



ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ

www.sciencejournals.ru

Журнал освещает теоретические и прикладные проблемы изучения природных вод: формирование водных ресурсов и управление ими, динамику водной среды, качество и охрану вод, гидрохимические и гидроэкологические процессы в водных объектах.



СОДЕРЖАНИЕ

Том 50, номер 1, 2023

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

- Современная динамика дельты Северной Двины: исследование по разновременным космическим снимкам
В. И. Кравцова, О. В. Вахнина, С. В. Лебедева, Е. Г. Харьковец, Е. Р. Чалова 3
- Экспресс-диагностика источников питания малой арктической реки по результатам краткосрочной гидрологической съемки (Чаунская низменность, Чукотка)
Т. С. Губарева, А. Г. Болдескул, О. Д. Трегубов, А. М. Тарбеева, В. В. Шамоу, Л. С. Лебедева, Т. Н. Луценко 15
- Моделирование стока взвешенных наносов по данным приморской воднобалансовой станции
А. Н. Бугаец, С. Ю. Лупаков, Н. Ф. Пшеничникова, С. М. Краснопеев 28
- К вопросу об оценке рисков затопления и защите селитебных территорий, расположенных в поймах рек
В. В. Беликов, Н. М. Борисова, А. Б. Румянцев 39
-

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

- Особенности формирования и регулирования диффузного загрязнения в пределах городских территорий (на примере р. Яузы)
В. О. Полянин, Т. Б. Фасцевская, А. Н. Словягина 53
- Сезонная изменчивость карбонатной системы реки Раздольной
П. Я. Тищенко, Т. А. Михайлик, Г. Ю. Павлова, Ю. А. Барабанищikov, П. Ю. Семкин 68
- Пространственно-временные различия гидроэкологических характеристик Ивановского водохранилища в годы с различными погодными условиями
М. Г. Гречушников, Д. В. Ломова, В. А. Ломов, Е. Р. Кременецкая, И. Л. Григорьева, А. Б. Комиссаров, Л. П. Федорова 81
- Многолетние изменения характеристик зообентоса водотоков хребта Хехцир
Н. М. Яворская 90
- Влияние природных и антропогенных факторов на сезонную экогидрологическую динамику восточного бассейна гиперсоленого Сакского озера (Республика Крым)
И. И. Руднева, В. В. Чабан, В. Г. Шайда, А. Л. Корепанов 103
-

НАУЧНЫЕ КОНСУЛЬТАЦИИ

- Точность измерений в практике управления качеством воды
В. И. Данилов-Данильян, Е. Г. Ларина, О. М. Розенталь 113
-

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.54:528.8

СОВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА ДЕЛЬТЫ СЕВЕРНОЙ ДВИНЫ: ИССЛЕДОВАНИЕ ПО РАЗНОВРЕМЕННЫМ КОСМИЧЕСКИМ СНИМКАМ¹

© 2023 г. В. И. Кравцова^а, *, О. В. Вахнина^а, С. В. Лебедева^б,
Е. Г. Харьковец^а, Е. Р. Чалова^а

^аМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119992 Россия

^бСеверное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды,
Архангельск, 163001 Россия

*e-mail: valentinamsu@yandex.ru

Поступила в редакцию 20.12.2021 г.

После доработки 27.05.2022 г.

Принята к публикации 09.06.2022 г.

Многолетняя динамика дельты Северной Двины изучена при сравнении космических снимков 1977 и 2020 гг. Составленная по ним карта динамики дельты показывает, что продолжается отмечавшееся и ранее нарастание островов морского края дельты и их присоединение к дельте, увеличение русловых островов в основных рукавах, сужение и исчезновение мелких водотоков на островах дельты. Но к этой долговременной тенденции продолжающегося нарастания площади дельты добавились процессы размыва берегов островов морского края дельты со стороны Двинского залива.

Ключевые слова: дельта, аккумуляция, размыв, космические снимки, карта динамики.

DOI: 10.31857/S0321059623010108, **EDN:** EDDNXI

Потепление климата, особенно сильно проявляющееся в Арктике, сокращение площади морских льдов и в связи с этим возобновление Северного морского пути усилили интерес к дельтам северных рек, представляющим замыкающие звенья выхода водного транспорта к океану. Исследования изменений этих дельт основаны на материалах космической съемки, накапливающихся с 1970-х гг. Работы лаборатории аэрокосмических методов кафедры картографии и геоинформатики географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова, выполненные по арктическому проекту для устьев крупнейших рек азиатской части России — дельт Лены и Енисея, показали, что для этих дельт характерен переход от преобладавших в предыдущий период процессов аккумуляции отложений и постепенного нарастания дельт к процессам размыва морского края и берегов рукавов дельт [10, 11].

В настоящей работе исследуется динамика дельты Северной Двины — одной из наиболее хозяйственно освоенных и урбанизированных дельт, представлявшей собой морские ворота России с допетровских времен. Здесь находится

крупный порт Архангельск. В связи с активным транспортным использованием Северной Двины рукава дельты многократно картографировались. Исторические картографические материалы за последние 350 лет, начиная от английских и голландских карт устья Северной Двины (1651 г.) и включая российские планы и карты дельты начала XX в., детально проанализированы в монографии [3]. Однако пока не было создано единой карты, характеризующей многолетнюю динамику дельты. Задача настоящей работы — составление такой карты, фиксирующей изменения береговой линии островов и рукавов дельты, что позволило бы выявить современные тенденции развития дельты. Эта задача решается на основе получаемых с 1970-х гг. материалов космической съемки, имеющих достаточное пространственное разрешение. Решение этой задачи осложнено сильной межгодовой и сезонной изменчивостью уровня воды, сгонно-нагонными и приливно-отливными явлениями.

ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЙ

Район исследований находится в подзоне северной тайги таежной зоны. Климатические

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проекты 18-05-60221 и 19-35-60032).

условия бассейна характеризуются продолжительной и холодной зимой, коротким прохладным летом и значительным количеством осадков — 500 мм/год, 70% которых приходятся на теплую половину года.

Северная Двина — одна из крупных рек европейской части России с объемом водного стока в замыкающем створе Усть-Пинега 104 км³/год (1882–2013 гг.), увеличивающимся к морю до 107 км³/год [12]. Сток взвешенных наносов — 4.5 млн т/год. Образованная слиянием рек Сухоны и Юг в северной части Восточно-европейской равнины река впадает в Двинский залив Белого моря, формируя многорукавную приливную дельту выдвижения площадью 893 км² [13]. Юго-восточная узкая часть Двинского залива представляет собой открытое приглубое устьевое взморье — вслед за мелководным (2–5 м) устьевым баром шириной 5–8 км идет свал глубин 8–10 м. Устьевая область относится к дельтово-эстуарному типу [14]. В ее состав входит участок реки, на котором заметны приливные и сгонно-нагонные колебания уровня, простирающийся вверх по течению на 135 км до устья р. Пинеги, и многорукавная дельта, имеющая форму, близкую к равностороннему треугольнику, ее ширина вдоль морского края 45 км, а длина главного рукава 42 км. Вершина дельты находится вблизи центра г. Архангельска, откуда веерообразно расходятся основные рукава Никольский, Мурманский, Корабельный, Маймакса, которые перед выходом к взморью образуют три устьевых расширения эстуарного типа — Пудожемское, Мурманское и Корабельное. Основной судовой ход проходит в настоящее время по восточному рук. Маймакса, а в Корабельном устьевом расширении он продолжается по искусственному морскому каналу, в котором для поддержания навигационных глубин регулярно проводится ремонтное углубление дна на занесенных участках акватории с опорой на цифровые модели рельефа дна, получаемые в ходе ежегодных (с 2004 по 2017 г.) гидрографических съемок [7]. Через Корабельное устье поступает в Двинский залив основная часть (45.3%) стока реки, через Пудожемское устье — 31.2, через Мурманское — 23.5% [2]. Сток взвешенных наносов по водотокам дельты находится в соответствии с объемом стока воды по ним.

По гидрологическому режиму Северная Двина относится к рекам с весенним половодьем, преобладающее питание — снеговое; тип водного режима — восточноевропейский, ~50% стока приходится на период с мая по июнь.

Устье Северной Двины — приливное. Период приливных колебаний составляет ~12.5 ч. На морском крае дельты величина сизигийного прилива ~1.3 м, квадратурного — до 0.8 м. Приливы классифицируются как полусуточные, асиммет-

ричные и осложнены специфическим явлением, называемым “маниха”, — приостановка или замедление подъема уровня во время прилива [15]. При сильных северо-западных ветрах, обычно в октябре–ноябре, в устье Северной Двины формируются нагоны высотой ~1 м, распространяющиеся примерно до с. Усть-Пинега — вершины устьевой области [4].

Окаймляющие дельту со стороны моря острова морского края — Голец, Кумбыш, Гремиха — образовались как серии причлененных к берегу береговых валов, превратившихся в песчаные гряды, зарастающие редколесьем, чередующиеся с обводненными ложбинами. Крупные острова средней части дельты — Угломин, Лясомин, Никольский — в прошлом также образовались причленением к берегу береговых валов, но впоследствии были преобразованы процессами торфообразования и заняты грядово-мочажинными озерковыми болотами, с лесами по прирусловым валам многочисленных водотоков. Острова в привершинной части дельты, образованные аккумуляцией речных наносов, покрыты ровными низменными заболоченными лугами с пойменной разнотравно-крупнотравной растительностью. Окружающие дельту ледниковые моренные равнины с многочисленными озерами заняты хвойными еловыми и сосновыми лесами с примесью мелколиственных пород и болотами.

В вершине дельты Северной Двины находится один из крупных воднотранспортных узлов Европейского севера России — Архангельск. На морском крае дельты — в Северодвинске действуют крупные судостроительный и судоремонтный заводы. Берега дельтовых рукавов и проток в значительной степени освоены, на них размещены лесозаготовительные и лесоперерабатывающие предприятия. Заболоченные земли островов мелиорируются и используются как луга и пастбища, а также под лесопосадки.

Велико историко-культурное значение региона, на протяжении нескольких веков игравшего роль морских ворот России.

ПРЕДСТАВЛЕНИЯ О ДИНАМИКЕ ДЕЛЬТЫ СЕВЕРНОЙ ДВИНЫ ПО ЛИТЕРАТУРНЫМ ДАННЫМ

Дельта Северной Двины довольно хорошо изучена. Давнее заселение территории и ее активное хозяйственное использование, систематические гидрологические наблюдения, проводимые с 1881 г. [4], палеогеографические исследования [6] и составленная В.Н. Коротаевым с их учетом геоморфологическая карта [1], выполненные на местности локальные измерения разрушения берегов [3] — способствовали тому, что у специали-

стов сложились определенные представления о динамике дельты.

