54 с.
4. Ahmad A., Dada A., Usup G. Application of multilocus sequence analysis for molecular characterization of enterococci with virulence factors recovered from a tropical recreational beach // Southeast Asian J. Tropical Med. Publ. Health. 2014. V. 45. № 3. P. 700–71.
5. Ahmad A., Zulkifli A., Usup G. Detection of methicillin resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA) isolated from Bagan Lalang recreational beach, Malaysia // Malaysian J. Microbiol. 2016. V. 12. № 2. P. 171–176.
6. Ahmed W., Harwood V., Gyawali P. et al. Comparison of Concentration Methods for Quantitative Detection of Sewage-Associated Viral Markers in Environmental Waters // Applied Environ. Microbiol. 2014. V. 81. № 6. P. 2042–2049.
7. Alm E., Daniels-Witt Q., Learman D. et al. Potential for gulls to transport bacteria from human waste sites to beaches // Sci. Total Environ. 2019. V. 615. P. 123–130.
8. Amini K., Kraatz H. Recent advances and developments in monitoring biological agents in water samples // Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 2015. V. 14. № 1. P. 23–48.
9. Anderson S., Turner S., Lewis G. Enterococci in the New Zealand environment: Implications for water quality monitoring // Water. Sci. Technol. 1997. V. 35. № 11–12. P. 325–331.
10. Andrade V., Zampieri B., Ballesteros E. et al. Densities and antimicrobial resistance of *Escherichia coli* isolated from marine waters and beach sands // Environ. Monit. Assess. 2015. V. 187. № 6. P. 342.
11. Badgley B., Thomas F., Harwood V. Quantifying environmental reservoirs of fecal indicator bacteria associated with sediment and submerged aquatic vegetation // Environ. Microbiol. 2011. V. 13. № 4. P. 932–942.
12. Bauer L., Alm E. *Escherichia coli* toxin and attachment genes in sand at Great Lakes recreational beaches // J. Great Lakes Res. 2012. V. 38. № 1. P. 129–133.
13. Boehm A. Enterococci concentrations in diverse coastal environments exhibit extreme variability // Environ. Sci. Technol. 2007. V. 41. № 24. P. 8227–8232.
14. Boehm A., Yamahara K., Love D. et al. Covariation and Photoinactivation of Traditional and Novel Indicator Organisms and Human Viruses at a Sewage-Impacted Marine Beach // Environ. Sci. Technol. 2009. V. 43. № 21. P. 8046–8052.
15. Boer S., Heinemeyer E., Luden K. et al. Temporal and Spatial Distribution Patterns of Potentially Pathogenic *Vibrio* spp. at Recreational Beaches of the German North Sea // Microbial Ecol. 2013. V. 65. № 4. P. 1052–1067.
16. Bofe K., Hysko M., Agolli B. Pollution of recreational beaches of Vlora Bay (Albania) assessed by microbiological tests // Acta Biochim. Pol. 2015. V. 62. № 4. P. 659–661.
17. Bonilla T., Nowosielski K., Cuvelier M. et al. Prevalence and distribution of fecal indicator organisms in South Florida beach sand and preliminary assessment of health effects associated with beach sand exposure // Mar. Pollut. Bull. 2007. V. 54. № 9. P. 1472–1482.
18. Botes M., de Kwaadstenie M., Cloete T. Application of quantitative PCR for the detection of microorganisms in water // Anal. Bioanal. Chem. 2013. V. 405. № 1. P. 91–108.
19. Clark A., Turner T., Dorothy K. et al. Health hazards due to pollution of waters along the coast of Visakhapatnam, east coast of India // Ecotoxicol. Environ. Safety. 2003. V. 56. № 3. P. 390–397.
20. Coakley E., Parris A., Wyman A. et al. Assessment of Enterococcus Levels in Recreational Beach Sand Along the Rhode Island Coast // J. Environ. Health. 2016. V. 78. № 8. P. 12–17.
21. Colford J., Schiff K., Griffith J. et al. Using rapid indicators for Enterococcus to assess the risk of illness after exposure to urban runoff contaminated marine water // Water Res. 2012. V. 46. № 7. P. 2176–2186.
22. Cordero L., Norat J., Mattei H. et al. Seasonal variations in the risk of gastrointestinal illness on a tropical recreational beach // J. Water Health. 2012. V. 10. № 4. P. 579–593.
23. Cornwell E., Goyette J., Sorichetti R. et al. Biological and chemical contaminants as drivers of change in the Great Lakes-St. Lawrence river basin // J. Great Lakes Res. 2015. V. № 41. SI. 1. P. 119–130.
24. Corsi S., Borchardt M., Carvin R. et al. Human and Bovine Viruses and Bacteria at Three Great Lakes Beaches: Environmental Variable Associations and Health Risk // Environ. Sci. Technol. 2016. V. 50. № 2. P. 987–995.
25. Costa-Dias S., Machado A., Teixeira C. et al. Urban Estuarine Beaches and Urban Water Cycle Seepage: The Influence of Temporal Scales // Water. 2018. V. 10. № 2. P. 173.
26. Dada A., Ahmad A., Usup G. et al. Speciation and antimicrobial resistance of Enterococci isolated from recreational beaches in Malaysia // Environ. Monitoring and Assessment. 2013. V. 185. № 2. P. 1583–1599.
27. Dada A., Hamilton D. Predictive Models for Determination of *E. coli* Concentrations at Inland Recreational Beaches // Water Soil pollution. 2016. V. 227. № 9. P. 347.
28. Deng Z., Namwamba F., Zhang Z. Development of decision support system for managing and using recreational beaches // J. Hydroinformatics. 2014. V. 16. № 2. P. 447–457.
29. Dickinson G., Lim K., Jiang S. Quantitative Microbial Risk Assessment of Pathogenic Vibrios in Marine Recreational Waters of Southern California // Applied Environ. Microbiol. 2013. V. 79. № 1. P. 294–302.
30. Ebadi A., Hisoriev H. Physicochemical characterization of sediments from Tajan river basin in the northern Iran // Toxicol. Environ. Chem. 2018. V. 100. № 5–7. P. 540–549.
31. Ebomah K., Sibanda T., Adefisoye M. et al. Evaluating Nahoon Beach and Canal Waters in Eastern Cape, South Africa: A Public Health Concern // Polish J. Environ. Studies. 2019. V. 28. № 3. P. 1115–1125.
32. Enns A., Vogel L., Abdelzaher A. et al. Spatial and temporal variation in indicator microbe sampling is influ-

- ential in beach management decisions // *Water Res.* 2012. V. 46. № 7. P. 2237–2246.
33. *Eregno F., Tryland I., Tjomslund T. et al.* Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 548. P. 270–279.
34. *Esiobu N., Green M., Echeverry A. et al.* High numbers of *Staphylococcus aureus* at three bathing beaches in South Florida // *Int. J. Environ. Health Res.* 2013. V. 23. № 1. P. 46–57.
35. *Faja O., Abd Sharad A., Younis K. et al.* Isolation, detection of virulence genes, antibiotic resistance genes, plasmid profile, and molecular typing among *Vibrio parahaemolyticus* isolated in Malaysian seawater from recreational beaches and fish // *Vet. World.* 2019. V. 12. № 7. P. 1140–1149.
36. *Francy D., Stelzer E., Brady A. et al.* Comparison of Filters for Concentrating Microbial Indicators and Pathogens in Lake Water Samples // *Applied Environ. Microbiol.* 2013. V. 79. № 4. P. 1342–1352.
37. *Gast R., Gorrell L., Raubenheimer B. et al.* Impact of erosion and accretion on the distribution of enterococci in beach sands // *Cont. Shelf Res.* 2011. V. 31. № 14. P. 1457–1461.
38. *Griffith J., Weisberg S., Arnold B. et al.* Epidemiologic evaluation of multiple alternate microbial water quality monitoring indicators at three California beaches // *Water Res.* 2016. V. 94. P. 371–381.
39. *Halliday E., Griffith J., Gast R.* Use of an exogenous plasmid standard and quantitative PCR to monitor spatial and temporal distribution of *Enterococcus* spp. in beach sands // *Limnol. Oceanogr. Methods.* 2010. V. 8. P. 146–154.
40. *Harikrishnan N., Ravisanakar R., Chandrasekaran A. et al.* Assessment of gamma radiation and associated radiation hazards in coastal sediments of south east coast of Tamilnadu, India with statistical approach // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2018. V. 162. P. 521–528.
41. *Haugland R., Siefing S., Lavender J. et al.* Influences of sample interference and interference controls on quantification of enterococci fecal indicator bacteria in surface water samples by the qPCR method // *Water Res.* 2012. V. 46. № 18. P. 5989–6001.
42. *Herzog A., Bhaduri P., Stedtfeld R. et al.* Detection and Occurrence of Indicator Organisms and Pathogens // *Water Environ. Res.* 2010. V. 82. № 10. P. 883–907.
43. *Horricks R., Tabin S., Edwards J. et al.* Organic ultraviolet filters in nearshore waters and in the invasive lionfish (*Pterois volitans*) in Grenada, West Indies // *PLoS ONE.* 2019. V. 14. № 7. P. e0220280. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220280>
44. *Hoyer A., Schladow S., Rueda F.* A hydrodynamics-based approach to evaluating the risk of waterborne pathogens entering drinking water intakes in a large, stratified lake // *Water Res.* 2015. V. 83. P. 227–236.
45. *Hsu T., Rea C., Yu Z. et al.* Prevalence and diversity of Shiga toxin genes in Canada geese and water in western Lake Erie Region // *J. Great Lakes Res.* 2016. V. 42. № 2. P. 476–481.
46. *Hughes B., Beale D., Dennis P. et al.* Cross-Comparison of Human Wastewater-Associated Molecular Markers in Relation to Fecal Indicator Bacteria and Enteric Viruses in Recreational Beach Waters // *Applied Environ. Microbiol.* 2017. V. 83. № 8. P. e00028. <https://doi.org/10.1128/AEM.00028>
47. *Jin M., Guo X., Wang X.* Development of a Novel Filter Cartridge System with Electropositive Granule Media to Concentrate Viruses from Large Volumes of Natural Surface Water // *Environ. Sci. Technol.* 2014. V. 48. № 12. P. 6947–6956.
48. *Kay D., Bartram J., Pruss A. et al.* Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters // *Water Res.* 2004. V. 38. № 5. P. 1296–1304.
49. *Kim H., Lee J., Hur D. et al.* Modeling the Transport and Inactivation of Enterococci in the Swimming Beach // *J. Coastal Res.* 2011. V. 64. P. 1078–1080.
50. *King D., Brenner K., Rodgers M.* A critical evaluation of a flow cytometer used for detecting enterococci in recreational waters // *J. Water Health.* 2007. V. 5. № 2. P. 295–305.
51. *Kinzelman J., Whitman R., Byappanahalli M. et al.* Evaluation of beach grooming techniques on *Escherichia coli* density in Foreshore Sand at North Beach, Racine, WI // *Lake Reservoir Manage.* 2003. V. 19. № 4. P. 349–354.
52. *Kleinheinz G., McDermott C., Leewis M. et al.* Influence of sampling depth on *Escherichia coli* concentrations in beach monitoring // *Water Res.* 2006. V. 40. № 20. P. 3831–3837.
53. *Kuen C., Kutarski P., Brunton M.* Contaminated marine wounds – the risk of acquiring acute bacterial-infection from marine recreational beaches // *J. Applied Bacteriol.* 1992. V. 73. № 5. P. 412–420.
54. *Lee C., Lee C., Marion J. et al.* Occurrence of human enteric viruses at freshwater beaches during swimming season and its link to water inflow // *Sci. Total Environ.* 2014. V. 472. P. 757–766.
55. *Leon-Lopez C., Arreola-Lizarraga J., Padilla-Arredondo G. et al.* Temporal variability of enterococci and associated sources at three subtropical recreational beaches // *Oceanol. Hidrobiol. Studies.* 2014. V. 47. № 4. P. 327–336.
56. *Levin-Edens E., Meschke J., Roberts M.* Quantification of Methicillin-Resistant *Staphylococcus aureus* Strains in Marine and Freshwater Samples by the Most-Probable-Number Method // *Applied Environ. Microbiol.* 2011. V. 77. № 10. P. 3541–3543.
57. *Li J., Zhang X.* Beach Pollution Effects on Health and Productivity in California // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2019. V. 16. № 11. P. 1987. <https://doi.org/10.3390/ijerph16111987>
58. *Lim K., Shao S., Peng J. et al.* Evaluation of the dry and wet weather recreational health risks in a semi-enclosed marine embayment in Southern California // *Water Res.* 2017. V. 111. P. 318–329.
59. *Love D., Rodriguez R., Gibbons C. et al.* Human viruses and viral indicators in marine water at two recreational beaches in Southern California, USA // *J. Water Health.* 2014. V. 12. № 1. P. 136–150.
60. *Lu J., Ryu H., Vogel J. et al.* Molecular Detection of *Campylobacter* spp. and Fecal Indicator Bacteria

- during the Northern Migration of Sandhill Cranes (*Grus canadensis*) at the Central Platte River // *Applied Environ. Microbiol.* 2013. V. 79. № 12. P. 3762–3769.
61. *Maloo A., Fulke A., Mulani N. et al.* Pathogenic multiple antimicrobial resistant *Escherichia coli* serotypes in recreational waters of Mumbai, India: a potential public health risk // *Environ. Sci. Pollution Res.* 2017. V. 24. № 12. P. 11504–11517.
 62. *Manganelli M.* Blooms of toxic microorganisms in aquatic environments: marine microalgae and freshwater cyanobacteria. A brief review with a particular focus on the Italian situation Diffusion and health effects of toxic marine microalgae and freshwater cyanobacteria in Italy // *Rendiconti lincei-scienze fisiche e naturali.* 2016. V. 27. № 1. P. 135–143.
 63. *Mansilha C., Coelho C., Reinas A. et al.* Salmonella: The forgotten pathogen: Health hazards of compliance with European Bathing Water Legislation // *Mar. Pollut. Bull.* 2010. V. 60. № 6. P. 819–826.
 64. *Marino F., Martinezmanzanares E., Morinigo M. et al.* Applicability of the recreational water-quality standard guidelines // *Water Sci. Technol.* 1995. V. 31. № 5–6. P. 27–31.
 65. *Miao J., Jiang H., Yang Z. et al.* Assessment of an electropositive granule media filter for concentrating viruses from large volumes of coastal water // *Environ. Sci. – Water Res. Technol.* 2019. V. 5. № 2. P. 325–333.
 66. *Ming H., Zhu L., Feng J. et al.* Risk Assessment of Rotavirus Infection in Surface Seawater from Bohai Bay, China // *Hum. Ecol. Risk Assess.* 2014. V. 20. № 4. P. 92–940.
 67. *Moehrie M.* Outdoor sports and skin cancer // *Clinics in dermatol.* 2008. V. 26. № 1. P. 12–15.
 68. *Molina M., Hunter S., Cyterski M. et al.* Factors affecting the presence of human-associated and fecal indicator real-time quantitative PCR genetic markers in urban-impacted recreational beaches // *Water Res.* 2014. V. 64. P. 196–208.
 69. *Molloy S., Liu L., Phanikumar M. et al.* The presence and near-shore transport of human fecal pollution in Lake Michigan beaches // *Oceans.* 2005. V. 1–3. P. 1667–1672.
 70. *Napier M., Haugland R., Poole C. et al.* Exposure to human-associated fecal indicators and self-reported illness among swimmers at recreational beaches: a cohort study // *Environ. Health.* 2017. V. 16. P. 103.
 71. *Napier M., Poole C., Stewar J. et al.* Exposure to Human-Associated Chemical Markers of Fecal Contamination and Self-Reported Illness among Swimmers at Recreational Beaches // *Environ. Sci. Technol.* 2018. V. 52. № 13. P. 7513–7523.
 72. *Nevers M., Whitman R.* Efficacy of monitoring and empirical predictive modeling at improving public health protection at Chicago beaches // *Water Res.* 2011. V. 45. № 4. P. 1659–1668.
 73. *Park Y., Kim M., Pachepsky Y. et al.* Development of a Nowcasting System Using Machine Learning Approaches to Predict Fecal Contamination Levels at Recreational Beaches in Korea // *J. Environ. Quality.* 2018. V. 47. № 5. P. 1094–1102.
 74. *Patz J., Vavrus S., Uejio C. et al.* Climate Change and Waterborne Disease Risk in the Great Lakes Region of the US // *Am. J. Preventive Med.* 2008. V. 35. № 5. P. 451–458.
 75. *Phillips M., Solo-Gabriele H., Piggot A. et al.* Relationships between sand and water quality at recreational beaches // *Water Res.* 2011. V. 45. № 20. P. 6763–6769.
 76. *Piggot A., Klaus J., Johnson S. et al.* Relationship between Enterococcal Levels and Sediment Biofilms at Recreational Beaches in South Florida // *Applied Environ. Microbiol.* 2012. V. 78. № 17. P. 5973–5982.
 77. *Pintar K., Fazil A., Pollari F. et al.* A Risk Assessment Model to Evaluate the Role of Fecal Contamination in Recreational Water on the Incidence of Cryptosporidiosis at the Community Level in Ontario // *Risk analysis.* 2010. V. 30. № 1. P. 49–64.
 78. *Plano L., Shibata T., Garza A. et al.* Human-Associated Methicillin-Resistant *Staphylococcus aureus* from a Subtropical Recreational Marine Beach // *Microbial Ecol.* 2013. V. 65. № 4. P. 1039–1051.
 79. *Pratap P., Redman S., Fagen M. et al.* Improving water quality communications at beaches: input from stakeholders // *J. Water Health.* 2013. V. 11. № 4. P. 647–658.
 80. *Regueiras A., Saker M., Vasconcelos V.* Use of PCR for the early detection of pathogenic bacteria and cyanobacteria in water samples from different urban water sources (Porto, Portugal) // *Fresenius Environ. Bull.* 2009. V. 18. № 12. P. 2359–2365.
 81. *Reynolds K., Roll K., Fujioka R. et al.* Incidence of enteroviruses in Mamala Bay, Hawaii using cell culture and direct polymerase chain reaction methodologies // *Can. J. Microbiol.* 1998. V. 44. № 6. P. 598–604.
 82. *Roberts M., Soge O., No D.* Comparison of multi-drug resistant environmental methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* isolated from recreational beaches and high touch surfaces in built environments // *Front. microbiol.* 2013. V. 4. № 74.
 83. *Rocha M., Cruzeiro C., Ferreira C. et al.* Occurrence of endocrine disruptor compounds in the estuary of the Iberian Douro River and nearby Porto Coast (NW Portugal) // *Toxicol. Environ. Chem.* 2012. V. 94. № 2. P. 252–261.
 84. *Rodrigues V., Rivera I., Lim K. et al.* Detection and risk assessment of diarrheagenic E-coli in recreational beaches of Brazil // *Mar. Pollut. Bull.* 2016. V. 109. № 1. P. 163–170.
 85. *Roegner A., Truong L., Weirich C. et al.* Combined Danio rerio embryo morbidity, mortality and photomotor response assay: A tool for developmental risk assessment from chronic cyanoHAB exposure // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 697. P. 134210. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134210>
 86. *Roslev P., Bastholm S., Iversen N.* Relationship between fecal indicators in sediment and recreational waters in a Danish estuary // *Water, Air, Soil Pollut.* 2008. V. 194. № 1–4. P. 13–21.
 87. *Roth F., Lessa G., Wild C. et al.* Impacts of a high-discharge submarine sewage outfall on water quality in the coastal zone of Salvador (Bahia, Brazil) // *Mar. Pollut. Bull.* 2016. V. 106. № 1–2. P. 43–48.

88. *Sabino R., Rodrigues R., Costa I. et al.* Routine screening of harmful microorganisms in beach sands: Implications to public health // *Sci. Total Environ.* 2014. V. 472. P. 1062–1069.
89. *Sato M., Di Bari M., Lamparelli C. et al.* Sanitary quality of sands from marine recreational beaches of Sao Paulo, Brazil // *Brazilian J. Microbiol.* 2005. V. 36. № 4. P. 321–326.
90. *Schoen M., Ashbolt N.* Assessing Pathogen Risk to Swimmers at Non-Sewage Impacted Recreational Beaches // *Environ. Sci. Technol.* 2010. V. 44. № 7. P. 2286–2291.
91. *Shibata T., Solo-Gabriele H.* Quantitative Microbial Risk Assessment of Human Illness from Exposure to Marine Beach Sand // *Environ. Sci. Technol.* 2012. V. 46. № 5. P. 2799–2805.
92. *Solo-Gabriele H., Harwood V., Kay D. et al.* Beach sand and the potential for infectious disease transmission: observations and recommendations // *J. Marine Biol. Association United Kingdom.* 2016. V. 96. № 1. P. 101–120.
93. *Steele J., Blackwood A., Griffith J. et al.* Quantification of pathogens and markers of fecal contamination during storm events along popular surfing beaches in San Diego, California // *Water Res.* 2018. V. 136. P. 137–149.
94. *Swinscoe I., Oliver D., Gilburn A. et al.* The seaweed fly (Coelopidae) can facilitate environmental survival and transmission of E-coli 0157 at sandy beaches // *J. Environ. Management.* 2018. V. 223. P. 275–285.
95. *Taylor T., Longo A.* Valuing algal bloom in the Black Sea Coast of Bulgaria: A choice experiments approach // *J. Environ. Management.* 2010. V. 91. № 10. P. 1963–1971.
96. *Turkmen C., Ayyildiz O., Akbulut M. et al.* Microbial Quality in Coastal Waters of Dardanelles in Relation to the Pollution Sources and Transport Pathways // *Clean: Soil, Air, Water.* 2012. V. 40. № 12. P. 1320–1325.
97. *Vanderburgt C.* Dealing with contaminated dredged materials with reference to the Oslo Convention 1972 and the new Paris Convention 1992 // *Mar. Pollut. Bull.* 1994. V. 29. № 6–12. P. 296–299.
98. *Vogel L., Edge T., O'Carroll D. et al.* Evaluation of methods to sample fecal indicator bacteria in foreshore sand and pore water at freshwater beaches // *Water Res.* 2017. V. 121. P. 204–212.
99. Web of Science. [Электронный ресурс]. <https://clarivate.ru/products/web-of-science> (дата обращения: 05.06.2020)
100. *Whiley H., Austin J., da Silva G. et al.* Fecal Indicator Bacteria Present in Sand at South Port Beach, South Australia // *J. Coastal Res.* 2018. V. 34. № 1. P. 215–219.
101. *Whitman R., Harwood V., Edge T. et al.* Microbes in beach sands: integrating environment, ecology and public health // *Rev. Environ. Sci. Bio-Technol.* 2014. V. 13. № 3. P. 329–368.
102. *Willmann G.* Ultraviolet Keratitis: From the Pathophysiological Basis to Prevention and Clinical Management // *High Altitude Med. Biol.* 2015. V. 16. № 4. P. 277–282.
103. *Wong M., Kumar L., Jenkins T. et al.* Evaluation of public health risks at recreational beaches in Lake Michigan via detection of enteric viruses and a human-specific bacteriological marker // *Water Res.* 2009. V. 43. № 4. P. 1137–1149.
104. *Xagorarakis I., Kuo D., Wong K. et al.* Occurrence of human adenoviruses at two recreational beaches of the great lakes // *Applied Environ. Microbiol.* 2007. V. 73. № 24. P. 7874–7881.
105. *Yamahara K., Walters S., Boehm A.* Growth of Enterococci in Unaltered, Unseeded Beach Sands Subjected to Tidal Wetting // *Applied Environ. Microbiol.* 2009. V. 75. № 6. P. 1517–1524.
106. *Yau V., Schiff K., Arnold B. et al.* Effect of submarine groundwater discharge on bacterial indicators and swimmer health at Avalon Beach, CA, USA // *Water Res.* 2014. V. 59. P. 23–36.
107. *Zhang J., Qiu H., Li X. et al.* Real-Time Nowcasting of Microbiological Water Quality at Recreational Beaches: A Wavelet and Artificial Neural Network-Based Hybrid Modeling Approach // *Environ. Sci. Technol.* 2018. V. 52. № 15. P. 8446–8455.
108. *Zulkifli A., Ahmad A.* Detection of Methicillin Resistant Staphylococcus aureus (MRSA) from Recreational Beach Using the mecA Gene // *AIP Conf. Proc.* 2015. V. 1678. № 030011.

К РЕКОНСТРУКЦИИ ОЧИЩЕНИЯ ВОД ОЗЕР ВОСТОЧНОЙ ФЕННОСКАНДИИ ОТ “ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО” ^{137}Cs

© 2021 г. Н. А. Бакунов^а, Д. Ю. Большианов^{а, *}, С. А. Правкин^а

^аАрктический и антарктический научно-исследовательский институт,
Санкт-Петербург, 199397 Россия

*e-mail: bolshiyarov@aari.ru

Поступила в редакцию 09.06.2018 г.

После доработки 15.06.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

Выполнена реконструкция содержания ^{137}Cs в водах озер за 12–19 лет его миграции с использованием в расчетах экспоненциальной и сорбционно-диффузионной моделей. Воды глубоких ($H_{\text{ср}} > 7$ м) озер Инари и Вялозеро очищались от ^{137}Cs с полупериодами 3.6 и 5.6 лет, за которые содержание ^{137}Cs в воде уменьшалось в два раза. Очищение вод глубоководного Ладожского озера от ^{137}Cs реконструировано с применением двухкомпонентной экспоненциальной модели при полупериодах, равных 0.25 и 11 лет, и долевых вкладов компонент 0.85 и 0.15 соответственно. Для озер Инари и Вялозера применение сорбционно-диффузионной модели поглощения ^{137}Cs донными отложениями в реконструкции загрязнения вод по ^{137}Cs ограничилось 1987–1993 и 1987–1998 гг. соответственно, когда отмечалось удовлетворительное согласие между данными опыта и расчета. Запасы ^{137}Cs в объеме вод озер Инари, Вялозеро, Ладожское в 1998 г. составили 1.1, 1.6, 4.3% от отложения на водоемы в 1986 г.

Ключевые слова: ^{137}Cs , концентрация, озера, очищение вод, реконструкция очищения.

DOI: 10.31857/S0321059621030044

По сценариям запроектных аварий на реакторах европейских АЭС [21] северо-западный регион России находится на пути движения воздушных масс с радиоактивными продуктами аварий, включая ^{137}Cs с полупериодом распада $T_{\text{физ}} = 30$ лет. На следах радиационных аварий после распада короткоживущих радионуклидов элемента Cs остается ^{137}Cs , радиационная значимость которого усугубляется накоплением в биоте наземных и водных экосистем.

Основной массив экспериментальных данных по миграции ^{137}Cs в системе водосбор–водоем–сток получен после аварии на ЧАЭС для водоемов средних широт. Мониторинг “чернобыльского” ^{137}Cs в 1986 г. на территории Кольского п-ова и Карельского перешейка ограничился констатацией факта наличия ^{137}Cs в водоемах в количествах, меньших санитарного регламента [1, 7]. Начальная фаза загрязнения водоемов этого региона “чернобыльским” ^{137}Cs была недостаточно исследованной из-за крайней ограниченности наблюдений. В соседней Финляндии мониторинг ^{137}Cs в водоемах был регулярным и долговременным [16, 17, 20, 23, 24]. Поэтому данные содержания ^{137}Cs в водоемах этой страны [17, 23] привлекались автором к верификации реконструкций

содержания ^{137}Cs в водоемах Кольского п-ова и Карельского перешейка. На водосборах этих регионов ландшафтные и климатические условия незначительно отличаются от таковых соседней Финляндии.

Оценки очищения поверхностных вод Восточной Фенноскандии от глобальных выпадений ^{137}Cs [6] относятся к 1968–1985 гг. постепенного снижения содержания ^{137}Cs в воде рек и озер. Вопросы загрязнения водоемов и их естественного очищения от ^{137}Cs на начальном этапе их контаминации (1961–1964 гг.) не рассматривались из-за крайней ограниченности опытных данных. Этот пробел в изучении миграции ^{137}Cs частично компенсирован наблюдениями за “чернобыльским” ^{137}Cs в финском оз. Пяйянне с 1986 по 2002 г. Результаты определений уровней ^{137}Cs в воде были аппроксимированы суммой трех экспонент с полупериодами очищения вод T_1 , T_2 и T_3 , равными 50 дней, 1.0 и 4.0 года соответственно [17]. Каждый полупериод T характеризовал промежуток времени, в течение которого концентрация ^{137}Cs в воде снижалась в два раза. Ранее такая динамика изменений содержания ^{137}Cs в воде озер отмечалась в натуральных экспериментах с водоема-

ми Урала [11], полупериоды T очищения вод от ^{137}Cs менялись от нескольких дней, месяцев, лет.

Эмпирический подход к описанию снижения содержания ^{137}Cs в воде озер не позволяет перенести полученные количественные характеристики миграции ^{137}Cs на водоемы с иными природными свойствами. Требуется проверка применимости экспоненциальной модели с ее численными значениями параметров на иные условия миграции ^{137}Cs .

Другое направление в прогнозировании миграции искусственных радионуклидов (ИРН) предложено В.М. Прохоровым, разработавшим сорбционно-диффузионную модель поглощения радионуклида донными отложениями (ДО), для условия длительного контакта радионуклида с донными отложениями водоема [13, 14]. С помощью модели прогнозировалась миграция в озерах ^{90}Sr , позднее она применялась для определения в озерах “чернобыльского” ^{137}Cs [3, 9]. Недостаточная изученность миграции ^{137}Cs в водоемах северо-западного региона послужила основанием для реконструкции загрязнения озер “чернобыльским” ^{137}Cs в целях проверки знания наиболее общих закономерностей его водной миграции.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Задача исследования сводилась к реконструкции концентраций “чернобыльского” ^{137}Cs в воде субарктических озер Восточной Фенноскандии в целях количественной оценки естественного очищения их вод с течением времени. Выпадения “чернобыльского” ^{137}Cs пришлось на период открытых вод в среднеширотном поясе Европы и закрытых льдом – на ее севере. Озера Кольского п-ова (Россия) и финской Лапландии освобождаются ото льда в начале июня или в конце мая. На юге Карельского перешейка весна в 1986 г. была ранней, выпадения ^{137}Cs пришлось на время открытых вод до установления стратификации водных масс.

Объектами исследования были уровни “чернобыльского” ^{137}Cs на водосборах глубоких озер Восточной Фенноскандии (Инари, Вялозеро, Ладожское), концентрации в воде и динамика их изменения с течением времени.

Отложение “чернобыльского” ^{137}Cs на водосборах Кольского п-ова и Карельского перешейка в 1986 г. не было высоким (<10 кБк/м²), из-за чего мониторинг водоемов ограничился наблюдениями за ^{137}Cs в воде с 1986 по 1989 г. [1, 7]. При повышенном от 10 до 70 кБк/м² отложении ^{137}Cs в Финляндии [16, 17, 20] мониторингу подлежали воды рек, озер, ДО и объекты ихтиофауны. Результаты отдельных наблюдений за ^{137}Cs в водоемах Финляндии [17, 20, 23] использовались в ка-

честве контрольных величин при реконструкции содержания ^{137}Cs в воде озер.

При реконструкции загрязнения вод “чернобыльским” ^{137}Cs использовалось два независимых методических подхода, имеющих конечной целью определение содержания ^{137}Cs в водоемах в условиях многолетней миграции. Концентрации ^{137}Cs в воде озер рассчитывались с привлечением сорбционно-диффузионной модели поглощения радионуклида ДО [3, 9, 13] или же экспоненциальной модели уменьшения концентрации ^{137}Cs в водоемах с течением времени [6, 11, 17].

В сорбционно-диффузионной модели поглощения радионуклида ДО [4, 13, 14] относительное изменение во времени концентрации радионуклида в водоеме зависит от средней глубины водоема и коэффициентов распределения радионуклида в системе вода–ДО и диффузии в грунте:

$$U_t/U_0 = H/K_d(\pi Dt)^{-1/2}, \quad (1)$$

откуда

$$U_t = U_0 H / K_d(\pi Dt)^{-1/2}, \quad (2)$$

где U_0 и U_t – концентрации ^{137}Cs в воде (исходная и через отрезок времени t соответственно), H – средняя глубина водоема, K_d и D – коэффициенты распределения и диффузии ^{137}Cs в ДО соответственно, t – время экспозиции.

Выражение (1) отвечает условию больших времен сорбции радионуклида ДО. Процедура его оценки [13] сводится к подстановке в выражение (3) разных отрезков времени t и определению величины безразмерного показателя $y^2 \geq 10.5$, отвечающего основному условию применения формулы (1):

$$y^2 = K_d^2 Dt / H^2. \quad (3)$$

При определении U_t по (1) допускается, что начальная концентрация U_0 отвечает условию быстрого распределения поступившего радионуклида на весь объем вод:

$$U_0 = Q/V, \quad (4)$$

где U_0 – концентрация в воде радионуклида в t_0 , Q – запас радионуклида в объеме вод озера в t_0 , V – объем вод озера.

При определении U_0 в озерах, загрязненных “чернобыльским” ^{137}Cs , учитывался суммарный запас ^{137}Cs в объеме воды на 1986 г.:

$$U_0 = Q_1 + Q_2/V, \quad (5)$$

где Q_1 и Q_2 – запасы глобального и “чернобыльского” ^{137}Cs в воде на 1986 г.

Уровень глобального ^{137}Cs в воде северных рек Финляндии в 1985 г. составил 3 Бк/м³ [17]. Эта ве-

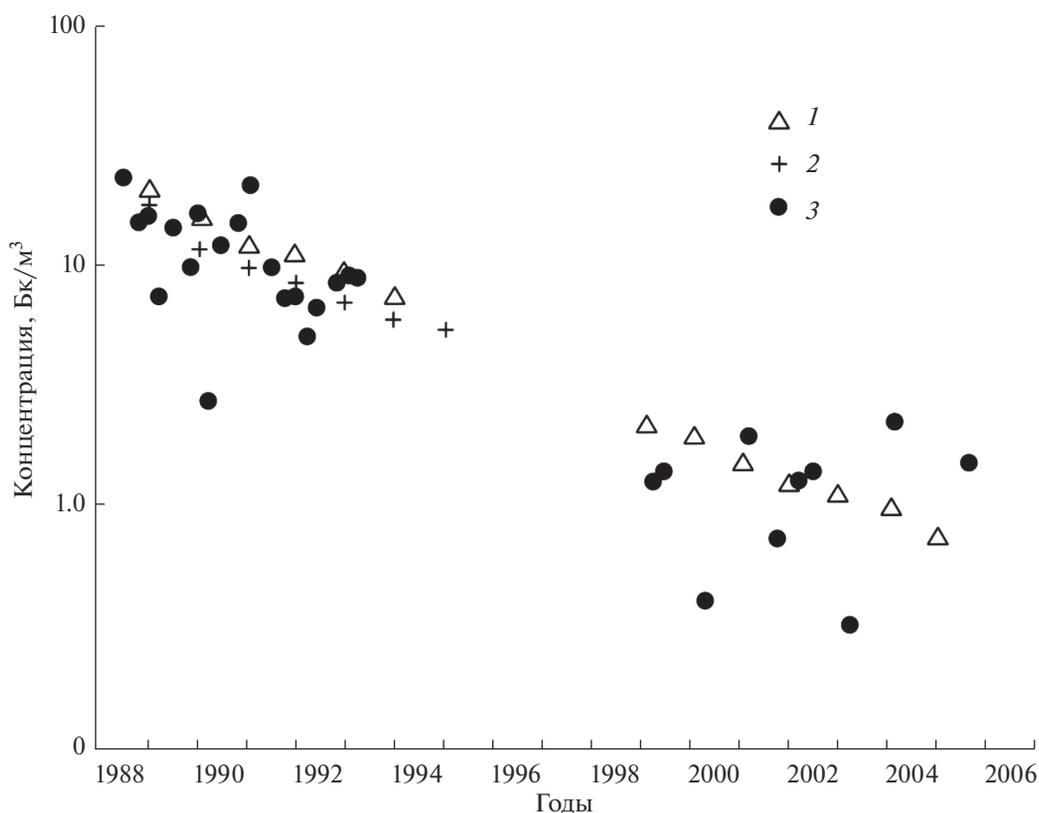


Рис. 1. Динамика ^{137}Cs в воде оз. Инари, Bq/m^3 , по данным: 1, 2 – расчета по (6) и (2) соответственно; 3 – опыта [20].

личина используется при определении суммарного запаса ^{137}Cs в объеме озерных вод.

Выбор модели при реконструкции содержания ^{137}Cs в воде озер конкретизировался с учетом природного состояния водоемов (паводок, ледостав) на момент их загрязнения (конец апреля, май 1986 г.), их термики, глубины, особенностей питания и скорости обмена вод. К верификации реконструкций концентраций ^{137}Cs в водоемах привлекались данные как единичных экспериментальных наблюдений за ^{137}Cs в водах озер [2, 3, 17, 23], так и по рекам с истоком из озер [1, 6, 7, 18].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Выпадения ^{137}Cs на территорию финской Лапландии в 1986 г. составили $1.7 \text{ kBq}/\text{m}^2$ [24]. Эта величина принята за отложение ^{137}Cs на поверхность оз. Инари. Это озеро имеет неполный ряд наблюдений (1987–2005 гг.) за ^{137}Cs в воде [20] с пропуском 6 лет в середине временного ряда (рис. 1).

На рис. 1 приведены данные экспериментальных определений ^{137}Cs в воде озера и расчетные величины его концентраций, полученные с применением сорбционно-диффузионной и экспоненциальной моделей.

Первая модель применялась для расчета концентрации ^{137}Cs в воде с 1987 по 1992 г., а вторая – на весь период миграции радионуклида. Содержание ^{137}Cs в воде озера уменьшалось с ~ 25 до $0.3\text{--}1.0 \text{ Bq}/\text{m}^3$ (рис. 1). Концентрации ^{137}Cs в воде с 1987 по 1992 г. удовлетворительно рассчитывались по (2) при коэффициентах K_d и D , равных $3000 \text{ л}/\text{кг}$ и $1.0 \times (10^{-7}) \text{ см}^2/\text{с}$ соответственно и начальной (1986 г.) концентрации $U_0 = 114 \text{ Bq}/\text{m}^3$. На даты с 1987 по 1992 г. концентрации ^{137}Cs в воде, определенные по сорбционно-диффузионной модели, составили 18.0, 12.4, 9.7, 8.5, 7.2, 6.4 Bq/m^3 – близкие к опытным данным (рис. 1). Однако с увеличением времени пребывания ^{137}Cs в водоеме с 7 до 12 лет нарушалась согласованность между данными опыта и расчета в сторону завышения рассчитанных величин. На 1998 г. рассчитанная концентрация ^{137}Cs в воде равна 3.9, а по экспериментальным данным $\sim 2.0 \text{ Bq}/\text{m}^3$. К 12-летней экспозиции ^{137}Cs в водоеме его концентрации в воде понизились быстрее, чем ожидалось по модели. По-видимому, сказалось влияние неучтенных факторов, воздействие которых на миграцию ^{137}Cs возросло с увеличением пребывания ^{137}Cs в системе водосбор–водоем. В оз. Инари при мониторинге ^{137}Cs пробы воды отбирались из при-

поверхностного слоя водоема [20, 23]. По-видимому, для глубоких и больших озер затруднения оценки средней концентрации ^{137}Cs в воде неизбежны без наблюдений за содержанием ^{137}Cs в придонном слое озерных вод. Расчеты ^{137}Cs по (2) дают среднее для водоема значение концентрации.

Ряд опытных данных снижения содержания ^{137}Cs в воде оз. Инари (рис. 1) с 1988 по 2005 г. имеет тренд экспоненциального вида. Коэффициент корреляции (R) времени и уровня ^{137}Cs в воде составил -0.90 . Данные наблюдений были аппроксимированы экспонентой

$$U_t = U_0 \exp(-0.693t/T), \quad (6)$$

где U_t – концентрация ^{137}Cs , Бк/м, в воде на время t , год наблюдений; U_0 – начальная концентрация ^{137}Cs в воде в 1987 г., Бк/м³; T – полупериод очищения вод озера от ^{137}Cs , годы; $U_0 = 21.9$ Бк/м³, $T = 3.6$ лет.

Условный водообмен в оз. Инари – $W = 3.3$ года. Принимаем полуобмен равным 1.7 года; находим, что воды озера сменялись в 2 раза быстрее, чем уменьшалось в них содержание ^{137}Cs . Результаты расчета ^{137}Cs по (6) удовлетворительно согласовывались с опытом (рис. 1). Для интервала 1986–1992 гг. расчеты по (2) и (6) показывали близкие результаты реконструкции содержания ^{137}Cs в воде, благодаря чему повышалась объективность оценок загрязнения водоема в первые 6–7 лет после выпадения “чернобыльского” ^{137}Cs .

В 1998 г. в воде глубокого ($H_{\text{cp}} = 7.7$ м) оз. Вялозеро [22], находящегося в южной части Кольского п-ова, содержалось 4.5 Бк/м³ ^{137}Cs . Эта концентрация в ~ 1.8 раза больше наблюдаемой в оз. Инари (рис. 1). Вялозеро – мезотрофный водоем [5] с $W = 4.5$ лет. Замедленный обмен вод в этом озере, по сравнению с оз. Инари ($W = 3.3$ года), и статус трофии способствовали сохранению загрязнения вод Вялозера на уровне 4.5 Бк/м³. Такая концентрация ^{137}Cs наблюдалась в оз. Имандра [15]. В [4] приведены результаты реконструкции загрязнения по ^{137}Cs вод Вялозера с использованием сорбционно-диффузионной модели (2). По данным расчета на 1997, 1998, 1999 гг., концентрация ^{137}Cs составила 4.70, 4.38 и 4.16, а, по опыту, в 1998 г. – 4.5 Бк/м³ соответственно. Полупериод T для Вялозера составил 5.6 лет.

Систематический мониторинг ^{137}Cs в акватории Ладожского озера не проводился. Поэтому загрязнение вод Ладоги оценивается косвенно по определениям ^{137}Cs в водах Невы, питающейся из мелководной бух. Петрокрепость [1, 7, 18].