Формирование дельты Северной Двины, начавшееся 5–7 тыс. лет назад, при заполнении наносами ингрессионного залива, образовавшегося в ходе последней послеледниковой трансгрессии [8], детально охарактеризовано геоморфологами [9] на основе материалов палеогеографических исследований [6]. Выделены три стадии развития дельты в голоцене: эстуарий (позднеледниковье–ранний голоцен); лагуна (средний голоцен); дельта выдвижения, начавшаяся в среднем голоцене и продолжающаяся в настоящее время.

Главные факторы современной динамики дельты – гидрологические, речные (сток воды и наносов); на них накладываются морские факторы (волнение, вдольбереговые течения, нагонные и приливные колебания уровня), максимальное воздействие которых – на внешней границе подводного устьевых конуса выноса (бара) [8].

Вдоль морского края дельты, где сильно действие морских факторов, дельту обрамляют острова волноприбойного происхождения [2]. Материал для их формирования, кроме осаждающегося на устьевом баре речного аллювия, дает поток песчаных наносов с СВ. Правый берег Двинского залива (Зимний берег), приподнятый, сложенный осадочными породами и перекрывающими их ледниковыми отложениями, обрывается к морю 30-метровым клифом. Его выступы – мысы Куйский и Толстоменский – размываются и дают начало потоку наносов, следующему на Ю, а затем поворачивающему вслед за изгибом берега на ЮЗ и участвующему в переформировании островов вдоль морского края дельты [16]. Молодые береговые валы на периферии этих островов, по мнению геоморфологов, прирастают и до настоящего времени [9]. Морской край дельты в 1932–1960 гг. интенсивно выдвигался в районе Поганого и Пудожемского устьев, а морской канал заносился речными наносами в период весеннего половодья и морскими в осенне-зимний период, слой отложений достигал 75 см [2], и это – проблема, обусловившая необходимость оценки заносимости судоходных каналов и в настоящее время [7].

Особенность вековой динамики дельты – устойчивая тенденция к смещению трех основных рукавов дельты к В за счет боковой эрозии правых берегов; за 5000 лет это смещение достигло 5–7 км [5], что отражает геоморфологическая карта дельты [1]. В противоположность этому низменные левые берега рукавов и острова южной части дельты, примыкающие к вершине, – районы современной речной аккумуляции за счет отложения речных наносов в половодье [9].

Таким образом, по материалам проведенных исследований сложилось представление о выдвижении дельты Северной Двины в залив, происшедшем в течение тысячелетий, и о продолжении нарастания в настоящее время – причленении береговых валов к островам морского края. Цель настоящей работы – проверка правильности сложившихся представлений на основе объективной картины произошедших за последние десятилетия изменений при сопоставлении разновременных материалов космической съемки. Для этого необходимо по разновременным космическим снимкам составить карту динамики дельты, что в условиях приливной дельты представляет не простую задачу.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Выбор и подготовка снимков

Для исследования современного состояния дельты использованы снимки со спутника Sentinel 2В с атмосферной и геометрической коррекцией, полученные через архивы Европейского космического агентства ESA. Съемка с этого спутника ведется в 12 спектральных каналах видимого, ближнего и среднего инфракрасного диапазона с разрешением 10 м в основных из них. В качестве основного выбран безоблачный снимок за 18.07.2020, сделанный в период межени при отсутствии нагонов, до достижения среднего уровня прилива.

Для характеристики по возможности наиболее раннего состояния дельты по снимкам относительно высокого разрешения использованы безоблачные снимки с американского разведывательного спутника KeyHole-9, полученные через архивы USGS на 7.07.1977 г. – также в межennyй период при отсутствии нагонов и в близкой по времени съемки в 2020 г. фазе прилива. Фазы приливно-отливных колебаний и уровня воды в момент получения снимков установлены по данным Морских гидрометеорологических станций “Северодвинск” и “Мудьюг” и Морского гидрометеорологического поста “Соломбала” (табл. 1).

Панорамные снимки KeyHole на панхроматическую фотопленку, покрывающие территорию дельты в виде восьми кадров – полос шириной 17 км, соединены в фотоплан с коррекцией панорамных искажений исходных снимков по методике [17], применением блочной фототриангуляции, ортотрансформирования с использованием цифровой модели рельефа AsterDEM и составлением мозаики из обработанных снимков. Для геометрического согласования разновременных материалов трансформирование фотоплана в проекцию UTM/WGS84 проводилось с использованием координат свыше 100 опорных точек, опознанных на более детальном снимке Sentinel

Таблица 1. Характеристика снимков и уровней воды в момент съемки (для материалов съемки KeyHole-9 приведено разрешение использованных в работе цифровых снимков, полученных сканированием фотопленочных оригиналов)

Спутник/ съёмочная система	Разрешение снимков, м	Дата и время съемки	Уровень воды в момент съемки по данным		
			морских гидрометеорологических станций		морского гидрологического поста “Соломбала”
			“Северодвинск”	“Мудьюг”	
KeyHole-9/ панорамная фотокамера	15	07.07.1977. 11:35 ± 15 мск	–0.18 м БС	–0.32 м БС	–0.27 м БС
Sentinel-2B (MSI)	10	18.07.2020. 11:45 мск	–0.35 м БС	–0.41 м БС	–0.63 м БС

2B (18.07.2020). Точность фотоплана оценивается исполнителями в 10–30 м на различных его участках в зависимости от их обеспеченности опорными точками.

Для учета приливно-отливных колебаний положения береговой линии были отобраны восемь снимков Sentinel 2B, полученных в разные фазы прилива–отлива в период межени 2020 г.

Кроме основных сравниваемых снимков KeyHole-9 07.07.1977 и Sentinel-2B 18.07.2020 для контроля промежуточных изменений использованы снимки со спутника Landsat/ETM 2000, 2001 гг., а также снимки высокого разрешения, включенные в “историческую линейку” снимков информационной системы GoogleEarth.

Для увеличения временного интервала анализа использовались обзорно-топографические карты масштаба 1 : 500 000 1966 г. и масштаба 1 : 200 000 1980 г.

Определение береговых линий (границы вода–суша) на разновременных снимках, их совмещение (создание “предкарты”) и составление карты динамики дельты

Положение береговой линии на начальную дату 1977 г. определено визуальным дешифрированием снимков KeyHole с точностью 20–50 м, зависящей от степени выраженности береговой линии на панхроматических снимках и точности фотоплана. Береговая линия 2020 г. определена по контролируемой классификации “воды” и “суши” по снимку Sentinel-2B методом минимального расстояния с точностью, сопоставимой с разрешением исходного снимка 10 м. При совмещении береговых линий 1977 и 2020 гг. получена “предкарта”, отображающая появление воды на месте суши (размыв берегов, затопление) и образование суши на месте воды (выдвижение берега в результате аккумуляции наносов, образование островов). Для оценки достоверности выяв-

ленных многолетних изменений использовалась рабочая карта, составленная путем сложения восьми предварительно преобразованных снимков Sentinel 2B, показывающих положение береговой линии в разные фазы прилива–отлива. “Предкарта” содержит информацию об изменениях береговой линии и площадей участков суши и акватории и играет роль источника для создания карты динамики дельты, при составлении которой выполняется отбор контуров в соответствии с определенной ранее точностью обработки снимков и масштабом создаваемой карты, и при необходимости осуществляется переход к внесмасштабным обозначениям.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. АНАЛИЗ ДИНАМИКИ ДЕЛЬТЫ

Составленная карта отражает динамику дельты с 1977 г. — с того времени, когда появились космические снимки, достаточно детальные для анализа изменений береговой линии. На более ранние сроки береговая линия зафиксирована топографическими и обзорно-топографическими картами, созданными по материалам аэрофотосъемки 1960-х гг. Поэтому чтобы увеличить временной интервал анализа, в дополнение к составленной карте динамики дельты использована близкая к ней по детальности обзорно-топографическая карта масштаба 1 : 500 000 1966 г. Для контроля изменений в пределах длительного 43-летнего периода (1977–2020 гг.) использованы снимки со спутника Landsat/ETM 2000 и 2001 гг.

Последовательный анализ выявленных изменений осуществлялся по морфологически различающимся районам дельты. На рис. 1 воспроизведена уменьшенная копия составленной карты динамики дельты и представлена нарезка фрагментов карты для анализа.

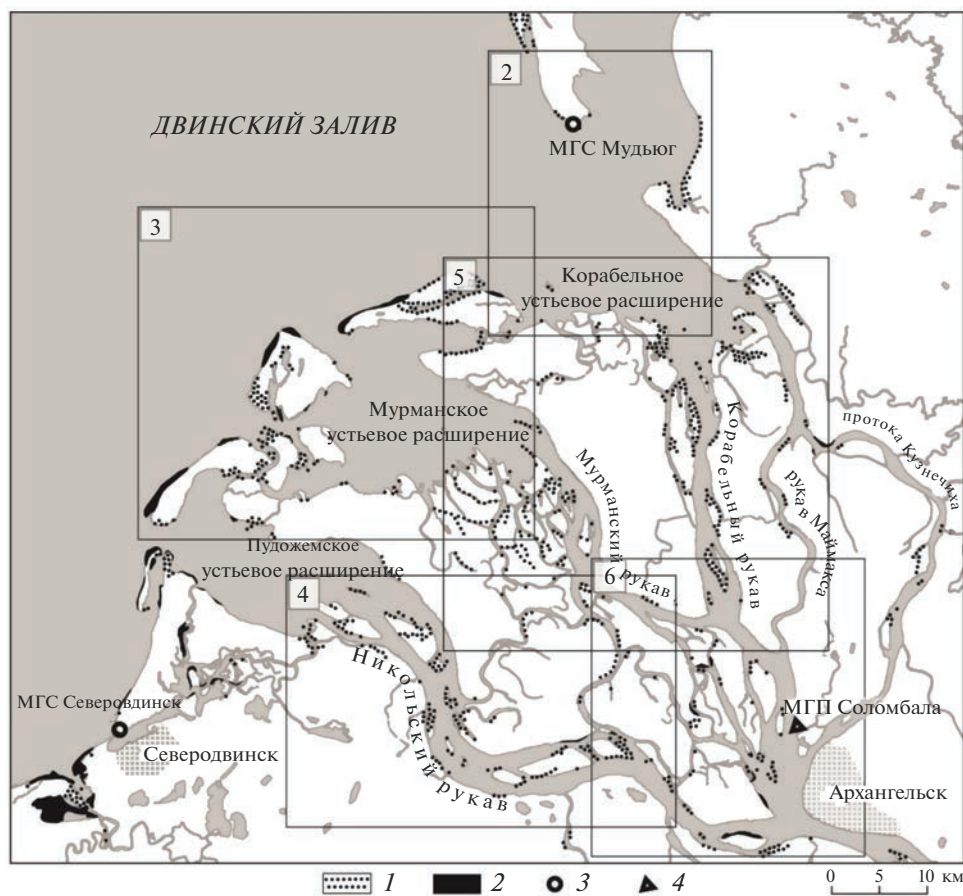


Рис. 1. Уменьшенная копия карты динамики дельты Северной Двины 1977–2020 гг.: 1 – аккумуляция отложений, выдвигание берега, исчезновение водотоков; 2 – размыв, затопление, отступление берега; 3 – морские гидрометеорологические станции; 4 – морской гидрометеорологический пост. Отмечены рамки участков, показанных на рис. 2–6; номер в верхнем левом углу соответствует номеру рисунка.