Изначально возможность применения сорбционно-диффузионной модели к определениям

^{137}Cs в воде Ладожского озера ограничена большими глубинами водоема ($H_{\text{cp}} = 50$ м), которые препятствуют контакту загрязненных вод с отложениями на дне. Поэтому к реконструкции ^{137}Cs в водах Ладоги привлекалась экспоненциальная модель снижения содержания ^{137}Cs в воде, а данные концентраций ^{137}Cs в водах Невы [18] рассматривались как контрольные, приближенные к средним в водной массе Ладоги. Данные редких наблюдений за ^{137}Cs в акватории озера [6, 18] учитывались при оценке результатов реконструкции его содержания в водоеме. Прежде чем перейти к реконструкции содержания ^{137}Cs в водах Ладожского озера, конспективно рассмотрим изменения в загрязнении вод Невы по ^{137}Cs . На рис. 2, заимствованном из публикации [18], представлены концентрации ^{137}Cs в водах Невы с 1986 по 2008 г. Динамика ^{137}Cs в воде Невы характеризуется наличием двух временных этапов очищения вод. Быстрый процесс очищения вод с 240 до 22 Бк/м³ захватывал период с конца апреля по декабрь 1986 г. [6]. На этот промежуток времени пришла смена зимней стратификации ладожских вод на летнюю и обратно, в результате чего произошло перемешивание загрязненных ^{137}Cs поверхностных вод с водами глубин. Выпадения ^{137}Cs из атмосферы в конце апреля совпали с весенним паводком, когда в поверхностных водах многократно увеличивается количество минеральной взвеси сорбентов ^{137}Cs .

В Ладоге с переходом температуры вод через 4°C наблюдается явление термобара, приводящее к обмену поверхностных и придонных вод [8, 10]. В 1986 г. термобар (весенний, осенний) способствовал контакту загрязненных ^{137}Cs поверхностных вод с ДО, благодаря чему ускорялся процесс поглощения ^{137}Cs последними из ладожских вод.

Замедленный этап (1992–2008 гг.) очищения невских вод от ^{137}Cs определялся внутриводными процессами озера, связанными с поступлением в него вод крупных притоков Вуоксы, Волхова, Свири, загрязненных ^{137}Cs [1, 7, 18]. Их суммарный сток (56–65 км³/год) близок к стоку Невы. Наличие быстрого и замедленного процесса очищения невских вод от ^{137}Cs учтено при реконструкции загрязнения вод Ладоги.

Реконструкция загрязнения вод озера проводилась в два этапа. На первом этапе устанавливался запас ^{137}Cs (ТБк) в водной массе ладожских вод в 1986 г. и средняя концентрация ^{137}Cs U_0 , рассчитываемая по условию (5) быстрого перемешивания ^{137}Cs в водоеме. На втором этапе использовалась экспоненциальная модель в расчетах динамики концентраций ^{137}Cs в водах Ладоги.

Запас “чернобыльского” ^{137}Cs (Q_1) в воде озера на 1986 г. составил 74.1 ТБк [2]. При глобальном

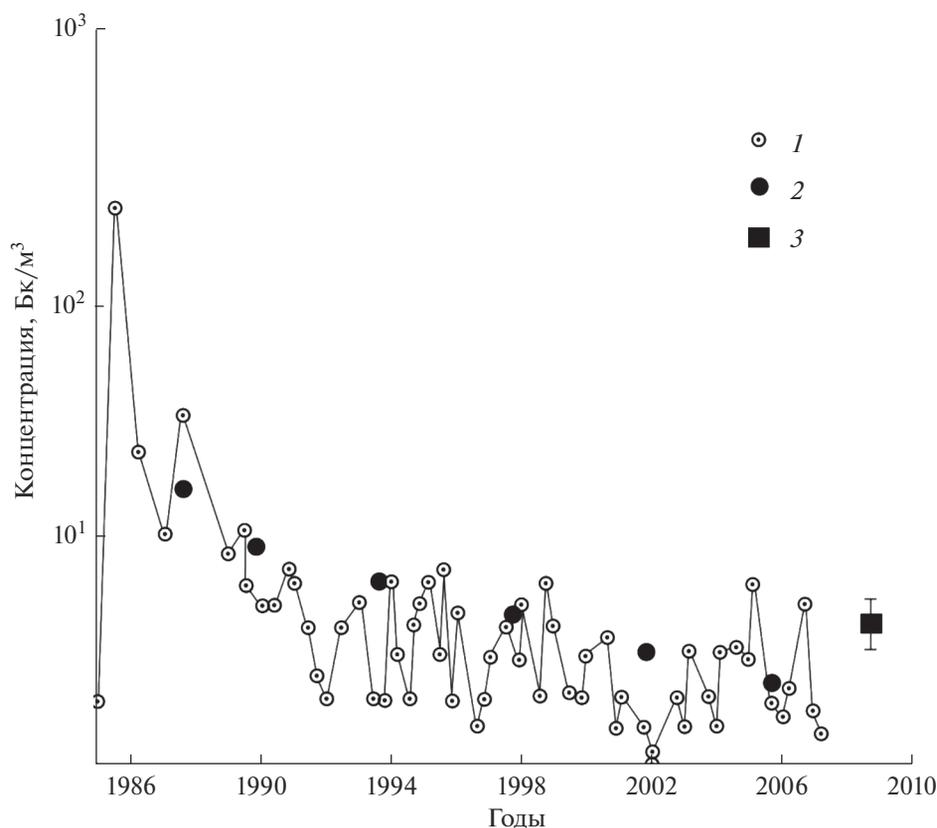


Рис. 2. Динамика ^{137}Cs в воде Невы и Ладоги, Бк/м³, по данным: 1 — опыта, воды Невы [18]; 2 — расчета ^{137}Cs в воде Ладоги по (7); 3 — опыта автора.

^{137}Cs в воде озера 2.5 Бк/м³ его запас в объеме вод равен 2.3 ТБк, а суммарный ($Q_1 + Q_2$) — 76.4 ТБк. По этому запасу концентрация $U_0 = 84.1$ Бк/м³. С учетом быстрого и замедленного процесса очищения невских вод от ^{137}Cs выбрана двухэкспоненциальная модель снижения содержания ^{137}Cs в водах озера. При выборе численных значений ее параметров принимались во внимание природные особенности Ладоги — большая глубина водоема, питание из озер-доноров, замедленный обмен вод. На глубоководные районы Ладоги приходится ~10% объема вод [10]. На севере озера из-за обособленности дна глубоководных впадин в них замедляется обмен вод. Питание Ладоги из трех озер-доноров также способствует замедлению процесса очищения ладожских вод от ^{137}Cs .

Динамика ^{137}Cs в воде Ладоги рассчитывалась из выражения:

$$U_t = U_0^{-\lambda t} \{ (K_1 \exp(-0.693t/T_1) + K_2 \exp(-0.693t/T_2)) \}, \quad (7)$$

где U_t — концентрация ^{137}Cs в воде на время t , Бк/м³; U_0 — начальная концентрация ^{137}Cs в воде, Бк/м³; K_1 и K_2 — вклады (в долях) компонент, равные 0.85 и 0.15 соответственно; $-\lambda t$ — поправка на

распад ^{137}Cs ; T_1 и T_2 — полупериоды очищения вод 0.25 и 11 лет соответственно. Значения T_1 и T_2 выбирались с учетом накопленных знаний о динамике содержания ^{137}Cs в озерно-речных системах северо-западного региона [6, 18, 20, 24]. Принято, что $T_1 = 0.25$ года, потому что экспозиции ^{137}Cs в водоеме, равной году (1986–1987 гг.), оказалось достаточно, чтобы в основном завершилась фаза быстрого снижения содержания ^{137}Cs в воде озера.

Выбор численного значения T_2 определялся принадлежностью ^{137}Cs к литофилам, а не к водным мигрантам. Его поступление в поверхностный сток сильно уменьшается после ~1–2-годичного пребывания в почвах водосборов. Поступление ^{137}Cs в водоемы сокращается до сотых долей процента его запаса на водосборе и далее остается почти без изменений в течение 10–15 лет [6]. Из-за низкого поступления ^{137}Cs с водосбора [6, 17] воды озер содержат ^{137}Cs больше, чем речные, так как кумулятивный запас ^{137}Cs в ДО озер поддерживает уровень загрязнения вод. В сопряженной по стоку системе водосбор–озеро–река очищение озерных вод становится зависимым от скорости смены вод. Для Ладоги $W = 11$ лет. Это значе-

ние принято в качестве ожидаемого полупериода очищения вод T_2 . Поскольку очищение вод озера-речных систем Восточной Фенноскандии от глобального ^{137}Cs протекало с полупериодом T 6.5–10 лет [6, 17, 21], то величина $T_2 = 11$ лет для Ладоги представляется обоснованной.

Результаты расчета ^{137}Cs в водах Ладоги с шагом в 4 года нанесены на график (рис. 2) в целях сопоставления тренда концентраций ^{137}Cs в воде озера с таковым вод Невы. Концентрации ^{137}Cs на 1987, 1990, 1994, 1998, 2002, 2006, 2010 гг. составили 15.9, 8.8, 6.3, 4.4, 3.1, 2.2, 1.6 Бк/м³ соответственно. По единичным наблюдениям за ^{137}Cs в 1987 г. в водах Невы и Ладожского озера, его концентрация составила 9.7 и 16.0 Бк/м³ [1, 7]. В этом же году концентрация ^{137}Cs в воде Ладоги была меньше, чем в оз. Инари (25 Бк/м³), так как запас в Ладоге глубоководных масс, “чистых” по отношению к “чернобыльскому” ^{137}Cs , способствовал разбавлению загрязнения поверхностных вод. Однако к 2002 г. ситуация с контаминацией ^{137}Cs вод этих озер сменилась на противоположную, концентрации ^{137}Cs в Ладоге превысили таковые в оз. Инари. Из-за трехкратного различия скорости обмена вод озера очищение от ^{137}Cs оз. Инари прошло быстрее.

Рис. 2 дополнен результатами определения ^{137}Cs в водах Ладожского озера (5 проб), отобранных [2] зимой (со льда) в 2009 г. по периметру водоема с глубин 5–7 м. Содержание ^{137}Cs в воде менялось в диапазоне 2–6 (в среднем 4.0 ± 1.4) Бк/м³. Эти концентрации ^{137}Cs относятся к загрязнению вод Ладоги в период гомотермии. При таком состоянии водоема наблюдаемые концентрации ^{137}Cs наиболее объективно отражают загрязнение вод, так как влияние других факторов на вариабельность содержания ^{137}Cs в воде (паводки, течения, взвеси) понижено. Концентрации ^{137}Cs [18] в воде Ладоги (3 пробы) в июле 2007 г. менялись в диапазоне 1.6–4.8 Бк/м³.

Флуктуации ^{137}Cs от 1.5 до 5–6 Бк/м³ в водах Невы (рис. 2) после 1992 г. правомерно объяснить влиянием внутриводоемных процессов Ладоги на формирование загрязнения вод. В годовом цикле смена сезонов холодный–теплый сопровождается сменой стратификации вод и поступлением придонных вод к поверхности водоема. Сезонные изменения в стоке рек Вуокса, Волхов, Свирь также влияют на поступление ^{137}Cs с речным стоком в Ладогу [2]. По-видимому, разные по своей природе процессы [8, 10, 20], влияющие на циркуляцию водных масс Ладожского озера, не в состоянии поддерживать в водоеме концентрации ^{137}Cs в границах более узких, чем наблюдаются в опыте. На 2008–2009 гг. запас ^{137}Cs в объеме вод озера равен 3.4 ТБк, что составляет 4% от выпадения

на водоем “чернобыльского” ^{137}Cs . Запасы ^{137}Cs в водах Инари и Вялозеро на 1998 г. ниже – 1.1 и 1.6% соответственно. Тренд снижения уровней ^{137}Cs в водах Ладоги, рассчитанный по (7), в целом согласуется с данными мониторинга ^{137}Cs в водах Невы. При гипотетическом новом поступлении ^{137}Cs в озеро в весенний период его концентрации в воде можно будет оценивать в течение 20–25 лет по двухэкспоненциальной модели со значениями T потерь ^{137}Cs – 0.25 и 11 лет соответственно.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В глубоком ($H_{\text{cp}} > 15$ м) оз. Инари с водосбором выше 68° с. ш. естественная дезактивация вод от “чернобыльского” ^{137}Cs протекала с полупериодом очищения вод $T = 3.6$ года при экспозиции ^{137}Cs в водоеме 18 лет. Определение ^{137}Cs в воде озера по экспоненциальной модели удовлетворительно согласовывалось с данными опыта. Применение сорбционно-диффузионной модели поглощения ^{137}Cs ДО в расчетах его содержания в воде оз. Инари ограничилось интервалом 1987–1992 гг., в течение которого данные расчета ^{137}Cs в воде совпадали с опытом. Для оз. Вялозеро ($H_{\text{cp}} 7.7$ м) уровень ^{137}Cs в воде корректно рассчитывался по сорбционно-диффузионной модели для интервала миграции 1987–1998 гг. Экспоненциальное снижение содержания ^{137}Cs в воде Ладожского озера ($H_{\text{cp}} = 50$ м) аппроксимировано суммой двух экспонент с T очищения вод 0.25 и 11 лет соответственно. Вклады первой и второй компонент в общий процесс очищения вод от ^{137}Cs составили 0.85 и 0.15 соответственно. Воды Ладожского озера с $W = 11$ лет очищались от ^{137}Cs медленнее, чем оз. Инари с $W = 3.3$ года. Питание Ладоги из озер-доноров, содержащих ^{137}Cs , способствует замедлению очищения ладожских вод от ^{137}Cs .

Запасы ^{137}Cs в объеме вод озера Инари и Ладожское в 1998 г. составили 1.1 и 4.3% от отложения в 1986 г. В целом данные реконструкции уровней “чернобыльского” ^{137}Cs в воде субарктических озер Инари и Вялозеро согласовывались с результатами природных наблюдений. Выполненные исследования естественной дезактивации вод озера от “чернобыльского” ^{137}Cs позволяют оценивать состояние загрязнения их вод в случае повторного поступления на водоемы ^{137}Cs воздушным путем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеев В.А. Динамика выноса чернобыльского радиоцезия с речных водосборов Балтийского моря в 1986–1988 гг. // Радиохимия. 1997. № 2. С. 187–190.

2. Бакунов Н.А., Большиянов Д.Ю., Макаров А.С. К состоянию загрязнения глобальными ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ Ладожского озера // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 5. С. 521–529.
3. Бакунов Н.А., Большиянов Д.Ю., Макаров А.С. Сорбционно-диффузионная модель поглощения ^{137}Cs дном водоема в оценках загрязнения вод // Радиохимия. 2014. Т. 56. № 3. С. 271–275.
4. Бакунов Н.А., Саватюгин Л.М. К вопросу устойчивости пресноводных водоемов Восточной Фенноскандии к отложению ^{137}Cs : радиологический аспект // Арктика: экология и экономика. 2013. № 1 (9). Р. 24–35.
5. Большие озера Кольского полуострова. Л.: Наука, 1975. 350 с.
6. Большиянов Д.Ю., Бакунов Н.А., Макаров А.С. К вопросу миграции ^{137}Cs в водных системах Восточной Фенноскандии // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 329–335.
7. Гаврилов В.М., Гритченко З.Г., Иванова Л.М. и др. Стронций-90, цезий-134 и цезий-137 в водоемах прибалтийского региона Советского Союза (1986–1988 гг.) // Радиохимия. № 3. 1990. С. 171–179.
8. Кондратьев К.Я., Липатов В.Б., Тихомиров А.И. Тонкая структура термобара // ДАН СССР. 1988. Т. 300. № 1. С. 216–219.
9. Коноплев А.В., Булгаков А.А., Жирнов В.Г. и др. Исследование поведения Sr-90 и Cs-137 в озерах Святое и Кожановское Брянской области // Метеорология и гидрология. 1998. № 11. С. 78–87.
10. Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука, 2002. 327 с.
11. Надеенко Ю.П., Семенов Г.В., Трейгер С.И. и др. Распределение бета-активности в некоторых компонентах экспериментальных водоемов в природных условиях // Проблемы радиозоологии водных организмов. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1971. С. 102–105.
12. Никаноров А.М., Трунов Н.М. Внутриводоемные процессы и контроль качества природных вод. СПб.: Гидрометеоздат, 1999. 156 с.
13. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат, 1981. 96 с.
14. Прохоров В.М. Расчет уменьшения содержания стронция-90 в воде озер и прудов в результате поглощения его дном. М.: Атомиздат, 1969. 10 с.
15. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 г. Ежегодник / Под ред. С.М. Вакуловского. СПб.: Гидрометеоздат, 2001. 225 с.
16. Рахола Т., Саксен К., Костайнен Э., Пухжайнен М. Техногенная радиоактивность в организме человека и окружающей среде // Радиохимия. 2006. Т. 48. № 6. С. 562–566.
17. Саксен Р., Яаккола Т., Рантаваара А. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в южной части озера Пяйянне // Радиохимия. 1996. Т. 38. № 4. С. 365–370.
18. Степанов А.В., Тишков В.П., Пантелеев Ю.А., Гаврилов В.М. Радиоактивное загрязнение Балтийского моря // Тр. Радиового ин-та. 2009. Т. 4. С. 156–170.
19. Тихомиров А.И. Термика крупных озер. Л.: Наука, 1982. 232 с.
20. AMAP Assessment 2009: Radioactivity in the Arctic. Oslo, 2010. P. 35–38.
21. Mahura A., Baklanov A., Rigina O.Y. et al. Statistical Analysis of Atmospheric Transport from the Nuclear Risk Sites in the Arctic Region // The 5th Int. Conf. Environ. Radioactivity in the Arctic and Antarctic. St. Petersburg, Russia, 2002. P. 119–123.
22. Nikitin A.T., Tsaturov Yu. S., Chumichev V. B. et al. Artificial radionuclides in components of freshwater and forest ecosystems in the south of Kola peninsula: Results of field investigations in the year 1998 // The 4th Int. Conf. Environ. Radioactivity in the Arctic. Edinburg, 1999. P. 181–183.
23. Saxen R., Koskeleinen U. Radioactivity of surface water and freshwater fish and Finland in 1988–1990 // Suppl. 6 to Annual Rep. STUK-A 89. Helsinki, 1991. 80 p.
24. Smit J.T., Clarke R.T., Saxen R. Comparing the mobility weaponstest and Chernobyl radiocaesium in Finland // The 4th Int. Conf. Environ. Radioactivity in the Arctic. Edinburg, 1999. P. 50–52.

ВЛИЯНИЕ ТЕХНИЧЕСКОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ (г. ВЛАДИВОСТОК) НА ФИТОПЛАНКТОН ЯПОНСКОГО МОРЯ

© 2021 г. А. А. Бегун^{а, *}, С. И. Масленников^{а, б}

^аНациональный научный центр морской биологии им. А.В. Жирмунского ДО РАН,
Владивосток, 690041 Россия

^бДальневосточный федеральный университет,
пос. Аякс Приморского края, о. Русский, 10690922 Россия

*e-mail: andrejbegun@yandex.ru, 721606@mail.ru

Поступила в редакцию 04.04.2019 г.

После доработки 26.08.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

Исследована структура фитопланктона Японского моря (зал. Петра Великого), находящегося в зоне влияния техноэкосистемы ВТЭЦ-2 (г. Владивосток) круглогодично в период 2014–2015 гг. Термальное загрязнение двухступенчатое: в водозаборном ковше температура воды повышается на 2–3°C по сравнению с фоновыми значениями и непосредственно в системе охлаждения ВТЭЦ-2 — на 10–12°C. В первом случае отмечено увеличение обилия водорослей и продление летне-осеннего вегетационного сезона фитопланктона на 1.5–2.0 мес. по сравнению с фоновыми участками. После прохождения через систему охлаждения электростанции видовой состав фитопланктона меняется незначительно (коэффициент сходства 0.82), обогащаясь бентосными диатомовыми водорослями (22 вида) из обрастаний водозаборного тоннеля. Различия показателей общей плотности и биомассы микроводорослей до и после прохождения через систему охлаждения электростанции в течение года не превышало одного порядка. Таким образом, техноэкосистема ВТЭЦ-2 оказывает существенное влияние на количественное изменение фитопланктона на этапе длительного, но незначительного теплового воздействия в водозаборном ковше, а также при кратковременном прохождении через систему водоохлаждения.

Ключевые слова: фитопланктон, техноэкосистема, водозаборный ковш, сбросной канал, термальное загрязнение, ВТЭЦ-2.

DOI: 10.31857/S0321059621030056

ВВЕДЕНИЕ

Исследования технических экосистем (техноэкосистем) энергетических станций — важнейший раздел технической гидробиологии, разрабатывающий общие принципы, стратегию и методы гармонизации отношений в системе человек—техноэкосистема—гидробиосфера [15]. Тепловые электростанции — основной источник термального загрязнения водоемов. Влияние термального загрязнения на морскую биоту может иметь самые разные негативные последствия. Так, нагрев природных вод на 4–6°C, а летом иногда всего на 1°C может привести к гибели ряда stenothermных организмов, подавить размножение у многих видов, изменить состав сообществ за счет видов-интродуцентов [10]. Термальное загрязнение приводит к уменьшению вязкости воды, насыщенности водоема кислородом, к интенсивному осадкообразованию, изменению гидродинамики и смещению гидрологических сезонов. Кроме то-

го, оно меняет биоразнообразие водных экосистем из-за влияния биоинвазий [7, 8].

Фитопланктон — один из важнейших компонентов техноэкосистем энергетических станций — оперативный индикатор изменения абиотических условий. Закономерности и особенности трансформации структуры фитопланктонного сообщества под действием повышенной температуры хорошо изучены для наземных водных экосистем, поскольку водные объекты, к которым приурочены ТЭЦ, имеют ограниченные размеры и замкнутую систему охлаждения. В то же время закономерности и особенности трансформации состава и структуры фитопланктона под действием термального загрязнения в водных объектах, имеющих существенно большие размеры (моря и океаны), чем размер техноэкосистемы, и проточную систему охлаждения, на сегодняшний день еще недостаточно изучены.

Имеющиеся сведения о трансформации фитопланктона в условиях морских техноэкосистем

относятся преимущественно к тропическим регионам, где отсутствует выраженная сезонность в развитии водорослей [28, 31, 36, 38]. Данных об изменении структуры фитопланктона для регионов умеренных и высоких широт практически нет. Помимо этого, могут проявиться особенности экосистем, связанные с изменением структуры фитопланктона в условиях высокой минерализации, которые отсутствуют в континентальных водоемах.

Уже первые исследования воздействия термального загрязнения от Владивостокской ТЭЦ-2 (ВТЭЦ-2) на техноэкосистему бух. Золотой Рог в 2001–2002 гг. показали, что данный вид воздействия во многом определяет условия существования морской флоры и фауны в умеренных широтах. Выявлены существенные различия в видовом составе, экологии, количественных показателях и сезонной динамике различных групп морской биоты, а также показана роль видов-вселенцев, находящихся на разных стадиях натурализации в условиях химического и термального загрязнения [1, 5, 7].

Непосредственного исследования фитопланктона водного потока на входе в техноэкосистему ВТЭЦ-2 и на выходе из нее не проводилось в силу методических трудностей отбора материала на режимной территории. Настоящее исследование, цель которого – изучение влияния одного из звеньев техноэкосистемы (системы охлаждения) ВТЭЦ-2 на структуру фитопланктона Японского моря в разные сезоны года, позволит выявить особенности теплового загрязнения морских объектов умеренных широт, и его результаты могут стать существенным вкладом в решение фундаментальных гидробиологических задач.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Пробы фитопланктона отбирали с 16.10.2014 по 28.09.2015 2 раза в месяц в водозаборном ковше ВТЭЦ-2 (бух. Сухопутная в зал. Петра Великого Японского моря) и в сбросном канале (рис. 1) батометром Молчанова по стандартной методике [2, 3]. Одновременно с отбором проб фитопланктона измеряли температуру и соленость воды (рис. 2). Подсчет численности клеток наннопланктона проводили в камере объемом 0.05 мл, микропланктона – в камере 1 мл. Биомассу рассчитывали объемным методом, используя оригинальные и литературные [42] данные. Идентификация микроводорослей проведена с использованием светового (“Olympus BX41”, объектив UPLanF1 100×/1.30, Япония) и сканирующего электронного (“Zeiss EVO 40XVP”, Великобритания) микроскопов.

Таксоны микроводорослей приведены в соответствии с международным Интернет-ресурсом AlgaeBase в 2019 г. [22]. Сходство состава фитопланктона до и после прохождения через техноэкосистему ВТЭЦ-2 оценивали с использованием коэффициента Серенсена–Чекановского. Диапазоны количественных различий рассчитывали по формуле:

$$(V2 - V1)/V1 \times 100,$$

где $V1$ – значение в водозаборном ковше, $V2$ – значение в сбросном канале.

Исследуемая акватория водозаборного ковша электростанции находится в пределах распространения умеренного муссонного климата, где зимой господствует северо-западный муссон, приносящий холодный и сухой воздух с территории Азии. Характерная особенность этого климата – регулярные тайфуны, преобладающие с мая по октябрь и вызывающие сильные штормы, обильные дождевые осадки и туманы [11]. Залив Петра Великого расположен на стыке теплого Цусимского и холодного Приморского течений, и в летнее время отдельные ветви теплого течения проникают далеко в глубь Уссурийского залива [6]. В прибрежной зоне бух. Сухопутной расположен водозаборный ковш ВТЭЦ-2, температура воды в котором колеблется в пределах $-1.8-23^{\circ}\text{C}$, соленость $-9-34.1\text{‰}$ [6]. Эта бухта – одна из относительно чистых акваторий в зал. Петра Великого, а ее воды по основным гидрохимическим показателям соответствуют открытым водам Японского моря.

Водозаборный ковш отгорожен от моря каменной насыпью из валунов (рис. 1). Вода на электростанцию подается с помощью насосов. Входные отверстия в тоннели насосной станции защищены решеткой грубой очистки. При работе насосов вода нагревается и сбрасывается в локальную систему охлаждения обратно в водозаборный ковш. В результате вода в нем на $2-3^{\circ}\text{C}$ выше фоновой, в результате чего в холодный период год от года происходит смещение сроков формирования ледостава в зависимости от погодных условий.

Далее вода подается насосами в тоннели охлаждения электростанции через фильтры, представляющие собой 4 вращающиеся стальные сетки с ячейей диаметром 3 мм. Скорость потока в тоннелях системы охлаждения электростанции составляет 2 м/с [7], цикл прохождения ~ 2 мин. Вода, температура которой за это время повышается на $5-6^{\circ}\text{C}$ [5], сбрасывается в р. Объяснения.

В бух. Золотой Рог, куда через р. Объяснения попадают отработанные воды ВТЭЦ-2, соленость колеблется в пределах $23.4-35.0\text{‰}$. Максимальная среднемесячная температура воды составляет

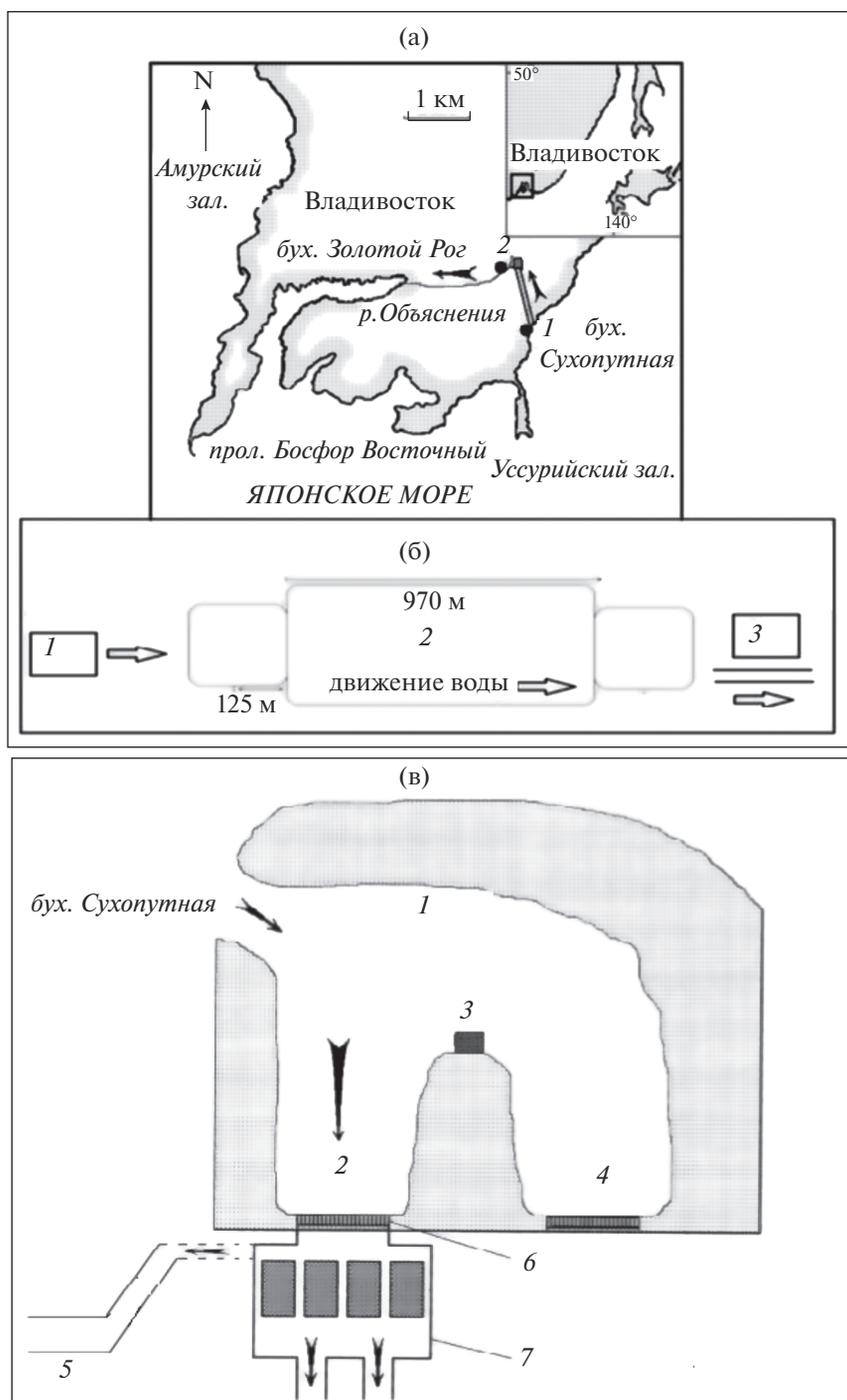


Рис. 1. а – картосхема района исследования: 1 – водозабор, 2 – сбросной канал; б – схема движения воды в системе охлаждения ВТЭЦ-2: 1 – водозабор, 2 – бетонный тоннель, 3 – система охлаждения; в – схема водозабора и насосной станции: 1 – каменная наброска, 2 – действующий водозабор, 3 – пирс, 4 – старый водозабор, 5 – сбросной канал, 6 – решетки грубой очистки, 7 – насосная станция.

23.7°C. В кутовой части бухты температура на 2–7°C выше, чем в мористой части, из-за влияния сбрасываемой подогретой воды. Зимой с момента пуска ВТЭЦ-2 температура воды в бухте не опускается ниже 0°C и бухта не замерзает [7].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В фитопланктоне в водозаборном ковше и сбросном канале ВТЭЦ-2 за период исследования зарегистрировано 172 вида и внутривидовых таксона микроводорослей из семи отделов: *Vacil-*

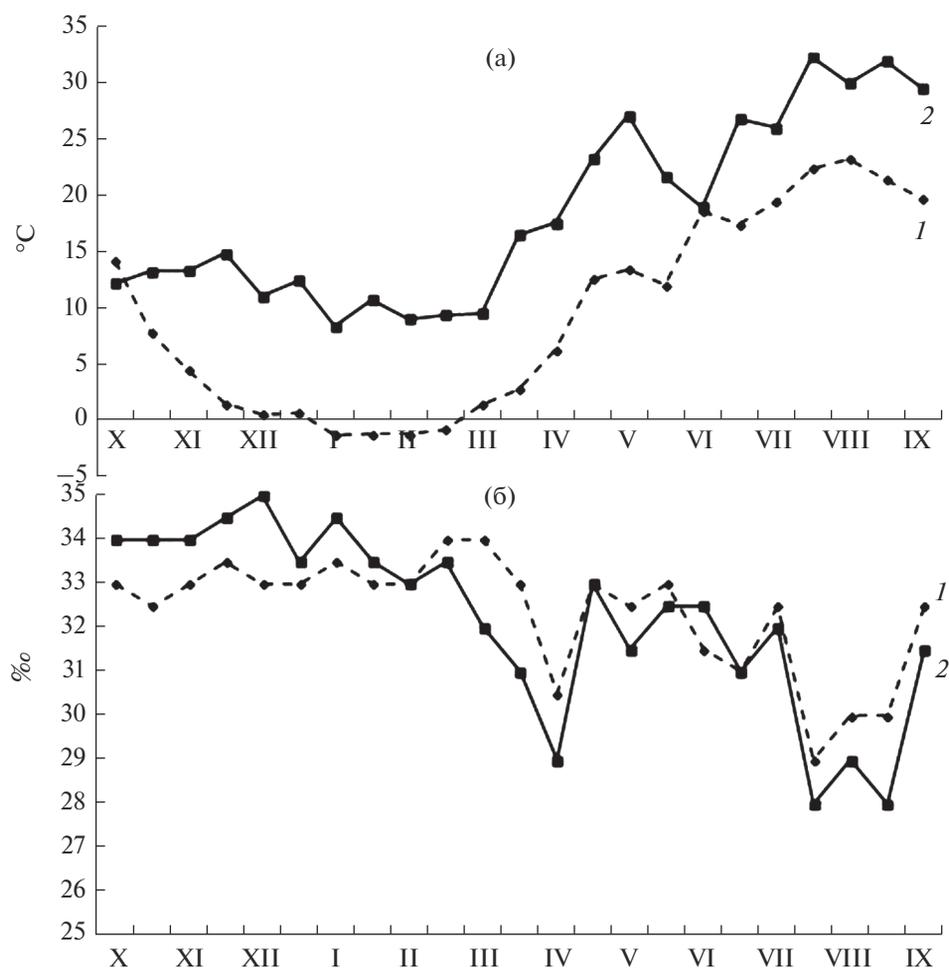


Рис. 2. Сезонная динамика температуры (а) и солёности (б) воды в техноэко­системе ВТЭЦ-2, 2014–2015 гг. 1 – водо­заборный ковш, 2 – сбросной канал. Римские цифры – номера месяцев.

lariophyta (119), Dinophyta (33), Ochrophyta (7), Chlorophyta (5), Euglenophyta (4), Cyanophyta (4) и Cryptophyta (2). Общее видовое богатство фито­планктона в течение года было выше в сбросном канале ВТЭЦ-2 (162 вида), чем в водозаборном ковше (133). Коэффициент сходства видового со­става микроводорослей до и после прохождения через систему охлаждения ВТЭЦ-2 за период ис­следования оказался достаточно высоким (0.82). Микроводоросли были представлены планктон­ными (56%), бенто-планктонными (12%) и бен­тосными (32%) формами. Преобладали эврига­линные виды, большую часть из которых состав­ляли морские формы (80%).

Анализ сапробиологических характеристик фито­планктона показал, что в техноэко­системе ВТЭЦ-2 по числу видов преобладали β-мезоса­пробионты – индикаторы умеренного органи­ческого загрязнения вод (35 видов). Однако в лет­не-осенний период в фито­планктоне присутство­вало достаточно большое количество α-ме­зосапробионтов – индикаторов высокого органи­

ческого загрязнения. Среди них – диатомовые водоросли *Halamphora cymbifera* (Gregory) Levkov, 2009, *Melosira lineata* (Dillw.) C. Agardh, 1824, *M. moniliformis* var. *subglobosa* (Grun.) Hust., 1927, *Tabularia fasciculata* (C. Agardh) D.M. Williams et Round, 1986, *T. tabulata* (Agardh) Snoeijis, 1992 и ви­ды рода *Skeletonema*.

В сбросном канале ВТЭЦ-2 в течение периода исследования отмечались нехарактерные для фи­то­планктона бентосные диатомовые водоросли (22 вида), по своей жизненной форме связанные с обитанием на твердом субстрате. Среди них наи­более часто встречались виды: *Halamphora coffei­formis* (C. Agardh) Levkov, 2009, *H. costata* (W. Smith) Levkov, 2009, *Rhaphoneis nitida* (Gregory) Grunow, 1867, *Diploneis smithii* (Brébisson) Cleve, 1894, *Lyrel­la clavata* (Gregory) D.G. Mann, 1990, *Licmophora abbreviata* C. Agardh, 1831, *Fogedia finmarchica* (Cleve et Grun.) Witkowski, Metzeltin et Lange-Bertalot, 1997, *Petronis monilifer* (Cleve) A.J. Stickle et D.G. Mann, 1990, *Cocconeis speciosa* Gregory, 1855,

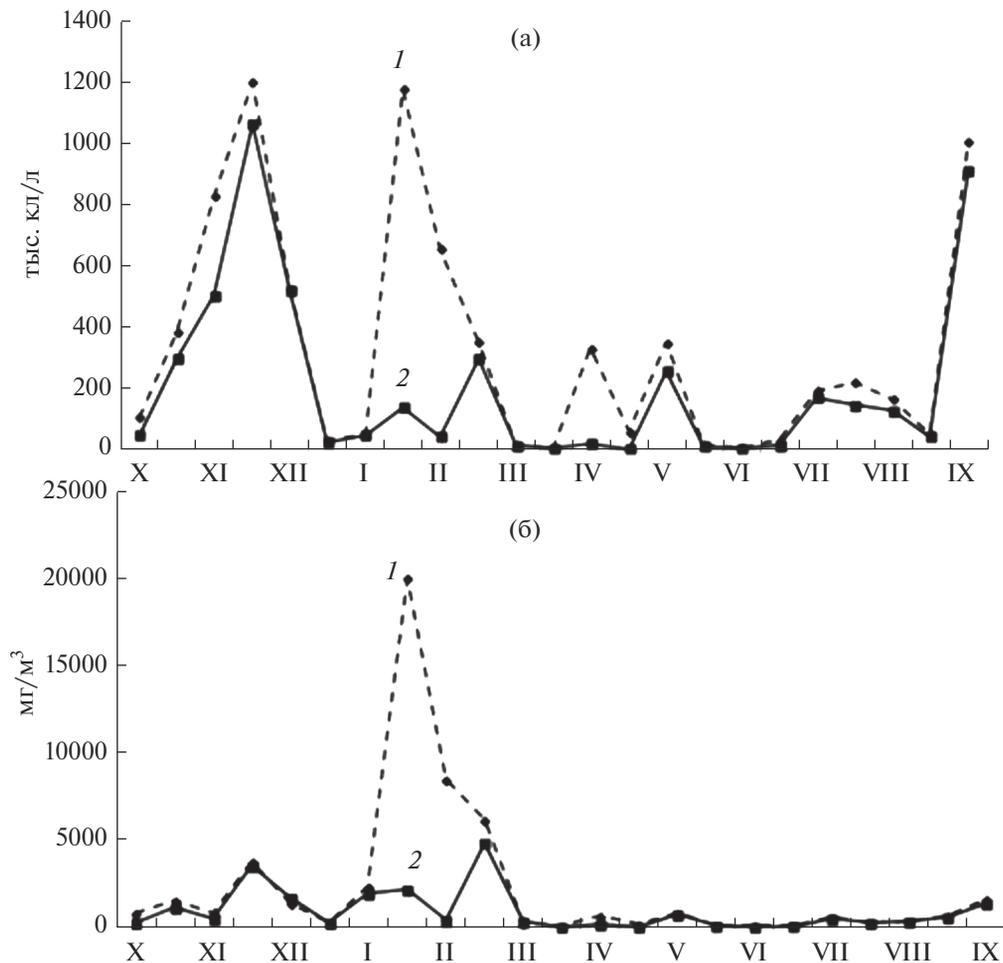


Рис. 3. Сезонная динамика плотности (а) и биомассы (б) фитопланктона в техноэкосистеме ВТЭЦ-2, 2014–2015 гг. 1 – водозаборный ковш, 2 – сбросной канал. Римские цифры – номера месяцев.

C. costata Gregory, 1855 и *Diploneis chersonensis* (Grunow) Cleve, 1894.

Исследование сезонной динамики фитопланктона показало, что с декабря 2014 г. по январь 2015 г. происходило активное развитие тепловодных микроводорослей, характерных для летне-осеннего периода. В их число входили тропическо-бореальные виды: *Dictyocha fibula* Ehrenberg 1839 (Ochrophyta), *Ditylum brightwellii* (T. West) Grunow 1885, *Thalassiosira rotula* Meunier 1910, *Licmophora flabellata* (Greville) C. Agardh 1830 и *Pleurosigma inflatum* Shaldbolt 1853 (Bacillariophyta). Также в этот период в фитопланктоне наблюдалось развитие диатомовой водоросли *Rhizosolenia hebetata* f. *semispina* (Hensen) Gran 1908 – тепловодной формы вида-космополита. Со второй половины января в планктонном сообществе началась вегетация холодноводных аркто-бореальных видов диатомовых водорослей зимнего фитопланктона: *Chaetoceros debilis* Cleve 1894, *C. pseudocrinitus* Ostensfeld 1901 и *Thalassiosira nordenskiöldii* Cleve 1873.

Общая плотность фитопланктона в течение года варьировала в пределах 0.006–1.18 млн кл/л в водозаборном ковше и 0.005–1.07 млн кл/л – в сбросном канале. Биомасса микроводорослей менялась в пределах 0.07–20.00 и 0.02–2.2 г/м³ соответственно (рис. 3). Среднегодовые количественные показатели микроводорослей были выше в водозаборном ковше (плотность – 0.34 млн кл/л, биомасса – 20.3 г/м³), чем в сбросном канале (0.20 млн кл/л и 1.92 г/м³). В водозаборном ковше отмечено два наиболее существенных увеличения плотности – зимнее и осеннее (рис. 3).