Острова вдоль морского края дельты

С СЗ дельту окаймляет баровая отмель, отделяющая дельту от Двинского залива. На баровой отмели между выходами в залив основных рукавов сформировались под влиянием речных и морских аккумулятивных процессов острова морского края дельты. Крайний северо-восточный из них – небольшой о. Кошка-Скандия, представляющий собой песчаную отмель у левого борта морского судоходного канала, проложенного через Березовый бар от устья судоходного рукав. Маймакса. Размеры и конфигурация о. Кошка-Скандия меняются в зависимости от фазы приливного цикла. На снимках 1977 и 2020 гг. отобразилась лишь юго-западная часть гребня отмели в виде вала длиной 350 м и шириной 50 м. Сравнение снимков показывает, что в 1977 и 2020 гг. остров имел разные положения; за 43 года отмель переместилась на ЮВ на 700 м со среднегодовой скоростью 16 м/год. Дополнительное совмещение со снимком 2000 г. позволяет увидеть промежуточное положение острова (рис. 2). Такое существен-

ное перемещение гребня отмели не соответствует большой стабильности рисунка отмелей в Корабельном устьевом расширении, наблюдаемой при просмотре “исторической линейки” снимков этого участка в системе GoogleEarth, и, скорее всего, связано с регулярно выполняемыми работами по расчистке морского судоходного канала от наносов.

Между устьевыми расширениями Корабельного и Мурманского рукавов, судя по карте 1966 г., существовала группа островов Голец (рис. 3) и Разбойник (рис. 3), которые показаны как отдельные острова и на всех предыдущих картах. К 1977 г. эти острова сблизились, были разделены лишь двумя небольшими протоками шириной 20–50 м, а снимки 2000 и 2020 г. зафиксировали полное соединение этих островов (рис. 3).

Со стороны Двинского залива объединенный о. Голец-Разбойник окаймлен серией песчаных береговых валов, как подводных, так и причлененных к берегу. Валы были видны и на снимке 1977 г. В северо-восточной части острова к 2020 г.

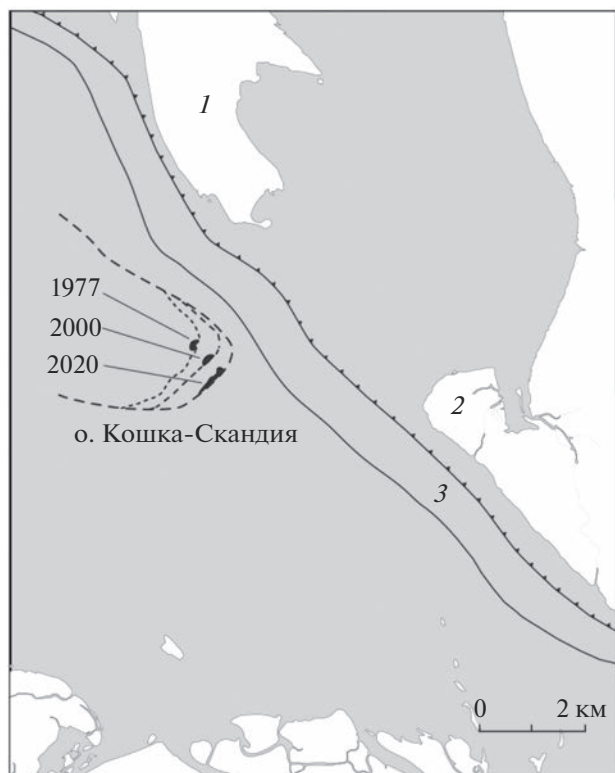


Рис. 2. Изменение положения гребня отмели и острова Кошка-Скандия в 1977–2020 гг. 1 – о. Мудьюг, 2 – п-ов Лебедин, 3 – морской судоходный канал.

валы причленились к берегу, но к 2021 г. в средней части произошел размыв ранее причлененных валов и береговая линия отступила на 100 м, а в крайней юго-западной части острова – до 250 м. Однако здесь размыв со стороны моря сопровождался нарастанием берега со стороны Мурманского устьевое расширения. Нарастание суши происходило и на других участках южного берега этого острова. Большая часть территории объединенного о. Голец-Разбойник к 2020 г. покрыта травяно-кустарниковой растительностью, на песчаных грядах бывших береговых валов растут сосновые леса.

Пролив между островами Голец и Лайда – Сафроновская Губа – в 1966 г. был свободным, в 1977 г. ширина его составляла 1 км. К 2020 г. мелководный пролив почти полностью зарос, и лишь извилистая протока шириной 150–300 м разделяет острова Голец и Лайда (рис. 3), который в свою очередь почти полностью присоединился к крупному о. Никольскому дельты.

Существенные изменения морского края произошли между Мурманским и Пудожским устьями, где расположены острова Кумбыш и Гремиха (рис. 3).

В 1966 г. о. Кумбыш по площади был вдвое меньше, чем сейчас. Со стороны моря его окайм-

ляли узкие левые устьевые косы Мурманского рукава. К 1977 г. косы расширились и причленились к острову, лагуны между ними заросли и площадь острова увеличилась. К 2020 г. продолжилась аккумуляция материала внешней косы, которая расширилась и удлинилась на 1 км, остров приобрел квадратную форму. На морском берегу о. Кумбыш продолжается формирование серий береговых валов, 3–4 вала видны под водой на снимках 2000 и 2020 гг. В то же время на северо-западном берегу острова, со стороны залива, и на северо-восточном, со стороны Мурманского устья, произошел размыв с смещением береговой линии на 200 м. Территория вновь образовавшейся западной части о. Кумбыш, как видно по снимкам высокого разрешения в системе GoogleEarth, представляет собой серию песчаных гряд с развивающимся в их повышенной части дюнным рельефом. В старой восточной части острова песчаные гряды заняты сосновым лесом, в ложбинах между грядами сохранились озера.

В западной части Мурманского устьевое расширения, в районе Поганого устья, также наблюдается расширение площади островов и консолидация групп островов в единые массивы. К 1977 г. о. Гремиха удлинился на 1 км по сравнению с 1966 г. в юго-западном направлении. Удлинение южного конца острова продолжалось и в 1977–2020 гг., он выдвинулся еще на 200 м. Серия бывших береговых валов – песчаных гряд – протягивается на острове вдоль берега залива, на повышенных участках гряд развивается дюнный рельеф. Однако сравнение снимков 1977 и 2020 гг. показывает, что береговая линия о. Гремиха со стороны залива отступила к суше на 50–100 м в северной и до 400 м в южной части; в этой полосе затопленного берега на современных снимках просматривается до шести подводных валов. В противоположность этому в восточной части о. Гремиха в это время расширялся, зарастали вдающиеся в него заливы, процессы аккумуляции охватили его вместе с группой расположенных восточнее островов Варгай, Тайнокурья, Подостров (рис. 3), которые расширились, а проливы между ними, имевшие ширину 500–700 м, сузились до 100–200 м. Группа объединившихся островов Варгай почти полностью присоединилась к северо-западному окончанию крупного дельтового о. Лясомин (рис. 3), их разделяет лишь протока шириной ~50 м.

Самый крайний западный остров морского края дельты – Ягры (на котором теперь расположен микрорайон Северодвинска) уже к 1966 г. практически присоединился к дельтовому о. Угломин, был отделен от него лишь узкой (100 м) мелководной протокой. От северной оконечности острова в прошлом отходила левая приустьевая коса устья рук. Никольского. К 1966 г. она была размыва у основания, отчленилась от берега и образовался о. Ягорский Рог. В 1977–2020 гг. его

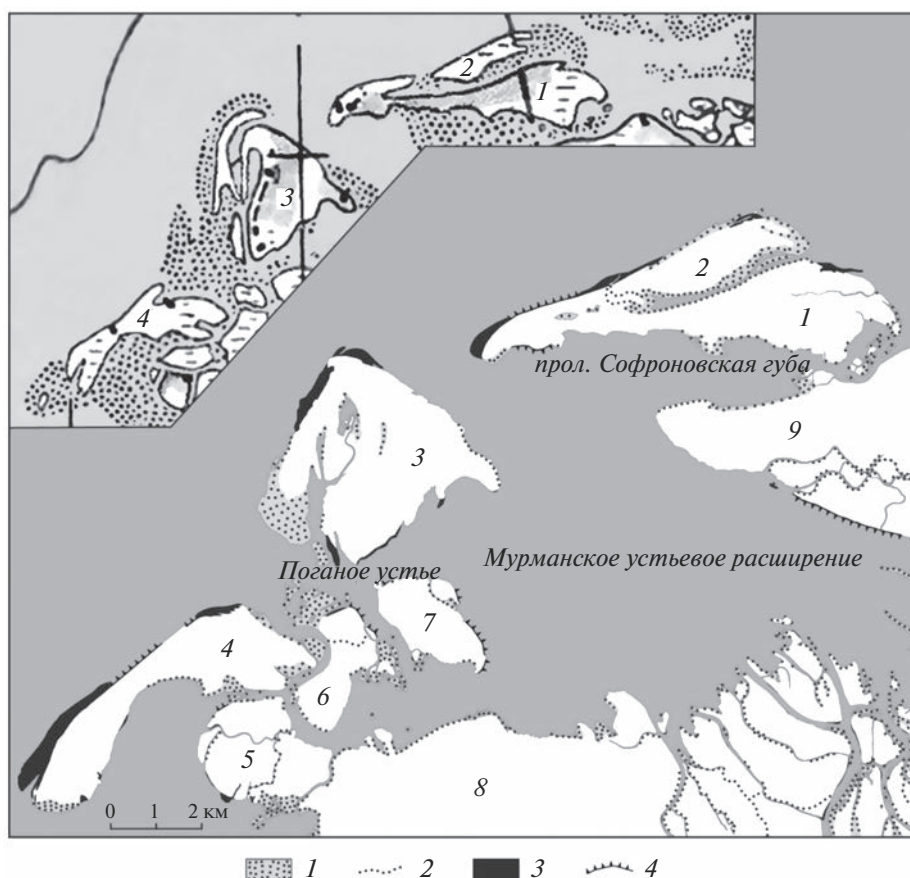


Рис. 3. Острова вдоль морского края дельты (фрагмент карты динамики дельты Северной Двины). На врезке — фрагмент обзорно-топографической карты 1966 г. Здесь и на рис. 5, 6: 1 — участки аккумуляции отложений, нарастания суши; 2 — смещение береговой линии в сторону моря, не выраженное в масштабе, сужение и исчезновение водотоков и проливов; 3 — участки размыва берега, затопления суши; 4 — смещение береговой линии в сторону суши, не выраженное в масштабе. Острова: 1 — Голец, 2 — Разбойник, 3 — Кумбыш, 4 — Гремиха, 5 — Варгай, 6 — Тайнокурья, 7 — Подостров, 8 — Лясмин, 9 — Лайда.