Самым большим за годовой период было зимнее увеличение плотности с двумя пиками – декабрьским (1.3 млн кл/л) и февральским (1.19 млн кл/л). Декабрьский пик плотности, отмеченный при температуре воды 4.2°C и солености 33.5‰, был обусловлен планктонными диатомовыми водорослями *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundh., Moestr. & Hasle 1894 и видами рода *Skeletonema*. Февральский пик вызывали бенто-планктонные

диатомеи *M. moniliformis* var. *subglobosa*, *Odontella aurita* (Lyngb.) C.A. Agardh 1832 и бентосная *Tabularia tabulata* при температуре воды -1.6°C и солености 33‰. В сбросном канале зимнее увеличение плотности микроводорослей отмечалось также в декабре (1.07 млн кл/л, 14.6°C и 34.5‰) за счет видов, характерных для водозаборного ковша (рис. 3). Осенний, второй по значимости, максимум плотности отмечен одновременно в водозаборном ковше (1.01 млн кл/л) и сбросном канале (0.91 млн кл/л) в сентябре при температуре воды 19.5 и 29.5°C и солености 32.5 и 31.5‰ соответственно в результате развития видов рода *Skeletonema*.

Сезонная динамика биомассы фитопланктона в техноэкосистеме ВТЭЦ-2 в целом повторяла динамику плотности, однако максимальные показатели на двух исследуемых участках были зафиксированы в разные месяцы (рис. 3). Так, максимум биомассы для водозаборного ковша отмечен в феврале (20.3 г/м^3) и обусловлен крупноклеточными диатомовыми водорослями *M. moniliformis* var. *subglobosa* и *O. aurita*. В сбросном канале наибольшая биомасса зафиксирована в марте (4.9 г/м^3) за счет развития вида *T. nordenskiöldii*.

Различие общего числа видов фитопланктона до и после прохождения через техноэкосистему ВТЭЦ-2 варьировало в диапазоне 4.35–66.7% (рис. 4). Диапазоны разницы количественных показателей фитопланктона в течение года варьировали в пределах $-1.08 \dots -93.4\%$ для общей плотности и $25.5 \dots -94.9\%$ для биомассы. Температурные различия водных масс были значительно выше (3500...–927%), чем различия солености (6.06...–16.7%). Максимальные различия температуры воды отмечены во второй половине декабря 2014 г. (3500‰) и в первой половине января 2015 г. (2950‰), в то время как в теплый период (май–сентябрь 2015 г.) они существенно снизились (1.63–86.9%) (рис. 4). Таким образом, различия количественных показателей фитопланктона до и после прохождения через систему охлаждения ВТЭЦ-2 не обнаруживали зависимости от различий температурных показателей воды. Так, наибольшие различия плотности и биомассы микроводорослей наблюдались как в холодный период года (февраль, $-93.4 \dots -94.9\%$ соответственно), так и в теплый (май, -92.5 и -87.4%).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Круглогодичное исследование фитопланктона в условиях техноэкосистемы ВТЭЦ-2 показало достаточно высокое сходство его видового состава (0.82) до и после прохождения через систему охлаждения. Однако в фитопланктоне, прошедшем через техноэкосистему, в течение всего года

отмечались бентосные диатомовые водоросли, не характерные для планктонной флоры прибрежных акваторий [2, 12, 17], но типичные для донных грунтов, эпифитона и перифитона в зал. Петра Великого Японского моря [16], морского побережья Японии [25, 35], Китая [29, 43] и Кореи [20, 27]. Появление этой группы микроводорослей в сбросном канале ВТЭЦ-2 во многом обусловлено смывом водорослевых обрастаний с бетонной поверхности водозаборного тоннеля и с эпизоона тихоокеанской мидии *Mytilus trossulus* Linnaeus и гигантской устрицы *Crassostrea gigas* (Thunberg), покрывающих стенки тоннеля [7]. Моллюски экскретируют в воду экзометаболиты преимущественно в формах PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- и NO_2^- , которые ассимилируются прикрепившимися к их створкам микроводорослями, перешедшими в отсутствие света к миксотрофному или гетеротрофному энергообеспечению [33, 34].

Смыв этих микроводорослей в планктон обусловлен высокоскоростным потоком воды и мощными водоворотами и вихрями, созданными в тоннеле высоким гидростатическим давлением [16]. Следует учесть, что в течение года многократно проводились термообработка, механическая очистка от обрастаний и осушка водозаборного тоннеля [7], что также приводило к смыву микроводорослей.

Сравнение видового состава фитопланктона водозаборного ковша и близко расположенной бух. Парис на северо-восточном побережье о. Русский [39], изученного в этот же период, показало высокий уровень сходства (0.78). Отмечено также высокое сходство видового состава фитопланктона водозаборного ковша и других прибрежных акваторий зал. Петра Великого Японского моря (Амурский залив, бух. Рифовая, Миносок) [12, 17, 18].

Количественные данные по фитопланктону сопоставимы по близлежащим акваториям зал. Петра Великого Японского моря [12, 17, 18] и одного порядка с данными по другим высокопродуктивным акваториям умеренных широт [19, 40]. Массовое развитие диатомовых водорослей рода *Skeletonema*, отмеченное в техноэкосистеме ВТЭЦ-2 в зимний период 2014–2015 гг., связано, в первую очередь, с термальным загрязнением, в результате которого температура воды в водозаборном ковше в зимний период становится положительной. В то же время, согласно многолетним наблюдениям, в других прибрежных акваториях зал. Петра Великого “цветение” или массовое развитие видов рода *Skeletonema* регистрировалось только в летне-осенний период [1, 18, 41].

Последствие термального загрязнения акватории водозаборного ковша – продление летне-осеннего вегетационного сезона на 1.5–2.0 мес. и,

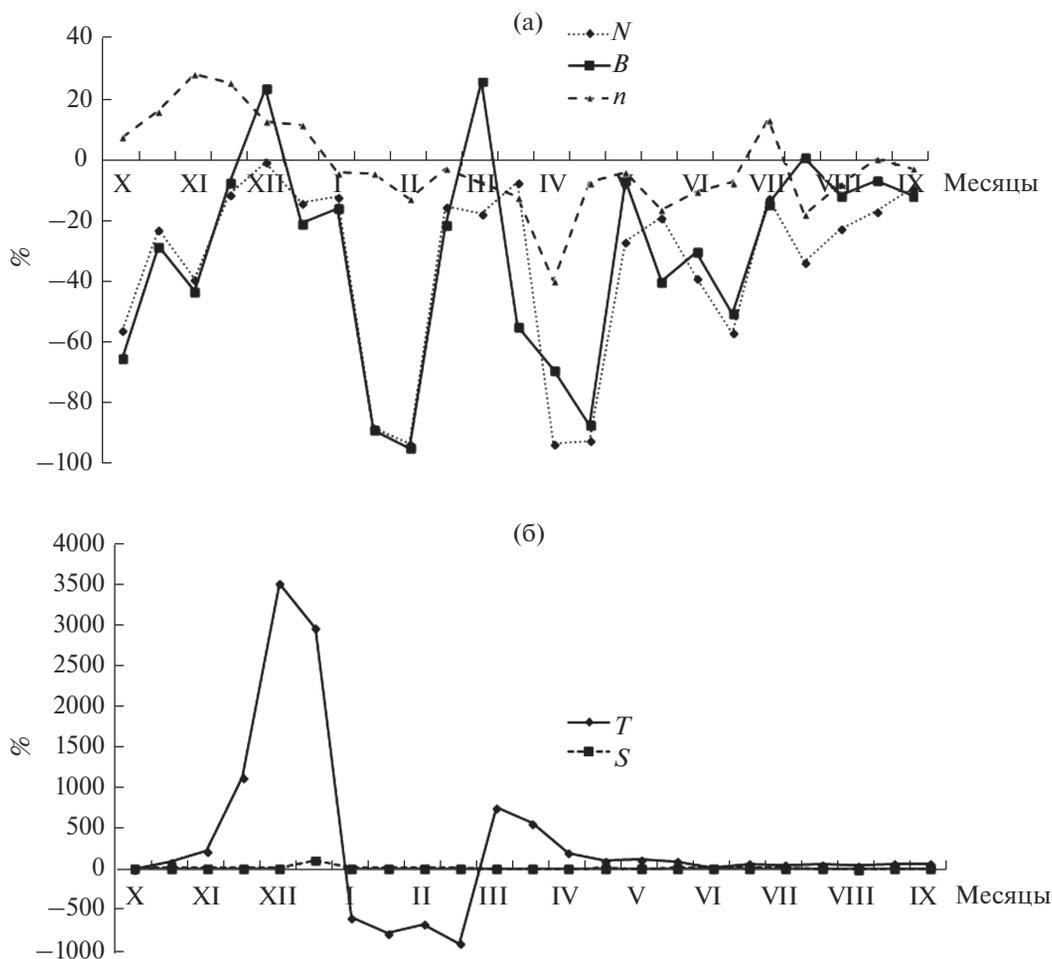


Рис. 4. Диапазоны различий (%) общей плотности N , биомассы B и общего числа видов n фитопланктона (а), температуры T и солёности S воды (б) в техноэкосистеме ВТЭЦ-2, 2014–2015 гг.

соответственно, сокращение зимнего сезона. Термальное загрязнение происходит в результате постоянного сброса подогретых вод из трех функционирующих насосов ВТЭЦ-2 после охлаждения. По этой причине с декабря 2014 г. до середины января 2015 г. в акватории водозабора отсутствовал зимний ледостав, так как температура воды была на 2–3°C выше, чем в других близлежащих акваториях, где в эти месяцы она имела отрицательные значения (от -1.1 до -1.8°C) [17, 41]. В середине января 2015 г. после резкого похолодания в акватории водозабора образовался ледяной покров и температура воды достигла отрицательных значений. В планктонном сообществе началась вегетация холодноводных диатомовых водорослей. В других близлежащих акваториях, не испытывающих влияния термального загрязнения, зимний вегетационный сезон фитопланктона наступил уже в ноябре [2, 12, 17].

Продление вегетационного сезона микроводорослей в водозаборном ковше в результате удлинения гидрологического лета отмечалось для тех-

нозосистем ТЭС и АЭС, расположенных на континентальных водоемах с замкнутой системой охлаждения [13, 15]. Для морских электростанций с системой охлаждения проточного типа, к которым относится ВТЭЦ-2, подобные закономерности не выявлены, поскольку исследование такого профиля проводилось на побережье тропических морей (южный Китай, о. Тайвань, Таиланд, Индия, Мексика, Бразилия), где сезонность у микроводорослей не выражена [19, 24, 26, 30, 37].

В результате проведенного исследования показано, что различия количественных показателей фитопланктона до и после прохождения через систему охлаждения ВТЭЦ-2 — существенные, хотя в течение года они были одного порядка (рис. 4). Максимальные различия плотности и биомассы отмечены в наиболее холодный период года, как и максимальные температурные различия, связанные с увеличением производственных мощностей электростанции. Увеличение количественных различий фитопланктона также может

быть обусловлено влиянием механических факторов в техноэкосистеме ВТЭЦ-2. К ним относятся, в первую очередь, прохождение фитопланктона через техногенные агрегаты электростанции — трубки конденсора, заградительные решетки и вращающиеся сетки, способные задерживать крупные колонии микроводорослей [7], которые вегетируют в наиболее холодный период года в условиях отрицательной температуры воды и устойчивого ледостава на поверхности водозабора. Однако механические факторы, по мнению некоторых специалистов, способны оказывать незначительное влияние на обилие и физиологическое состояние фитопланктона [19, 24].

Другая возможная причина количественных различий фитопланктона — термальное загрязнение воды в системе охлаждения ВТЭЦ-2 в холодное время года в период максимальных производственных мощностей. Так, среднегодовое превышение температуры сбросных вод этой электростанции по отношению к близлежащим акваториям составляет 5–6°C [4]. В то же время, согласно [30, 31], критический для большинства видов микроводорослей диапазон температуры воды, при котором происходит ослабление их фотосинтетической активности и сокращение количественного обилия, составляет 25–35°C.

Анализ опубликованных данных по исследованиям закономерностей видовой и количественной развития фитопланктона в условиях техноэкоцистем показал, что на сегодняшний день достаточно полно исследованы ТЭС и АЭС, расположенные на континентальных водоемах с системой охлаждения замкнутого типа [26, 28]. В то же время для фитопланктона техноэкоцистем морских электростанций с системой охлаждения проточного типа такие закономерности остаются почти неизученными, а имеющиеся данные противоречивы. Так, зарубежными исследователями установлено, что формирование количественных показателей морского фитопланктона в системе охлаждения ТЭС и АЭС определяется в основном термальным загрязнением [19, 24, 26, 37]. В частности, в водоемах-охладителях энергетических станций на участках, подвергающихся значительному обогреву, происходит формирование специфических сообществ микроводорослей, относящихся преимущественно к факультативным термофилам, широко распространенным в термальных источниках. Определяющий фактор формирования таких сообществ — температурный режим, а именно — искусственный подогрев воды.

По данным [28, 36, 38], угнетение развития фитопланктона и его физиологической активности в большей степени связано с хлорированием воды и с ее химической обработкой биоцидами и другими биотическими ингибиторами. Известен

также синергетический эффект хлорирования воды и термального стресса [31]. В техноэкоцистеме ВТЭЦ-2 такая обработка воды не используется, в результате чего фитопланктон не испытывает химического угнетения фотосинтеза и других физиологических процессов.

ВЫВОДЫ

Впервые исследованы изменения видового состава и количественной структуры фитопланктона под влиянием техноэкоцистемы ВТЭЦ-2. Показано, что прохождение фитопланктона через систему охлаждения электростанции не оказывает существенного влияния на изменение его видового состава (коэффициент сходства 0.82), но способствует его обогащению бентосными диатомовыми водорослями (22 вида), попадающими в водный поток из обрастаний водозаборного тоннеля. Под влиянием термального загрязнения в водозаборном ковше ВТЭЦ-2 наблюдается продление летне-осеннего вегетационного сезона фитопланктона на 1.5–2.0 мес. (с ноября до середины января). Различия общей плотности и биомассы микроводорослей до и после прохождения через систему охлаждения электростанции были существенными, однако в течение года были одного порядка.

Таким образом, фитопланктон из водозаборного ковша проходит систему охлаждения ВТЭЦ-2 в составе мощного водного потока и далее поступает в бух. Золотой Рог без значительных изменений видового состава. Однако количественная структура микроводорослей изменяется достаточно существенно на этапе длительного, но незначительного теплового воздействия.

Авторы выражают благодарность ЦКП РК “Морской биобанк” ННЦМБ ДВО РАН, в котором поддерживались культуры микроводорослей.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бегун А.А.* Фитопланктон бухты Золотой Рог и Уссурийского залива (Японское море) в условиях антропогенного загрязнения // Изв. ТИНРО. 2004. Т. 138. С. 330–344.
2. *Бегун А.А., Орлова Т.Ю., Звягинцев А.Ю.* Фитопланктон Амурского залива Японского моря в районе г. Владивостока // Альгология. 2003. Т. 13. № 2. С. 204–215.
3. *Бегун А.А., Звягинцев А.Ю., Емельянов А.А.* Микроводоросли перифитона в условиях аквариального комплекса Приморского океанариума ДВО РАН (г. Владивостока, о. Русский) // Вода: химия и экология. 2016. № 3. С. 42–52.
4. *Белан Т.А.* Особенности обилия и видового состава бентоса в условиях загрязнения: залив Петра Великого, Японское море. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток: ДВНИГМИ, 2001. 24 с.

5. Белогурова Л.С., Звягинцев А.Ю. Динамика мейо- и макрофауны обрастания в условиях хронического антропогенного загрязнения (бухта Золотой Рог, Японское море) // Изв. ТИНРО. 2006. Т. 144. С. 331–350.
6. Винокурова Т.Т. О сезонной и краткочастотной изменчивости гидрологических характеристик в заливе Петра Великого // Изв. ТИНРО. 1977. Т. 101. С. 7–12.
7. Звягинцев А.Ю., Мощенко А.В. Морские техноэко-системы энергетических станций. Владивосток: Дальнаука, 2010. 343 с.
8. Звягинцев А.Ю., Ивин В.В., Кашин И.А. и др. Чужеродные виды в Дальневосточном морском государственном морском биосферном заповеднике // Изв. ТИНРО. 2012. Т. 170. С. 60–81.
9. Корякова М.Д., Никитин В.М., Звягинцев А.Ю., Белогурова Л.С. Влияние загрязненных портовых вод на обрастание и коррозию высоколегированной стали // Биология моря. 2002. Т. 28. № 2. С. 138–142.
10. Милейковский С.А. Влияние прохождения через системы водяного охлаждения прибрежных электростанций и промышленных предприятий на воспроизводство и продуктивность морского и эстуарного планктона, бентоса и нектона // Обрастание и биокоррозия в водной среде. М.: Наука, 1981. С. 131–137.
11. Мокиевская В.В. Химическая характеристика водных масс // Основные черты геологии и гидрологии Японского моря. М., 1961. Ч. 2. С. 122–125.
12. Морозова Т.В., Селина М.С., Орлова Т.Ю. Фитопланктон в районе хозяйства марикультуры бухты Миноносок залива Посыета Японского моря // Биология моря. 2002. Т. 28. № 2. С. 107–112.
13. Новоселова Т.Н., Протасов А.А. Фитопланктон водоемов-охлаждающих техно-экосистем атомных и тепловых электростанций (Обзор) // Гидробиол. журн. 2014. Т. 50. № 6. С. 40–59.
14. Огородникова А.А. Эколого-экономическая оценка воздействия береговых источников загрязнения на природную среду и биоресурсы залива Петра Великого. Владивосток: ТИНРО, 2001. 193 с.
15. Протасов А.А., Силаева А.А., Ярмошенко Л.П. и др. Гидробиологические исследования техно-экосистемы Запорожской АЭС // Гидробиол. журн. 2013. Т. 49. № 2. С. 78–94.
16. Рябушко Л.И., Бегун А.А. Диатомовые водоросли микрофитобентоса Японского моря. Т. 1. Севастополь; Симферополь: Н. Оріанда, 2015. 288 с.
17. Стоник И.В., Орлова Т.Ю. Летне-осенний фитопланктон в Амурском заливе Японского моря // Биология моря. 1998. Т. 24. № 4. С. 205–211.
18. Шевченко О.Г., Пономарева А.А., Масленников С.И. Мониторинг фитопланктона на акватории марикультурного хозяйства в бухте Рифовая (зал. Петра Великого Японского моря) // Вопросы рыболовства. 2014. Т. 15. № 3. С. 285–294.
19. Choi K.H., Kim Y.O., Lee J.B. et al. Thermal impacts of a coal power plant on the plankton in an open coastal water environment // J. Mar. Sci. Technol. 2012. V. 20. P. 187–194.
20. Degerlund M., Eilertsen H.C. Main species characteristics of phytoplankton spring blooms in NE Atlantic and Arctic waters (68°–80° N) // Estuaries Coasts. 2010. V. 33. P. 242–269.
21. Du G.Y., Son M., Yun M. et al. Microphytobenthic biomass and species composition in intertidal flats of the Nakdong River estuary, Korea // Estuarine, Coastal Shelf Sci. 2009. V. 82. P. 663–672.
22. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication. Galway: Natl. Univ. Ireland, 2015. [Электронный ресурс]. <http://www.algaebase.org>. (дата обращения: 12.02.2019)
23. Identifying of marine phytoplankton / Ed. C.R. Tomas. St.-Petersburg, USA: Acad. Press, 1997. 858 p.
24. Jiang Z.B., Zeng J.N., Chen Q.Z. et al. Dynamic change of phytoplankton cell density after thermal shock and chlorination in a subtropical bay in China // J. Plant Ecol. 2008. V. 32. P. 1386–1396.
25. Kasim M., Mukai H. Contribution of Benthic and Epiphytic Diatoms to Clam and Oyster Production in the Akkeshi-ko Estuary // J. Oceanogr. 2006. V. 62. P. 267–281.
26. Lee C.W. The effect of thermal effluent on marine diatoms and bacteria // Malaysian J. Sci. 2003. V. 22. P. 23–27.
27. Lee S.D., Yun S.M., Park J.S., Lee J.H. Floristic survey of diatom in the three Islands (Baeknyeong, Daechong, Socheong) from Yellow Sea of Korea // J. Ecol. Environ. 2015. VI. 38. № 4. P. 563–598.
28. Liu S., Huang H., Huang L.M. et al. Ecological response of phytoplankton to the operation of Daya Bay nuclear power station // Chinese J. Mar. Environ. Sci. 2006. V. 25. P. 9–12.
29. Liu J.Y. Checklist of biota of Chinese seas. Beijing: Sci. Press, Acad. Sinica, 2008. 1267 p.
30. Lo W.T., Hwang J.J., Hsu P.K. et al. Seasonal and spatial distribution of phytoplankton in the waters off nuclear power plants, north of Taiwan // J. Mar. Sci. Technol. 2004. V. 12. P. 372–379.
31. Ma Z.L., Gao K.S., Li W. et al. Impacts of chlorination and heat shocks on growth, pigments and photosynthesis of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae) // J. Experimental Mar. Biol. Ecol. 2011. V. 397. P. 214–219.
32. Maestini S.Y., Robert J.-M., Fruguet A. Simultaneous uptake of ammonium and nitrate by oyster-pond algae // Mar. Biol. Lett. 1982. V. 3. № 3. P. 143–153.
33. Moorthi S., Caron D.A., Gast R.J., Sanders R.W. Mixotrophy: a widespread and important ecological strategy for planktonic and sea-ice nanoflagellates in the Ross Sea, Antarctica // Aquatic Microbial Ecol. 2009. V. 54. P. 269–277.
34. Mitra A., Flynn K.J., Burkholder M. et al. The role of mixotrophic protists in the biological carbon pump // Biogeosci. 2014. V. 11. P. 995–1005.
35. Park J., Khim J. S., Ohtsuka T. et al. Diatom assemblages on Nanaura mudflat, Ariake Sea, Japan: with reference to the biogeography of marine benthic diatoms in Northeast Asia // Botanical Studies. 2012. V. 53. P. 105–124.
36. Poornima E.H., Rajadurai M., Rao T.S. et al. Impact of thermal discharge from a tropical coastal power plant

- on phytoplankton // *J. Thermal Biol.* 2005. V. 30. P. 307–316.
37. *Rajadurai M., Poornima E.H., Narasimhan S.V. et al.* Phytoplankton growth under temperature stress: Laboratory studies using two diatoms from a tropical coastal power station site // *J. Thermal Biol.* 2005. V. 30. P. 299–305.
38. *Saravanane N., Satpathy K.K., Nair K.V.K., Durairaj G.* Preliminary Observations on the Recovery of Tropical Phytoplankton after Entrainment // *J. Thermal Biol.* 1998. V. 23. № 2. P. 91–97.
39. *Shevchenko O.G., Shulkin V.M., Ponomareva A.A.* Phytoplankton and hydrochemical parameters near net pens with beluga whales in a shallow bay of the north-western Sea of Japan // *Thalassas: An Int. J. Mar. Sci.* 2017. <https://doi.org/10.1007/s41208-017-0046-x>
40. *Škaloud P., Řezáčová M., Ellegaard M.* Spatial distribution of phytoplankton in spring 2004 along a transect in the Eastern part of the North Sea // *J. Oceanography.* 2006. V. 62. P. 717–729.
41. *Stonik I.V., Orlova T.Yu.* Phytoplankton of the coastal waters off Vladivostok city (the north-western part of the East Sea) under eutrophic conditions // *Ocean Polar Res.* 2002. V. 24. № 4. P. 359–365.
42. *Sun J., Liu D.* Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton // *J. Plankton Res.* 2003. № 25. P. 1331–1346.
43. *Zhao L., Sun J., Gao Y. et al.* *Hippodonia fujiannensis* sp. nov. (Bacillariophyceae), a new epipsammic diatom from the low intertidal zone, Fujian province, China // *Phytotaxa.* 2017. V. 295. № 1. P. 77–85.

**ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ДИНАМИКИ
СООБЩЕСТВ ХИРОНОМИД (CHIRONOMIDAE, DIPTERA)
В КУЙБЫШЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ**

© 2021 г. Т. Д. Зинченко^а, *, В. К. Шитиков^а

^аИнститут экологии Волжского бассейна РАН, Тольятти, 445003 Россия

*e-mail: zinchenko.tdz@yandex.ru

Поступила в редакцию 21.04.2020 г.

После доработки 11.09.2020 г.

Принята к публикации 25.09.2020 г.

Выполнен статистический анализ динамики донных сообществ различных плесов Куйбышевского водохранилища за многолетний период наблюдений – 1966–2016 г. Представлены результаты сравнения пространственно-временного распределения структурных показателей сообществ хирономид (Chironomidae), включающих в себя видовое разнообразие и численность 48 таксонов по данным гидробиологической съемки на девяти крупных участках водохранилища за различные годы. Непараметрический дисперсионный анализ показал высокую статистическую значимость изменчивости видового состава донных сообществ под влиянием временного и пространственного факторов. С использованием многомерной ординации и обобщенного прокрустового анализа показана динамика распределения объектов экосистемы (отдельных видов и участков) в координатах двух латентных осей максимальной вариации. Выполнен геометрический анализ многомерных траекторий изменения сообщества гидробионтов на отдельных плесах за различные периоды времени. Выявлены сходные процессы развития сообществ хирономид в продольной череде плесов на бывшем русле и затопленной пойме, тогда как аналогичные структурные характеристики Камского плеса и эвтрофного Черемшанского залива имеют специфический характер. Рассмотрена приоритетная роль хирономид как важнейшей индикаторной группы, необходимой для биотической оценки многолетних (50 лет) изменений экологического состояния крупного водохранилища.

Ключевые слова: Куйбышевское водохранилище, донное сообщество, виды хирономид (Chironomidae, Diptera), пространственно-временная динамика, многомерный статистический анализ, траектории изменения сообществ.

DOI: 10.31857/S0321059621030147

ВВЕДЕНИЕ

Куйбышевское водохранилище – крупнейший водоем Волжского каскада, широко используемый для нужд энергетики, регулирования сезонного водоснабжения, сельскохозяйственной ирригации и рыболовства [4]. Водоохранилище – мощный аккумулятор поверхностного стока с большой территории, приемник загрязненных антропогенных сточных вод. Все это обусловило необходимость комплексного мониторинга всех компонентов экосистемы, который проводился постоянно с 1957 по 1992 г.

Наличие больших массивов накопленной информации актуализирует проведение работ по математическому анализу и разработке экспертных прогнозов состояния экосистемы водохранилища при разных сценариях экономического развития территории, антропогенных нагрузок и климатических изменений [1]. Основные резуль-

таты математической обработки мониторинговых данных по Куйбышевскому водохранилищу представлены в [5], где подробно анализируются корреляционные связи между гидробиологическими и гидрохимическими характеристиками экосистемы. Ранее в [2, 19] обсуждались выявленные механизмы формирования структуры сообществ зообентоса под влиянием многолетних процессов эвтрофирования водоема. Поскольку рассматриваемая акватория имеет довольно сложную конфигурацию с чередованием озеровидных расширений и сужений, то актуальна проблема выделения областей относительно однородных по всему комплексу рассматриваемых показателей. В целях ее решения в [7] предложена процедура динамического районирования Куйбышевского водохранилища по совокупности абиотических и биотических факторов с использованием методов многомерной статистики и ГИС-технологий.

Одна из основных задач в области водной экологии — анализ динамики экосистем в многолетнем аспекте, в том числе изменение устойчивости и разнообразия биотических сообществ; скорость и направленность структурных деформаций; выявление ведущих факторов, определяющих такие изменения [17]. Однако до последнего времени отсутствовали общепринятые методики моделирования пространственно-временного тренда экосистем с достаточно большим числом компонент (таксонов, участков и периодов времени). Предложены различные многомерные методы [13], представляющие динамику экосистем с помощью ординационных диаграмм, на которых точками отображается таксономическая структура сообществ, наблюдаемая на участках в разное время. Методы геометрического анализа траекторий использовались для сравнения параметров состояния экосистемы в различных условиях путем вычисления корреляции Мантеля между соответствующими матрицами дистанций [9]. И лишь в последнее время предложены многомерные авторегрессионные модели и функции совместного распределения популяций, которые могут быть использованы для непосредственного моделирования взаимодействия видов и динамики сообществ [14, 16].

В настоящей работе рассматриваются результаты применения различных из перечисленных выше статистических методов для выявления основных закономерностей многолетней (50 лет) временной динамики таксонов Chironomidae как индикаторов экологического состояния Куйбышевского водохранилища [3].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для выполнения статистического анализа из всего массива гидробиологических данных по состоянию экосистемы Куйбышевского водохранилища сформирована репрезентативная выборка численностей различных видов Chironomidae (Diptera), относящихся к семи временным точкам за период 1966–2016 гг. Выбор объекта исследования обусловлен многолетними таксономическими и структурными исследованиями ценоза хирономид как индикаторов состояния водоемов [2], адекватно реагирующих на интегральное “качество среды”.

Чтобы обеспечить однородность данных и эквивалентность выборочного усилия, для каждого из девяти участков водохранилища (“плесов”) и каждого из семи временных периодов случайным образом отбиралось по 4 гидробиологических пробы, в которых численность каждого вида усреднялась. Всего обнаружено 48 видов и таксонов хирономид. Основные характеристики плесов и пространственно-временное распределение

индексов видового разнообразия представлены в табл. 1 и на рис. 1.

Исходную таблицу численностей видов $7 \times 9 \times 48$ предварительно преобразовывали с использованием χ^2 -трансформации [12], которая позволяет наилучшим образом учесть как удельное влияние таксонов-доминантов с высокой популяционной плотностью, так и несомненную роль в сообществе комплекса редких видов. По формуле Брея–Кёртиса рассчитывалась матрица \mathbf{D} 63×63 расстояний между каждой парой наблюдений в многомерном пространстве видов.

Статистический анализ включал в себя решение следующих задач:

непараметрический дисперсионный анализ prMANOVA [8], с помощью которого оценивали статистическую значимость изменчивости видового состава донных сообществ под влиянием временного и пространственного факторов;

проецирование всего массива данных выполненных наблюдений, представленных матрицей дистанции \mathbf{D} , на ординационную плоскость с двумя осями главных координат [13];

обобщенный канонический корреляционный анализ пространства видов [15] и построение на его основе консенсусной прокрустовой конфигурации [11], сравнивающей пространственные распределения таксонов хирономид в изучаемые периоды времени;

геометрический анализ траекторий изменения сообществ СТА (*Analysis of Community Trajectories* [10]), выполненный по отдельным плесам для различных периодов времени.

Все расчеты выполняли с использованием среды программирования R версии 3.06 и ее дополнительных пакетов `vegan`, `mixOmics`, `RVAideMemoire`, `vegclust` и `qgraph`.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Статистическую значимость влияния пространственно-временных факторов на таксономическую структуру хирономидного комплекса оценивали с использованием непараметрического двухфакторного дисперсионного анализа. Для этого проводили разложение многомерной дисперсии, заключенной в матрице расстояний \mathbf{D} , по уровням факторов “Период” и “Плес” с выделением случайных остатков, а p -значения оценивали с использованием алгоритмов рандомизации. Показано, что вариация данных, объясняемая каждым из факторов, статистически значимо превышает случайную ошибку наблюдений: при сравнении временных периодов $F = 2.79$, $p = 0.002$; при группировке по плесам $F = 1.61$, $p = 0.002$.

Матрицу дистанций \mathbf{D} использовали для оптимального проецирования точек, соответствующую

Таблица 1. Распределение средних показателей видового разнообразия ценоза хирономид (*Chironomidae*) в плесах Куйбышевского водохранилища за разные периоды наблюдений (n – число видов; H – индекс разнообразия Шеннона, бит/экз.; N – численность, экз/м²)

По периодам наблюдений				По участкам водохранилища				
годы	n	H	N	плесы	код	n	H	N
1966	9.67	1.54	677	Волжский	В	9.14	1.71	1014
1975	8.22	1.22	788	Волго-Камский	ВК	6.57	1.23	601
1984	8.00	1.17	1828	Камский	К	6.57	1.47	350
1992	3.56	1.03	1028	Тетюшинский	Т	7.14	1.40	662
2002	7.67	1.65	1360	Ундорский	УН	7.71	1.61	2128
2009	7.44	2.01	1752	Ульяновский	УЛ	5.71	1.29	1576
2016	4.11	1.60	481	Новодевиченский	Н	8.43	1.82	1832
Среднее	6.95 ± 0.43	1.46 ± 0.08	1131 ± 143	Приплотинный	П	6.43	1.76	1140
				Черемшанский залив	Ч	4.86	0.83	873

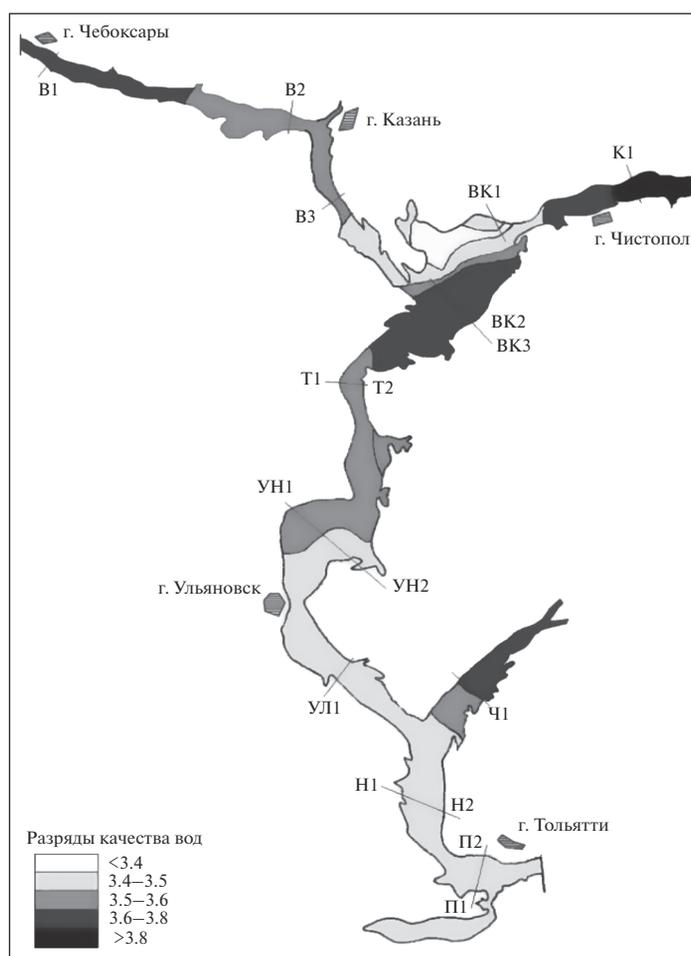


Рис. 1. Картограмма пространственного районирования территории Куйбышевского водохранилища по совокупности десяти гидрохимических и гидрофизических показателей, пересчитанных в обобщенный разряд качества воды [8]; условные обозначения плесов – в табл. 1.

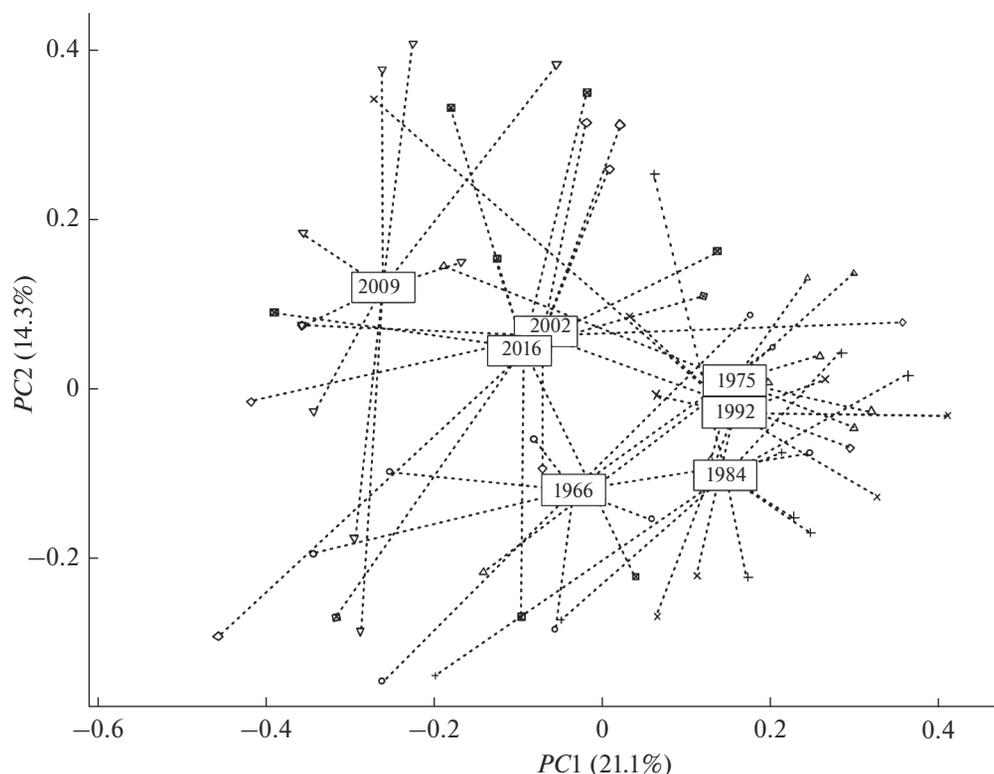


Рис. 2. Ординационная диаграмма сообщества хирономид в разные периоды времени. Здесь и на рис. 3, 4 по осям абсцисс и ординат — значения первых двух главных координат $PC1$ и $PC2$. Показан разброс точек, соответствующих наблюдениям по плесам Куйбышевского водохранилища, относительно проекций центроидов по годам, представленным цифрами в прямоугольниках.

ших проведенным наблюдениям, из многомерного пространства видов на ординационную плоскость с двумя осями главных координат $PC1$ – $PC2$ [13]. Расстояния на диаграмме (рис. 2) между центроидами позволяют оценить выраженность изменений среднего уровня видового сходства донных сообществ в течение рассматриваемого временного периода, а вариация точек относительно их общего центра тяжести отражает динамику сравнительного β -разнообразия сообществ хирономид, соответствующего каждому плесу. Можно отметить относительную структурную близость ценозов хирономид в 1975–1992 гг. и некоторую специфичность видового состава в 1966 г. и в период исследований в 2002–2009 гг., когда произошла замена реофильного комплекса хирономид фито- и пелофильным ценозом с преобладанием *Dicrotendipes nervosus*, *Polypedilum bicrenatum*, *Cryptochironomus defectus*, *Cladotanytarsus mancus* и др.

Для проецирования координат отдельных видов хирономид выполняли обобщенный анализ главных компонент с регуляризацией по каждому временному периоду, после чего все семь полученных частных ординаций объединяли с использованием прокрустовых преобразований.

Диаграмма на рис. 3 показывает, как изменяется “центр тяжести” обилия анализируемых таксонов с течением времени и относительно отдельных плесов. Вариация групп точек относительно каждого их центроида отражает диапазон экологических условий обитания каждого вида, подчеркивая степень их эврибионтности.

Представленные выше алгоритмы ординации основаны на локальных сравнениях комплексов повторных наблюдений на одних и тех же участках, при этом анализ ограничивается их проекциями на две главные оси вариации, которые объясняют в настоящем примере только 35–38% совокупной дисперсии. Альтернативный метод анализа траекторий СТА [10] формально рассматривает динамику сообщества как взаимосвязанную последовательность точек в многомерном пространстве, описывающем сходство видовых структур без использования процедур редукции переменных. Ключевой аспект метода — возможность оценки обобщенной геометрической согласованности траекторий, что позволяет количественно анализировать и сравнивать выраженность структурных изменений в каждом изучаемом регионе. К сожалению, метод СТА не

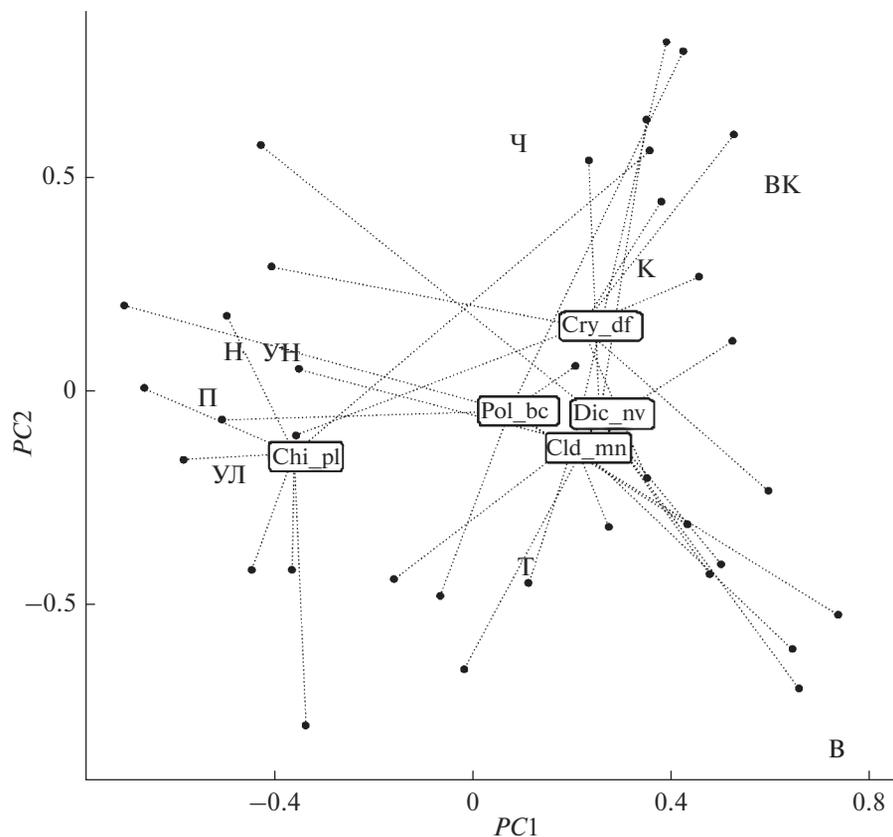


Рис. 3. Проекция центроидов координат отдельных плесов, обозначенных буквенными аббревиатурами из табл. 1, и диаграмма обобщенного прокрустового анализа временной динамики основных видов хирономид. Показан разброс точек, соответствующих наблюдениям за различные годы, относительно проекций центроидов видов, представленных кодами в прямоугольниках (Chi_pl – *Chironomus plumosus*; Cld_mn – *Cladotanytarsus mancus*; Cry_df – *Cryptochironomus defectus*; Dic_nv – *Dicrotendipes nervosus*; Pol_bc – *Polypedilum bicrenatum*).