северо-западный берег подвергался размыву с отступанием береговой линии до 200 м.

В целом для всей группы островов морского края дельты характерны начавшиеся при потеплении климата процессы размыва или затопления их берегов со стороны Двинского залива при продолжающихся со стороны дельты процессах аккумуляции отложений, нарастания площади островов, сужения проливов, отделявших их от островов внутренней дельты.

Устьевые расширения основных рукавов

Для мелководных расширенных участков рукавов панхроматические снимки KeyHole, достаточно хорошо выявляющие береговую линию, но не отражающие рельеф дна, мало информативны. Поэтому для анализа динамики мелководной зоны устьевых расширений привлекаются разновременные снимки Landsat и Sentinel, а карта динамики отражает изменения лишь берегов.

На правом берегу Корабельного устьевое расширения (как и Мурманского) проявляется слабо выраженное отступление берега со среднегодовой скоростью 1–2 м/год. Для левых низменных берегов характерно небольшое аккумулятивное выдвигание берега до 100 м, зарастание отмелей со среднегодовой скоростью ~2 м/год.

Снимок Landsat 19.06.2001 хорошо передает картину рельефа дна мелководной зоны. В Корабельном устьевом расширении среди обширных отмелей четко выделяются подводное продолжение русла рук. Корабельного с его крутыми поворотами и прямолинейный искусственный морской судоходный канал. Валы, обрамляющие подводные русла и канал, а также повышенные участки отмелей между ними создают выразительный рисунок рельефа дна. Этот рисунок полностью повторяется и на снимках 2020 г., а просмотр “исторической линейки” снимков в информационной системе GoogleEarth, где представлены почти ежегодные снимки со спутника



Рис. 4. Никольский рукав (фрагмент карты динамики дельты Северной Двины). Условные обозначения — на рис. 3. Русловые острова: 1 — Виченка, 2 — Сvineц, 3 — Сvineцкая Кошка, 4 — Вагинские Кошки, 5 — Нестеровский, 6 — Чиракин, 7 — Шакилов, 8 — Чаячий.

Landsat начиная с 1984 г., убеждает в чрезвычайной стабильности форм рельефа дна этой мелководной устьевой зоны, вполне соответствующих изобатам на топографической карте масштаба 1 : 200000.

В Мурманском и Пудожемском устьевых расширениях, в большей степени закрытых баровыми островами, чем Корабельное устье, формы рельефа дна мелководной зоны выражены менее четко, и здесь при сравнении снимков 2000 г. и 2020 гг. изменений не заметно.

Основные рукава дельты

Во внутренней части дельты, где ее преобразования связаны преимущественно с речными факторами, во всех основных ее рукавах прослеживаются изменения в первую очередь русловых островов, и в меньшей мере — берегов рукавов и протоков.

В рук. Никольском (рис. 4) на его широтном участке между поселками Глинник—Рикасиха на карте 1966 г. была показана цепочка небольших островков. К 1977 г., как видно на снимке Кеу-Ноле, они сгруппировались в три массива — о. Виченка, группа островов Сvineц и Сvineцкая Кошка и острова Вагинские Кошки (рис. 4). Острова в этих группах были разделены широкими (500 м) протоками. К 2000 г. протоки сузились до 100–200 м, а к 2020 г. частично были занесены песком, а сами острова, особенно Вагинские Кошки, расширились и приблизились к правому берегу. Как указано в [3], вблизи о. Виченка и выше о. Вагинские Кошки находились пункты складирования грунта после расчистки фарватера. Дополнительное поступление материала от этих

свалок способствовало нарастанию островов и отмелей в рук. Никольском.

На излучине русла в районе поселков Шикириха—Бармино в 1977 г. зафиксированы два острова, отсутствующие на карте 1966 г. На снимке 2000 г. к ним добавилась третий, и на них появилась растительность. В 2020 г. все три острова окружены отмелями, направленными вниз по течению, что указывает на продолжение аккумуляции отложений.

В нижней части рук. Никольского при переходе из него в Пудожемское расширение, судя по карте 1966 г., существовали две группы небольших островов. Снимок 1977 г. показывает, что площади их расширились, протоки между ними сузились. Процесс сближения островов продолжался, к 2020 г. они объединились в два больших острова Шакилов-Чаячий и Нестеровский-Чиракин (рис. 4), полностью заросших травяно-кустарниковой растительностью. Вниз по течению от островов в их ухвостьях на несколько километров тянутся полосы отмелей, на которых поселяется водная растительность, а ниже о. Нестеровского к 2020 г. образовался длинный (>1 км) песчаный осередок.