позволяет непосредственно визуализировать многомерные траектории, но можно выполнить их приближенное проецирование на плоскость двух главных координат (рис. 4), если характер данных позволяет пренебречь той информацией, которая аккумулирована в остальных осях.

Такие важные геометрические компоненты траектории, как длина и угол поворота отдельных сегментов, скорость изменения и общая направленность, а также близость начальной и конечной точек, могут объяснить сукцессионные циклы сообществ и др. Предложены процедуры, позволяющие вычислить показатели дивергенции/конвергенции для любой пары наблюдаемых сообществ, т.е. рассмотреть, насколько синхронно меняется направленность двух траекторий с течением времени [10]. Для проверки гипотезы о наличии такой монотонной тенденции использовали тест Манна–Кендалла; например, авторами статьи установлено, что динамика изменения сообщества хирономид в Волжском и Ундорском плесах имеет по форме синхронный характер.

Другая геометрическая характеристика экосистемы – расстояние r Хаусдорфа между всеми парными траекториями. На основе вычисленной матрицы дистанций r с использованием методов кластерного анализа построена дендрограмма (рис. 5), показывающая, что относительно однородные процессы развития сообществ проходили в парах плесов Ундорский и Новодевиченский, Ульяновский и Приплотинный, Волжский и Волго-Камский, тогда как динамика Камского плеса и Черемшанского залива имеет специфический характер.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Анализ многолетней динамики ценоза хирономид (Chironomidae, Diptera) с 1966 по 1975 г. на всех плесах Куйбышевского водохранилища показал стабилизацию таксономического состава на фоне общего увеличения численности бентоса (табл. 1). Начиная с 1975 г., который был наиболее жарким и маловодным, наблюдается вспышка раз-

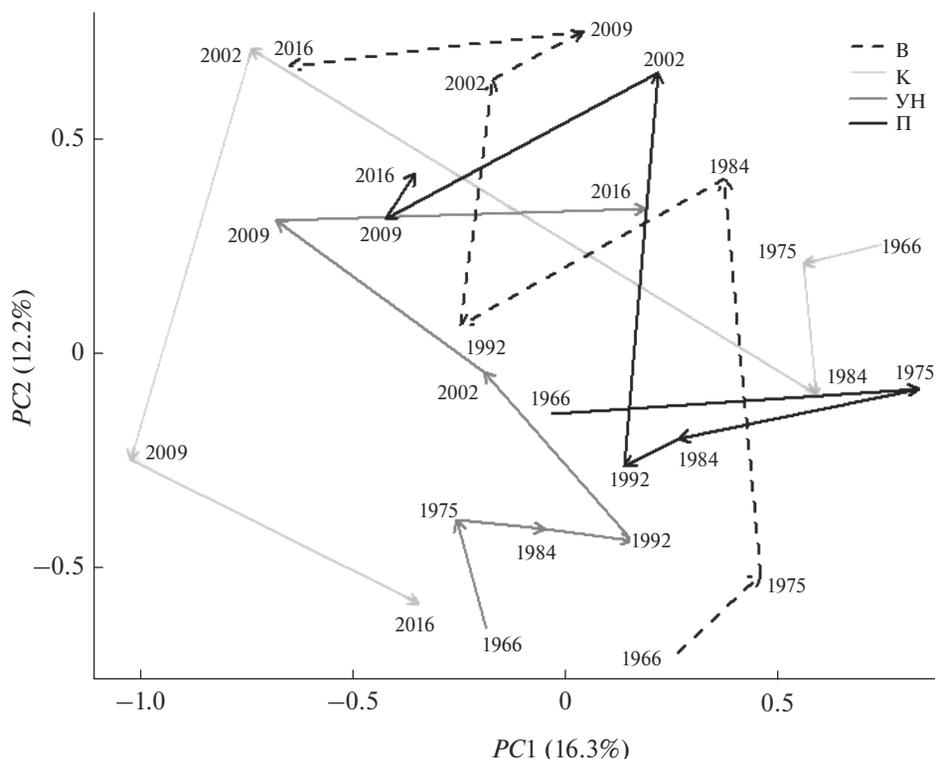


Рис. 4. Проекция на ординационную плоскость динамических траекторий видовой структуры хирономид по плесам, в легенде – условные обозначения из табл. 1. В узлах ломаных прямых цифрами представлены годы наблюдений.

вития всего бентоса и при сохранении массовых видов в сообществе хирономид стали регистрироваться малочисленные виды *Microchironomus tener*, *Harnischia fuscimana*, *Polypedilum scalaenum* и др., встречаемость которых была невелика. Дальнейший анализ экологических показателей сообществ хирономид в период эвтрофирования водохранилища (1985–1992 гг.) показал снижение видового разнообразия [3] при одновременном росте общей численности за счет однодвух доминантных видов (*Chironomus plumosus*, *Procladius ferrugineus*). После 1992 г. начался период сукцессионного восстановления экосистемы водохранилища, который продолжается до настоящего времени.

Статистический анализ пространственно-временной динамики распределения видов ценоза хирономид позволил провести количественное сравнение выраженности структурных изменений в каждом плесе водохранилища. На фоне значительного стохастического дрейфа, обусловленного многофакторными флуктуациями природно-климатического и антропогенного характера, выявлены выраженные детерминированные тенденции. В частности, на бывшем русле и затопленной пойме самого Куйбышевского водо-

хранилища распределение видового разнообразия и численности сообществ хирономид относительно однородно, в отличие от водных масс участков Камского плеса и Черемшанского залива, где эти показатели существенно ниже (табл. 1). Выделен таксоценоз пелофильных видов, определяющих структурные особенности распределения хирономид. Так, на протяжении всех периодов и во всех районах доминирующими по численности были два таксона – *Procladius ferrugineus* и *Chironomus plumosus*. Личинки именно этих видов определяют особенности межгодовых изменений численности и биомассы бентоса водохранилища.

Геометрический анализ траекторий динамики сообществ и использование методов кластеризации позволили выявить относительно сходные процессы развития сообществ хирономид в парах плесов Ундорского и Новодевиченского, Ульяновского и Приплотинного, Волжского и Волго-Камского. Многолетняя динамика структурных характеристик ценоза хирономид Камского плеса и эвтрофного Черемшанского залива имеет специфический характер, что связано со значительной неоднородностью водных масс, особенно-

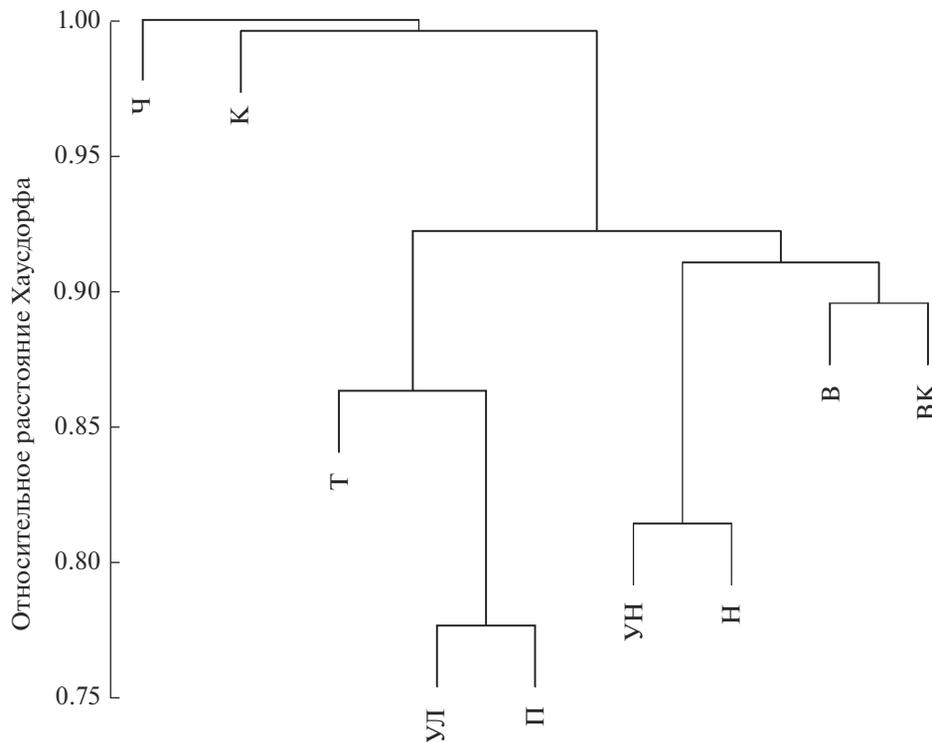


Рис. 5. Кластерная дендрограмма плесов Куйбышевского водохранилища, построенная на основе меры дистанции Хаусдорфа между траекториями динамики сообществ хирономид за 1966–2016 гг.

стями гидрологических условий и гидрохимического режима.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бухарин О.В., Захаров В.М., Зинченко Т.Д., Немцева Н.В., Розенберг Г.С., Шитиков В.К. Методы биомониторинга для оценки состояния антропогенно-нагруженной равнинной реки // Экология и пр-м-сть России. 2010. № 11. С. 10–15.
2. Зинченко Т.Д. Биоиндикационная роль хирономид (Diptera, Chironomidae) в водных экосистемах: проблемы и перспективы // Успехи современной биологии. 2009. Т. 129. № 3. С. 257–270.
3. Зинченко Т.Д. Многолетнее формирование зообентоса Куйбышевского водохранилища: динамика хирономид (Diptera: Chironomidae) в связи с процессами эвтрофирования // Изв. Самар. НЦ РАН. 2003. Спец. вып. 1. С. 91–101.
4. Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник) / Отв. ред. Розенберг Г.С., Выхристюк Л.А. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. 123 с.
5. Менишуткин В.В., Паутова В.Н., Номоконова В.Н., Селезнев В.А., Попченко И.И., Зинченко Т.Д., Иватин А.В., Выхристюк Л.А., Выхристюк М.М., Шитиков В.К., Казанцева Т.И. Статистические связи в экосистеме Куйбышевского водохранилища // Гидробиол. журн. 1998. Т. 34. № 5. С. 94–103.
6. Паутова В.Н., Номоконова В.И. Продуктивность фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Тольятти, 1994. 189 с.
7. Шитиков В.К., Выхристюк Л.А., Паутова В.Н., Зинченко Т.Д. Многофакторное экологическое районирование Куйбышевского водохранилища // Вод. ресурсы. 2007. Т. 34. № 4. С. 481–489.
8. Anderson M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance // Austral. Ecol. 2001. V. 26. P. 32–46.
9. Clarke K.R., Somerfield P.J., Airoldi L., Warwick R.M. Exploring interactions by second-stage community analyses // J. Experimental Marine Biol. Ecol. 2006. V. 338. P. 179–192.
10. De Caceres M., Coll L., Legendre P., Allen R.B., Wiser S.K., Fortin M.-J., Condit R., Hubbell S. Trajectory analysis in community ecology // Ecological Monographs. 2019. V. 89. № 2. e01350. 20 p. <https://doi.org/10.1002/ecm.1350>
11. Gower J.C. Generalized procrustes analysis // Psychometrika. 1975. V. 40. P. 33–51.
12. Legendre P., Gallagher E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data // Oecologia. 2001. V. 129. P. 271–280.
13. Legendre P., Legendre L. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier Sci. BV., 2012. 990 p.
14. Ovaskainen O., Tikhonov G., Dunson D., Grøtan V., Engen S., Sæther B.-E., Abrego N. How are species interactions structured in species-rich communities? A new method for analysing time-series data // Proc. Royal

- Society. 2017. Ser. B 284. № 20170768.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0768>
15. *Tenenhaus A., Tenenhaus M.* Regularized generalized canonical correlation analysis // *Psychometrika*. 2011. V. 76. P. 257–284.
 16. *Thorson J.T., Ianelli J.N., Larsen E.A., Ries L., Scheuerell M.D., Szuwalski C., Zipkin E.F.* Joint dynamic species distribution models: a tool for community ordination and spatio-temporal monitoring // *Global Ecol. Biogeogr.* 2016. V. 25. P. 1144–1158.
 17. *Vellend M.* The theory of ecological communities. Princeton, New Jersey: Princeton Univ. Press, 2016. 248 p.
 18. *Vikhrstuk L.* Hydrochemical State of the Kuibyshev Reservoir // *Water Resour. Development*. 1996. V. 12. № 4. P. 547–559.
 19. *Zinchenko T.D.* Long-term (30 years) dynamics of Chironomidae (Diptera) fauna in the Kuibyshev water reservoir associated with eutrophication processes // *Nether. J. Aquat. Ecol.* 1992. V. 26. № 2–3. P. 533–542.

ОЦЕНКА ОПАСНОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ СВАЛКАМИ ПРОМЫШЛЕННЫХ И КОММУНАЛЬНЫХ ОТХОДОВ¹

© 2021 г. В. Л. Злобина^а, Ю. А. Медовар^а, И. О. Юшманов^а, *

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: igorusha@iwp.ru

Поступила в редакцию 02.04.2020 г.

После доработки 13.08.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

Рассмотрено влияние полигонов твердых коммунальных отходов на окружающую среду, в том числе на подземные воды. Накопление бытовых отходов приводит к существенным изменениям физических, химических и биологических свойств подземных вод. В водозаборы попадают фильтраты, содержащие токсиканты, относящиеся ко всем классам опасности. Минимизировать воздействие свалок можно при экологически обоснованном выборе площадок новых и мониторинге существующих полигонов. Необходим пространственно-временной мониторинг подземных вод эксплуатируемых водоносных горизонтов, существующих и законсервированных свалок, которые продолжают загрязнять окружающую среду.

Ключевые слова: полигоны твердых коммунальных отходов, подземные воды, загрязнение, фильтрат, миграция загрязняющих веществ.

DOI: 10.31857/S0321059621030159

ВВЕДЕНИЕ

Обращение с отходами – одна из приоритетных проблем для многих стран мира. Полиэлементные очаги скопления свалочных масс требуют срочной разработки и внедрения современных технологий защиты окружающей среды, в частности подземных вод от физического, химического и биологического воздействия. При исследовании свалок применяются различные научно-методические подходы (рекогносцировка, дешифрирование, бурение скважин, районирование, ГИС-технологии, геофизические и химико-аналитические методы, миграционное моделирование и др.). При этом остаются слабо разработанными принципы мониторинга, включая взаимосвязанные системы наблюдений, оценок и прогноза антропогенных изменений в подземной гидросфере.

Несмотря на строительство мусоросжигательных и мусороперерабатывающих заводов, значительные объемы отходов все еще сохраняются в окружающей среде и создают повышенные риски ухудшения качества подземных вод.

Хотя существуют определенные принципы размещения свалок (природные, социально-экономические, экологические и др.), многие из них

не выполняются. Время их воздействия на подземные воды исчисляется десятилетиями за счет длительного разложения накопленных отходов. На многих свалках не выполняются систематические химико-аналитические наблюдения за динамикой качества подземных вод. Практически отсутствует режимная сеть наблюдательных скважин.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЙ

Работы включали в себя исследования полигонов твердых коммунальных отходов (ТКО), выбора мест их расположения, влияния на окружающую среду.

Для анализа мирового опыта по выбору площадок захоронения твердых отходов в поисковых системах был дан запрос вида “Solid Waste Landfill Site Selection”. Практически все работы (например, [18, 20]) представлены авторами из развивающихся стран и посвящены именно проблемам размещения полигонов. К одной из немногих публикаций европейских авторов по данной тематике относится статья итальянских ученых, изучавших влияние свалки на заповедник, расположенный на одном из Галапагосских островов [22]. Работы авторов из развитых стран посвящены вопросам сбора и переработки отходов.

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания ИВП РАН (тема 0147-2019-0001, регистрация АААА-А18-118022090056-0).

Таблица 1. Параметры свалок

Показатель	Степень воздействия на окружающую среду
Положение	Наземное, подземное
Масштабы распространения	Площади (конфигурация и геометрические размеры)
Время воздействия	Длительное (десятки лет)
Категория риска	Высокая
Класс воздействия	Химический, физико-химический, биологический, механический, физический, санитарно-токсикологический, радиоактивный
Обратимость воздействия	Необратимое

Свалки бытовых и промышленных отходов относятся к наиболее опасным сосредоточенным источникам загрязнения окружающей среды, а именно – атмосферного воздуха, растительного и почвенного покрова, поверхностных и подземных вод. На сегодняшний день в центральной России основной способ утилизации отходов различного происхождения – их складирование на специальных полигонах.

Очень хороший (технический и общественно-политический) анализ проблемы в России дан в статье [12].

Существующие технологии переработки коммунальных отходов не справляются со своей задачей. Для вновь создаваемых и существующих свалок отчуждаются все более значительные площади, стихийно возникают несанкционированные свалки.

Только в последние десятилетия при выборе площадок полигонов стали учитывать геолого-гидрогеологические условия прилегающих территорий и использовать новые технологии для минимизации загрязнения окружающей среды (инъекции, применение сорбционных барьеров и др.) [15, 16]. На ряде свалок используют отводные дренажные устройства с дальнейшей откачкой фильтратов. Иногда откачивающие скважины оборудуют непосредственно в теле свалки. Часто применяют рециркуляцию фильтрата. Для

минимизации воздействия свалки на окружающую среду используют биогазовые установки отвода метана [14].

Существующие свалки имеют различную площадь (от 0.5 до 300 га) и объемы. Мощность свалочных масс может достигать значительных величин и варьирует от 10 до 60 м. К геометрическим характеристикам относятся площадь свалки, ее конфигурация, объемы отходов, глубина выемок и высота насыпи.

Свалки содержат отходы различного генезиса (пищевые, бумага, картон, стекло, бытовой мусор, синтетические материалы). Свалки характеризуются видами отходов, методами складирования (слоистость свалочных масс, уплотнение, рекультивация и др.) и возрастом [1].

В табл. 1 приведены наиболее важные параметры свалочных масс. На рис. 1 представлены схемы миграции загрязняющих веществ от свалочных масс при различном расположении полигона в природной среде.

Можно выделить зоны влияния полигона ТКО на подземные воды по химическому составу инфильтрата: под свалочной массой, в зоне транзита и в зоне разгрузки в дренажную сеть. Для каждой из них характерны свои химические и температурные аномалии в подземной гидросфере, а также в режиме уровней.

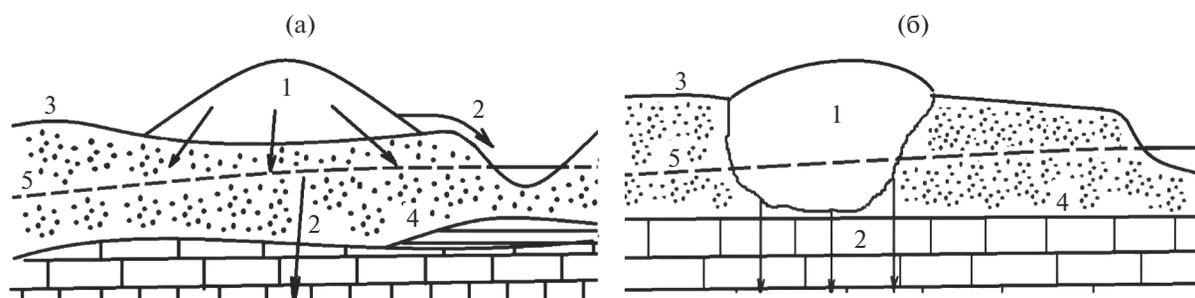


Рис. 1. Схема миграции фильтрата. 1 – свалочные массы, 2 – направление распространения фильтрата в поверхностные и подземные воды, 3 – поверхность земли, 4 – горные породы в основании свалки, 5 – УГВ; а – полигон на поверхности земли, б – полигон в бывшем карьере.

Таблица 2. Зоны трансформации свалочных масс

Зоны трансформации	Основные процессы трансформации
Аэробная	Переувлажнение, брожение, разложение
Переходная	Трансформация органического вещества Денитрификация
Анаэробная	Трансформация органического вещества Брожение Сульфатредукция Метаногенез

В каждой из этих зон формируются своеобразные щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия. В геосистеме меняются элементы водного баланса (испарение, эвапотранспирация, инфильтрационное питание и др.). Отмечается существенное загрязнение поверхностных и грунтовых вод. Угнетается растительный покров, ухудшается состояние атмосферного воздуха из-за выделения свалочных газов (метана CH_4 , углекислого газа CO_2).

Тело свалки представляет собой сложную многофазную техногенную систему, состоящую из конгломерата различных отходов, фильтрата и газовой составляющей [2].

В структуре тела свалочных масс выделяются различные зоны по мощности и характеру физико-химических и биологических процессов. Характер увлажнения и пористость отложений изменяются по площади и глубине, в верхней части свалки влажность варьирует в широких пределах (от 15 до 85%) и процессы разложения происходят при аэробных условиях [8, 9]. Для этой части отложений наблюдаются высокие концентрации углекислоты за счет разложения органических веществ [8].

Для свалок поверхностного типа (рис. 1а) характерно существенное загрязнение почвенного покрова, которое может распространяться на много километров вокруг свалки. Суммарный коэффициент загрязнения по 19 токсикантам $Z_c = 165$. Этот показатель остается достаточно высоким (до 45–61) на расстоянии 5–8 км от свалки.

Второй тип свалок – в выемке (рис. 1б) – также весьма опасен, так как это непосредственный источник загрязнения подземных вод.

Особенности фильтратов

При увлажнении тела свалки атмосферными осадками образуются значительные объемы фильтрата. В зависимости от возраста и площади полигона фильтрат может достигать значительных объемов (до 10^4 м^3). В аэробной зоне происходит обогащение фильтрата широким спектром токсикантов [8, 9]. В составе фильтратов обнару-

жен ряд загрязнителей (NH_4^+ , Pb, Zn, Cu, Cr^{3+} , Mo, Al, V, As, Hg, Mn, Fe, Ni, W и др.), представляющих все классы опасности по их токсичности. Минерализация фильтрата может достигать 80 г/дм^3 [2], при этом концентрации макро- и микроэлементов в основном превышают ПДК.

В табл. 2 приведены зоны трансформации свалочных масс, мощность которых меняется по мере их накопления и уплотнения.

Характер увлажнения и пористость отложений в этих зонах меняются по площади и глубине. В верхней части свалки влажность меняется в широких пределах – от 15 до 85% и процессы разложения происходят при аэробных условиях за счет кислорода (рис. 2). Высокая температура ($30\text{--}40^\circ\text{C}$) и значительная увлажненность свалочной массы (до 90–100%) приводят к высоким концентрациям CH_4 . Разложение органических веществ вызывает увеличение содержания CO_2 (рис. 2). За счет уплотнения толщи аэробные условия сменяются анаэробными. В переходной и анаэробной зонах отмечается, что CO_2 вытесняет O_2 (рис. 2).

Степень трансформации состава фильтрата на свалке зависит от ее возраста и площади. Трансформация в толще проходит в несколько стадий [9].

При уплотнении толщи отходов происходит уменьшение мощности аэробной и переходной зон и увеличение мощности анаэробной зоны. Ухудшение кислородного режима сопровождается изменением окислительно-восстановительных и щелочно-кислотных условий. Окислительно-восстановительный потенциал меняется в широком диапазоне (от 3 до 310 мВ). pH также варьирует в широких пределах (от 8.5 до 3.7). Анаэробные условия способствуют жизнедеятельности специфических микроорганизмов [8, 9].

В свалочной массе проходят физические, физико-химические, биологические, химико-биологические и другие процессы. За счет ионного обмена, гидролиза, комплексообразования, сорбции образуются сложные по составу фильтраты [2, 8]. С увеличением площади свалки происходит рост минерализации фильтрата в 7–10 раз.

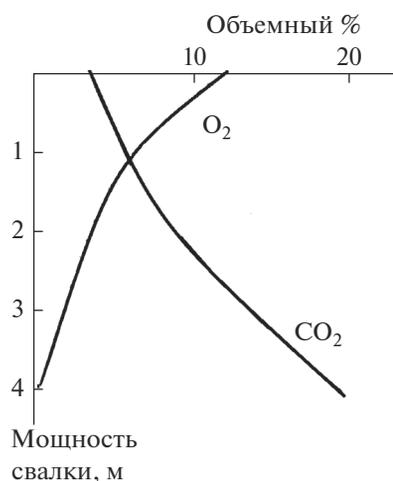


Рис. 2. Характер изменения содержания O_2 и CO_2 с глубиной.

Разложение органических веществ приводит к образованию летучих соединений и уменьшению pH [2, 8]. Метагенные бактерии способствуют резкому увеличению содержания CH_4 и CO_2 . При разложении органических веществ в отложениях свалки температура возрастает до $40-50^\circ C$, что вызывает образование и эмиссию CO_2 и CH_4 , а также азота и водорода.

В старых свалках наблюдается уменьшение концентраций CH_4 и CO_2 , а также содержания летучих кислот и ХПК [2], за счет чего происходит изменение концентраций макроэлементов (Cl^- , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Na^+ и др.). Сульфаты и нитраты восстанавливаются до сульфидов и аммония. Химическое потребление O_2 в фильтрате составляет $6-7$ тыс. $мг/дм^3$, что указывает на значительное содержание органических веществ [2, 8].

При гидролизе белков, углеводов и жиров (кислотогенез) образуются летучие кислоты [8]. На стадии ацетогенеза происходит наиболее динамичное уменьшение концентраций тяжелых металлов: Zn , Cu , Pb , Ni и др. — за счет комплексообразования.

На стадии метаногенеза образуются высокомолекулярные соединения и наблюдается уменьшение концентраций многих загрязнителей [5, 8].

Для свалки площадью >100 га содержание органических веществ >300 $мг/дм^3$, а для свалки меньшей площади (55 га) — 71 $мг/дм^3$ (при возрасте свалок ~ 25 лет) [2, 8]. Математическим моделированием установлено, что трансформация состава фильтрата занимает значительный период времени (>100 лет), и влияние фильтрата на окружающую среду может продолжаться еще десятилетия [9].

Наибольшее воздействие свалок на подземные воды происходит в первые $4-7$ лет после их образования.

Наиболее значительные превышения концентраций химических элементов в фильтрате характерны для Cl^- , SO_4^{2-} , Fe , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , NH_4 , NO_3^- . Превышения ПДК характерны для химического потребления O_2 (ХПК) и биологического потребления O_2 (БПК₅). Гидрохимический тип вод фильтрата зависит от времени года. В осенний период фильтрат соответствует типу $Cl-NH_4$, в мае — $Cl-Ca$ [8]. В осенний период pH фильтрата ≤ 6.6 . Влияние инфильтрации атмосферных осадков проявляется в увеличении pH фильтрата до 8.7.

Для микроэлементов (Cd , Ni , Mn , Pb , Zn , Cu , Cr^{3+} , Va , Hg , As) также наблюдается превышение ПДК. Кроме перечисленных загрязнителей, в фильтрате отмечалось присутствие большого количества взвешенных веществ, нефтепродуктов и поверхностно-активных веществ [2].

Результаты наблюдений на полигоне Дубна-1

Свалка бытовых и промышленных отходов «Дубна-1» расположена в междуречье рек Волги, Дубны и Сестры, приурочена к Нижне-Волжской равнине и функционирует с 1960-х гг.

Грунтовые воды залегают в песчано-глинистых отложениях четвертичного возраста на небольших глубинах ($0.5-2$ м) [7].

Исследование фильтрата выполнялось в двух дренажных канавах свалки «Дубна-1». Сформированная толща представлена отходами различного генезиса [7]. Полигон представляет собой насыпь, окруженную двумя дренажными канавами для отвода фильтрата. Разовые определения химического состава дренажных вод вдоль свалки выполнялись с 1997 г. в период летней межени. Геохимический мониторинг дренажных и грунтовых вод выполнялся с 2005 по 2014 г.

Содержание макро- и микроэлементов в дренажных водах свалки менялось по сезонам года. Концентрация Cl^- -ионов в дренажных водах варьировала от 47 до 194 $мг/дм^3$ и не превышала ПДК = 300 $мг/дм^3$ [9]. В грунтовых водах содержание Cl^- -иона менялось от 27 до 95 $мг/дм^3$ (на 2014 г.). Максимальные концентрации отмечались в период летней межени.

Влияние полигона проявилось в изменении гидрохимического типа грунтовых вод, от типа HCO_3-Na до SO_4-Na и $Cl-Na$. Величины pH снижались с 7.2 до 4.2.

Слабая защищенность грунтовых вод привела к постоянному ухудшению их качества за счет увеличения концентраций ряда макрокомпонентов (SO_4 , Cl^- , Na и др.).

По результатам наблюдений установлена значительная вариабельность щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных условий в дренажной и грунтовых водах.

В двух колодцах, расположенных рядом с полигоном, минерализация грунтовых вод >1.5 г/дм³. При этом концентрации микроэлементов в составе грунтовых вод \leq ПДК. В дренажных водах концентрации Zn, Cu, Pb, Ni и Cd были во много раз выше, чем на расстоянии 2 км от свалки.

Определение концентраций некоторых загрязнителей в дренажном стоке свалки и в грунтовых водах установило следующее соотношение содержаний токсикантов: для дренажных вод – Zn > Cu > Pb > Ni > Cd, для грунтовых вод – Zn > Pb > Cu > Ni > Cd.

Влияние свалок на загрязнение подземных вод

Влияние свалочных отходов на загрязнение подземных вод зависит от сочетания природных и техногенных факторов. Ведущие природные факторы – метеоусловия и геолого-гидрогеологические особенности (глубина залегания подземных вод, состав водовмещающих пород, их фильтрационные свойства, наличие водоупора, карстовые явления и др.). Перечисленные факторы определяют степень защищенности подземных вод и особенности пространственно-временного их загрязнения.

По результатам наблюдений за изменением качества подземных вод под влиянием полигонов установлено, что максимальное воздействие свалок на подземные воды приходится на первые 4–7 лет после появления свалочных масс. Установлено превышение концентраций по всем макро- и микрокомпонентам в подземных водах и на других полигонах (Щербинка, Саларьево, Тимохово и др.) [4, 17].

Грунтовые воды – наименее защищенные от проникновения сверху загрязняющих веществ в водоносные горизонты [7, 9]. Покровные отложения представлены песчано-глинистыми породами. В геологических разрезах часто отсутствуют экранирующие глины. Уязвимость грунтовых вод для загрязнений обусловлена небольшой мощностью зоны аэрации (2–10 м).

Оценка времени достижения фильтратом УГВ дала величину 200–260 сут после образования свалки [5]. В расчетах учитывались различные параметры геосистемы (мощность зоны аэрации и степень ее увлажнения, фильтрационные свойства водовмещающих пород, величина инфильтрационного питания, пористость).

Отмечалась высокая минерализация грунтовых вод (3.5 ПДК). Превышали ПДК значения ХПК и БПК₅. Химико-аналитические определения установили присутствие в грунтовых водах

Таблица 3. Динамика загрязнения грунтовых вод (глубина 13 м)

Год	pH	NH ₄ , мг/дм ³	Cl ⁻ , мг/дм ³	ХПК, мг O ₂ /дм ³	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³
1995	7	0.15	733	387	0.8
2008	4.2	24.6	17389	4600	14.3

поверхностно-активных и взвешенных веществ, включая нефтепродукты (28.3 ПДК) и устойчивый гидрохимический Cl–Na-тип вод.

В табл. 3 дана динамика изменения некоторых ингредиентов в составе грунтовых вод за период наблюдений (1995–2008 гг.)

Из представленных данных видно, что свалка приводит к изменению щелочно-кислотных условий и к образованию вод хлоридного типа.

Накопление CO₂ в анаэробной зоне также меняет углекислотный режим в водоносном горизонте, что выражается в динамичном снижении pH (табл. 3).

Воздействие свалок приводит также к росту электропроводности грунтовых вод. Так, в Польше для небольшой свалки площадью 3 га, образованной в 1994 г., до сих пор сохраняется высокая минерализация грунтовых вод (до 5 г/дм³), а электропроводность составляет $\sim 7 \times 10^3$ μ S/см [21]. Даже при небольшой площади свалки (1–3 га) ее влияние проявляется в повышении концентрации азотных соединений в родниковом стоке.

Выделенные трансформации привели к нарушению физико-химического равновесия в водоносной системе. В табл. 4 приведены результаты термодинамических расчетов на основе химико-аналитических данных подземных вод в зоне воздействия фильтраата.

Из приведенных данных следует несколько выводов. Несмотря на положительные значения S-кальцита и S-доломита в фильтрате, в песчано-рыхлых отложениях четвертичного возраста (al₄) наблюдается значительная агрессивность грунтовых вод при их загрязнении и изменении щелочно-кислотных условий (табл. 4).

Увеличение концентраций загрязнителей SO₄²⁻, CO₂ и других приводит к проявлению всех видов агрессивности подземных вод (обшекислотная, углекислотная, сульфатная и др.) при превышении их порогаобразующих значений. Изменение pH, увеличение содержания CO₂ при расположении свалок на карбонатных породах могут привести к усилению процессов выщелачивания в подземных водах.

При загрязнении подземных вод токсикантами (Ni, Mn, Zn, Cu, Cr³⁺, Hg и др.) образуется зна-

Таблица 4. Результаты термодинамического моделирования воздействия фильтрата на подземные воды в четвертичных отложениях и в известняках (по свалке в Щербинке)

Горизонт	Показатели				
	pH	CO ₂ , мг/дм ³	SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	S-кальцит	S-доломит
Фильтрат техногенный	6.6	1	420	0.25	1.55
Четвертичные отложения до загрязнения фильтратом	7.2	20	26	-0.57	-0.28
Четвертичные отложения после загрязнения фильтратом	4.8	45	52	-4.4	-5.93
Средний карбон до загрязнения фильтратом	7.7	8	7	-2.2	1.07
Средний карбон после загрязнения фильтратом	6.3	20	156	-1.85	0.21

чительное количество миграционных форм за счет процессов комплексообразования.

Эксплуатируемые водоносные горизонты

Некоторые полигоны расположены на закарстованных территориях или непосредственно контактируют с водоносными горизонтами, представленными карбонатными трещиноватыми породами (рис. 1). Анализ химического состава (2010 г.) подольско-мячковского (C₂mc-pd) водоносного горизонта установил значительное воздействие свалки в Щербинке на качество эксплуатируемых вод.

Гидрохимический тип подземных вод соответствует Cl–Ca–Na-типу. Уменьшение концентраций гидрокарбонатов происходит за счет увеличения концентраций Cl.

Наиболее значительные превышения ПДК в подземных водах характерны для Cl⁻, Fe, Na⁺, Mg²⁺, Ca⁺, K⁺. При этом концентрации Na⁺ и Cl⁻ постоянно растут. Незначительные превышения концентраций относительно ПДК отмечаются для SO₄²⁻, NH₄, NO₃⁻ и для некоторых микроэлементов (Cd, Ba, Pb). Кроме перечисленных микроэлементов, в подземных водах присутствовали также Ni, Mn, Zn, Cu, Cr³⁺, Hg.

Наибольшая трансформация химического состава подземных вод наблюдается в зоне транзита потока (вниз по потоку).

Комплексный мониторинг воздействия свалок на подземные воды

Для изучения влияния свалок на подземные воды требуется комплексное применение различных типов мониторинга (гидрогеологический, ингредиентный, геоэкологический, санитарно-токсикологический, муниципальный, микробиологический, гидродинамический, гидрогеохимический, температурный и др.) [10].

Все перечисленные типы мониторинга актуальны для изучения степени трансформации

свойств и состава подземных вод при воздействии свалочных отходов. Общие задачи перечисленных разновидностей мониторинга состоят в выявлении признаков и масштабов загрязнения подземных вод в пространстве и времени [6, 17].

Все описанное выше – только констатация вреда, нанесенного природной среде из-за стихийного выбора расположения полигонов ТКО. Для минимизации воздействия полигонов на окружающую среду необходимо районирование территорий с точки зрения их защищенности от проникновения загрязнений в грунтовые воды. Этим требованиям в значительной мере удовлетворяют участки с наличием непроницаемых глинистых экранов. Примеры неудачного выбора мест для полигонов ТКО и схема районирования Московского региона приведены в [4, 5, 17, 19].

ВЫВОДЫ

Обобщены результаты наблюдений влияния полигонов коммунальных отходов Московского региона на качество подземных вод эксплуатируемых водоносных горизонтов.

С помощью термодинамического моделирования оценено влияние фильтрата на безнапорные и эксплуатируемые водоносные горизонты.

Накопление бытовых отходов приводит к необратимым изменениям физических, химических и биологических свойств подземных вод. В водозаборные скважины проникают токсиканты всех классов опасности. Неблагоприятные последствия выражаются в накоплении экологического и экономического ущерба окружающей среде. Минимизировать такие последствия могут экологически обоснованный выбор площадок новых [19] и мониторинг существующих [6] полигонов, а также пространственно-временной мониторинг качества и трансформации подземных вод эксплуатируемых водоносных горизонтов. Даже законсервированные свалки продолжают загрязнять окружающую среду, поэтому необходим и их мониторинг.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Вавилин В.А., Локшина Л.Я.* Свалки как возбудимая среда // *Природа*. 2003. № 5. С. 53–60.
2. *Галицкая И.В., Путилина В.С., Юганова Т.И.* Поведение органического вещества в фильтрате в подстилающих породах свалки. Влияние на миграцию тяжелых металлов // *Геоэкология*. 2007. № 6. С. 43–49.
3. *Грибанова Л.П., Афонин А.П.* Геоэкологические исследования на Саларьевском полигоне твердых бытовых и промышленных отходов // *Экология и пром-сть России*. 1997. Июнь. С. 8–10.
4. *Джамалов Р.Г., Злобина В.Л., Медовар Ю.А., Юшманов И.О.* Геохимическая оценка загрязнения подземных вод свалками твердых коммунальных отходов (ТКО) // *Материалы конф. “Сергеевские чтения”*. М., 2020. Вып. 22. С. 104–109.
5. *Джамалов Р.Г., Медовар Ю.А., Юшманов И.О.* Влияние полигона твердых бытовых отходов на качество подземных и поверхностных вод (на примере Владимирской области) // *Материалы конф. “Сергеевские чтения”*. М., 2018. Вып. 20. С. 175–178.
6. *Злобина В.Л.* Разновидности мониторинга при изучении воздействия свалок на подземные воды // *Матер. конф. “Сергеевские чтения”*. М., 2018. Вып. 20. С. 182–186.
7. *Злобина В.Л., Медовар Ю.А.* Применение ГИС при оценке качества подземных вод // *Материалы конф. “Сергеевские чтения”*. М.: РУДН, 2009. Вып. 11. С. 30–32.
8. *Злобина В.Л., Медовар Ю.А., Юшманов И.О.* Источники загрязнения подземных вод в зоне активного водообмена // *East Eur. Sci. J.* 2018. V. 2 (30). P. 4–16.
9. *Злобина В.Л., Медовар Ю.А., Юшманов И.О.* Негативное воздействие хозяйственной деятельности на подземные воды // *East Eur. Sci. J.* 2019. № 4 (44). P. 28–40.
10. *Злобина В.Л., Медовар Ю.А., Юшманов И.О.* Трансформация состава и свойств подземных вод при изменении окружающей среды. М.: Мир науки, 2017. 191 с.
11. *Маркелов Д.А.* Оценка опасности очагового расположения свалок на основе цифрового моделирования // *Геоэкологические проблемы современности*. Владимир, 2010. С. 371–373.
12. *Мишанина Т., Никитина О., Федорова М.* Грязь большого города. Коммерсант. 24.07.2019. [Электронный ресурс]. https://www.kommersant.ru/doc/3449313?from=doc_yrez (дата обращения: 21.12.2020)
13. *Обращение с отходами: задачи геоэкологии и инженерной геологии* // *Материалы конф. “Сергеевские чтения”*. М.: РУДН, 2018. Вып. 20. 420 с.
14. *Опасные природные и техногенные экзогенные процессы: закономерности развития, мониторинг и инженерная защита территорий* // *Матер. конф. “Сергеевские чтения”*. М.: ГЕОС, 2007. Вып. 9. 444 с.
15. *Сметанин В.С.* Защита окружающей среды от отходов производства и потребления. М.: Колос, 2003. 230 с.
16. *Трушин Б.В.* Формирование загрязнения подземных вод на участках коммунальных свалок Московского региона. Автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. М.: МГУ, 1994. 21 с.
17. *Хмельченко Е.Г., Казакова И.Г., Богомолов Ю.Г., Савельев А.Ф., Медовар Ю.А., Юшманов И.О.* О влиянии полигона твердых коммунальных отходов на качество подземных вод в Московской и Владимирской областях // *Муниципальная акад.* 2018. № 3. С. 55–62.
18. *Babalola A., Busu I.* Selection of Landfill Sites for Solid Waste Treatment in Damaturu Town-Using GIS Techniques // *J. Environ. Protection*. 2011. V. 2. P. 1–10.
19. *Dzhamalov R.G., Medovar Y.A., Yushmanov I.O.* Principles of MSW landfill sites' placement depending on geological and hydrogeological conditions of territories (based on Moscow region) // *Water Resour.* 2019. V. 46. № S2. P. 51–58.
20. *Javaheri H., Nasrabadi T., Jafarian M.H., Rowshan G.R., Khoshnam H.* Site selection of municipal solid waste landfills using analytical hierarchy process method in a geographical information technology environment in Giroft // *Iran. J. Environ. Sci. Eng.* 2006. V. 3. № 3. P. 177–184.
21. *Lagerkvist A.* Landfill Technology. Technical Rep. 2003:15. Luleå, Sweden: Luleå Univ. Technol., 2003. 254 p.
22. *Ragazzi R., Catellani E.C., Rada V. et al.* Management of Municipal Solid Waste in One of the Galapagos Islands // *Sustainability*. 2014. V. 6 (12). P. 9080–9095.

ЭКОЛОГИЯ МЕРОМИКТИЧЕСКИХ ОЗЕР РОССИИ. 1. ПРИБРЕЖНЫЕ МОРСКИЕ ВОДОЕМЫ¹

© 2021 г. Е. Д. Краснова*

*Беломорская биологическая станция МГУ им. М.В. Ломоносова, биологический факультет,
Москва, 119234 Россия*

**e-mail: e_d_krasnova@mail.ru*

Поступила в редакцию 05.05.2020 г.

После доработки 05.08.2020 г.

Принята к публикации 25.09.2020 г.

На основе анализа научной литературы за период с конца XIX в. по настоящее время, а также собственных исследований автора собраны сведения о меромиктических водоемах на территории России. Перечень включает 54 водных объекта: 31 прибрежный водоем морского происхождения и 22 континентальных водоема, а также Черное море – самый большой меромиктический водоем в мире. Представлен обзор основных экологических особенностей прибрежных водоемов морского происхождения – наиболее многочисленной категории российских меромиктических водоемов.

Ключевые слова: Меромиктические водоемы, стратификация, хемоклин, аноксия, реликтовые водоемы, соленые озера.

DOI: 10.31857/S0321059621030093

ВВЕДЕНИЕ

Меромиктические водоемы редки и рассеяны по всему миру. Автор термина австрийский лимнолог Инго Финденег (Ingo Findenegg) [49] ввел его в противоположность голомиктическим, полностью перемешиваемым водоемам, и называл так водоемы с устойчивой вертикальной стратификацией, которая возникает из-за разницы плотности водных слоев и сохраняется на протяжении минимум нескольких лет, а во многих случаях – сотен и даже тысяч лет.

Огромный массив данных о меромиктических водоемах накоплен за рубежом, где проводится инвентаризация, разработана классификация [51, 54, 57, 61]; общепризнано, что все они заслуживают охраны. В России меромиктические водоемы пока не каталогизированы. Первый список меромиктических озер, который опубликован Уолкером и Ликенсом в 1975 г. [64], включает и СССР – на его территории упомянуто 11 водоемов. Шесть из них находится в России: 3 карстовых озера в республике Марий-Эл, по одному во Владимирской области и в Карелии, а также оз. Могильное на о. Кильдин в Баренцевом море. В “Энциклопедии внутренних водоемов”, опубликованной в 2009 г. [61], к этому списку добавлены 2 самых из-

вестных водоема Хакасии – Шира и Шунет. В 2012 г. в “Энциклопедии озер и водохранилищ” [52] было указано 28 меромиктических озер во всей Европе и 9 в Азии. Эти числа явно занижены из-за недостатка сведений о российской территории.

В данном обзоре автор собрал доступные в научной литературе сведения о российских меромиктических водоемах. На территории в пределах границ России на 2020 г. выявлено 53 меромиктических водоема (к которым нужно добавить также 54-й – Черное море – самый большой меромиктический водоем в мире, часть акватории которого находится в юрисдикции России). В их числе – 31 прибрежный водоем морского происхождения, 12 карстовых озер, 5 ледниковых, 4 бессточных соленых меромиктических водоема в аридной зоне и искусственный пруд. Из-за большого количества водоемов и публикаций о них обзор разделен на две части: первая посвящена прибрежным морским меромиктическим водоемам, вторая – континентальным.

ОСНОВНЫЕ ОСОБЕННОСТИ МЕРОМИКТИЧЕСКИХ ВОДОЕМОВ И ТЕРМИНОЛОГИЯ

В зависимости от причин различий в плотности слоев меромиктические водоемы делят на эктогенные и эндогенные [51, 61, 64]. В эк-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 19-15-50136; получение части данных о прибрежных водоемах и Белого и Баренцева морей – по проекту № 19-05-00377).

тогенных меромиксия возникает из-за поступления извне воды с иной соленостью — либо пресной воды в соленый водоем, либо соленой в исходно пресный. Их делят на три типа: I — водоемы с поверхностным поступлением пресных или минерализованных вод, включая континентальный вариант Ia и прибрежный морской — Ib; II — для случаев с поступлением вод, обогащенных органическими или биогенными веществами, что приводит к осаждению органики и повышению минерализации в придонном слое вследствие ее разложения; III — креногенный, где меромиксия возникает из-за поступления подземных минерализованных вод. В эндогенных меромиктических водоемах расслоение водной массы по плотности возникает по внутренним причинам. Это либо небольшие глубокие водоемы, где перемешиванию препятствуют форма котловины озера и окружающий рельеф (IV тип), либо водоемы с аккумуляцией солей в придонном слое за счет вымораживания при ледоставе или иных аналогичных процессов (V тип).

В России самый распространенный вариант меромиктических водоемов — прибрежные морские (табл. 1). Плотностная стратификация в них образуется как результат перекрытия морской воды пресным стоком, что соответствует экзогенным водоемам прибрежного морского типа (Ib).

Устойчивая неоднородность распределения физико-химических факторов создает вертикальную последовательность экологических ниш. Для верхней водной массы, подверженной сезонной циркуляции, принято название “миксолимнион”; нижний слой с более высокой плотностью, не подверженный циркуляции, называют монимолимнионом. Водные сообщества миксолимниона формируются в тех же условиях, что сообщества голомиктических водоемов того же региона, и сходны с ними по составу (при аналогичном уровне минерализации, трофности и морфологии водоема). В придонной зоне нередко формируется аноксидная (т.е. бескислородная) зона, где воспроизводятся условия из далекого прошлого нашей планеты и в массе развиваются микроорганизмы с древними вариантами метаболизма. Вертикальная структура из слоев с преобладанием окислительных и восстановительных условий универсальна не только для разных исторических эпох, но даже для иных планет. По данным НАСА, полученным с марсохода “Curiosity”, марсианский кратер Гейл некогда был меромиктическим озером, которое имело два слоя — верхний аэробный с окисленными соединениями металлов и нижний с восстановленными формами [53].

Анаэробная часть монимолимниона может быть либо эвксинной (этот термин применяют к сероводородному варианту аноксии, возникающей из-за бактерий-сульфатредукторов, которые осу-

ществляют сульфатное дыхание — окисляют органику сульфатом с образованием восстановленных соединений серы, в том числе сероводорода), либо ферругинозной (которая поддерживается за счет циклических окислительно-восстановительных преобразований железа). В прибрежных меромиктических водоемах преобладающее значение имеет сульфатредукция.

От поверхности ко дну уменьшается изменчивость физико-химических параметров вплоть до постоянства термохалинных характеристик в нижней части монимолимниона. В качестве примера можно привести оз. Трехцветное в зал. Кандакшском Белого моря (рис. 1). Сезонные колебания температуры (от 0 до 25.1°C) в его пресном поверхностном слое соответствуют климатическим условиям, тогда как в соленом монимолимнионе температура (6.1–6.3°C) практически постоянна и остается такой даже в период ледостава.

Переходную зону между миксолимнионом и монимолимнионом обычно именуют хемоклином [54], который в классическом варианте служит пикноклином (зоной скачка плотности), обусловленным различием концентраций минеральных солей (галоклином), а зачастую также и редокс-зоной (переходом от аэробной зоны к анаэробной). Однако во многих меромиктических водоемах, особенно в прибрежных, которым посвящена данная статья, между галоклином и редокс-зоной есть еще один слой, защищенный от термической циркуляции скачком плотности, но при этом аэрированный за счет активной деятельности фитопланктона, выделяющего кислород в ходе фотосинтеза (рис. 2). Поэтому использование термина “хемоклин” требует определенной осторожности. В данной статье используется этот термин как синоним редокс-зоны, независимо от того, совпадает она с галоклином или нет.

В хемоклине нередко складываются условия для развития аноксигенных фототрофных бактерий, которые используют восстановленные соединения, например сероводород, для древнейшего варианта фотосинтеза, в ходе которого выделяется не кислород, а сера.

ОБЗОР ИЗВЕСТНЫХ ПРИБРЕЖНЫХ МЕРОМИКТИЧЕСКИХ ВОДОЕМОВ РОССИИ

Большинство прибрежных меромиктических озер сосредоточено в районах с поднятием берега. На побережье Баренцева и Белого морей можно найти водоемы на любых стадиях изоляции от моря. Множество таких водоемов найдено в начале XX в. К.М. Дерюгиным, Л.А. Зенкевичем и Е.М. Крепсом на Новой Земле [10, 12, 18], в том числе — в губе Черной, где позднее проводились

Таблица 1. Прибрежные меромиктические водоемы России (гал. — галоклин, хем. — хемоклин)

Название водоема	Географические координаты	Площадь, га	Максимальная глубина, м	Глубина галоклина/ хемоклина, м	ООПТ
Черное море					
Черное море	44° с.ш., 35° в.д.	43640200	2210	150–200	Нет
Побережье Баренцева моря					
оз. Могильное	69°19'9" с.ш., 34°20'60" в.д.	9.6	16.5	2.0 (гал.), 8.0–9.0 (хем.)	Федеральный гидрологический памятник природы "Озеро Могильное"
Губа Ивановская, верхний ковш	68°14'26" с.ш., 38°47'26" в.д.	98	20	2.0–6.0 (гал.), 12 (хем.)	Государственный комплексный памятник природы "Губа Ивановская" на побережье
оз. Сисьярви	69°38'16" с.ш., 31°31'54" в.д.	67	41	Требует уточнения	Нет
Губа Кислая	69°21'58" с.ш., 33°4'23" в.д.	117	36	5.0 (гал.), 15 (хем.)	»
Губа Черная на Новой Земле, озеро 4	70°40'57" с.ш., 54°34'4" в.д.	0.8	3.0	2.0	Новоземельский ядерный полигон, закрыт для посещения
Губа Черная на Новой Земле, озеро 9	70°43'29" с.ш., 54°26'42" в.д.	0.8	3.0	2.0	То же
Губа Черная на Новой Земле, Второй ковш первой стоянки	70°40'49" с.ш., 54°36'16" в.д.	208	38	25	»
Побережье Белого моря					
оз. Мертвое в губе Долгой (о. Большой Соловецкий)	65°2'52" с.ш., 35°45'43" в.д.	1.0	7.0	2.0	»
Губа Канда, Федосеевский плес	67°5'50" с.ш., 32°10'34" в.д.	157	14	9–10 м	»
оз. Савино-Канозеро	67°9'35" с.ш., 32°22'32" в.д.	4.7	4.4	1.0 (гал.), 3.0–4.0 (хем.)	»
Лагуна 1 на оз. Телячем	67°6'56" с.ш., 32°18'51" в.д.	1.0	3.0	1.0–2.0 (гал.)	Кандалакшский государственный природный заповедник
Лагуна 2 на оз. Телячем	67°6'54" с.ш., 32°19'15" в.д.	1.8	3.4	1.0–2.0 (гал.)	То же
оз. Большие Хрусломены	66°43'1" с.ш., 32°51'34" в.д.	75	21	1.5–2.0 (гал.), 2.75 (хем.)	Нет
оз. Кисло-Сладкое	66°32'54" с.ш., 33°8'5" в.д.	1.78	4.5	1.0 (гал.), 2.0–3.5 (хем.)	Государственный региональный комплексный заказник "Полярный круг"

Таблица 1. Окончание

Название водоема	Географические координаты	Площадь, га	Максимальная глубина, м	Глубина галоклина/ хемоклина, м	ООПТ
Лагуна на Зеленом мысе	66°31'50" с.ш., 33°5'42" в.д.	2.0	6.5	1.0 (гал.), 4.5–5.5 (хем.)	То же
оз. Еловое (Еловый Наволок, 1-е Кумяжье)	66°28'55" с.ш., 33°16'49" в.д.	5.0	5.5	1.0 (гал.), 3.0 (хем.)	»
оз. Нижнее Ершовское	66°28'55" с.ш., 33°16'49" в.д.	8.9	2.7	2.2–2.5	»
оз. Трёхцветное	66°35'33" с.ш., 32°58'43" в.д.	3.5	7.5	2.0	Нет
оз. Вонючее в губе Чупа	66°17'23" с.ш., 33°19'52" в.д.	15	2.2	1.0 (гал.), 1.9–2.0 (хем.)	»
Озеро на о. Тонисоар	66°9'39" с.ш., 34°13'33" в.д.	2.5	10	1.0 (гал.), 8.0–9.0 м (хем.)	»
оз. Мероламбина	66°10'1" с.ш., 34°10'56" в.д.	20.5	8.0	1.0 (гал.)	»
Губа Глубокая около о. Соностров	66°10'3" с.ш., 34°9'8" в.д.	5.0	7.7	6.0 (хем.)	»
Побережье Берингова моря					
Лагуна Гладковская	54°44'3" с.ш., 167°43'26" в.д.	16.2	8.3	3.0–6.0	Командорский природный биосферный заповедник им. С.В. Мараква
Побережье Тихого океана, Камчатский залив					
оз. Култучное	56°29'31" с.ш., 163°0'42" в.д.	9900	12	4.0–8.0 м	Нет
оз. Большой Виллой	52°49'41" с.ш., 158°32'53" в.д.	8100	7.0	4.0	Базовый водоем Виллюйского лососевого рыболовного завода
Побережье Японского моря					
оз. Духовское	44°38'54" с.ш., 136°12'40" в.д.	147	4.5		Региональный памятник природы "Духовские озера"
оз. Мраморное	44°38'0" с.ш., 136°12'27" в.д.	37	4.0		То же
оз. Круглое	44°36'45" с.ш., 136°12'43" в.д.	27	7.8	5.0	»
Побережье Охотского моря					
оз. Тунайча	46°46'25" с.ш., 143°10'29" в.д.	17400	34	15	Региональный комплексный памятник природы "Озеро Тунайча"
оз. Изменчивое	46°52'17" с.ш., 143°6'59" в.д.	820	6.0	Варьирует	Нет
оз. Птичье	46°24'7" с.ш., 143°33'28" в.д.	3200	10	0.5–2.0 при открытой и 5.0 при закрытой протоке	»

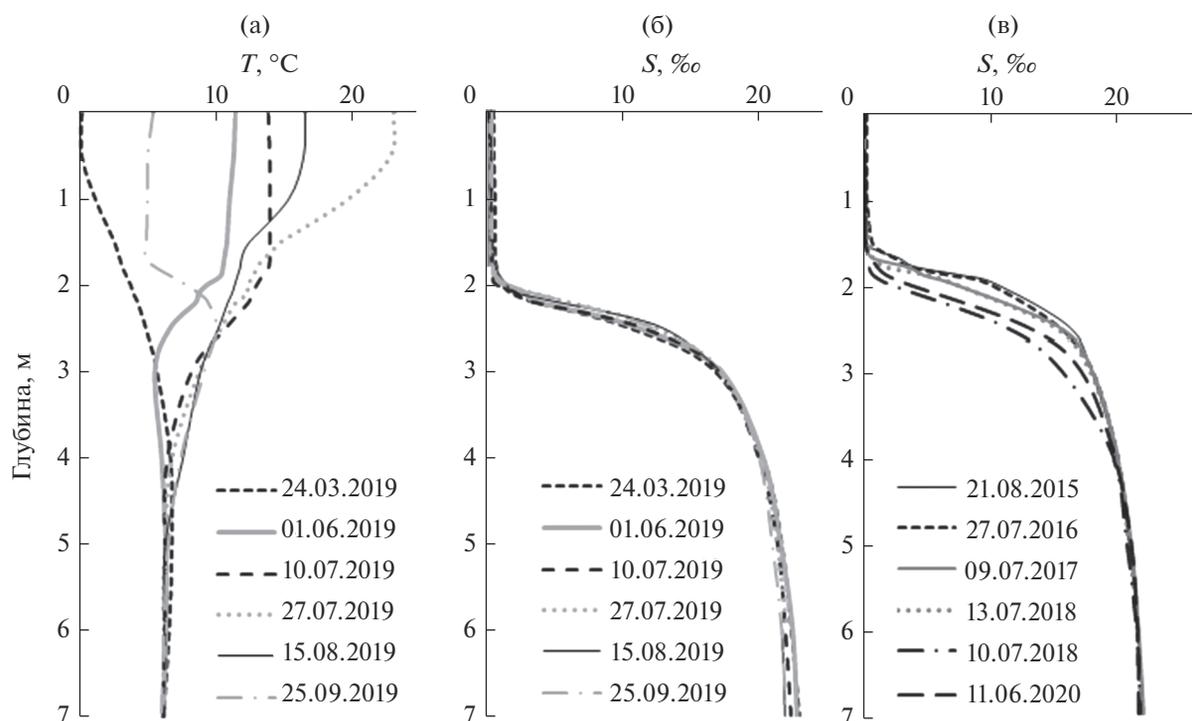


Рис. 1. Изменчивость термохалинных характеристик в прибрежном меромиктическом оз. Трехцветном (Кандалакшский залив Белого моря); вертикальные профили температуры (а) и солености (б) в разные сезоны 2019 г. и в летний период разных лет (в).

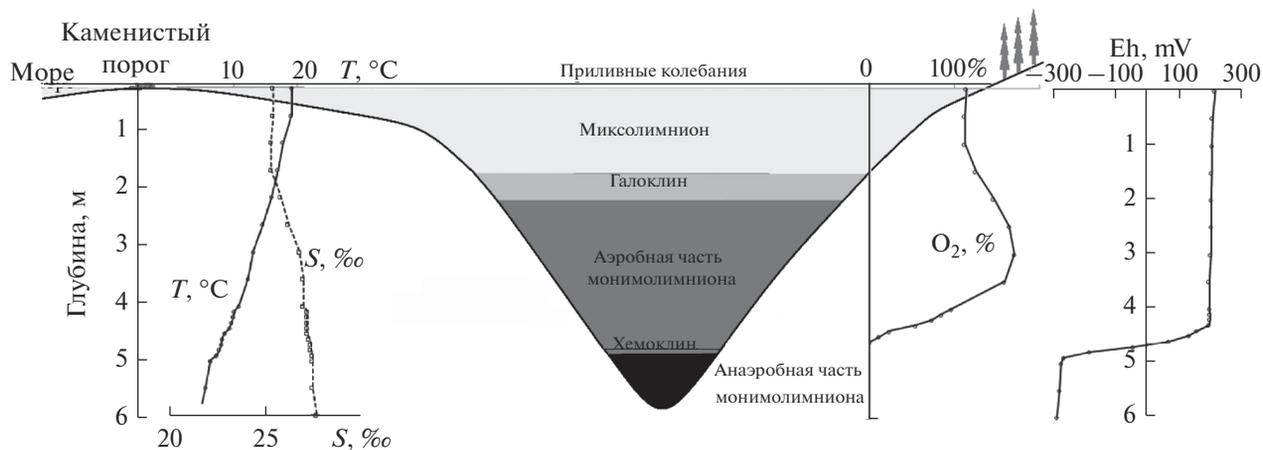


Рис. 2. Вертикальная зональность меромиктической лагуны на м. Зеленом (Кандалакшский залив Белого моря, 8.07.2018 г.).

ядерные испытания. Доступ туда запрещен, но все описанные ими водоемы сохранились.

Озеро Могильное

Самый известный прибрежный меромиктический водоем — реликтовое оз. Могильное на о. Кильдин. Это единственное в России анхиолиновое озеро, т.е. имеющее подземную связь с мо-

рем; она осуществляется в глубине через фильтрующую каменистую перемычку. Из меромиктических озер России Могильное имеет самую долгую историю изучения, которая началась в 1887 г., когда в этом, как поначалу считалось, пресноводном озере поймали атлантическую треску. Позднее обнаружили, что под пресным слоем находится соленый, где обитают эти рыбы. Кильдинская треска (*Gadus morhua kildinensis*) —

подвид атлантической трески, эндемик оз. Могильного, занесена в Красную книгу России. За время изоляции она приобрела морфологические и генетические отличия от баренцевоморской популяции [32, 48, 65].

В конце XIX – начале XX вв. озеро было изучено экспедицией К.М. Дерюгина, завершившейся выпуском монографии об этом озере [11]. Вторая монография была посвящена исследованиям бактериального сообщества оз. Могильного, выполненным основоположником морской микробиологии Б.Л. Исаченко [13]. Он обнаружил розовую прослойку на границе аэробной и сероводородной зон и объяснил ее массовым развитием фотосинтезирующих пурпурных серных бактерий, которые используют поступающий снизу сероводород. Еще две монографии подытожили комплексные исследования Мурманского морского биологического института (ММБИ) РАН [35] и Полярного института рыбного хозяйства и океанографии (ПИНРО) [34]. Они указали на постепенное изменение вертикальной структуры озера – в поверхностном слое, прежде пресном, возрастала соленость и, кроме того, поднималась граница распространения сероводорода. Эти изменения не остановились и после прекращения хозяйственной деятельности на водосборе [62]. К концу второго десятилетия XXI в. глубина опресненного слоя уменьшилась с 5 (как в начале XX в.) до 2 м, соленость в нем увеличилась до 5.3–10.7‰, пресноводное планктонное сообщество сменилось на солоноватоводное [63]. Граница анаэробной зоны, которая в конце XIX в. находилась на глубине 14 м, поднялась до 7.9–8.5 м. Теперь сероводород заполняет половину глубины озера, а его концентрация в придонном слое достигла 122–227 мг/л. Катастрофические изменения произошли в донных сообществах – зона обитания бентоса уменьшилась, исчезли двустворчатые моллюски *Astarte montagui* и колонии сидячих многощетинковых червей *Pseudopotamilla reniformis*. С прогрессирующим сероводородным заражением связана также смена доминирующего вида бактерий в окрашенном слое. Уже в 1970-х гг. там преобладали не пурпурные, а более строгие анаэробы – зеленые серные бактерии *Ch. phaeovibrioides* с коричневой окраской [50]. Сравнение интенсивности фотосинтеза фитопланктона в аэробной зоне и аноксигенных фототрофных бактерий на границе распространения сероводорода показало, что у последних она в 4 раза выше. Впоследствии эта закономерность подтвердилась и в других меромиктических водоемах. В 2018–2019 гг. окрашенный слой в оз. Могильном поднялся к 8.5–9 м и был по-прежнему сформирован зелеными серными бактериями.

Осолонение верхнего слоя в оз. Могильном связывают с климатическими изменениями. Анализ данных ближайшей метеостанции “Терибер-

ка” за последние 130 лет показал, что летние значения температуры постепенно нарастают, зимы стали мягкими и малоснежными, что приводит к недостатку пресного стока [3]. Однако прогрессирующее сероводородное заражение имеет, по-видимому, другую причину – ослабление водообмена с морем из-за уменьшения проницаемости дамбы.

Фьордовые лагуны в губах Ивановской и Амбарной

Аналогом оз. Могильного считается верхний ковш губы Ивановской на берегу Кольского полуострова. Губа Ивановская – фьордоподобный залив, отделенный от моря узким мелководным горлом и разделенный поперечными порогами на 3 плеса. В верхнем наблюдается устойчивая вертикальная стратификация [1]: поверхностный слой опреснен до 10–14‰, средний горизонт соленый и насыщен кислородом, нижняя водная масса с соленостью 24‰ содержит сероводород. В отличие от оз. Могильного, граница распространения сероводорода здесь в последние 10 лет не менялась.

Хотя, по мнению В.Н. Семенова [41], изучавшего краевые водоемы Кольского полуострова, других аналогов оз. Могильного на Мурмане нет, известен еще один потенциальный аналог, пока слабо изученный в гидрологическом отношении – оз. Сисяярви в куту губы Амбарной [9]. В вершине этой губы есть два изолированных плеса. Нижний, оз. Линьялампи, связан с морем и аэробный до дна, а в верхнем, оз. Сисяярви, циркуляция ослаблена и зарегистрирована устойчивая температурная стратификация. В его придонном слое есть признаки сероводородного заражения, по крайней мере периодического. Гидрохимические исследования там не проводились, но косвенным индикатором аноксигенных условий служит высокое обилие сапробионных полихет *Scalibregma inflatum* и низкая численность иглокожих, которые обычны в открытой части губы.

Морские ковшовые губы

Еще один вариант водоемов с устойчивой вертикальной стратификацией – морские ковшовые губы, такие как оз. Линьялампи и первые 2 плеса губы Ивановской. Г.С. Гурвич [8] называл ковшами ограниченные отмелями заливы с глубокими ямами и такой же амплитудой приливов, как на внешней акватории. Первой была исследована губа Долгая (Глубокая) на о. Большом Соловецком, связанная двумя узкими проливами с Онежским заливом Белого моря. В конце XIX в. Н.М. Книпович обнаружил в ней арктическую бентофауну с доминированием двустворчатых моллюсков *Portlandia arctica* (ранее известных как *Joldia arctica*) на необычно малой для них глубине

[14]. Он предположил, что эта губа представляет собой рефугиум реликтовой арктической фауны. Впоследствии аналогичные сообщества были найдены и в других беломорских губах — Бабье море, Лов, Колвица, Палкина [5, 8, 27, 29]. Холодолюбивые формы могут существовать там благодаря вертикальной структуре из двух несмешиваемых слоев: верхнего, который опреснен и прогревается летом, и нижнего соленого — нередко даже летом с температурой ниже нуля. Если в Белом море отрицательная температура начинается с глубины 100 м, то в ковшовых губах — с 15–20 м. Нижний слой обновляется медленнее, чем верхний, и пополняется только зимой [30]. Но анаэробной зоны в беломорских ковшовых губах, как правило, нет; концентрация кислорода в нижней водной массе зачастую даже больше, чем в поверхностной [28]. Ковши могут становиться эксинными под влиянием антропогенного фактора, например при установке мидиевых плантаций, и крайне редко — естественным путем.

Озера и лагуны на побережье Белого моря

Другой вариант краевых водоемов с устойчивой стратификацией, среди которых много эксинных, — прибрежные лагуны и озера, отделившиеся от Белого моря в результате протигляциального подъема берега. Их изоляция прогрессирует, поскольку подъем продолжается со скоростью 1–4 мм в год [36, 42]. В Кандалакшском заливе благодаря комплексным исследованиям, организованным на базе Беломорской биостанции МГУ, выявлено более двух десятков водоемов на разных стадиях изоляции [16, 46]. Построенный из них типологический ряд отражает хронологию трансформации экологической сообществ и позволяет реконструировать эволюцию водоема [17, 24]. По данным палеоолимиологов, изучавших донные осадки озер на Соловецких островах [42], превращение морского залива в пресное озеро в этом районе занимает несколько столетий. Когда порог, отгораживающий его от моря, поднимается над уровнем малой воды, приливно-отливные колебания в водоеме ослабевают и становятся асимметричными с коротким приливом и долгим отливом. В числе таких водоемов — лагуна на м. Зеленом, озеро на о. Тонисоар и вершина губы Глубокой около о. Соностров [15]. Когда порог поднимается выше среднего уровня полной воды, выбросы морской воды возможны только в сизигию (например, в оз. Кисло-Сладком), по мере дальнейшего поднятия их частота уменьшается до 1–2 раз в год (в оз. Нижнем Ершовском), потом они происходят с многолетними интервалами (в озерах Еловый Наволок и Трехцветном).

В пределах зоны ветрового перемешивания, ограниченной глубиной 1–2 м, поверхностный слой разбавляется и становится все более прес-

ным. Соответственно солености в нем меняется состав фауны [17, 24]. Под опресненным слоем долгое время сохраняется морская вода. Пока есть водообмен с морем, верхняя часть соленой зоны остается аэробной и служит зоной обитания морского бентоса. Чем реже выбросы морской воды, тем уже соленый аэробный слой и тем меньше зона обитания морских организмов. Биомасса бентоса снижается, число видов сокращается. В конце концов, соленый аэробный слой исчезает вместе со своими обитателями.

Одновременно с этим в донном углублении водоема активируется бактериальная сульфатредукция [58]. Чем сильнее изоляция, тем больше концентрация сероводорода; сульфатно-хлоридное отношение смещается в сторону хлоридов [4].

В хемоклине беломорских прибрежных водоемов обычно возникают цветные прослойки с аноксигенными фототрофными бактериями. Вода в них окрашена в зеленый цвет, если там доминирует зелено-окрашенная форма *Ch. phaeovibrioides*, или в красноватый, если это коричнево-окрашенная форма [55, 56, 59]. Пурпурные серные бактерии, которые отвечали за розовый слой в оз. Могильном сто лет назад, в беломорских водоемах обычно малочисленны. Хемоклин — самая продуктивная зона в отделяющихся водоемах за счет того, что скорость протекающего в ней аноксигенного фотосинтеза в несколько раз выше, чем у оксигенного фотосинтеза, осуществляемого фитопланктоном в аэробной зоне того же озера [39]. На хемоклин приходится наибольшая интенсивность темновой фиксации CO_2 и хемосинтеза, а также сульфатредукции, которая в водоемах без анаэробного слоя воды наиболее активно идет в поверхностном слое осадка. Тонкие биогеохимические процессы на границе аэробной и анаэробной зон и участие в них микроорганизмов представляют особый интерес для науки и пока мало изучены. К примеру, в хемоклине одного из беломорских озер совсем недавно выявлен новый для соленых водоемов бактериальный процесс — фотозависимое окисление метана [38].

Поскольку хемоклин характеризуется резкими вертикальными градиентами, в нем формируется мелкомасштабная последовательность экологических ниш, которая, кроме окрашенной бактериальной прослойки, включает в себя также прилегающий к ней сверху слой из простейших — миксотрофов, способных переключаться с фотосинтеза на потребление готовых органических веществ и обратно. Это могут быть инфузории с фототрофными эндосимбионтами, динофлагеллаты с клетчаточными пластидами (хлоропластами, позамитохондриальными у других микроводорослей) или криптофитовые жгутиконосцы, которые могут достигать там численности гиперцветения и сами формируют окрашенный слой [55]. По всей веро-

ятности, они используют бактериальную продукцию. Слой с высокой плотностью одноклеточных организмов обеспечивает пищей зоопланктон, и, таким образом, продукция аноксигенного фотосинтеза передается через них на более высокие трофические уровни к рыбам и беспозвоночным, в сообщество вышележащей аэробной зоны водоема.

Прибрежные водоемы с антропогенной изоляцией

Устойчивая вертикальная стратификация и связанная с ней аноксия в водоемах, отделяющихся от моря, может возникать естественным путем, но быстрее — при вмешательстве человека. У оз. Большие Хрусломены на о. Оленьем в зал. Ковда естественный порог надстроен в конце XX в. с целью опреснения водоема для заправки паровых машин лесозавода [23]. Вместо пресного получился меромиктический водоем с солоноватой водой у поверхности, соленой водой ниже 1.5 м и сульфидной зоной начиная с 3–5 м. В соловецкой губе Долгой к придонной аноксии привело строительство в 1854 г. дамбы, перекрывшей водообмен через один из проливов. Сероводород заметили уже в начале XX в. [45], а в конце XX в. выяснилось, что по сравнению с серединой XIX — началом XX вв. изменился видовой состав бентоса. Исчезло несколько видов, прежде многочисленных: морские ежи *Strongilocentrotus pallidus*, офиуры *Ophiopholis aculeata* и плеченогие *Hemithyris psittacea* [31, 43]. Фрактальное отчленение небольших водоемов происходит также внутри этой губы, и в них тоже наблюдается эвксинная меромиксия, как, например, в оз. Мертвом [40].

Яркий пример антропогенной изоляции — губа Канда в вершине Кандалакшского залива, которую перегородили в двух местах: в 1916 г. железнодорожной дамбой и в конце 1960-х гг. — автомобильной. Воды р. Канды опреснили большую часть губы, но в донных углублениях кое-где сохранилась соленая вода, переработанная сульфатредуцирующими бактериями. Там накапливаются сероводород и метан, а также изменился состав анионов: увеличилась доля хлоридов и карбонатов, уменьшилась — сульфатов. В Федосеевском плесе, который оказался в полной изоляции от моря и соседствует только с пресноводными участками, донная линза соленой воды, по всей вероятности, хранится более ста лет [37].

Природно-технической меромиктической системой стала баренцевоморская губа Кислая — фьорд длиной 3.5 км, где в 1968 г. была построена первая и пока единственная в России приливная электростанция. Сразу после изоляции в вершине губы появились признаки стагнации — верхние 5–7 м стали пресными, глубже 15 м появился сероводород. Прежде водоем не замерзал, но теперь каждую зиму стал покрываться толстым льдом.

Все это привело к деградации литоральной фауны и флоры, обеднению планктона и икhtiофауны. После запуска ПЭС водообмен улучшился, однако в дальнейшем изменения в режиме эксплуатации приводили то к полному прекращению водообмена и повторным заморам, то к периодическому улучшению экологической ситуации [25]. Наблюдения за динамикой донных сообществ в этой губе позволили разработать шкалу оценки состояния макрозообентоса при изоляции водоема [47]. Первыми вымирают моллюски-фильтраторы, затем — роющие организмы, впоследствии в массе остаются только личинки хирономид и малощетинковые черви, устойчивые к дефициту кислорода. В дальнейшем исчезают и эти группы, уступая место рачкам-бокоплавам, не зарывающимся в грунт. Наконец, при катастрофическом положении макробентос полностью исчезает. Эти данные уже сегодня позволяют делать обоснованные прогнозы для проектов, связанных с отчленением крайних водоемов при освоении арктического побережья.

Дальневосточные морские лагуны

Множество полуизолированных лагун с разной степенью опреснения, в том числе меромиктических, найдено на восточном берегу Камчатки, на о. Сахалин и на восточном берегу Сихотэ-Алиня [22, 26, 44].

На примере оз. Большой Виллой на юго-восточном берегу Камчатки изучен один из эффектов, связанных с меромиксией, — заглубленный максимум температуры, который приходится на зону скачка плотности [60]. Крупное по площади (8.1 км²) оз. Большой Виллой — часть эстуарной системы рек Большой Виллой и Малый Виллой, его максимальная глубина — 7 м. В летнее время под пикноклином возникает прогретый слой. С помощью одномерной гидрологической модели “LAKE” определены главные условия появления этого феномена: наличие скачка солености с градиентом, достаточным для предотвращения перемешивания при ночном выхолаживании поверхности, толщина миксолимниона не должна превышать 2 м, он должен быть прозрачным, погода днем — солнечной, без сильных ветров по ночам.

Важная особенность дальневосточных лагун — динамичность. Косы из морских отложений, которые отделяют их от моря, периодически, до нескольких раз в году, при штормах меняют очертания, и лагуны то открываются, то оказываются в полной изоляции. В закрытый период или при сильно ослабленном водообмене с морем в них может устанавливаться меромиктический режим. Эти лагуны представляют собой удобный объект

для наблюдений за динамикой биоты при изменениях гидрологических условий.

Култучное озеро, лагуна эстуарного типа в устьевой части р. Камчатки, стало меромиктическим немногим более ста лет назад после заброса в пресный водоем морской воды при цунами в 1923 г. Эволюция экосистемы этого водоема отслежена благодаря материалам экспедиции Ф.П. Рябушинского в начале XX в., которая исследовала водоем еще в пресноводном состоянии [6], данным И.И. Куренкова за 1951–1962 гг. и комплексным исследованиям в 2009–2010 гг. [7]. Они документировали быстрые изменения в экосистеме оз. Култучного и соседнего оз. Нерпичьево, прогресс сероводородного заражения и исчезновение бентоса на значительной части дна.

Другой водоем, где произошли кардинальные изменения после изоляции (они хорошо отслежены), – оз. Тунайча, второе по величине озеро Сахалина, а также отделившееся от него оз. Изменчивое. Исходно пресноводное оз. Тунайча в среднем голоцене соединилось с Охотским морем, а примерно тысячу лет назад после образования косы, отделившей его от моря, превратилось в глубокую лагуну [22]. Регулярное поступление морской воды прекратилось в середине 1970-х гг. после строительства автодорожного моста, и теперь забросы морской воды случаются только при штормовых нагонах. В результате поверхностный слой стал опресняться. Соленость уменьшилась с 6.6 до 2.4–2.6‰, усилился летний прогрев, сезонные колебания температуры достигли придонного слоя. В настоящее время водоем имеет двуслойную структуру с хемоклином на глубине 15 м и сероводородом под ним в концентрации до 300–320 мкг/л.

Все компоненты водной экосистемы оз. Тунайча детально изучены в ходе многолетних комплексных гидробиологических исследований, организованных СахНИРО. Из-за опреснения в его зоопланктоне не стало хищников – морских кладоцер *Podon leuckarti* и *Evadne nordmani*, крупные виды сменились на мелкие. Хотя структура сообщества стала проще, суммарная биомасса зоопланктона не уменьшилась [18]. У бентоса общая биомасса возросла в 3 раза за счет распространения солоноватоводного моллюска *Corbicula japonica*, при этом морские виды *Potamocorbula aturensis* и *Macoma balthica* оказались на грани исчезновения [19].

Озеро Изменчивое, отделившееся от оз. Тунайча 400–150 лет назад, имеет собственное сообщество с морем через протоку, которая часто перекрывается наносами, а потом снова прорывается. При закрытой протоке поверхностный слой на несколько единиц солености опресняется и лагуна приобретает меромиктический характер. Число видов бентоса при этом уменьшается в не-

сколько раз, усиление прогрева приводит к смене морских холодолюбивых видов на солоноватоводные тепловодные. При восстановлении связи с Охотским морем в озеро снова вселяются холодолюбивые формы и происходит обратная смена сообществ. Наблюдения за динамикой бентоса при закрытии и открытии протоки позволили установить два фундаментальных принципа смены сообществ в лагунах водоемах: тождественность конечного результата при долговременных и быстрых (катастрофических) изменениях и обратимость процессов [20].

Водоем с переменным режимом есть также на северо-восточном берегу о. Беринга – лагуна Гладковская. Разница солености между поверхностным и придонным слоями обеспечивает в ней меромиктический режим вне зависимости от степени открытости протоки. Под галоклином нередко возникает заглубленный максимум температуры, а на глубине 6–7 м, где исчезает кислород и появляется сероводород, зарегистрирован слой с повышенной мутностью из-за бактериальной взвеси. В 1981–1987 гг. эта лагуна стала предметом исследований совместной экспедиции ВНИРО, Камчатского отдела природопользования ТИНРО и Института океанологии РАН. Особый интерес к ней связан с промыслом тихоокеанской мидии *Mytilus trossulus*, биомасса которой здесь очень высока (3–4 кг/м²), а моллюски по линейным размерам вдвое крупнее, чем в море [33]. Меромиктический характер лагуны и годовая цикличность кислородного режима оказались препятствием для коллекторной марикультуры: из-за весеннего дефицита кислорода в лагуне происходит массовая гибель взрослых мидий [2]. При полном перекрытии протоки поверхностный слой полностью опресняется, а по всей соленой зоне может распространяться сероводород. После одного такого замора донная фауна не восстановилась даже через 5 лет.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Количество меромиктических водоемов на территории России оказалось значительно больше, чем было указано в предыдущих списках. Одних только прибрежных водоемов морского происхождения описано 31. Для этого типа меромиктических водоемов в полной мере справедливо представление о меромиксии как стадии эволюции водоема [51] в палеолимнологическом аспекте, касающемся медленных изменений, и в небольших промежутках времени.

Для динамичных дальневосточных лагун меромиксия – часто повторяющееся состояние; в каждом цикле изменений линии береговых наносов вертикальная стратификация формируется заново, и соотношения толщин слоев, как и степени опреснения миксолимниона, могут быть

разными. В районах с поднятием берега меромиктическая стадия – промежуточный этап на пути водоема от морского залива к финальному пресноводному состоянию. Даже самые стабильные меромиктические водоемы, такие как оз. Могильное, тоже находятся в динамике, хотя и медленной.

Меромиктические водоемы – одно из природных богатств нашей страны. На морском побережье России есть любые варианты стратифицированных водоемов: аэрированные сверху донизу ковшовые губы, заливы на разных стадиях изоляции от моря, лагуны с изменчивым гидрологическим режимом, прибрежные озера с сероводородной зоной естественного происхождения и возникшей антропогенным путем. Анализ научных публикаций показал, что большинство из них пока изучено слабо. Из 31 водоема лишь треть охвачена многолетними комплексными исследованиями. В изысканиях экологической направленности основное внимание уделяется аэробной биоте миксолимниона, которая может представлять хозяйственный интерес. Микробные сообщества анаэробной зоны и хемоклина, которые, по существу, определяют специфику меромиктических водоемов, в большинстве случаев остаются за пределами внимания. Не только гидрохимические работы, но и измерения термохалинных характеристик по всему вертикальному профилю, даже в теплый период года, пока выполнены далеко не во всех водоемах.

Все меромиктические водоемы заслуживают охраны как редкий феномен, в том числе прибрежные морские. Однако лишь шесть из них получили статус гидрологических заказников и памятников природы, и еще 10 находятся в пределах особо охраняемых природных территорий и закрытых зон. Остальные 15 водоемов лишены законодательной охраны. Нет сомнений, что составленный список – далеко не исчерпывающий и будет пополняться. Надеемся, что этот обзор послужит отправной точкой для новых исследований меромиктических водоемов морского происхождения, нацеленных на всестороннее описание этого феномена как единой и своеобразной экологической системы, и будет способствовать их сохранению.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бобков А.А., Стрелков П.П., Ильина А.Н.* Приливная изменчивость океанологических условий сублиторали губы Ивановской // Вестн. СПбГУ. Сер. 7. 2010. Вып. 1. С. 86–98.
2. *Буяновский А.И.* Пространственно-временная изменчивость размерного состава и особенности эксплуатации популяций промысловых беспозвоночных прибрежной зоны // Тр. ВНИРО. 2005. Т. 144. С. 12–23.
3. *Василенко А.Н., Ефимов В.А., Сазонов А.А., Фролова Н.Л.* Новые данные о гидрологии меромиктического озера Могильное (о. Кильдин, Баренцево море) // “География: развитие науки и образования”. Материалы Всерос. науч.-практ. конф. “LXXII Герценовские чтения”. Т. 1. СПб.: Астерион, 2019. С. 273–277.
4. *Васильчук Ю.К., Фролова Н.Л., Краснова Е.Д., Буданцева Н.А., Васильчук А.К., Добрыднева Л.В., Ефимова Л.Е., Терская Е.В., Чижова Ю.Н.* Изотопно-геохимический состав воды в меромиктическом озере Трехцветном на беломорском побережье 2016 г. // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 5. С. 555–566.
5. *Голиков А.Н., Аверинцев В.Г., Бабков А.И., Меншуткина Т.В., Федяков В.В., Шошина Е.В.* Биоценозы губы Палкина Белого моря // Иссл. фауны морей. Т. 29. № 37. Л.: ЗИН РАН, 1982. С. 3–11.
6. *Горин С.Л., Лепская Е.В., Маркевич Г.Н., Анисимова Л.А.* Устьевая область реки Камчатки в начале XX века: Гидрологический режим, морфологическое строение, водная биота (по материалам экспедиции Ф.П. Рябушинского) // Иссл. водн. биол. рес. Камчатки и сев.-зап. части Тихого океана. 2014. Вып. 32. С. 89–101.
7. *Горин С.Л., Чебанова В.В.* Трансформация гидрологического режима и бентофауны озер Нерпичье и Култучное (устьевая область реки Камчатки) в процессе их осолонения // Чтения пам. В.Я. Леванидова. 2011. Вып. 5. С. 119–128.
8. *Гурвич Г.С.* Распространение животных на литорали и в sublиторали Бабьего моря // Иссл. морей СССР. 1934 Т. 20. № 2. С. 15–32.
9. *Деарт Ю.В., Переладов М.В., Спиридонов В.А., Антохина Т.И., Ржавский А.В., Бритаев Т.А.* Донные сообщества мягких грунтов соленых озер Сисяярви и Линьялампи (Баренцево море) // ДАН. 2018. Т. 478. № 5. С. 608–612.
10. *Дерюгин К.М.* Исследования Баренцова и Белого морей и Новой Земли. Архангельск: Архангельское общ-во краеведения, 1925. 44 с.
11. *Дерюгин К.М.* Реликтовое озеро Могильное (остров Кильдин в Баренцевом море). Л.: Главнаука, 1925. 112 с.
12. *Зенкевич Л.А.* К режиму осолоненных береговых озер южного острова Новой Земли // Рус. гидробиол. журн. 1928. Т. VII. № 8/9. С. 183–187.
13. *Исаченко Б.Л.* Исследование над бактериями Северного Ледовитого океана // Тр. Мурманской науч. промысл. экспед. 1906 г. СПб., 1914. 297 с.
14. *Книпович Н.* Несколько слов относительно фауны Долгой (Глубокой) губы Соловецкого острова и физико-географических условий // Вестн. естествознания. СПб., 1893. С. 1–13.
15. *Краснова Е.Д., Беляев Б.М., Василенко А.Н., Воронцов Д.А., Ефимов В.А., Ефимова Л.Е., Летарова М.А., Мардашова М.В., Мироненко А.А., Фролова Н.Л.* Три соленых озера возле о. Соностров: вертикальная стратификация в 2010 и 2017 гг. // Тр. VI Межд. науч.-практ. конф. “Морские исслед. и образование (MARESEDU – 2017)”. М.: ПолиПРЕСС, 2017. С. 682–694.

16. Краснова Е.Д., Воронов Д.А., Демиденко Н.А., Кокрятская Н.М., Пантюлин А.Н., Рогатых Т.А., Самсонов Т.Е., Фролова Н.Л. Исследования отделяющихся водоемов на побережье Белого моря // “Комплексные исследования Бабьего моря, полуизолированной беломорской лагуны: геология, гидрология, биота – изменения на фоне трансгрессии берегов”. Тр. Беломорской биостанции МГУ. Т. 12. М.: Т-во науч. изд. КМК, 2016. С. 211–241.
17. Краснова Е.Д., Мардашова М.В. Как морской залив превращается в озеро // Природа. 2020. № 1. С. 16–27.
18. Крекс Е.М. Гидрологический очерк Черной губы на Новой Земле и реликтовых озер к ней примыкающих // Иссл. морей СССР. Л.: ГГИ, 1927. Вып. 5. С. 1–80.
19. Лабай В.С. Водная биота озера Тунайча (южный Сахалин) и условия ее существования. Южно-Сахалинск: СахНИРО, 2016. 240 с.
20. Лабай В.С. Реакция макрозообентоса лагунного озера Изменчивое (остров Сахалин) на прекращение водообмена с морем // Биол. моря. 2009. Т. 35. № 3. С. 167–174.
21. Лабай В.С. Эволюция бентоса прибрежных лагун острова Сахалин: причины и следствия // Чтения пам. В.Я. Леванидова. 2011. Вып. 5. С. 265–274.
22. Лабай В.С., Атаманова И.А., Заварзин Д.С., Мотылькова И.В., Мухаметова О.Н., Никитин В.Д. Естественная история Сахалина и Курильских островов. Водоемы острова Сахалин: от лагун к озерам. Южно-Сахалинск: Сахалинский обл. краеведческий музей, 2014. 208 с.
23. Лосюк Г.Н., Краснова Е.Д., Кокрятская Н.М., Воронов Д.А. Основные гидрологические параметры озера Большие Хрусломены (Кандалакшский залив Белого моря) // “География: развитие науки и образования”. Материалы конф. “LXXII Герценовские чтения”. Т. 1. СПб.: Астерион, 2019. С. 334–336.
24. Мардашова М.В., Воронов Д.А., Краснова Е.Д. Характеристика бентосных сообществ отделяющихся водоемов окрестностей ББС МГУ (Кандалакшский залив Белого моря) // Зоол. журн. 2020. Т. 99. № 7. С. 1–20.
25. Марфенин Н.Н., Малютин О.И., Пантюлин А.Н., Перцова Н.М., Усачев И.Н. Влияние приливных электростанций на окружающую среду. М.: МГУ, 1995. 125 с.
26. Михайлов В.Н., Горин С.Л. Новые определения, районирование и типизация устьевых областей рек и их частей – эстуариев // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 3. С. 243–257.
27. Наумов А.Д. Донная фауна губы Лов (Белое море, Кандалакшский залив) и ее особенности // Экол. донного населения шельфовой зоны. М.: ИО АН СССР, 1979. С. 128–136.
28. Наумов А.Д. Предварительные соображения о темпах водообмена Бабьего моря // Комплексные исследования Бабьего моря, полуизолированной беломорской лагуны. Геология, гидрология, биота: изменения на фоне трансгрессии берегов. Тр. Беломорской биостанции МГУ. Т. 12. М.: Т-во науч. изд. КМК, 2016. С. 67–73.
29. Наумов А.Д., Бабков А.И., Федяков В.В. Биоценозы губы Колвица Кандалакшского залива Белого моря // Экол. исслед. донных организмов Белого моря. Л.: ЗИН АН СССР, 1986. С. 91–122.
30. Наумов А.Д., Биягов К.Л., Савченко О.Н., Аристов Д.А., Усов Н.В. Бентос губы Лов (Кандалакшский залив, Белое море): современные и архивные данные сорокалетней давности // Тр. Зоол. ин-та РАН. 2018. Т. 322. № 3. С. 481–518.
31. Нинбург Е.А. Долгая губа: изоляция естественная и искусственная // Природа. 1990. № 7. С. 44–49.
32. Новиков Г.Г., Афанасьев К.И., Рубцова Г.А., Строганов А.Н. О некоторых генетических параметрах кильдинской трески *Gadus morhua kildinensis* Degugin (Gadidae, Gadiformes) // Вопр. ихтиологии. 2006. Т. 46. № 5. С. 708–710.
33. Переладов М.В., Сидоров К.С., Буяновский А.И., Черенкова Н.Л. Динамика донных биоценозов лагуны Гладковской о. Медный // Природные ресурсы Командорских островов. Запасы, состояние, вопросы охраны и использования. М.: Изд-во МГУ, 1991. С. 171–185.
34. Реликтовое озеро Могильное (исследования 1997–2000 гг.). Мурманск: ПИНРО, 2002. 163 с.
35. Реликтовое озеро Могильное. Л.: Наука, 1975. 250 с.
36. Романенко Ф.А., Шилова О.С. Последледниковое поднятие Карельского берега Белого моря по данным радиоуглеродного и диатомового анализов озерно-болотных отложений полуострова Киндо // ДАН. 2012. Т. 442. № 4. С. 544–548.
37. Саввичев А.С., Демиденко Н.А., Краснова Е.Д., Калмацкая О.В., Харчева А.Н., Иванов М.В. Микробные процессы в губе Канда – меромиктическом водоеме, искусственно отделенном от Белого моря // ДАН. 2017. Т. 474. № 5. С. 637–641.
38. Саввичев А.С., Кадников В.В., Каллистова А.Ю., Русанов И.И., Воронов Д.А., Краснова Е.Д., Равин Н.В., Пименов Н.В. Фотозависимое окисление метана – важнейший процесс цикла метана в водной толще полярного озера Большие Хрусломены // Микробиология. 2019. Т. 88. № 3. С. 367–371.
39. Саввичев А.С., Лунина О.Н., Русанов И.И., Захарова Е.Е., Веслополова Е.Ф., Иванов М.В. Микробиологические и изотопно-геохимические исследования озера Кисло-Сладкое – меромиктического водоема на побережье Кандалакшского залива Белого моря // Микробиология. 2014. Т. 83. С. 191–203.
40. Саввичев А.С., Русанов И.И. Озеро Мертвое – меромиктический водоем на острове Соловецкий // “Проблемы мониторинга природной среды Соловецкого архипелага”. Материалы IV Всерос. науч. конф. Архангельск: Ин-т экол. проблем Севера, 2009. С. 57–59.
41. Семенов В.Н. Типология краевых морских бассейнов умеренной, субарктической и арктической зон гумидного климатического пояса // Биологические ресурсы шельфовых и окраинных морей Советского Союза. М.: Наука, 1990. С. 7–20.

42. Субетто Д.А., Шевченко В.П., Лудикова А.В., Кузнецов Д.Д., Сапелко Т.В., Лисицын А.П., ВанБиек П., Суот М., Субетто Г.Д. Хронология изоляции озер Соловецкого архипелага и скорости современного озерного осадконакопления // ДАН. Сер. Геол. 2012. Т. 446. № 2. С. 183–190.
43. Хайтов В.М., Зайчикова А.А., Полоскин А.В., Сказина М.А. Памятник природы — Долгая губа о. Большого Соловецкого: особенности бентосного населения (обзор работ Е.А. Нинбурга и его учеников) // Материалы науч. конф. “Морская биология, геология, океанология — междисциплинарные исследования на морских станциях”. М.: Т-во науч. изд. КМК, 2013. С. 311–316.
44. Чернова Е.Н., Шулькин В.М., Лысенко Е.В., Луценко Т.Н., Болдескул А.Г. Гидрохимические и биогеохимические особенности пресных и солоноватоводных озер восточного Сихотэ-Алиня // Изв. ТИНРО. 2014. Т. 178. С. 157–172.
45. Чуднов К.П. Глубокая губа и ее особенности // Соловецкие острова. 1926. № 2–3. С. 159–170.
46. Шапоренко С.И., Корнеева Г.А., Пантюлин А.Н., Перцова Н.М. Особенности экосистем отшнуровывающихся водоемов Кандалакшского залива Белого моря // Вод. ресурсы. 2005. Т. 32. № 5. С. 517–532.
47. Шилин М.Б. Кислогубская приливная электростанция: возвращаясь снова и снова // Уч. Зап. Рос. гос. гидрометеорол. ун-та. Науч.-теор. журн. 2009. № 11. С. 101–112.
48. Andreev V., Strelkov P., Fokin M., Mugue N. Long-term persistence and evolutionary divergence of a marine fish population with a very small effective population size (Kildin cod *Gadus morhua kildinensis*) // Mar. Biol. 2015. V. 162. P. 979–992.
49. Findenegg I. Limnologische Untersuchungen im Kaarntener Seengebiet. Ein Beitrag zu Kenntnis des Stoffhaushaltes in Alpeenseen // Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr. 1935. V. 32. P. 369–423.
50. Gorlenko V.M., Vainstein M.B., Kachalkin V.I. Microbiological characteristic of lake Mogilnoye // Arch. Hydrobiol. 1978. V. 81. № 4. P. 475–492.
51. Hakala A. Meromixis as a part of lake evolution — observations and a revised classification of true meromictic lakes in Finland // Boreal Environ. Res. 2004. V. 9. P. 37–53.
52. Hall K.J., Northcote T.G. Meromictic lakes // Encyclopedia of lakes and reservoirs. Dordrecht: Springer, 2012. P. 519–524.
53. Hurowitz J.A., Grotzinger J.P., Fischer W.W., McLennan S.M., Milliken R.E., Stein N., Vasavada A.R., Blake D.F., Dehouck E., Eigenbrode J.L., Fairén A.G., Frydenvang J., Gellert R., Grant J.A., Gupta S., Herkenhoff K.E., Ming D.W., Rampe E.B., Schmidt M.E., Siebach K.L., Stack-Morgan K., Sumner D.Y., Wiens R.C. Redox stratification of an ancient lake in Gale crater, Mars // Sci. 2017. V. 356. Iss. 6341. eaah6849. [Электронный ресурс]. <https://science.sciencemag.org/content/356/6341/eaah6849>
54. Hutchinson G.E. A contribution to limnology of arid regions // Trans. Connecticut Acad. Arts Sci. 1937. V. 33. P. 47–132.
55. Krasnova E.D., Kharcheva A.V., Milyutina I.A., Voronov D.A., Patsaeva S.V. Study of microbial communities in redox zone of meromictic lakes isolated from the White Sea using spectral and molecular methods // J. Mar. Biol. Ass. 2015. V. 95. № 8. P. 1579–1590.
56. Krasnova E., Matorin D., Belevich T., Efimova L., Kharcheva A., Kokryatskaya N., Losyuk G., Todorenko D., Voronov D., Patsaeva S. The characteristic pattern of multiple colored layers in coastal stratified lakes in the process of separation from the White Sea // Chin. J. Ocean. Limn. 2018. V. 6. P. 1–16.
57. Lewis W.M., Jr. A revised classification of lakes Based on Mixing // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1983. V. 40. P. 1779–1787.
58. Losyuk G., Kokryatskaya N., Krasnova E. Formation of hydrogen sulfide in isolated basins at the Karelian of the White Sea coast // EARSeL eProc. 2015. V. 14. P. 49–54.
59. Savvichev A.S., Babenko V.V., Lunina O.N., Letarova M.A., Boldyreva D.I., Veslopolova E.F., Demidenko N.A., Kokryatskaya N.M., Krasnova E.D., Gaisin V.A., Kostryukova E.S., Gorlenko V.M., Letarov A.V. Sharp water column stratification with an extremely dense microbial population in a small meromictic lake, Trekhtzvetnoe // Environ. Microbiol. 2018. V. 20. № 10. P. 3784–3797.
60. Stepanenko V.M., Repina I.A., Artamonov A.Yu., Gorin S.L., Lykossov V.N., Kulyamin D.V. Mid-depth temperature maximum in an estuarine lake // Environ. Res. Lett. 2018. V. 13. № 3. P. 035006. [Электронный ресурс]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aaad75/meta>
61. Stewart K.M., Walker K.F., Likens G.E. Meromictic lakes // Encyclopedia of inland waters. Oxford: Acad Press, 2009. P. 589–602.
62. Strelkov P., Shunatova N., Fokin M., Usov N., Fedyuk M., Malavenda S., Lubina O., Poloskin A., Korsun S. Marine Lake Mogilnoe (Kildin Island, the Barents Sea): one hundred years of solitude // Polar Biol. 2014. V. 37. P. 297–310.
63. Strelkov P., Stogov I., Krasnova E., Movchan E., Polyakova N., Goldin S., Ivanov M., Ivanova T., Malavenda S., Fedyuk M., Shunatova N. Rapid unpredicted changes in the stratification of marine lake Mogilnoe (Kildin island, the Barents Sea) through the early 21st century // Polar Res. 2019. V. 38. № 6. P. 3394–3394.
64. Walker K.F., Likens G.E. Meromixis and recognized typology of the lake circulation patterns // Verh. Internat. Verein. Limnol. 1975. V. 19. P. 442–458.
65. Zhivotovsky L.A., Teterina A.A., Mukhina N.V., Stroganov A.N., Rubtsova G.A., Afanasiev K.I. Effects of genetic drift in a small population of Atlantic cod (*Gadus morhua kildinensis* Derjugin) landlocked in a meromictic lake: genetic variation and conservation measures // Conserv. Genet. 2016. V. 17. P. 229–238.

СТОЙКИЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ

© 2021 г. М. А. Новиков*

*Полярный филиал Всероссийского научно-исследовательского института
рыбного хозяйства и океанографии им. Н.М. Книповича, Мурманск, 183038 Россия*

**e-mail: mnovik@pinro.ru*

Поступила в редакцию 02.09.2019 г.

После доработки 25.09.2020 г.

Принята к публикации 16.10.2020 г.

На основе анализа многолетних (2003–2018 гг.) данных 625 станций приведено распространение хлорорганических пестицидов (ДДТ, гексахлорбензол и гексахлорциклогексан) и полихлорбифенилов в донных отложениях Баренцева моря. Содержание поллютантов анализировали для всего моря и отдельно для шести выделенных районов: шельф Шпицбергена, Медвежинский желоб, Северо-Восточный район, Юго-Восточный район (Печорское море), Центральная впадина и район Кольского залива. При обработке данных использовали методы математической статистики и ГИС-анализ в среде ArcView (ESRI). Представлены карты распределения содержания изученных поллютантов. Наиболее загрязненными оказались осадки Центральной впадины и района Кольского залива (включая Западный Мурман), наименее – Юго-Восточного района. Установлено, что Центральная впадина – основной депонирующий загрязнение район Баренцева моря. Значительная часть пестицидов и ПХБ, вероятно, представляет собой накопленное “старое” загрязнение, поступающее в море в результате таяния фирна и многолетнего льда в Арктике.

Ключевые слова: Баренцево море, хлорорганические пестициды, полихлорированные бифенилы, донные отложения.

DOI: 10.31857/S032105962103010X

ВВЕДЕНИЕ

Промышленная и сельскохозяйственная деятельность в XX в. привела к появлению в среде обитания человека качественно новых высокотоксичных веществ и соединений, многие из которых чрезвычайно устойчивы во внешней среде. Наиболее известные из них – хлорорганические пестициды (ХОП) и полихлорированные бифенилы (ПХБ), или дифенилы, – принято объединять в группу стойких органических загрязнителей (СОЗ). СОЗ обладают рядом общих свойств, таких как чрезвычайно высокая токсичность, способность накапливаться в тканях живых организмов, длительное время сохраняться в среде обитания и очень медленно разрушаться под воздействием естественных природных факторов. Считают, что воздействие СОЗ на биоту и человека значительно более сильно в Арктике, чем в низких широтах [18–21, 38]. Из-за высокой потенциальной опасности СОЗ для уязвимой полярной биоты распространению их в Арктике уделяется особое внимание на международном уровне [3, 18, 19, 26, 27, 38]. Все СОЗ токсичны для водных организмов и вызывают долговременные изменения в водной экосистеме. Посред-

ством биоаккумуляции СОЗ накапливаются в живых организмах, и поэтому рыба, хищные птицы, млекопитающие и человек, находясь в верхней части пищевой цепи, подвергаются наибольшей опасности [3]. В России в настоящее время государственный мониторинг СОЗ в компонентах окружающей среды в виде отдельной системы наблюдений практически не существует, но в ряде случаев измерение содержания СОЗ предусмотрено в ведомственных системах экологического мониторинга. Например, элементы этой системы – мониторинг содержания ДДТ, ДДЕ, ГХБ, изомеров ГХЦГ в поверхностных водах, морской воде, почве и донных отложениях – включен в программы работ государственной наблюдательной сети Росгидромета [5].

Основные источники поступления загрязненных взвешенных веществ в Баренцево море следующие: терригенный (речной) сток, принос взвеси из морей, омывающих Западную Европу с водами Норвежского течения, перенос дрейфующими льдами, трансграничный атмосферный перенос в виде аэрозолей и др. Ранее автором было установлено, что основные водные массы Баренцева моря различаются между собой как по уров-

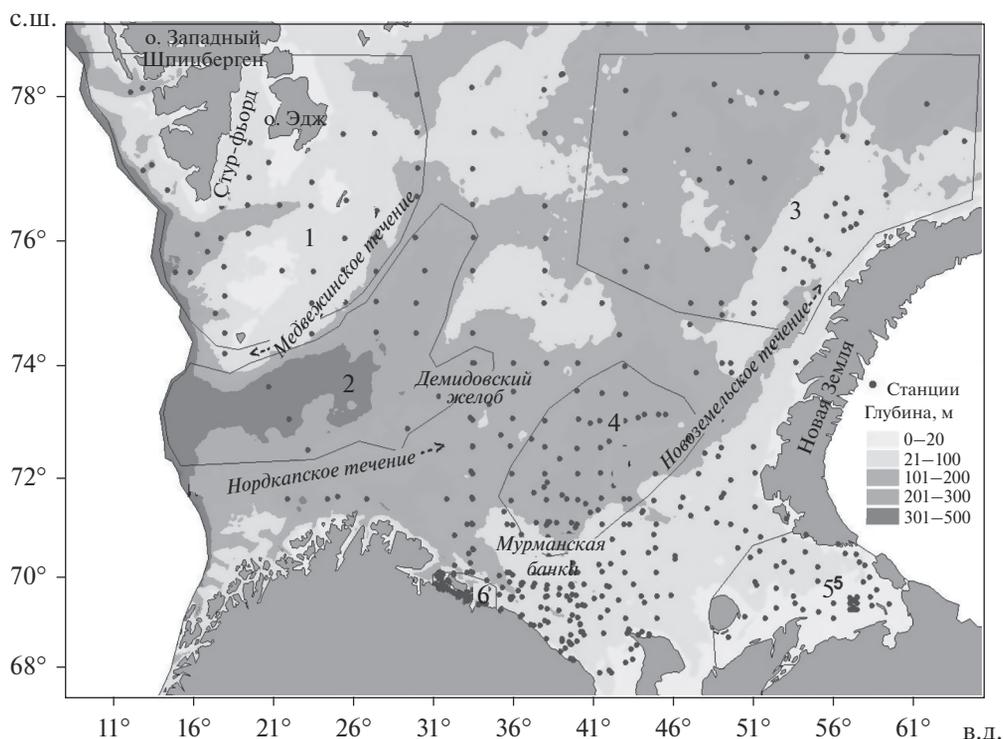


Рис. 1. Карта Баренцева моря с указанием дополнительных исследуемых районов: 1 – Шпицбергена, 2 – Медвежинского желоба, 3 – Северо-Восточный, 4 – Центральной впадины (желоба), 5 – Юго-Восточный (Печорское море), 6 – Кольского залива.

ню, так и характеру загрязнения [16]. Полагаем, что такие различия характерны и для разных значительных по размеру участков его дна.

Цель настоящей работы – оценить уровень загрязнения по СОЗ донных отложений (ДО) Баренцева моря; выявить особенности загрязнения ДО отдельных его районов и проанализировать возможные пути поступления СОЗ в баренцево-морской регион.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Материалом для исследований служили пробы поверхностного слоя ДО, отобранные сотрудниками Полярного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии им. Н.М. Книповича (“ПИНРО” им. Н.М. Книповича) в морских экспедициях по исследованию состояния водных биоресурсов и среды их обитания. Для отбора проб ДО использовали дночерпатель Ван Вина с площадью захвата $\geq 0.1 \text{ м}^2$. Каждая проба сырого осадка весом 1 кг помещалась в отдельный герметичный полиэтиленовый пакет. Воздух из пакетов удаляли, после чего пробы подвергали заморозке при температуре -20°C и хранили в темноте. Всего в период 2003–2018 гг. было обработано 625 станций на содержание гексахлорбензола (ГХБ), гексахлор-

циклогексана (ГХЦГ), дихлордифенилтрихлорэтана (ДДТ) и ПХБ. Расположение станций отбора проб показано на рис. 1. Уровни содержания СОЗ в ДО определяли в лаборатории рыбохозяйственной экологии ПИНРО по аттестованным методикам.

Определение содержания ХОП в пробах ДО выполняли по известной методике М-МВИ-209-08 [10]. ХОП из ДО экстрагировали органическими растворителями (смесь *n*-гексана и ацетона в отношении 3 : 1) на ультразвуковой бане в течение 30 мин. Пестициды α -, β -, γ -ГХЦГ, ГХБ и метаболиты ДДТ (о,р'-ДДЕ, р,р'-ДДЕ, о,р'-ДДД, р,р'-ДДД, о,р'-ДДТ, р,р'-ДДТ) определяли методом капиллярной газовой хроматографии на хромато-масс-спектрометре GCMS-QP2010 Plus “Shimadzu” (Япония) с капиллярной кварцевой колонкой длиной 30 м. Идентификация индивидуальных соединений проводилась в режиме SIM (метод выбранных ионов). Количественное определение проводилось с использованием многоуровневой калибровки тестовыми смесями, приготовленными из сертифицированных кристаллических ХОП фирмы “Promochem” (Швеция). Для автоматической обработки результатов анализа применялась программа GCMSsolution 2.5 фирмы “Shimadzu”.

Для измерения содержания ПХБ в пробах ДО использована соответствующая методика М-МВИ-

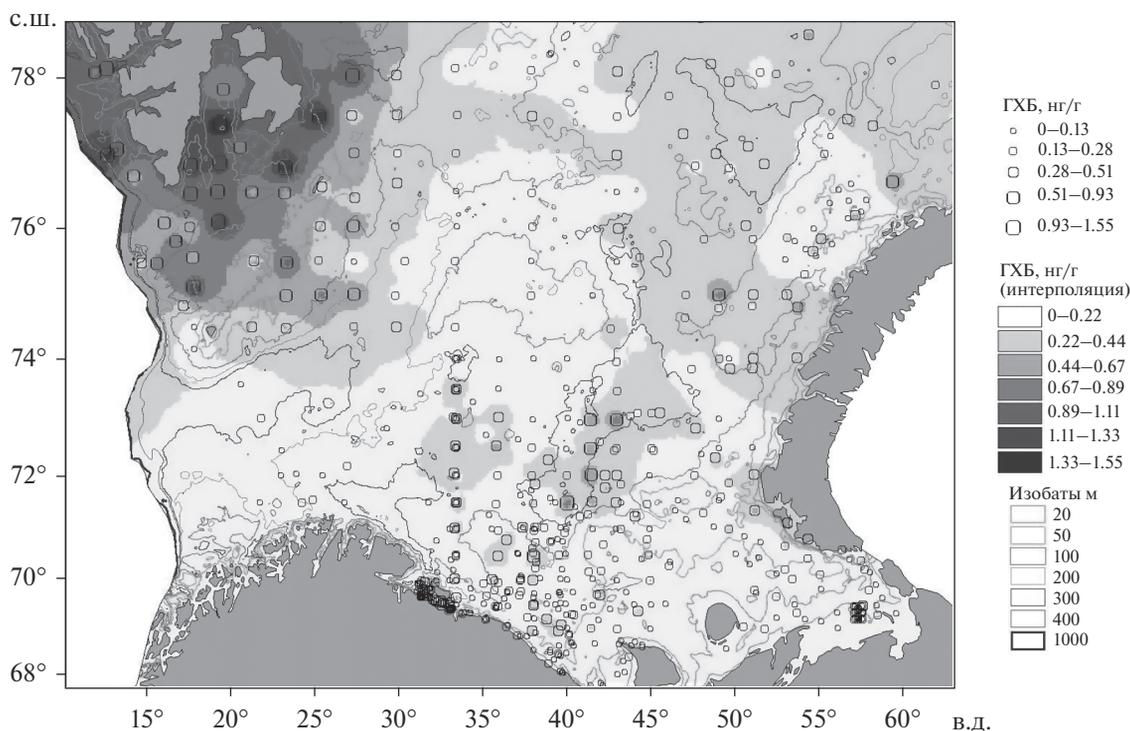


Рис. 2. Карта распределения содержания ГХБ в ДО Баренцева моря.

09-97 [11]. ПХБ из ДО экстрагировали смесью *n*-гексана и ацетона в отношении 3 : 1 на ультразвуковой бане в течение 30 мин. ПХБ – конгенеры с номерами по номенклатуре IUPAC: 28, 31, 52, 99, 101, 105, 118, 138, 153, 156, 180, 187 – определяли методом капиллярной газовой хроматографии на хромато-масс-спектрометре GCMS-QP2010 Plus “Shimadzu” (Япония) с капиллярной кварцевой колонкой длиной 30 м. Идентификация индивидуальных соединений проводилась в режиме SIM (метод выбранных ионов). Количественное определение выполнялось с использованием вышеупомянутой многоуровневой калибровки тестовыми смесями. Для обработки результатов применялась программа GCMSsolution 2.5 фирмы “Shimadzu”. Полученные значения содержания ХОП и ПХБ выражали в нанограммах на грамм сухой массы осадка.

Статистический анализ данных проводили в среде прикладного пакета программ Statistica 10. Картографирование, включая геостатистический анализ, выполняли в среде ГИС-приложения Arcview 3.2 (ESRI). В рамках акватории Баренцева моря выделяли и отдельно обрабатывали данные по станциям шести районов: Шпицбергена, Медвежинского желоба, Северо-Восточного, Юго-Восточного (Печорское море), Центральной впадины и Кольского залива. Под районом Кольского залива подразумевали прибрежные воды так называемого Западного Мурмана (к западу от

устья залива) и части Восточного Мурмана (к востоку от устья залива), подвергающиеся антропогенному воздействию материкового стока (рис. 1).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Из картограмм, представленных на рис. 2 и 3, видно, что основное загрязнение ДО по ГХБ наблюдается северной, а ДДТ – в северной и восточной частях Баренцева моря. В южной части моря, напротив, наблюдается самый низкий уровень содержания данных поллютантов. Исключение составляет район Кольского залива, вероятно, сильно загрязненный стоками Мурманской агломерации [8].

Вычисленное среднее содержание ГХБ в ДО района Шпицбергена (0.77 нг/г) (табл. 1) было заметно выше отмеченного норвежскими исследователями на станциях прибрежной зоны этого архипелага в 1997 г. (~0.3 нг/г) [18], а также отмеченных в 2008 г. максимальных содержаний в пробах почв (>0.15 нг/г), отобранных вблизи источников эмиссии ГХБ на территории европейских государств [26]. Известно, что за последние 20 лет ГХБ – одно из немногих СОЗ, концентрации которого в арктическом воздухе не имеют однозначного тренда на снижение. На некоторых станциях другими исследователями зарегистрировано увеличение концентраций, что может быть объяснено потеплением Арктики и продол-

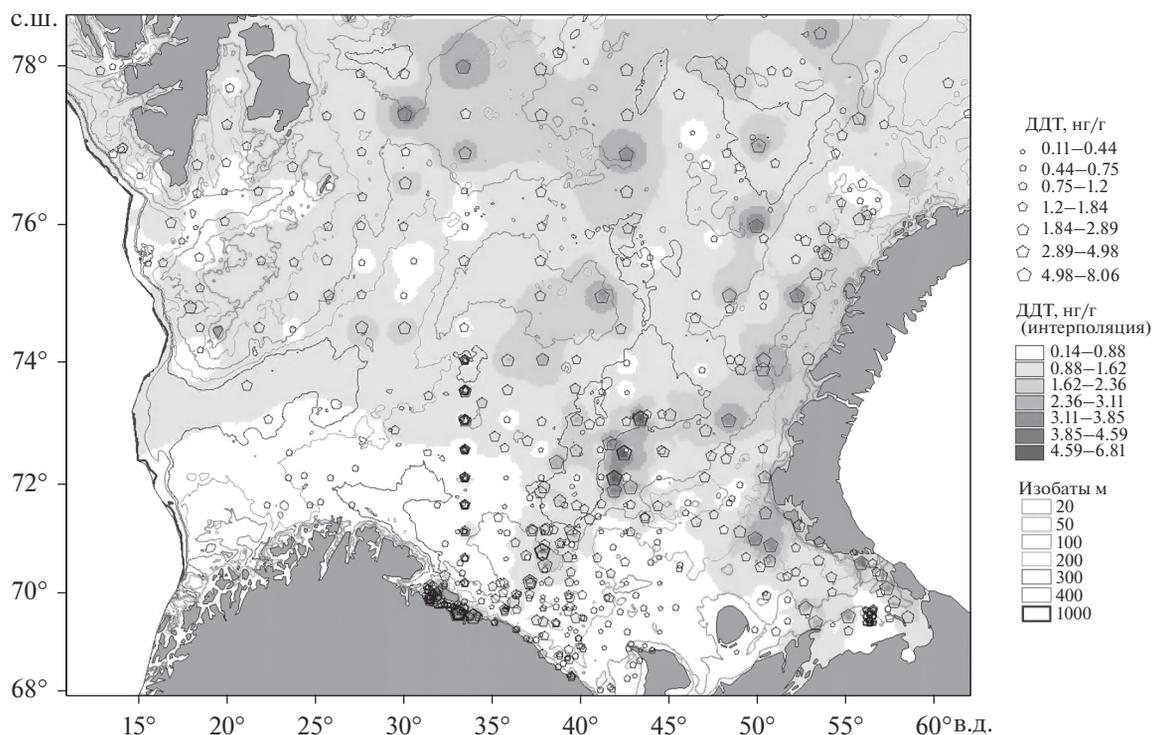


Рис. 3. Карта распределения содержания ДДТ в ДО Баренцева моря.

жающимися первичными выбросами ряда источников [31].

Анализ рис. 2 позволяет предположить, что загрязнение ГХБ поступает преимущественно со стороны Шпицбергена. Основное загрязнение

наблюдается в ДО прол. Стур-фьорд, прибрежной зоны о. Эдж и к 3 от о. Западный Шпицберген. При этом область влияния Нордкапского течения (Северной и Прибрежной ветви) и практически вся область ДО, испытывающие влияние

Таблица 1. Среднее содержание изученных СОЗ (нг/г) в ДО отдельных районов Баренцева моря (числитель) и доверительный интервал (знаменатель)

Район	Число станций	ΣПХБ	ΣГХЦГ	ГХБ	ΣДДТ	Сумма СОЗ
Шпицберген	39	$\frac{1.58}{1.32-1.84}$	$\frac{0.84}{0.69-0.99}$	$\frac{0.77}{0.65-0.89}$	$\frac{1.00}{0.89-1.11}$	4.19
Центральная впадина (желоб)	72	$\frac{0.97}{0.82-1.12}$	$\frac{4.44}{4.02-5.86}$	$\frac{0.22}{0.18-0.26}$	$\frac{1.52}{1.17-1.87}$	7.15
Северо-Восточный	55	$\frac{1.29}{1.11-1.47}$	$\frac{0.61}{0.43-0.79}$	$\frac{0.24}{0.20-0.28}$	$\frac{1.51}{1.25-1.77}$	3.65
Печорское море	70	$\frac{0.74}{0.64-0.84}$	$\frac{0.48}{0.39-0.57}$	$\frac{0.11}{0.09-0.13}$	$\frac{0.93}{0.72-1.14}$	2.26
Кольский залив	72	$\frac{3.68}{2.18-5.18}$	$\frac{1.96}{1.32-2.60}$	$\frac{0.16}{0.13-0.19}$	$\frac{1.33}{0.97-1.69}$	7.14
Медвежинский желоб	18	$\frac{0.90}{1.72-1.08}$	$\frac{2.60}{1.26-3.94}$	$\frac{0.18}{0.12-0.24}$	$\frac{0.97}{0.75-1.19}$	4.65
Баренцево море (все)	625	$\frac{1.25}{1.06-1.44}$	$\frac{1.66}{1.43-1.89}$	$\frac{0.20}{0.18-0.22}$	$\frac{1.15}{1.07-1.23}$	4.26

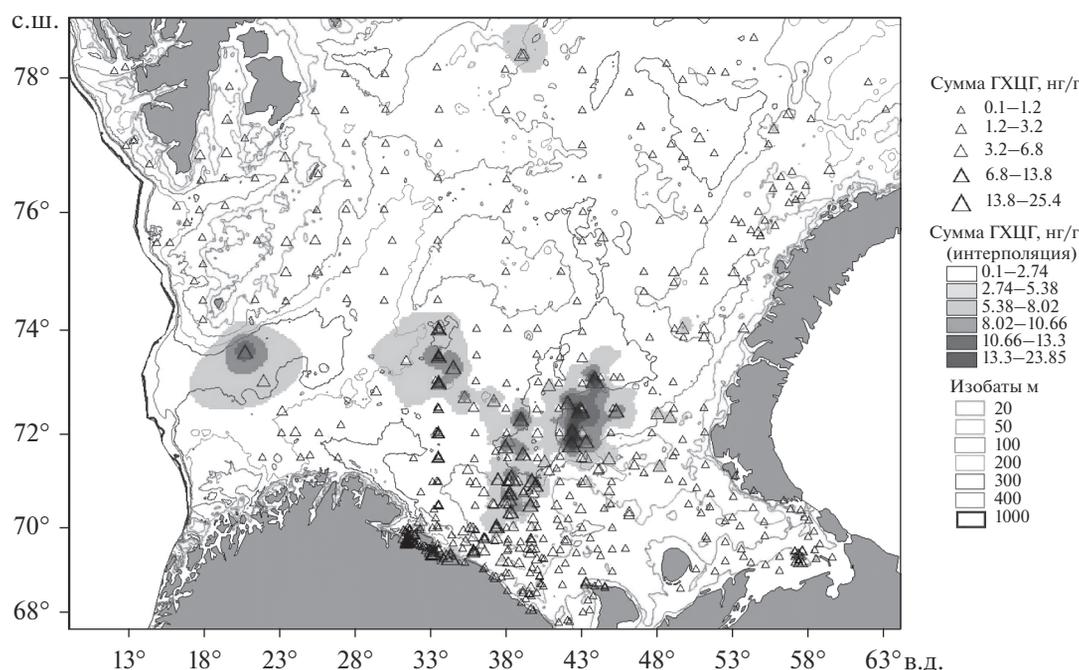


Рис. 4. Карта распределения содержания ГХЦГ в ДО Баренцева моря.

западного переноса морских вод на акватории Баренцева моря вплоть до юго-восточной его части, почти свободна от загрязнения ГХБ.

Для содержания ДДТ в ДО Баренцева моря характерно распространение загрязнения в общем направлении с С на Ю (рис. 3). Наибольшее среднее содержание ДДТ отмечено в Северо-Восточном районе и в Центральной впадине (желобе) (рис. 1; табл. 1). Максимальное значение суммы ДДТ (8.06 нг/г) обнаружено в Кольском заливе. Подобная ситуация с депонированием загрязнения отмечена автором ранее [14, 15] и характерна для распределения в ДО Баренцева моря таких металлов, как Ni, Zn, Cu, Hg и отчасти Pb и Sr. В юго-восточной части моря прослеживается аккумуляция ДДТ в ДО у берегов о. Южный архипелага Новая Земля (рис. 3). В целом содержание ДДТ в ДО Баренцева моря можно считать умеренным, незначительно превышающем фон, установленный для Норвежского моря – 0.5 нг/г [22]. Содержание изомера *p,p'*-ДДЕ было выше содержания изомера *p,p'*-ДДТ на всех исследованных станциях Баренцева моря, что свидетельствует о длительном процессе трансформации ДДТ в более стойкие метаболиты, т.е. о “старом” загрязнении [4, 24].

Максимальное содержание ДДТ в Баренцевом море отмечено автором в ДО восточного склона Центрального желоба. Факт содержания ДДТ в ДО Центрального желоба на уровне максимальных для Баренцева моря значений уже отмечался другими исследователями [7]. Однако, согласно

данным, представленным на рис. 2, собственно для дна желоба (глубже изолинии 300) высокая степень загрязнения не характерна. Ранее автором отмечалось преимущественное распространение комплексного загрязнения тяжелыми металлами именно по восточному склону упомянутого желоба [15].

Распределение содержания ПХБ в ДО Баренцева моря относительно равномерно и наблюдается в основном в северной половине акватории. Наибольшие средние значения отмечены для районов Шпицбергена и Кольского залива (табл. 1). Исходя из норматива, установленного для ДО Норвежского моря (5 нг/г) [22], среднее содержание ПХБ в ДО Баренцева моря не превышает фоновый уровень.

Как видно из картограммы распределения суммы ГХЦГ, представленной на рис. 4 и в табл. 1, этот пестицид в Баренцевом море накапливается преимущественно в ДО восточных склонов Центрального и Медвежинского желобов, а также Мурманской банки. Последнее хорошо согласуется с данными других исследователей [7]. Под Медвежинским желобом здесь имеется в виду прежде всего его восточная часть, называемая Демидовским желобом (рис. 1).

Приведенные в табл. 1 содержания ГХЦГ в ДО в большинстве случаев превышают известный норматив фонового содержания γ -ГХЦГ (линдана) в ДО Норвежского моря (1.1 нг/г) [22]. Однако в определяемой автором сумме ГХЦГ преобладает α -ГХЦГ (старое загрязнение), поэтому ситуа-

цию с загрязнением Баренцева моря γ -ГХЦГ можно считать стабильной [4]. Напомним, что пестициды α -, β - и γ -ГХЦГ запрещены Стокгольмской конвенцией в 2009 г., а ГХБ, ДДТ и ПХБ – в 2001 г. Россия ратифицировала Стокгольмскую конвенцию в 2011 г. [5].

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Исследования, выполненные норвежскими исследователями на ст. Цепелин (о. Западный Шпицберген, пос. Нью-Олесунн) в 2013 г., показали, что в приземном слое атмосферы содержание ГХБ (83 пг/м^3) превышало содержание остальных СОЗ: суммы ГХЦГ (5.7 пг/м^3), ДДТ (0.6 пг/м^3), ПХБ (3.3) – в десятки раз [35]. Ранее для того же пос. Нью-Олесунна норвежские исследователи приводили данные о высоком содержании ГХБ, составлявшем в 1999 г. $>90 \text{ пг/м}^3$; такие же значения получены и для приземного атмосферного слоя на о. Медвежьем (Bear Island) в Баренцевом море [18, 28]. Содержание остальных СОЗ в 1999 г. также было значительно ниже, чем ГХБ. Отмеченное по результатам комплексных экогеохимических исследований на о. Западный Шпицберген содержание полихлорбензолов в наземных сосудистых растениях в 75–100% случаев превышало фоновые значения по критериям “Neue Niederlandische Liste 3/95” [2]. Последнее свидетельствует в пользу дальнего переноса ГХБ с аэрозолями сначала на поверхность архипелага, а потом терригенным стоком в море. По тем же данным, содержание суммы хлорбензолов в верхнем (0–5 см) слое ДО зал. Гренфьорд (Шпицберген) в 2002–2013 гг. менялось в широких пределах: среднее значение – 0.12, максимальное – 3.05 нг/г сухой массы в прибрежной части залива; соответственно 0.04 и 1.2 нг/г – в центральной части [2]. Следовательно, на основе вышеприведенных и авторских данных можно говорить об устойчивом депонировании ГХБ в ДО шельфа Шпицбергена, который поступает в регион, очевидно, в результате дальнего трансграничного переноса.

Согласно данным, представленным ЕМЕР (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe), основным источником антропогенной эмиссии ГХБ в Европе в 1990 г. была Великобритания [27]. Объем эмиссии на значительной площади этой страны составлял $10\text{--}20 \text{ г/км}^2$ в год и более. Значительные объемы эмиссии были характерны для Норвегии и Франции. К 2012 г. ситуация заметно изменилась: основной объем эмиссии ГХБ в странах действия программы ЕМЕР приходился на Украину. Общий объем выбросов ГХБ значительно снизился с 6 до 0.95 т . В целом по планете основной объем эмиссии ГХБ

в 2012 г. приходился на Индию и КНР [27]. Известно, что абсолютное содержание ГХБ в атмосфере растет с увеличением широты. Полагают, что эта группа соединений в атмосфере проходит холодную конденсацию с повторным испарением (“эффект кузнечика”) и способна к дальнему переносу [37, 38].

По данным компании “Akvaplan-niva” (Норвегия), содержание суммы ДДТ в ДО глубоководного участка Конгс-фьорда (пос. Нью-Олесунн, о. Западный Шпицберген) в 1997 г. составило 0.38 нг/г сухой массы, в то время как в прибрежных участках прол. Эрик-Эриксен (у о. Северо-Восточная Земля) содержание ДДТ в ДО было меньше – 0.2 нг/г [18]. В работе [2] отмечено очень высокое содержание ДДТ в верхнем слое ДО зал. Грен-фьорд (Шпицберген) в период 2002–2013 гг. Наиболее часто повышенный уровень содержания ДДТ (до 32.5 нг/г) отмечался в прибрежной части залива – в $\sim 30\%$ отобранных проб ДО; в центральной части залива только 10% проб превышали допустимый уровень (2.5 нг/г , по критериям “Neue Niederlandische Liste 3/95”), достигая максимума – 27.5 нг/г сухой массы осадка. Это в десятки раз превышает полученные автором статьи значения (табл. 1). Приведенное в [2] высокое содержание ДДТ в ДО зал. Грен-фьорд, на взгляд автора статьи, свидетельствует о наличии местного источника ДДТ на водосборной площади. Например, это могут быть тающие многолетние льды (ледники). Известно, что водный режим фьордов препятствует выходу из них загрязнения, представляя собой “ловушку” для взвеси [1], при этом со временем происходит перемещение ДО вместе с загрязнением из прибрежной зоны в глубоководную часть залива.

На основе данных автора можно предположить, что ДДТ имеет сходные с ПХБ пути поступления в ДО Баренцева моря. Для пары ПХБ–ДДТ для всего моря коэффициент корреляции Спирмена $r_s = 0.53$, отдельно для Северо-Восточного района коэффициент корреляции Пирсона этой пары $r_p = 0.66$. Сравнение ПХБ и ДДТ в ДО разных районов моря позволяет предположить, что основное количество ПХБ, как и ДДТ, поступает из северной области Баренцева моря.

Для содержаний ДДТ и ПХБ в ДО в районе Кольского залива $r_p = 0.83$ – весьма высок. В сочетании с самым высоким по морю средним содержанием ПХБ, равным 3.68 нг/г , и максимумом 33.5 нг/г это свидетельствует в пользу существования дополнительного источника поступления обоих СОЗ в Кольский залив, вероятно, из района Мурманской городской агломерации. Таким источником могут быть “кладбища” старых кораблей [8].

Согласно оценкам в работе [23], наибольшее ($\sim 86\%$) использование ПХБ и последующая

эмиссия в атмосферу происходят на промышленно развитых территориях в умеренных широтах между 30°–60° с.ш. Франция, Германия, Италия, Япония, Испания, Великобритания и США несут ответственность за 68% глобального использования ПХБ [36]. Как и в случае с ГХБ, для ПХБ отмечена четкая закономерность увеличения его концентрации от низких широт к высоким. Это обуславливает повышенное содержание ПХБ в океанских водах на полюсах, главным образом в Арктике. Так, по данным [26], в 2008 г. наибольшие среднегодовые концентрации (>5 пг/л) конгенера ПХБ-153 отмечены у берегов Гренландии и Исландии. В водах Северного Ледовитого океана наблюдается рассеянное загрязнение на уровне 2–3 пг/л. Подобное рассеянное загрязнение ПХБ в Баренцевом море отмечено и в результате настоящих исследований, за исключением упомянутого Кольского залива.

Примечательно, что в Северо-Восточном районе моря содержания всех четырех изученных СОЗ в ДО довольно хорошо коррелируют между собой. Коэффициенты r_p всех возможных сочетаний варьируют в узком интервале от 0.45 до 0.68, что, вероятно, свидетельствует в пользу рассеянного комплексного загрязнения по СОЗ, поступающего в результате таяния ледников на близлежащих архипелагах, а также многолетнего дрейфующего льда, приносимого из Карского моря.

Необходимо отметить высокую корреляцию содержания ПХБ и ГХБ в ДО станций Медвежинского желоба – $r_p = 0.71$; при этом все остальные положительные коэффициенты корреляции между изученными СОЗ были ≤ 0.14 . Если связать этот факт с тем, что содержание обоих соединений в ДО данного желоба было одним из самых низких в Баренцевом море, а рядом, в районе Шпицбергена, – одним из самых высоких с коэффициентом корреляции $r_p = 0.16$, то можно предположить существование географического барьера, отделяющего этот Медвежинский желоб от Шпицбергенского шельфа. Таков, по всей видимости, Полярный фронт, связанный с Медвежинско-Надеждинским поднятием (возвышенностью) и Медвежинским течением.

Известно, что динамика содержания ГХЦГ в атмосферном воздухе в целом типична для СОЗ, для которых характерно циклическое изменение концентраций с более высоким содержанием в период лета–осени и низким зимой–весной [21]. Многократное выпадение атмосферных осадков зимой в виде снега приводит к накоплению ГХЦГ на дневной поверхности. Так, если в выпадающем на о. Медвеьем снеге в мае 2000 г. концентрация ГХЦГ составляла всего 0.078 нг/л, то в июле–сентябре в талых и дождевых водах на острове она была намного выше – 0.490 нг/л, в сентябре–ноябре того же года концентрация в талых

и дождевых водах уже достигала 1.8 нг/л [18, 28]. Ситуация с содержанием ПХБ, по тем же данным, для о. Медвежьего была иная. Максимальное содержание суммы ПХБ было характерно для снега, выпавшего в мае 2000 г., – 7.2 нг/л. Затем концентрация в воде снижалась, составив сентябре–ноябре 2000 г. 0.85 нг/л. В [28] полагают, что эта разнонаправленная динамика двух СОЗ отчасти может быть объяснена повторным испарением в атмосферу низкохлорированных ПХБ и параллельным непрерывным поглощением из атмосферы растворимого в воде ГХЦГ в соответствии с циклической моделью конденсации–испарения, рассмотренной выше на примере ГХБ [37, 38]. Авторы этой модели считают, что она также хорошо применима и для ДДТ с той разницей, что летучесть ДДТ заметно ниже, чем ГХБ и ГХЦГ.

Очень высокий коэффициент корреляции пары ГХЦГ–ДДТ ($r_p = 0.90$) в ДО станций района Центральной впадины и относительно невысокий ($r_p = 0.51$) для Баренцева моря свидетельствуют о том, что оба пестицида с большой долей вероятности поступают в район Центральной впадины одним путем, и этот путь лишь опосредованно связан с атмосферным переносом на акваторию.

Исторически основными источниками эмиссии $\alpha + \beta$ -ГХЦГ были Китай, Индия, Индонезия и Западная Европа. В период с 1980 по 2000 г. производство и использование $\alpha + \beta$ -ГХЦГ сократилось в несколько раз [18]. Известные модели путей распространения ГХЦГ в атмосфере от основных источников загрязнения в Европе (Испания, Великобритания) и Азии не предполагают достижения этим пестицидом региона Баренцева моря, в отличие от ГХБ и ПХБ [26, 34]. Основное загрязнение ГХЦГ из Европы, по-видимому, осаждается на акватории Северной Атлантики, Средиземного и Северного морей. Следовательно, можно говорить о переносе ГХЦГ от берегов Западной Европы в Баренцево море последовательно Континентальным склоновым, Норвежским, Шпицбергенским и Нордкапским течениями [17, 29, 30]. В район о. Медвежьего ГХЦГ может поступать с водами Медвежинского течения с С. Подобная возможность транзита α -ГХЦГ в Арктический бассейн с тихоокеанскими водами через Берингов пролив была показана ранее в [34]. Однако, как видно из рис. 2–4, перенос загрязнения течениями из Западной Европы в Баренцево море не прослеживается. Содержание СОЗ в ДО наименьшее именно в юго-западной и южной частях моря. Автор полагает, что перенос ГХЦГ и, возможно, ДДТ на дальние расстояния происходит в результате транспорта взвеси в придонном нефеллоидном слое с контурными течениями [1, 9, 12]. Откадывается эта взвесь на дне и склонах желобов в геоморфологических “ловушках”, главная

из которых в Баренцевом море, по всей видимости, — Центральная впадина. Однако прямых свидетельств поступления ГХЦГ в Баренцево море с атлантическими водами Нордкапского течения (с 3) или через так называемые северные проливы между архипелагами Шпицберген и Земля Франца-Иосифа [17] (с С) не обнаружено.

Среди выделенных шести районов Баренцева моря наиболее схожи по характеру загрязнения СОЗ оказались Медвежинский и Центральный желоба. Так, относительное содержание ГХБ, ДДТ, ПХБ и ГХЦГ в сумме СОЗ в районе Центральной впадины составляло 3, 21, 14 и 62% соответственно, а в районе Медвежинского желоба — 4, 21, 19 и 56% соответственно. Это сходство вряд ли случайно. В других выделенных районах относительное содержание компонентов СОЗ широко варьировало. Контакт между желобами хорошо просматривается на рис. 4 на примере ГХЦГ. Более высокие средние концентрации СОЗ в Центральном желобе могут свидетельствовать о том, что с придонной водой взвешенное вещество перемещается из него в Медвежинский желоб, точнее в ту его часть, которая обозначена автором как Демидовский желоб (рис. 1). Это предположение согласуется с известным утверждением, что насыщенные взвесью придонные баренцевоморские воды перемещаются в западном направлении, компенсируя приток атлантических вод [1, 12]. Перемещение взвеси, вероятно, происходит в нефелоидном слое. Считают, что с придонными течениями из Баренцева моря через Демидовскую возвышенность выносятся порядка 40 тыс. т взвеси в сутки, а через Демидовский желоб — 50 тыс. т [12].

Отрицательная корреляция содержаний ГХЦГ и ГХБ в ДО Медвежинского желоба ($r_p = -0.48$) подтверждает отмеченный выше разнонаправленный характер их поступления в район. В результате ГХЦГ аккумулируется преимущественно в восточной части желоба, а ГХБ в небольшом количестве отмечен в его северной части. Одинокое высокое содержание ГХЦГ в ДО отмечено на западе желоба на глубине 451 м в “ловушке” его самой глубокой части (рис. 4).

Весьма важное следствие из данных, представленных в табл. 1, заключается в том, что суммарное загрязнение ДО Центральной впадины по СОЗ происходит на уровне загрязнения ДО акваторий, прилегающих к устью Кольского залива. Это подтверждает высказанное автором ранее предположение, что Центральная впадина (желоб) — важный депонирующий загрязнение район Баренцева моря [14, 15]. Причем нисходящий литодинамический поток, включающий загрязнение, может также поступать в нее и из Печорского и Белого морей с так называемых Печороморской и Канинской ступеней через Гусиный и Канин-

ский желоба [1, 6, 15]. Следует отметить, что повышенному содержанию СОЗ в ДО Центральной впадины, Демидовского желоба и других понижений морского дна может способствовать их гранулометрический состав, а именно: эти депрессии заполнены преимущественно тонкозернистыми отложениями — илом и глиной. Известно, что этот тип отложений способствует аккумуляции загрязнения самого различного генезиса [4, 7, 15].

Роль желобов Баренцева моря как ловушек осадочного вещества уже обсуждалась в научной литературе; акцент, в частности, делался на Медвежинском желобе [13], аккумулирующая роль которого настоящими исследованиями подтверждается лишь отчасти (в отношении Рb и ГХЦГ) [14, 15]. Данные автора настоящей статьи позволяют рассматривать этот желоб скорее как зону транзита вещества [13]. Они согласуются с известной точкой зрения об отсутствии современных ДО в северной части Медвежинского желоба [9]. Демидовский желоб в этом плане следует рассматривать отдельно от Медвежинского.

Анализ авторских и норвежских данных не обнаруживает заметной связи распространения содержания ГХБ, ДДТ, ГХЦГ, ПХБ, а также ряда тяжелых металлов по акватории Баренцева моря с переносом загрязнения поверхностным Норвежским, а затем — Нордкапским течениями от берегов Европы [14, 16, 32].

Можно предположить, что архипелаг Шпицберген — один из важных конечных пунктов транспорта загрязненного аэрозоля из Западной Европы в Арктику, что в значительной мере связано со сильным смещением арктического атмосферного фронта летом на С, особенно заметным в районе Шпицбергена [20, 33]. Согласно данным [25], наиболее вероятные источники загрязнения Шпицбергена (ст. Цеппелин), например сажевым аэрозолем в летнюю половину года (май—октябрь), в период 1998—2007 гг. были расположены в Германии, Швеции, Польше и Центральном федеральном округе России. Положение арктического фронта зимой, напротив, способствует поступлению аэрозолей в бассейн Баренцева моря преимущественно с территории Российской Федерации [25, 33]. Непосредственно в район Шпицбергена в летний период атмосферный аэрозоль может интенсивно поступать также из Северной Америки с западными ветрами [18].

Таким образом, среди основных факторов, влияющих на уровень загрязнения ДО северной части Баренцева моря, по мнению автора, можно рассматривать дальний атмосферный перенос, поступление поллютантов из Центрального арктического бассейна с многолетними льдами, а также таяние фирна и ледников на архипелагах Шпицберген, Земля Франца-Иосифа и Новая

Земля. Устойчивые тенденции изменения содержания ГХБ, ДДТ, ПХБ и ГХЦГ в ДО Баренцева моря за исследованный период не обнаружены. Полученные тренды как для всего моря, так и для отдельных его районов не имели достоверных коэффициентов аппроксимации.

ВЫВОДЫ

Средний уровень загрязнения ДО Баренцева моря по ГХБ, ДДТ, ПХБ и ГХЦГ за период с 2003 по 2018 г. практически не изменился и остался относительно низким.

Содержание суммы СОЗ в осадках выделенных районов уменьшается в последовательности: Центральная впадина (7.15 нг/г) > Кольский залив (7.14) > Медвежинский желоб (4.65) > шельф Шпицбергена (4.19) > Северо-Восточный район (3.65) > Юго-Восточный район (Печорское море) (2.26 нг/г).

Центральная впадина, по всей видимости, — основной депонирующий загрязнение район Баренцева моря. В районе Кольского и других заливов Западного Мурмана имеются локальные специфические источники поступления ПХБ и ДДТ.

Загрязнение ГХБ, ДДТ, ПХБ поступает в ДО Баренцева моря преимущественно с С и СВ стороны арктических архипелагов. Загрязнение ГХБ и в некоторой мере ПХБ распространяется вокруг архипелага Шпицберген. Дальнейшему распространению загрязнения ГХБ и ПХБ с шельфа Шпицбергена на Ю в западной части моря препятствует естественный барьер — Полярный фронт.

Существенный источник ГХБ, ДДТ и ПХБ в ДО Баренцева моря, по всей видимости, — “старое” загрязнение, накопленное фирном и ледниками архипелагов Шпицберген, Земля Франца-Иосифа и Новая Земля в результате дальнего переноса аэрозолей от источников в Европе, Азии и Северной Америке. Интенсивное таяние ледников на арктических островах региона, а также многолетних льдов, поступающих из Карского моря, в последние десятилетия, вероятно, приводит к постоянному поступлению загрязнения СОЗ на Баренцевоморский шельф.

Основное загрязнение ГХЦГ регистрируется в центральной части Баренцева моря (Центральный и Демидовский желоба, Мурманская банка). Направление поступления загрязнения ГХЦГ в этот район моря однозначно не идентифицируется, но высокий коэффициент корреляции содержаний ГХЦГ и ДДТ в ДО Центральной впадины свидетельствует в пользу перемещения ГХЦГ в область депонирования со стороны Земли Франца-Иосифа и о. Северного архипелага Новая Земля, где в связи с глобальным потеплением высвобождается ранее накопленное загрязнение.

Автор выражает благодарность сотрудникам лаборатории прикладной экологии и токсикологии “ПИНРО” им. Н.М. Книповича А.Ю. Жилину, Н.Ф. Плотницыной и Т.А. Зимовой за неоценимую помощь в обработке проб и консультации при обсуждении результатов настоящего исследования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Айбулатов Н.А., Матюшенко В.А., Шевченко В.П., Политова Н.В., Потехина Е.М. Новые данные о поперечной структуре латеральных потоков взвешенного вещества по периферии Баренцева моря // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 1999. № 6. С. 526–540.
2. Демешкин А.С. Геоэкологическая оценка состояния природной среды в районе расположения российского угледобывающего рудника Баренцбург на архипелаге Шпицберген. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб.: РГГМУ, 2015. 22 с.
3. Диагностический анализ состояния окружающей среды Арктической зоны Российской Федерации (Расширенное резюме). ЮНЕП, ГЭФ / Отв. ред. Б.А. Моргунов. М.: Науч. мир, 2011. [Электронный ресурс]. URL: <http://do.gendocs.ru/docs/index-37910.html> (дата обращения: 21.01.2019)
4. Жилин А.Ю., Плотница Н.Ф. Характеристика состояния загрязнения элементов экосистемы Баренцева моря в 2012 году // Матер. IV всерос. науч.-практ. конф. “Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промысловое и техническое использование”. Петропавловск-Камчатский: Изд-во КамчатГТУ, 2013. Секция 4. С. 156–160.
5. Завалов М.А. Мониторинг стойких органических загрязнителей — объективный и независимый инструмент оценки эффективности Стокгольмской конвенции о СОЗ (2001) // Химическая безопасность. 2018. Т. 2. № 2. С. 295–307.
6. Зинченко А.Г. Геоморфологическая основа комплексных ландшафтно-геоэкологических исследований Баренцева моря // Опыт системных океанологических исследований в Арктике. М.: Науч. мир, 2001. С. 476–481.
7. Ильин Г.В., Усягина И.С., Касаткина Н.Е. Геоэкологическое состояние среды морей российского сектора Арктики в условиях современных техногенных нагрузок // Вестн. КНЦ РАН. 2015. № 2 (21). С. 82–93.
8. Кольский залив: освоение и рациональное использование / Отв. ред. Г.Г. Матишов. М.: Наука, 2009. 381 с.
9. Лукашин В.Н., Шербинин А.Д. Исследование гидрологических особенностей взвеси и потоков осадочного вещества в толще воды Медвежинского желоба // Океанология. 2007. Т. 47. № 1. С. 78–89.
10. Методика выполнения измерений массовой доли хлорорганических пестицидов в пробах почв и донных отложений методом хромато-масс-спектрометрии с изотопным разбавлением. ВНИИМ. Св. № 242/41-08 от 16.06.89 (М-МВИ-209-08).

11. Методика выполнения измерений массовой доли полихлорированных бифенилов в почве и донных отложениях методами газовой хроматографии и хромато-масс-спектрометрии. НПО “Мониторинг”, НИИ гигиены, профпатологии и экологии человека МЗМП РФ. Св. № 2420/ 463-97/0463 от 20.06.97 (М-МВИ-09-97).
12. Митяев М.В., Герасимова М.В., Павлова Л.Г., Дружкова Е.И. Латеральные потоки взвешенного вещества на разрезе “Кольский меридиан” // Тр. КНЦ РАН. 2018. Т. 9. № 4, 5. С. 109–117.
13. Митяев М.В., Хасанкаев В.Б., Голубев В.А. Желоба Баренцева моря – современные каналы транспортировки или ловушки осадочного вещества? // Арктика и Антарктика. 2007. Вып. 5(39). С. 72–79.
14. Новиков М.А. К вопросу о фоновых значениях уровней содержания тяжелых металлов в донных отложениях Баренцева моря // Вестн. МГТУ. 2017. Т. 20. № 1/2. С. 280–288.
15. Новиков М.А. Применение цифровой модели донных отложений Баренцева моря для анализа загрязнения // Вестн. КНЦ РАН. 2018. № 3 (10). С. 205–209.
16. Новиков М.А., Драганов Д.М. Пространственное распределение показателей загрязнения водных масс Баренцева моря // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 5. С. 583–589.
17. Ожигин В.К., Ившин В.А., Трофимов А.Г., Карсаков А.Л., Анциферов М.Ю. Воды Баренцева моря: структура, циркуляция, изменчивость. Мурманск: ПИНРО, 2016. 260 с.
18. AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norway, 2004. 310 p.
19. AMAP Arctic Pollution 2009. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norway, 2009. 83 p.
20. AMAP Assessment 2015. Black carbon and ozone as Arctic climate forcers. AMAP. Oslo, Norway, 2015. 116 p.
21. AMAP Assessment 2016. Chemicals of Emerging Arctic Concern. AMAP. Oslo, Norway, 2017. 353 p.
22. Bakke T., Breedveld G., Kællgvist T. et al. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter // SFT Veiledning. 2007. 12 p. (in Norwegian).
23. Breivik K., Sweetman A., Pacyna J.M., Jones K.C. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach. 1. Global production and consumption // The Sci. Total Environ. 2002. V. 290. P. 181–198.
24. Chernyak S. M., McConnel L.L., Rice C.B. Fate of some chlorinated hydrocarbons in arctic and far eastern ecosystems in the Russian Federation // Sci. Total Environ. 1995. V. 160/161. P. 75–85.
25. Eleftheriadis K., Vratolis S., Nyeki S. Aerosol black carbon in the European Arctic: Measurements at Zeppelin station, Ny-Alesund, Svalbard from 1998–2007 // Geophys. Res. Lett. 2009. V. 36. L02809.
26. EMEP, 2010. Persistent Organic Pollutants in the Environment / Eds V. Shatalov, A. Gusev, S. Dutchak, O. Rozovskaya, V. Sokovykh, N. Vulykh, W. Aas, K. Breivik. EMEP Status Rep. 3/2010. 2010. 101 p.
27. EMEP, 2014. Persistent Organic Pollutants in the Environment / Eds A. Gusev, O. Rozovskaya, V. Shatalov, W. Aas, P. Nizzetto. Status Rep. 3/2014. 2014. 60 p.
28. Evenset A., Christensen G., Kallenborn R., Skotvold T. The “Bjornøya Case”. Akvaplan-niva report. Tromsø, Norway, 2002. 33 p.
29. Gyory J., Mariano A.J., Ryan E.H. The Slope/Shelf Edge Current // Surface Currents in the Atlantic Ocean. 2003. [Электронный ресурс]. <https://ocean-currents.rsmas.miami.edu/atlantic/slope.html> (дата обращения: 14.02.2019)
30. Hansen B., Osterhus S., Gould W.J., Rickards L.J. North Atlantic-Norwegian Sea Exchanges: the ICES NANSEN Project // North Atlantic-Norwegian Sea Exchanges: the ICES NANSEN Project. ICES Cooperative Res. Rep. 1998. № 225. P. 3–82.
31. Hung H., Katsoyiannis A.A., Brorstrom-Lunden E., Olafsdottir K., Aas W. et al. Temporal trends of Persistent Organic Pollutants (POPs) in arctic air: 20 years of monitoring under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) // Environ. Pollut. 2016. V. 217. P. 52–61.
32. Knies J., Jensen H.K.B., Finne T.E., Lepland A., Sæther O.M. Sediment composition and heavy metal distribution in Barents Sea surface samples: Results from Institute of Marine Research 2003 and 2004 cruises // Report no. 2006.067. Trondheim: NGU, 2006. 183 p.
33. Li S.M., Talbot R.W., Barrie L.A., Harriss R.C., Davidson C.I., Jaffrezo J.-L. Seasonal and geographical variations of methane sulphonic acid in the Arctic troposphere // Atmos. Environ. 1993. V. 27A. P. 3011–3024.
34. Li Y.-F., Macdonald R.W., Jantunen L.M.M., Harner T., Bidleman T.F., Strachan W.M.J. The transport of β -hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to α -HCH // The Sci. Total Environ. 2002. V. 291. P. 229–246.
35. NILU. Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, Annual Rep. 2013. Rep. M202-2014. Oslo, Norway: NILU, 2014.
36. Ockenden W.A., Breivik K., Meijer S.N., Steinnes E., Sweetman A.J., Jones K.C. The global recycling of persistent organic pollutants is strongly retarded by soils // Environ. Pollution. 2002. V. 121. P. 71–80.
37. Wania F., Mackay D. Tracking the distribution of the persistent organic pollutants // Environ. Sci. Technol. 1996. V. 30. P. 390A–396A.
38. Wania F. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar region // Environ. Sci. Technol. 2003. V. 37. P. 1344–1351.

**ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ ОСОБО
ОХРАНЯЕМЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА ПРИМЕРЕ ПРИТОКОВ
ОЗЕРА ПЛЕЩЕЕВО (ЯРОСЛАВСКАЯ ОБЛ.) И РЕКИ ТАДЕНКИ
ПРИОКСКО-ТЕРРАСНОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА
(МОСКОВСКАЯ ОБЛ.)¹**

© 2021 г. Н. Г. Отюкова*

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
пос. Борок, Ярославская обл., 152742 Россия*

**e-mail: ong70@mail.ru*

Поступила в редакцию 13.12.2019 г.

После доработки 02.11.2020 г.

Принята к публикации 09.11.2020 г.

Представлены результаты определения косвенных химических показателей содержания органического вещества в малых водотоках особо охраняемых природных территорий: 15 притоках оз. Плещеево на территории национального парка “Плещеево озеро” и р. Таденке Приокско-Террасного биосферного заповедника. В притоках оз. Плещеево отчетливо прослеживается сезонная динамика содержания органического вещества, зависимость его от характера питания водотоков. Неоднородность характера рельефа и геологического строения водосбора оз. Плещеево, а также антропогенное воздействие обуславливают различие химического состава растворенных веществ в притоках. В р. Таденке наряду с природными факторами формирования органического вещества отмечено поступление в воду лабильного органического вещества зоогенного происхождения. Аномальная жара и острый дефицит атмосферных осадков в вегетационный период 2010 г. отразились на гидрохимическом режиме реки.

Ключевые слова: аллохтонное органическое вещество, автохтонное органическое вещество, водоток, гумусность, физиологическая калорийность.

DOI: 10.31857/S0321059621030111

Один из основных факторов, обуславливающих качество воды в водных объектах, — содержание органического вещества (ОВ). Его количество определяет условия существования гидробионтов и, как следствие, общую биологическую продуктивность природных вод. Поступают ОВ в водные объекты с водосборной площади, из подземных источников и образуются в самом водоеме. ОВ, содержащиеся в водах, подразделяются на аллохтонные (поступают извне с речным стоком, атмосферными осадками, промышленными, хозяйственно-бытовыми, сельскохозяйственными сточными водами) и автохтонные (продукты биохимического распада остатков организмов, населяющих водоем).

ОВ в поверхностных водах представлено двумя фракциями: взвешенной и растворенной. Раство-

ренное ОВ играет основную роль в функционировании бактериальной петли в водных экосистемах [18], а взвешенное ОВ обеспечивает энергетические потребности планктонных и бентосных сообществ. По функциональной активности обе фракции делятся на лабильное и стойкое органическое вещество.

Формирование ОВ в речных водах зависит от физико-географических особенностей местности. Высокое содержание аллохтонного ОВ в реках характерно при низкой озерности и высокой заболоченности водосбора [7]. В речных водах ОВ присутствует главным образом в виде гуминовых соединений, благодаря которым цвет воды имеет бурю окраску. Перманганатная окисляемость (ПО) таких вод колеблется в широких пределах — от единиц до >50 мгО/дм³ [8]. Минимальная окисляемость характерна для зимнего периода, когда питание водотоков осуществляется за счет подземных вод, максимальная — весной с поступлением из болот и почв большого количества гу-

¹ Работа выполнена в рамках темы АААА-А18-118012690104-3 “Закономерности многолетних изменений гидрологических и гидрохимических условий в водоемах бассейна Верхней Волги”.

муса. Средняя величина ПО в реках Ярославского Поволжья находится в пределах 12–13 мгО/дм³ [13].

Особенность малых рек — их тесная связь с окружающим ландшафтом. Все процессы, протекающие на малом водосборе, очень быстро сказываются на качестве воды, нарушение трофических связей в биоценозах малых водотоков немедленно приводит к изменению их гидрохимического режима. Формирование ОВ в малых реках зависит от гидрологического режима, поверхностного стока, точечных и рассеянных источников загрязнения, зарегулирования стока. Содержание ОВ в малых реках тесно связано с физико-географическими особенностями территорий бассейнов рек. Заболоченность и залесенность бассейна обуславливают повышенные значения ОВ. Так, малый приток Рыбинского водохранилища — р. Ильд в зависимости от сезона и участка реки характеризуется средними значениями ПО — в пределах 6.4–26.8 мгО/дм³ [10], при этом отношение ПО/ХПК составляет 30–55% [11].

Количество и состав ОВ в озерах зависят от физико-географических условий водосбора, биологической продуктивности, морфометрии озерных вод, состава ОВ, вносимых притоками. Так, для северных озер характерно количество аллохтонного вещества, во много раз превышающее количество автохтонного, в то время как в озерах лесной и лесостепной зон преобладает автохтонное ОВ благодаря интенсивно протекающим процессам их создания и разрушения [8].

Уменьшение ОВ в водных объектах происходит за счет разбавления вод речным стоком, атмосферными осадками, поступления ОВ в донные отложения и минерализации его до конечных продуктов.

ОВ — важнейший компонент баланса веществ, который необходим для определения потока энергии в водоеме, а также для построения математических моделей с целью прогнозирования возможных изменений гидрохимического режима водного объекта в зависимости от изменения условий среды. Цель данной работы — оценка содержания ОВ малых рек гумидной зоны на примере водотоков особо охраняемых природных территорий в разных регионах.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Плещеево озеро входит в национальный парк «Плещеево озеро», расположено в южной части Ярославской области на восточной окраине Нерльской низины, представляющей собою флювиогляциальную равнину московского оледенения. Площадь озера ~51 км², максимальная длина 9.5 км, ширина 6.5 км, глубина 25 м, объем

воды — 0.58 км³. Площадь водосборного бассейна, включая водоем, составляет 408 км². Преобладающие типы почв — дерново-среднеподзолистые, тяжело- и среднесуглинистые. Берега низменные, заболоченные. Большая часть побережья занята лугами и кустарниками. Бассейн озера расположен в зоне достаточного увлажнения, в подзоне смешанных лесов. Климат региона умеренно-континентальный с холодной зимой и умеренно теплым летом. Норма годовых осадков, по данным метеостанции г. Переславль-Залесский, составляет 590 мм. [16]. Режим водного питания озера определяется как климатическими факторами, так и особенностями геологического строения водосбора. Основной приток озера — р. Трубеж — берет начало в Берендеевском болоте на водоразделе бассейнов Оки и Верхней Волги. Длина реки 32 км, ширина и глубина в устье 36 и 2–3 м соответственно. Река имеет несколько десятков мелких притоков. В устьевой области р. Трубеж расположен г. Переславль-Залесский, оказывающий существенное влияние на качество воды. Остальные притоки озера представляют собой мелкие речки и ручьи длиной < 10 км. Вытекает из озера одна река — Векса, впадающая в оз. Сомино. Длина реки 8 км, ширина у истока 21 м, наибольшая глубина ~1.5 м. Водное питание озера тесно связано с подземными водами, о чем свидетельствуют родники и самоизливающиеся скважины на его побережье. Так, ключ Гремяч в течение года имеет дебит ~1 тыс. м³/сут. Основное количество воды поступает в озеро со стоком р. Трубеж и с осадками на зеркало. Расходная часть баланса на три четверти определяется стоком р. Вексы.

Работа по исследованию ОВ проводилась в вегетационный период 2017 г. и в начале половодья 2018 г. на 15 притоках оз. Плещеево (рис. 1). Пробы отбирались с поверхностного горизонта в одной точке устьевой области каждого притока один раз за сезон: весной — в середине мая, летом — в середине августа и осенью — в начале ноября. Начало половодья в 2018 г. пришлось на первые числа апреля.

Приокско-Террасный государственный природный биосферный заповедник (ПТЗ) расположен на левом берегу Оки в Московской области. Площадь заповедника 4945 га, 93% занято лесами. До создания заповедника его территория подвергалась интенсивному антропогенному воздействию. На территории выделено три основных типа ландшафта: нижние террасы, верхние террасы (центральная часть заповедника) и плакорная водораздельная территория на северной окраине заповедника. Ландшафт верхних террас характеризуется волнистым рельефом и овражной сетью. Значительные площади верхних террас заболочены. Гидрологическая сеть на территории заповед-

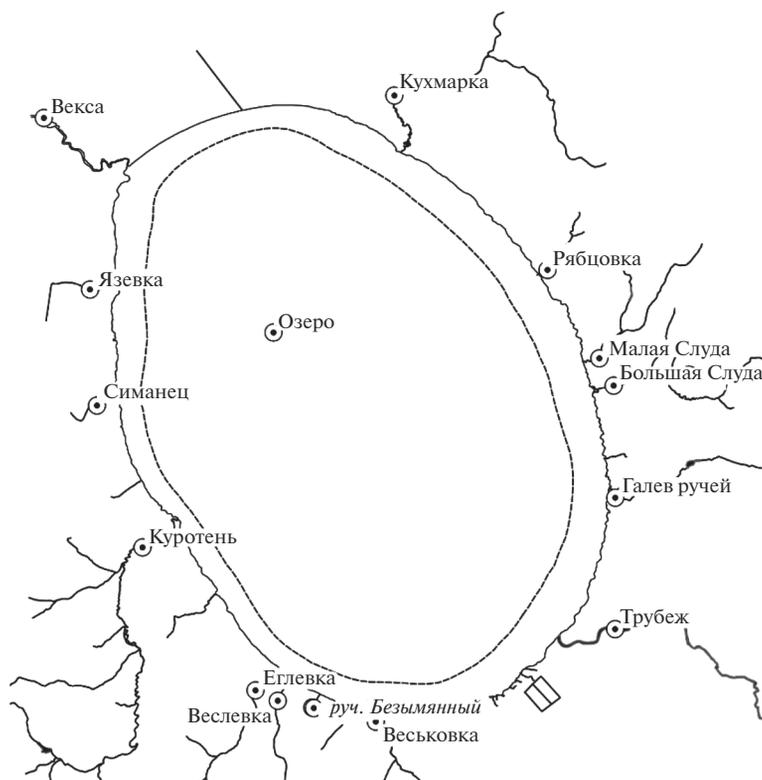


Рис. 1. Картограмма территории станций отбора проб на оз. Пleshчево.

ника представлена речками, озерами и болотами. Главные водотоки представляют две лесные речки – Пониковка длиной ~6 км и Таденка – 8.7 км, большей частью протекающая по территории заповедника.

Исток р. Таденки находится выше северной границы заповедника в заболоченном массиве. Русло реки проходит по бурым оглееным супесчано-глинистым осадочным породам флювиогляциального генезиса. Подстилающие породы Таденки – верхние моренные оглеенные супеси, перекрывающие нижележащие монтмориллоновые коричневые и черные глины. Основной источник питания водотока – ключи, в большом количестве сосредоточенные на востоке территории ПТЗ. Таденка имеет немногочисленные овраги, русла которых прорезают водоупорные глины и элювий известняков карбона.

В ПТЗ на протяжении нескольких десятилетий проводится мониторинг популяции бобров. В 1948 и 1955 гг. на реках Таденке и Пониковке соответственно были выпущены две пары бобров, которые и положили начало популяции. На 2007–2009 гг. в бассейне р. Таденки было сосредоточено до 80% общего поголовья бобров заповедника [3]. В конце 2009 г. в русле Таденки насчитывалось 87 плотин, средняя длина которых составляла ~26 м, на притоке Таденки руч. Ниго-

вец – 22 плотины. Бобры значительно изменили долину реки. Так, если в 1950-х гг. средняя глубина русла была 15–20 см при средней ширине до 2 м, то к 1970-м гг. глубина составляла до 1 м при ширине 4 м.

Работа по исследованию ОВ на р. Таденке проводилась в апреле, июле и октябре 2009 г. и в октябре 2010 г. В апреле 2009 г. пробы воды отбирались в верхнем, среднем и нижнем течении реки. В остальное время сеть станций была более подробной и включала в себя точки отбора перед каскадом бобровых плотин и после них, а также в прудах, образованных бобровыми плотинами. Осенью 2009 и 2010 гг. также были отобраны пробы воды из притока Таденки – руч. Ниговец. Нумерация станций следующая: ст. 1 – незарегулированный участок, расположенный выше плотин каскада прудов верхнего течения реки, к осени этот участок мог значительно пересыхать; ст. 2 – среднее течение; 2а – среднее течение перед д. Родники; 2в – участок реки в среднем течении, расположенный выше плотин каскада этого участка напротив д. Родники, мог пересыхать к осени; 2с – пруд в среднем течении реки перед каскадом плотин; 2д – пруд, в 2009 г. функционировал, в 2010 г. весной спущен, в конце лета восстановлен; 2е – проточный участок реки, расположенный ниже плотин каскада прудов в среднем

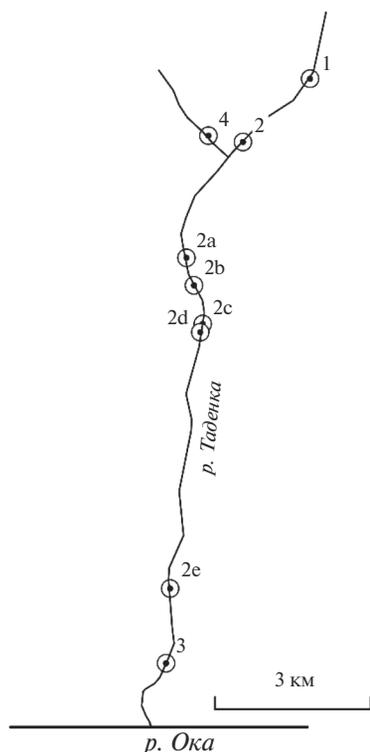


Рис. 2. Картограмма территории станций отбора проб на р. Таденке: 1–4 – станции.

течении водотока; 3 – нижнее течение; 4 – приток Таденки р. Ниговец, также заселенный бобрами (рис. 2).

Для оценки содержания ОВ в водных объектах определялись следующие показатели: химическое потребление кислорода (ХПК) (бихроматная окисляемость), перманганатная окисляемость (ПО), цветность (Цв), углерод органический $C_{орг}$, физиологическая калорийность Q_1 , гумусность (Нум). Биохимическое потребление кислорода за 5 сут (БПК₅) определялось в р. Таденке ПТЗ.

Пробы воды доставлялись в лабораторию гидрологии и гидрохимии ИБВВ РАН, где были проанализированы непосредственно автором статьи. ХПК определялось фотометрическим методом с применением анализатора жидкости “Флюорат-02”. ПО, БПК₅, Цв определялись общепринятыми методами [14]. Концентрация растворенного $C_{орг}$ рассчитана по концентрации ХПК по формуле: $C_{орг} = 0.375 \times \text{ХПК}$ [14]. Q_1 определялась по формуле: $Q_1 = \text{ОК} \times \text{ХПК}$, где ОК = 3.4 – оксикалорийный коэффициент [1]. Для комплексной характеристики содержания ОВ в воде введен показатель Нум, который определялся как среднее геометрическое Цв и ПО [6]. Также для качественной оценки ОВ вод приведены соотношения между

косвенными его характеристиками: ПО/ХПК, Цв/ $C_{орг}$, БПК₅/ХПК.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Неоднородность рельефа и геологического строения территории водосбора оз. Плещеево обуславливает и различие химического состава растворенных веществ в притоках. Косвенные характеристики ОВ по ХПК в исследованных объектах варьируют в пределах 3.5–36.9 мгО/дм³, ПО – 0.5–90 мгО/дм³. Данные по Цв могут различаться в сотни раз, как, например, в р. Язевке и ключе Безымянном (табл. 1). Единственный, вытекающий из озера, приток р. Векса имеет схожие с озером гидрохимические характеристики. Водотоки с минимальными значениями характеристик ОВ – приток Еглевки, ключи Гремяч и Безымянный – питают преимущественно подземные источники.

Отношение ПО/ХПК в зависимости от сезона и характера питания водотока менялось от 2 до 86%, что свидетельствует о разной доле автохтонного и аллохтонного ОВ в воде. Больше всего аллохтонного ОВ (ПО/ХПК > 60%) зарегистрировано в реках Вексе, Язевке, Куротени, Еглевке, Веслевке, Большая Слуда, Малая Слуда, Рябцовке в летний период, Трубеж – весной, Язевке – в период половодья, Веслевке и в ключе Гремяч – в осеннюю межень. Между показателями Цв воды – показателем содержания гумусовых веществ и ПО, характеризующей наибольшую степень окисления аллохтонного ОВ, – отмечена тесная связь, подтвержденная высокой корреляцией ($r = 0.93$, $p < 0.05$) (рис. 3а), между ПО и ХПК в данном случае $r = 0.88$, $p < 0.05$ (рис. 3б).

Максимальные значения Нум, Цв, коэффициента Цв/ $C_{орг}$ отмечены в весенний период в водотоках: реках Куротени, Малая Слуда, ключах Гремяч, Безымянном, Вельковка, руч. Галев, а также в самом озере. К лету эти показатели снижаются (табл. 1). Для остальных притоков, протекающих по низменной, заболоченной местности, гидрохимические процессы, присущие периоду половодья, идут более продолжительное время, очевидно – в силу особенностей геологического строения их водосбора, поэтому в летнюю межень наблюдаются высокие значения Цв, Нум. К осени с переходом на преимущественно грунтовое питание и благодаря осаждению взвешенных веществ вместе с гумусовыми ОВ под воздействием ультрафиолета во всех водотоках наблюдается снижение показателей ОВ.

Из всех исследованных притоков по содержанию ОВ сильно выделяется р. Язевка. Антропогенное воздействие (торфоразработки, отвод вод) на бассейн реки привело к заболачиванию и сильному обмелению русла, местами – к его осуше-

Таблица 1. ОВ в воде притоков оз. Плещеево за исследованный период (прочерк – пробы воды не отбирались)

Приток	Сезон	Нум	$C_{орг}$, мг/дм ³	Цв/ $C_{орг}$	Q1, кал/л	ПО, мгО/дм ³	Цв, град.	ХПК, мгО/дм ³	ПО/ХПК, %
Бекса	Половодье	9.2	7.4	3.2	66.2	3.5	24	19.6	18
	Весна	3.5	5.0	2.4	45.3	1.0	12	13.4	8
	Лето	25.3	13.5	2.1	122.7	22.9	28	36.0	64
	Осень	7.9	8.6	2.1	77.4	3.5	18	22.9	15
Язевка	Половодье	72.8	14.0	15.6	126.4	24.3	218	37.4	65
	Весна	117.0	33.6	11.0	303.0	37.0	370	89.6	41
	Лето	260.0	42.8	17.5	385.0	90.0	750	114.0	79
	Осень	54.5	19.9	11.0	180.0	13.6	218	53.1	26
Куротень	Половодье	23.0	6.6	9.4	60.0	8.5	62	17.7	48
	Весна	37.6	11.9	10.4	107.0	11.4	124	31.6	36
	Лето	33.8	11.0	5.4	99.0	19.4	59	29.2	66
	Осень	32.0	13.8	6.1	124.7	12.2	84	36.9	33
Еглевка	Половодье	9.9	4.4	6.4	39.6	3.5	28	11.7	30
	Весна	15.6	8.3	7.5	74.7	3.9	62	22.1	18
	Лето	20.0	9.0	3.1	81.1	14.3	28	24.0	60
	Осень	8.6	6.9	3.0	61.9	3.5	21	18.3	19
приток Еглевки	Половодье	4.3	3.8	2.4	33.8	2.1	9	10.0	21
	Весна					—			
	Лето	3.3	9.4	0.6	84.5	14.3	6	25.0	57
	Осень	1.9	4.3	1.4	38.9	0.6	6	11.5	5
Веслевка	Половодье	9.9	8.5	3.3	76.7	3.5	28	22.7	15
	Весна	1.9	4.2	2.9	37.5	0.3	12	11.1	3
	Лето	13.1	9.0	1.3	81.1	14.3	12	24.0	60
	Осень	11.8	5.3	2.8	48.0	9.3	15	14.2	65
ключ Гремяч	Половодье	5.0	3.8	3.2	33.8	2.1	12	10.0	21
	Весна	4.4	2.9	2.1	25.7	3.2	6	7.6	42
	Лето	4.6	5.6	0.5	50.7	7.1	3	15.0	47
	Осень	5.5	3.0	2.0	27.4	5.0	6	8.1	62
ключ Безымянный	Половодье	18.9	5.3	1.7	47.3	2.1	9	14.0	15
	Весна	0	1.3	0	11.8	0.3	0	3.5	9
	Лето	3.6	5.0	0.6	45.3	4.2	3	13.4	31
	Осень	2.9	4.2	1.4	37.5	1.4	6	11.1	13
Веськовка	Половодье	5.6	6.2	2.4	56.1	2.1	15	16.6	13
	Весна	12.5	6.8	5.9	61.2	3.9	40	18.1	22
	Лето	5.3	4.1	6.8	37.2	1.0	28	11.0	9
	Осень	7.5	6.2	3.2	55.4	2.8	20	16.4	17
Трубуж	Половодье					—			
	Весна	18.4	4.6	7.4	41.2	9.9	34	12.2	81
	Лето	5.1	3.3	4.6	83.8	0.6	43	24.8	2
	Осень	19.2	8.6	4.3	77.1	10.0	37	22.8	44
Галев ручей	Половодье	нет							
	Весна	46.5	13.8	9.4	124.0	16.6	130	36.8	45
	Лето	4.8	11.0	4.2	99.0	0.5	46	29.3	2
	Осень								

Пересох

Таблица 1. Окончание

Приток	Сезон	Нум	$C_{\text{орг}}$, мг/дм ³	Цв/ $C_{\text{орг}}$	Q_1 , кал/л	ПО, мгО/дм ³	Цв, град.	ХПК, мгО/дм ³	ПО/ХПК, %
Большая Слуда	Половодье	7.1	7.2	3.3	64.6	2.1	24	19.1	11
	Весна	14.1	8.1	4.6	73.0	5.4	37	21.6	25
	Лето	20.0	5.8	6.9	52.4	10.0	40	15.5	65
	Осень	9.2	7.1	3.4	64.2	3.5	24	19.0	18
Малая Слуда	Половодье					—			
	Весна	21.1	9.6	5.1	87.0	9.1	49	25.7	35
	Лето	19.2	3.8	11.3	33.8	8.6	43	10.0	86
	Осень	7.7	4.9	4.3	43.9	2.8	21	13.0	22
Рябцовка	Половодье	5.6	6.2	2.4	56.1	2.1	15	16.6	13
	Весна	3.9	3.3	2.7	29.7	1.7	9	8.8	19
	Лето	8.3	3.4	3.5	30.4	5.7	12	9.0	63
	Осень	2.7	3.8	3.2	33.8	0.6	12	10	6
Кухмарка	Половодье	20.8	5.2	11.9	46.6	7.0	62	13.8	51
	Весна	38.9	12.8	8.3	115.0	14.3	106	34.0	42
	Лето	52.7	12.5	11.4	113.0	19.4	143	33.3	58
	Осень	11.7	11.9	4.1	108.0	2.8	49	31.8	9
оз. Плещеево	Половодье					—			
	Весна	6.8	6.8	1.3	61.2	5.1	9	18.1	28
	Лето	5.0	3.8	1.6	33.8	4.2	6	10.0	42
	Осень					—			

нию, вода в бочагах стала застойная. Цвет воды изменился от желтоватого и бурого из-за выхода железистых вод до серого от торфянистой крошки. Здесь отмечены максимальные значения показателей ОВ в течение всего периода наблюдений: данные по Цв и ОВ во много раз превышают таковые по другим водотокам (табл. 1).

С целью оценки энергетических запасов исследованных водных объектов парка “Плещеево озеро” вычислена Q_1 . Наибольшие значения Q_1 присущи весенне-летнему периоду. Минимальные значения физиологической калорийности отмечены весной в ключах Безымянном и Гремяч (табл. 1), максимальные — в летнюю межень в р. Язевке.

Большое количество ключей, питающих оз. Плещеево, обеспечивает в нем минимальные значения Цв воды, которые снижаются от весны к лету благодаря смене водного питания (сокращается доля поверхностно-склонового стока). Также в этот период в озере отмечено снижение всех характеристик ОВ (табл. 1).

На р. Таденке за период исследования показатели косвенных характеристик ОВ в зависимости от сезона и станции варьировали в достаточно широких пределах: Цв — 20–91 град., ПО — 2.5–23 мгО/дм³, ХПК — 7.0–89.2 мгО/дм³, Q_1 — 23.7–

302 кал/л (табл. 2). Минимальные значения характерны преимущественно для ст. 2с, а максимальные — для ст. 2в.

Наибольшие значения Нум, коэффициента ПО/ХПК на всех станциях присущи весеннему периоду 2009 г. (табл. 2). В летнюю межень, когда питание осуществляется преимущественно за счет грунтовых вод, для которых характерны трансформированные ОВ, содержание растворенного ОВ в воде снижается, что подтверждают низкие концентрации ПО. В этот период Нум составляет 9–23, за исключением ст. 2в, где Нум = 46. Очевидно, в пруду, образованном расположенной ниже плотинной, которая задерживает основную массу воды, трансформация весенних паводковых вод проходила более продолжительное время, чем на других участках реки. В итоге в середине лета 2009 г. на этой станции все еще наблюдались высокие значения всех показателей ОВ. Благодаря заболоченному истоку р. Таденки в верхнем течении реки на протяжении всего времени исследования в 2009 г. регистрировались повышенные значения Нум.

Максимальное содержание в воде биохимически нестойкого ОВ отмечено в период прогрева воды в июле 2009 г. на ст. 2а, 2в и в октябре 2009 г. в верхнем течении реки на ст. 1, 2а, а также в

руч. Ниговец (ст. 4). Соотношение между легко утилизируемой микроорганизмами фракцией общего ОВ и стабильной его частью БПК₅/ХПК дает представление о лабильной фракции. В р. Таденке она составляет 2–16% общего содержания ОВ, здесь максимум отмечен в осеннюю межень 2009 г. на ст. 4 (табл. 2). Также по величине соотношения БПК₅/ХПК можно судить о преобладании в воде стойких к окислению ОВ: при БПК₅/ХПК < 1 в воде преобладает трудноразлагаемое ОВ. Расчеты показали, что в воде р. Таденки и ее притока руч. Ниговец во все сезоны исследования преобладало стойкое к окислению ОВ. При этом минимальные значения БПК₅/ХПК (<0.03) относятся к весеннему периоду 2009 г., а максимальные (<0.23) характерны для руч. Ниговец осенью 2009 г. Активно проходящие деструкционные процессы с выделением энергии на первой стадии бактериального разложения обусловили высокий энергетический запас ОВ в летний период на ст. 2а и 2в. Здесь отмечены максимальные значения Q1 – 287 и 302 кал/л соответственно.

Летом 2010 г. в связи с пожароопасной обстановкой на территории заповедника были запрещены все работы, поэтому исследования не проводились. Отбор проб смогли осуществить лишь в октябре. После сильной летней засухи проточный участок верховья (ст. 1) практически пересох, а участки среднего течения реки оказались зарегулированными бобрами и полноводными. Питание водотока осуществлялось исключительно за счет грунтовых вод. В результате даже в заболоченном верховье реки значения всех показателей ОВ были гораздо ниже таковых в аналогичный период 2009 г. (табл. 2).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Формирование ОВ в оз. Плещеево происходит в основном под влиянием поверхностного стока, составляющего >60% водного баланса, а также биологической продуктивности водоема, ОВ, вносимых притоками. Озеро питает большое количество подземных источников, для которых характерно меньшее содержание растворенных ОВ по сравнению с поверхностно-склоновыми водами. Сезонные колебания содержания ОВ в устьевых областях притоков озера в комплексе с интенсивностью биохимических процессов превращения веществ сказываются на содержании ОВ в зоне смешения речных и озерных вод. Зимой ОВ, вносимые рекой, могут распространяться до 1.5 км от устья; в период открытой воды в результате ветрового перемешивания вод уже в прибрежном мелководье формируется водная масса с качественными характеристиками вод озера [16]. В летне-осенний период интенсификация микробиологических процессов способствует самоочи-

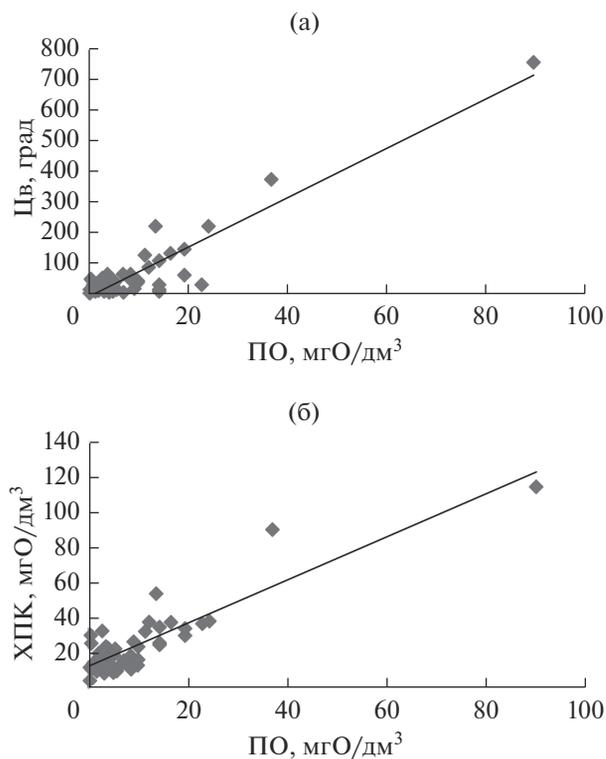


Рис. 3. Корреляционное поле зависимости Цв от ПО (а) и ХПК от ПО (б) в притоках оз. Плещеево.

щению рек, этим предотвращая поступление излишнего количества ОВ в озеро.

Большинство притоков оз. Плещеево берет свое начало в болотных массивах, что обуславливает высокие значения показателей ОВ в воде. В весенний период поверхностно-склоновые воды, обогащенные гуминовыми ОВ, играют определяющую роль в формировании химического состава речной воды. В это время речные воды отличаются относительно высоким содержанием растворенного ОВ (водного Hum), высокими значениями Цв, обусловленной наличием ОВ преимущественно растительного происхождения (гуминовые, фульвокислоты). Для ОВ природных вод характерна высокая вариабельность косвенных показателей. Для комплексных экологических исследований водоемов важна оценка энергетических запасов ОВ. Э.С. Бикбулатовым в [1] разработана оригинальная методология определения трех видов калорийности (энергетического запаса) природных ОВ: физиологическая, физическая и полная. Имеющиеся данные позволяют вычислить Q1 – энергию, выделяющуюся на первой стадии бактериального разложения ОВ с образованием CO₂, H₂O, NH₃.

Особенность малых рек – смешение вод различного происхождения в очень короткие сроки межсезонья. Почвенно-грунтовые воды, сформир-

Таблица 2. ОВ в воде р. Таденки за исследованный период

Станция	Hum	C _{орг} , мг/дм ³	Цв/C _{орг}	Q1, кал/л	ПО, мгО/дм ³	БПК ₅ / ХПК, %	ХПК, мгО/дм ³	Цв, град.	ПО/ХПК, %
24.04.2009									
1	33.5	14.3	4.6	129.1	17.0	2.1	38.2	66	45
2	30.0	9.5	6.2	85.2	15.2	3.2	25.2	59	60
3	24.0	12.0	4.6	107.8	10.4	1.9	31.9	55	33
17.07.2009									
1	22.4	10.4	5.4	93.3	9.0	4.0	27.6	56	33
2a	12.0	31.8	0.5	287.0	8.3	4.0	84.9	17	10
2в	46.0	33.5	2.7	302.0	23.0	4.2	89.2	91	26
2с	9.2	3.8	7.2	33.8	3.1	8.0	10.0	27	31
2d	12.3	7.5	5.3	67.6	3.8	7.5	20.0	40	19
2e	14.6	6.6	8.5	60.0	3.8	4.5	17.6	56	22
3	8.7	6.4	3.1	57.5	3.8	3.7	17.0	20	22
11.10.2009									
1	38.4	11.7	8.3	106.0	15.2	16.3	31.3	97	49
2a	23.4	12.0	3.8	108.0	12.2	14.4	31.9	45	38
2b	14.5	7.6	3.9	69.0	7.0	4.2	20.3	30	35
2с	7.7	2.6	9.1	23.7	2.5	11.9	7.0	24	36
2e	11.6	4.5	6.2	41.0	4.8	7.0	12.1	28	40
4	18.2	7.5	5.2	68.0	8.5	22.5	20.0	39	43
1.10.2010									
1	14.4	6.1	8.5	55.1	4.0	10.6	16.3	52	25
2a	15.3	7.2	4.8	65.0	6.9	8.6	19.1	34	36
2b	22.0	12.6	4.2	113.0	9.1	7.5	33.5	53	27
2с	12.0	5.8	7.4	32.4	3.3	9.0	15.5	43	21
2e	13.1	5.0	8.6	45.0	4.0	6.8	13.3	43	30
3	12.7	6.4	6.3	58.0	4.0	8.8	17.0	40	24
4	13.0	12.2	1.6	110.0	8.3	5.0	32.4	20	26

рованные в верхних слоях почвогрунтов, содержат недостаточное количество карбонатов кальция и магния для полной нейтрализации гумусовых кислот с образованием соответствующих солей. Поэтому даже после половодья окрашенные воды заполняют водосборы рек довольно продолжительный период времени. Почвенно-грунтовые воды имеют промежуточный характер между поверхностно-склоновыми и грунтовыми, они заканчивают формирование химического состава в слоях между почвой и водоносными породами, дренирующими грунтовые воды. К началу летней межени гидрохимические процессы, характерные для половодья, заканчиваются, происходит снижение концентрации ОВ в воде. Это наблюдается в притоках оз. Плещеево, долины которых лежат в моренных глинах и песках северных склонов Клинско-Дмитровской гряды

(ключи Гремяч и Безымянный, реки Куротень, Вельсковка, Малая Слуда, руч. Галев).

Грунтовые воды по сравнению с поверхностно-склоновыми имеют меньшее количество растворенных ОВ, их химический состав обусловлен трансформацией ОВ в процессе фильтрации воды в толще почвогрунтов. Поэтому к осени во всех исследованных притоках оз. Плещеево показатели ОВ снижаются.

Первые гидрохимические исследования на р. Таденке относятся к 1969–1970 гг. Выявлена новая закономерность формирования кислого и слабокислого геохимического ландшафта с сульфатно-кальциевым классом водной миграции [17]. Определение содержания ОВ в реке не проводилось.

Процессы на водосборах малых рек очень быстро отражаются на их гидрохимических ха-

рактических. Изменение гидрологического режима и любое загрязнение немедленно сказываются на формировании ОВ в реке. Источник поступления лабильного ОВ (ЛОВ) в р. Таденку, помимо продуктов жизнедеятельности гидробионтов, отмерших организмов и промежуточных продуктов их разложения, – зоогенный фактор. Установлено [5, 9, 15], что продукты жизнедеятельности бобров не загрязняют водоем, а поступающие ОВ находятся в хорошо усваиваемой для зоопланктона форме, создавая благоприятные условия для развития планктонных животных. Бобровые пруды служат местом развития несвойственных водотокам видов беспозвоночных, которые, перемещаясь вниз по течению, при благоприятных условиях могут играть определенную роль в формировании структуры и в функционировании сообществ гидробионтов [12].

Аномальная жара на Европейской части России в 2010 г., вызванная “блокирующим” антициклоном [22], повлекла за собой как значительный экономический ущерб, так и экологические проблемы – возросли темпы эвтрофирования пресноводных водоемов [21]. Установлено, что повышение температуры воздуха и воды приводит к трансформации внутриводоемных процессов и биотической структуры водных экосистем, а также способствует увеличению потребления кислорода, что повышает риск снижения его содержания в воде [19, 20]. Так, в Белгородской области аномальная жара в летний период 2010 г. значительно отразилась на уровне и расходе воды малых рек – они были ниже нормы. В этот период на реках наблюдалось бурное развитие водной растительности, что вызвало снижение скорости течения [4]. В устьевой области малой реки – притока Рыбинского водохранилища летом 2010 г. значения БПК₅ были более чем в два раза выше, чем по данным за такой же период 2009 г. [2]. Аномальная жара наряду с острым дефицитом атмосферных осадков в вегетационный период 2010 г. существенно отразилась на гидрохимическом режиме р. Таденки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В притоках оз. Плещеево и в р. Таденке отчетливо прослеживается сезонная динамика содержания ОВ, зависимость его от характера питания водотоков. Различия состава растворенных веществ в притоках оз. Плещеево обусловлено неоднородностью рельефа и геологического строения водосбора озера. В водотоках, протекающих по заболоченной местности, гидрохимические процессы, присущие периоду половодья, протекают более продолжительное время, что отражается на повышенных значениях показателей ОВ не только весной, но и в середине лета. Антропогенное воздействие в бассейне реки может значи-

тельно повлиять на ее гидрохимический режим, как в случае с р. Язевкой – после торфоразработки и отвода вод русло сильно обмелело, косвенные показатели ОВ получили запредельные значения.

В естественные процессы формирования ОВ в воде р. Таденки коррективы вносит зоогенный фактор. Так, в пруду, образованном расположенной ниже бобровой плотиной, задерживающей большую массу воды, трансформация весенних паводковых вод проходила более продолжительное время, чем на других участках реки. В результате на этой станции наблюдались высокие значения всех показателей ОВ как весной, так и летом 2009 г. Зоогенный фактор также влияет на поступление в реку ЛОВ, находящегося в хорошо усваиваемой для зоопланктона форме. В период исследования в воде р. Таденки и ее притока руч. Ниговец преобладало стойкое к окислению ОВ.

Полученные данные могут быть полезны при комплексном экологическом мониторинге малых рек, а также для дальнейшего изучения антропогенного и зоогенного воздействия на малые водосборы гумидной зоны в меняющихся условиях среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бикбулатов Э.С. Биоэлементы и их трансформация в водных экосистемах. Рыбинск: Рыбинский дом печ., 2009. 290 с.
2. Болотов С.Э., Романенко А.В., Цветков А.И., Отюкова Н.Г., Соколова Е.А., Крылов А.В. Бактерио- и зоопланктон устьевой области притока равнинного водохранилища в аномальный по климатическим условиям период // Биология внутрен. вод. 2014. № 1. С. 41–51.
3. Завьялов Н.А., Альбов С.А., Петросян В.Г., Хляп Л.А., Горайнова З.И. Инвазия средообразователя – речного бобра (*Castor Fiber L.*) в бассейне р. Таденки (Приокско-Террасный заповедник) // Рос. журн. биол. инвазий. 2010. № 3. С. 39–61.
4. Лебедева М.Г., Клубкова Г.В., Колмыков С.Н. Водный режим рек Белгородской области в условиях аномальной жары 2010 года // Науч. ведомости. Сер. Естественные науки. 2011. № 15 (110). Вып. 16. С. 186–192.
5. Легейда И.С., Рогозянская Т.Д. Зоопланктон мест обитания бобров // Гидробиол. журн. 1981. Т. 17. № 2. С. 16–21.
6. Лозовик П.А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию. Автореф. дис. ... докт. хим. наук. М.: ГЕОХИ РАН, 2006. 59 с.
7. Лозовик П.А., Морозов А.К., Зобков М.Б., Духовичева Т.А., Осипова Л.А. Аллохтонное и автохтонное органическое вещество в поверхностных водах Карелии // Вод. ресурсы. 2007. Т. 34. № 2. С. 225–237.

8. *Никаноров А.М.* Гидрохимия. Ростов-на-Дону: НОК, 2008. 461 с.
9. *Отюкова Н.Г.* Гидрохимический режим в речных аквальных комплексах (на примере малой реки Ильд бассейна Рыбинского водохранилища) // Вод. ресурсы. 2019. Т. 46. № 4. С. 424–427. <https://doi.org/10.31857/S0321-0596464424-427>
10. *Отюкова Н.Г.* Динамика содержания железа в речных аквальных комплексах (на примере реки Ильд бассейна Рыбинского водохранилища) // Гидролого-гидрохимические исследования водоемов бассейна Волги. Тр. ИБВВ РАН. Ярославль: Филигрань, 2016. Вып. 75 (78). С. 75–81.
11. *Отюкова Н.Г.* Некоторые аспекты гидрохимического режима малой реки в условиях зоогенного нарушения // Вод. ресурсы. 2009. Т. 36. № 5. С. 633–638.
12. Речной бобр (*Castor Fiber L.*) как ключевой вид экосистемы малой реки (на примере Приокско-Террасного государственного биосферного природного заповедника) / Под ред. *Ю.Ю. Дгебуадзе, Н.А. Завьялова, В.Г. Петросян.* М.: Т-во науч. изд. КМК, 2012. 150 с.
13. *Рохмистров В.Л., Разулин С.М.* Гидрохимический режим малых рек Ярославского Поволжья // Вопросы геоморфологии и гидрологии северной половины русской равнины. Ярославль: ЯГПУ, 1974. С. 64–73.
14. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. *А.Д. Семенова.* Л.: Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
15. Экосистема малой реки в изменяющихся условиях среды. М.: Т-во науч. изд. КМК, 2007. 372 с.
16. Экосистема озера Плещеево. Л.: Наука, 1989. 264 с.
17. Экосистемы южного Подмосковья. М.: Наука, 1979. 264 с.
18. *Baines S.B., Pace M.L.* The Production of Dissolved Organic Matter by Phytoplankton and Its Importance to Bacteria: Patterns across Marine and Freshwater Systems // *Limnol. Oceanogr.* 1991. V. 36. № 6. P. 1078–1090. <https://doi.org/10.4319/lo.1991.36.6.1078>
19. *Blenckner T., Chen D.* Comparison of the impact of regional and North Atlantic atmospheric circulation on an aquatic ecosystem // *Climate Res.* 2003. V. 23. P. 131–136.
20. *Gerten D., Adrian R.* Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation // *Limnol. Oceanogr.* 2000. V. 45. № 5. P. 1058–1066.
21. The impact of climate change on european lakes // *Aquatic Ecology Series* / Ed. *G. George.* Berlin: Springer, 2010. V. 4. 507 p.
22. *Trenberth K., Fasullo J.* Climate extremes and climate change: The Russian heat wave and other climate extremes of 2010 // *J. Geophys. Res.* 2012. V. 117. P. D. 17103. <https://doi.org/10.1029/2012JD018020>

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ

1. ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

1.1. Тематика

1.1.1. Журнал “Водные Ресурсы” принимает рукописи по следующим тематикам:

- водные ресурсы и режим водных объектов;
- гидрофизические процессы;
- гидрохимия, гидробиология, экологические аспекты;
- взаимодействие вод суши с окружающей средой;
- использование водных ресурсов, экономические и правовые аспекты.

1.2. Особые замечания

1.2.1. Рукописи, не соответствующие правилам, будут возвращены авторам.

1.2.2. Все статьи публикуются в порядке очередности.

1.2.3. Рукописи авторам не возвращаются, редакция вправе не вступать в переписку с авторами.

1.2.4. Редакция ведет переписку с корреспондирующим автором, указанным в заявке.

1.2.5. Рукописи на английском языке принимаются в англоязычной версии журнала — “Water Resources”¹.

1.3. Форма подачи материалов

1.3.1. Рукописи в журнал подаются через авторский портал на сайте издательства².

1.3.2. Авторам, ранее не публиковавшим статьи через указанную веб-форму, необходимо зарегистрироваться.

1.3.3. Имена первого и корреспондирующего авторов в тексте статьи должны соответствовать именам первого и корреспондирующего авторов в заявке, отправленной через авторский портал.

1.3.4. Перед подачей рукописи рекомендуется ознакомиться с правилами работы с авторским порталом³.

2. ТРЕБОВАНИЯ К КОМПЛЕКТНОСТИ

2.1. В редакцию журнала необходимо предоставить следующие материалы:

¹ <https://www.pleiades.online/en/journal/watres/>

² <https://publish.sciencejournals.ru/>

³ https://www.pleiades.online/pub/ris/AuthorPortal_User_Manual_ru.pdf

1) экспертное заключение⁴, гарантирующее, что соответствующий материал не содержит секретных сведений и может быть опубликован в открытой печати;

2) лицензионный договор⁵, подписанный автором и всеми соавторами;

3) договор о передаче авторского права⁶;

4) текст статьи полностью в двух файлах:
– в формате PDF со вставленными по месту в тексте рисунками и таблицами;

– в формате DOC (DOCX или RTF) с таблицами и рисунками в конце статьи;

5) каждый рисунок (если есть) в отдельном файле (требования к рисункам изложены в разделе “Иллюстрации”;

6) графики, построенные в EXCEL (если есть) в отдельных файлах (требования к оформлению таблиц изложены в разделе “Таблицы”.

3. ТРЕБОВАНИЯ К СТРУКТУРЕ РУКОПИСИ

3.1. Рукопись должна содержать:

1) название, максимально конкретное и информативное;

2) полный список авторов (инициалы и фамилии);

3) полное название организации и ее почтовый адрес с указанием города, индекса и страны (название организации должно быть связано с именем автора сноской);

4) электронный адрес автора, ответственного за переписку с редакцией, — корреспондирующий автор (адрес должен быть связан с именем автора сноской);

5) аннотацию статьи, информирующую о том, какие вопросы поставлены для исследования, описывающую методы и главные результаты исследования и не содержащую ссылки на другие работы;

6) ключевые слова (5–10 слов);

7) основной текст, состоящий из нескольких разделов;

⁴ <http://iwp.ru/upload/medialibrary/fb0/fb069498f15611-fae267f726eac34d0b.doc>

⁵ <https://www.iwp.ru/upload/medialibrary/a7b/a7bc29b7f9b129df5d4bb0f53bb22295.doc>

⁶ <http://iwp.ru/upload/medialibrary/0d9/0d98ba4f404dad7bc891f224fac0906d.doc>

8) выводы (заключение);

9) список литературы, отражающий современное состояние исследуемой области.

3.2. При отсутствии хотя бы одного из указанных выше элементов рукопись может быть отклонена редакцией без рассмотрения.

3.3. Благодарности могут быть размещены в конце текста статьи перед списком литературы с указанием имени и в скобках – организации.

3.4. Ссылки на поддержку работы научными фондами с указанием в скобках номеров и/или названий проектов делаются сноской от заголовка статьи.

4. ТРЕБОВАНИЯ К ФОРМАТУ РУКОПИСИ

4.1. Общие требования к формату

4.1.1. Текст статьи не должен превышать 40 тысяч знаков с пробелами, рисунками и списком литературы.

4.1.2. Краткие сообщения предоставляются в объеме 3–5 страниц текста, и в них не должно быть более 3 рисунков.

4.1.3. Заголовок не должен быть набран только заглавными буквами.

4.1.4. Текст не должен быть набран колонками.

4.1.5. Размер полей должен быть равен 25 мм.

4.1.6. Абзацы текста должны быть набраны с полуторным межстрочным интервалом.

4.1.7. Весь текст рукописи должен быть набран шрифтом Times New Roman, 12 pt.

4.1.8. Страницы должны быть пронумерованы.

4.1.9. Строки рукописи не должны быть пронумерованы.

4.1.10. Перед началом статьи перед заголовком указывается индекс по Универсальной десятичной классификации (УДК).

4.1.11. Используются физические единицы и обозначения, принятые в международной системе единиц СИ (ГОСТ 8.417-2002⁷).

4.1.12. Нельзя заменять буквы русского алфавита сходными по начертанию латинскими буквами.

4.1.13. Буква “ё” может использоваться только в фамилиях, названиях организаций и географических названиях.

4.1.14. Десятичные числа должны быть набраны через точку (например, 0.25, а не 0,25).

4.1.15. Индексы должны быть расшифрованы в тексте.

4.1.16. Даты оформляются по образцу: число.месяц.год (например 02.05.2020).

4.1.17. Географические названия должны соответствовать атласу последнего издания.

4.1.18. Для кавычек используется обозначение “...” (не используется «...»).

4.1.19. Иностранные имена и фамилии, названия учреждений, фирм и продукции должны быть транслитерированы, в скобках должно быть дано их оригинальное написание (за исключением общеизвестных имен и имен, приведенных в списке литературы).

4.1.20. Внутритекстовые ссылки на литературный источник должны быть сделаны в виде указанного в квадратных скобках числа, соответствующего порядковому номеру источника в списке литературы (например, [5]).

4.1.21. Ссылка на несколько источников дается в квадратных скобках с номерами источников через запятую (например, [5, 7, 12]).

4.1.22. Ссылка на диапазон источников дается в квадратных скобках с номерами источников разделенных тире (например, [1–4]).

4.2. Сокращения и аббревиатуры

4.2.1. Все используемые сокращения должны быть расшифрованы при первом упоминании справа в скобках (исключение — общеупотребимые сокращения).

4.2.2. Сокращения из нескольких слов необходимо разделять пробелами: 760 мм рт. ст.; т. пл.; пр. гр. (исключение — самые общеупотребимые сокращения: и т.д.; и т.п.; т.е.

4.2.3. Необходимо использовать сокращения географических координат: с.ш. (северная широта), ю.ш. (южная широта), в.д. (восточная долгота), з.д. (западная долгота).

4.2.4. Стороны горизонта сокращаются заглавными буквами без тире и дефисов (например, юго-западный — ЮЗ, а не Ю-З или ю-з).

4.2.5. Аббревиатуры или формулы химических соединений, употребляемые как прилагательные, пишутся через дефис: рН-метр, УФ-излучение (но — излучение УФ).

4.3. Точки и пробелы

4.3.1. Точка не ставится после:

– “УДК”;

– заголовка статьи;

– списка авторов;

– названий таблиц;

– после сокращений размерностей: с — секунда, г — грамм, мин — минута, сут — сутки, град — градус;

– некоторых сокращений (млн — миллион);

– в подстрочных индексах ($T_{пов}$ — температуры поверхности, $T_{тр}$ — температура точки росы).

4.3.2. Точка ставится после:

– сносок;

⁷ <http://docs.cntd.ru/document/1200031406>

- примечаний к таблице;
- подписей к рисункам;
- краткой аннотации;
- ключевых слов;
- сокращений: мес. – месяц, г. – год, а также город, р. – река, оз. – озеро.

4.3.3. Пробелы употребляются:

- в ссылках на рисунки и таблицы: рис. 1, табл. 2;
- между знаками номера, параграфа и числом: № 1, § 5.65;
- в географических координатах: 56.5° с.ш.; 85.0° в.д.;
- в географических названиях после сокращения с точкой: р. Енисей, г. Новосибирск;
- между инициалами и фамилией: А.А. Иванов, исключение: перечисление авторов в заглавии статьи, где пробелы ставятся между инициалами: А. А. Иванов.

4.3.4. Числа с буквами в обозначениях набираются без пробелов: табл. 1, рис. 1а.

4.3.5. Кавычки и скобки не отделяются пробелами от заключенных в них слов: (при 20 м/с), (а).

4.4. Дефисы и тире

4.4.1. Тире с пробелами используется для обозначения текстового тире (например: ... где b – длина сегмента).

4.4.2. Тире без пробелов используется:

- для обозначения системы, смеси, границ, зависимости (пример: система вода–порода; граница вода–дно; формула Шези–Маннинга; область Алтай–Саяны);

- для обозначения интервала “от–до”, (пример: январь–февраль; температура 30–35°C; С. 1–5, [7–12]).

4.4.3. Дефис используется без пробелов.

4.5. Размерности

4.5.1. Размерности отделяются от цифры пробелом (900 км², 5 м/с), кроме градусов, процентов, промилле: 90°, 20°C, 50%, 10‰.

4.5.2. При перечислении, а также в числовых интервалах размерность приводится лишь для последнего числа (18–20 г/м³), за исключением угловых градусов: 5°–10° (не 5–10°).

4.5.3. Обозначение градусов Цельсия – 5°C, а не 5°.

4.5.4. Размерности при переменных выделяются запятыми (T , °C; Q , м³/год), при подлогарифмических величинах – квадратными скобками: $\ln[\text{min}]$.

4.6. Формулы

4.6.1. Без использования внедренных рамок в предложении набираются одиночные переменные, простые математические и химические фор-

мулы ((например, $a^2 + b^2 = c^2$, H₂SO₄), математические знаки.

4.6.2. Выносные математические формулы (оформляемые отдельной строкой) должны набираться в рамке редактора формул целиком. Набор формул из составных элементов (часть текст, часть – внедренная рамка) не допускается.

4.6.3. Формулы набираются при помощи встроенной функции WORD или с использованием редактора формул (Equation, MathType).

4.6.4. Для формул, набранных в редакторе формул, должны использоваться общие установки шрифтов, размера символов и их размещения в тексте.

4.6.5. В формулах латинские буквы печатаются курсивом (за исключением сокращения слов), русские и греческие – прямо.

4.6.6. Все числа более 10000, набранные арабскими цифрами, разбиваются пробелами по три цифры справа налево (3 556 125 758).

4.7. Список литературы

4.7.1. Затековый список литературы составляется в алфавитном порядке по фамилии первого автора. Сначала указываются источники на русском языке, затем источники на иностранных языках (также в алфавитном порядке).

4.7.2. Затековый список литературы должен иметь сквозную нумерацию.

4.7.3. Должны быть указаны фамилии и инициалы авторов.

4.7.4. Фамилии и инициалы авторов выделяются курсивом.

4.7.5. Инициалы ставятся после фамилий авторов и редакторов и не разделяются пробелами между собой: *Иванов А.А., Петров В.В.*

4.7.6. Пример записи для случая публикации под редакцией: Название труда / Под ред. *В.А. Филова.*

4.7.7. Год, том, номер журнала и т.п. разделяются между собой и отделяются от соответствующих цифр пробелами: 1992. Т. 29. № 2. С. 213. или 1992. V. 29. № 2. P. 213.

4.7.8. Перед годом после названия издательства или города (если издательства нет) ставится запятая.

4.7.9. Затековая ссылка на монографию должна соответствовать следующему примеру: *Израэль Ю.А., Цыбань А.В.* Антропогенная экология океана. М.: Наука, 2009. 532 с.

4.7.10. Затековая ссылка на сборник должна соответствовать следующему примеру: *Алексеевский Н.И., Ободовский А.Г., Самохин М.А.* Механизмы изменения уровней воды в реках // Эрози-

онные и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 2005. Вып. 4. С. 216–237.

4.7.11. Затекстовая ссылка на периодическое издание (журнал, серийный труд и т.д.) должна соответствовать следующему примеру: *Эдельштейн К.К., Смахтина О.Ю.* Генетическая структура речного стока и химико-статистический метод выделения ее элементов // *Вод. ресурсы.* 1991. № 5. С. 5–20.

4.7.12. Затекстовые ссылки на диссертации и авторефераты диссертаций должны соответствовать следующему примеру: *Иванов В.В.* Условия формирования, гидрологоморфометрические зависимости и деформации относительно прямолинейных, неразветвленных русел. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М.: МГУ, 1989. М.: 23 с.

4.7.13. Не допускаются ссылки на неопубликованные работы и отчеты.

4.8. Таблицы

4.8.1. Каждая таблица располагается на отдельном листе после текста статьи и списка литературы.

4.8.2. Таблицы без ячеек, набранные с помощью пробелов и (или) табуляций не принимаются.

4.8.3. Таблицы нумеруются арабскими цифрами по порядку упоминания их в тексте.

4.8.4. После номера следует название таблицы.

4.8.5. Первая ссылка на каждую таблицу в тексте должна быть выделена серым фоном (**табл. 1** и т.д.).

4.8.6. Все столбцы в таблицах должны быть разделены вертикальными линиями.

4.8.7. Горизонтальными линиями выделяются только шапка и последняя строка таблицы.

4.8.8. Размер шрифта в таблицах — 10 pt.

4.8.9. Слово “таблица” и ее номер пишутся полужирным шрифтом, название таблицы — светлым.

4.8.10. Примечание к таблице дается после ее заголовка в скобках без слова “примечание”.

4.8.11. Сноски под таблицами пишутся шрифтом в 9 pt.

4.9. Иллюстрации

4.9.1. Все рисунки должны быть расположены в конце статьи с соответствующими подрисуночными подписями.

4.9.2. Каждый рисунок должен быть на отдельном листе.

4.9.3. Рисунки не должны быть сгруппированы по ячейкам таблицы или каким-либо аналогичным способом.

4.9.4. Каждый рисунок должен быть представлен отдельным файлом формата JPEG.

4.9.5. Карты и схемы с мелкими деталями можно предоставить в отдельных файлах формата TIFF.

4.9.6. Названия файлов с рисунками должны содержать фамилию первого автора и порядковый номер рисунка в тексте (например, “Иванов_рис1.jpeg”).

4.9.7. Первая ссылка на каждый рисунок должна быть выделена серым фоном (**рис. 1** и т.д.).

4.9.8. Подрисуночные подписи должны быть набраны шрифтом в 10 pt. Допускается использование шрифта в 9 pt или 8 pt (карты, чертежи).

4.9.9. Оси на графиках должны быть подписаны.

4.9.10. Надписи одного порядка (надписи на осях, номера кривых и т.п.) должны быть набраны одним размером и шрифтом.

4.9.11. Громоздкие надписи на рисунках следует заменять номерами или символами курсивом, а их расшифровку выносить в подписи к рисункам.

4.9.12. Обозначения частей рисунка заключаются в скобки и пишутся прямо: (а), (б) и т.д., располагаются над соответствующими частями рисунка посередине.

4.9.13. На картосхемах пишутся:

- названия крупных водных объектов (моря, океаны) — прописными буквами курсивом;
- названия рек, озер — строчными курсивом;
- горных стран и хребтов — прописными прямо;
- населенных пунктов — прямо и только горизонтально.

4.9.14. Подрисуночные подписи должны соответствовать следующему примеру: **Рис. 2.** Профили дна устьевого шельфа против северной (а), центральной (б) и южной (в) частей дельты Годавари.

4.9.15. Фон рисунка должен быть белого цвета.

4.9.16. Графики и диаграммы желательно готовить в векторных графических редакторах; они должны иметь разрешение не ниже 600 dpi.

4.9.17. Полутонные иллюстрации должны иметь разрешение не ниже 300 dpi.

4.9.18. Комбинированные полутонные/штриховые иллюстрации должны иметь разрешение не ниже 600 dpi.

4.9.19. Толщина линий на иллюстрациях должна быть не меньше 0.5 pt.

4.9.20. Надписи на иллюстрации не должны соприкасаться с ее другими частями.

4.9.21. Публикация цветных иллюстраций в печатной версии журнала платная.

5. РЕЦЕНЗИРОВАНИЕ

5.1. Все поступившие в редакцию рукописи проходят анонимное рецензирование.

5.2. Если статья возвращается рецензентом с замечаниями, то она направляется автору для доработки.

5.3. Доработанная статья, а также ответ на замечания рецензента должны быть присланы в редакцию в течение двух месяцев с момента направления авторам рецензии. По истечении этого срока она рассматривается как вновь поступившая.

5.4. Доработанная статья подается в редакцию с полным комплектом документов, перечисленным в п. 2.

5.5. Текст доработанной рукописи подлежит проверке на соответствие требованиям настоящих правил.

5.6. Окончательное решение о принятии статьи выносится редакционной коллегией журнала.

6. ЮРИДИЧЕСКИЕ ТРЕБОВАНИЯ

6.1. Если в статье используются материалы (рисунки, таблицы) ранее опубликованные в других источниках (в том числе, если они публиковались автором статьи), должны быть предоставлены письменные разрешения авторов этих материалов на публикацию в журнале “Водные ресурсы”. Ответственность за нарушение авторских прав полностью лежит на авторах предоставленных материалов.

6.2. Отправка рукописи в редакцию журнала “Водные ресурсы” по почте, через авторский портал на сайте либо любым другим способом, означает согласие авторов с настоящими правилами.