Мурманский рукав (рис. 5) более свободен от островных русловых образований по сравнению с Никольским. На его верхнем широтном участке в 2.5 км ниже его истока при отделении от рук. Корабельного, у правого берега, судя по снимку Кеу-Ноле, в 1977 г. образовался узкий остров длиной 800 м. К 2000 г. он стал вдвое длиннее и почти присоединился к правому берегу. Ниже по течению на участке рук. Мурманского, вытянутом в меридиональном направлении, произошла кон-

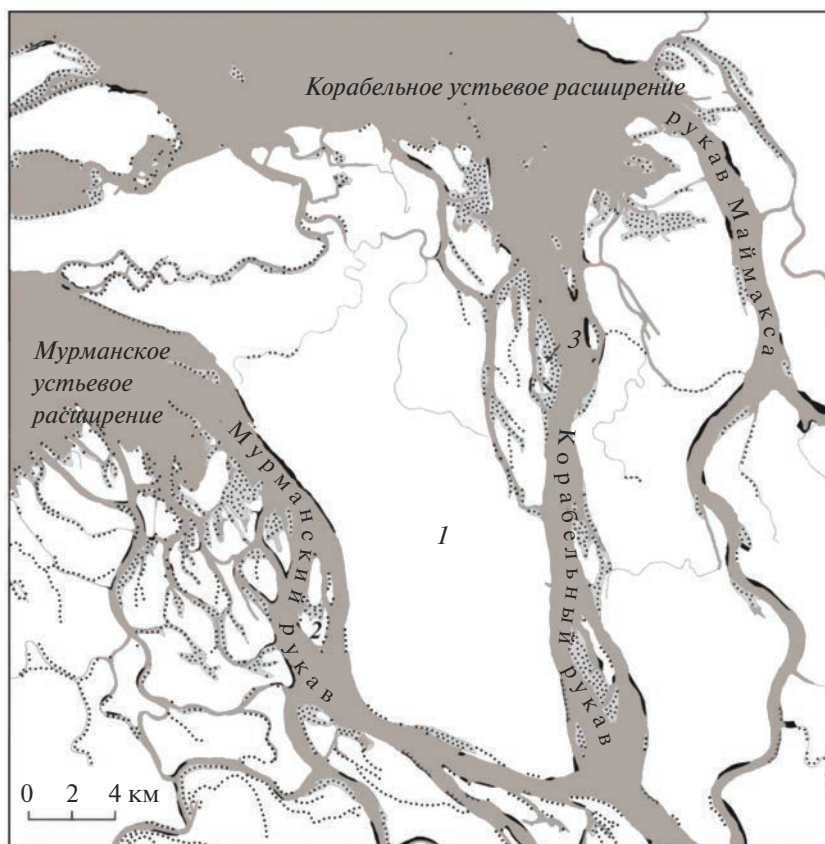


Рис. 5. Рукава Мурманский, Корабельный (северная часть), Маймакса (фрагмент карты динамики дельты Северной Двины). Обозначения — на рис. 3. Острова: 1 — Никольский, 2 — Тяжелая Кошка, 3 — Линский.

солидация небольших островков, показанных на карте 1966 г. В 1977 г. они объединились в два острова, в 2000 г. почти соединились в один о. Тяжелая Кошка (рис. 5), разделенный лишь узкой протокой, которая к 2020 г. полностью заросла, а остров увеличился по площади. При изменении направления рукава с меридионального на северо-западное на участке перехода к Мурманскому устьевому расширению, на левом берегу на снимках 2000 и 2020 гг. видны песчаные косы, образовавшиеся при изменении направления течения. Для правого возвышенного берега о. Никольского (рис. 5) для этого участка рук. Мурманского характерны процессы размыва, отмеченные многими исследователями [3, 4, 13]. Совмещение снимков 1977 и 2020 гг. показывает, что берег отступил здесь до 70–80 м со среднегодовой скоростью ~2 м/год. Наряду с размывом, ниже по течению образуются шлейфы аккумуляции — видна двойная песчаная коса, сформировавшаяся ниже размываемого выступа правого берега.

В **рук. Корабельном** разделяются участки широкий южный (верхний, до истока Маймаксы), используемый для судоходства (рис. 6), и северный (нижний), не используемый по условиям рельефа дна (рис. 5). Широкая, но мелководная

(до 5 м) южная часть верхнего участка, вблизи г. Архангельска, еще в 1966 г. была свободна от островов, а в северной части находился крупный о. Хабарка (рис. 6). На снимке 1977 г. южнее о. Хабарка видна выступившая над водой и превратившаяся в остров большая отмель напротив Соломбалы. На снимке 2020 г. южнее нее четко выделяется частично обнажающаяся отмель с хорошо выраженным грядовым рельефом, протягивающаяся на Ю до створа Архангельского яхт-клуба. На нижнем участке рук. Корабельного (рис. 5) с недостаточными для судоходства глубинами на карте 1966 г. показано и на снимке 1977 г. видно несколько русловых островов. На снимке 2001 г. эти острова обрамлены обширными отмелями и заметно перемещение южных островов к правому берегу, а северных к левому. В 2020 г. это уже покрытые растительностью острова, присоединение среднего острова к правому берегу закончилось. Острова в северной части рукава — Линский (рис. 5) и другие — расширились, удлинились вниз по течению до 700 м и сильнее приблизились к левому берегу. Вдоль правого берега в нижней части рукава цепочка небольших островов ограничивает активную часть руслового потока. На выходе рукава в Корабельное устьевое расшире-

до 50 м, т. е. со скоростью изменений ~ 1 м/год. В то же время в русле Кузнечихи появилось несколько русловых островов, удлинился почти на 600 м о. Шилов напротив Соломбалы, произошло приращение крупных островов к левому берегу (рис. 6).

В целом на островах внутренней части дельты преобладают процессы аккумуляции речных наносов, обмеления и зарастания мелких водотоков, а в привершинной части дельты происходят русловые переформирования сети проток между рукавами.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенной работы выполнена поставленная задача — по разновременным космическим снимкам составлена карта динамики дельты Северной Двины за период 1977–2020 гг. Анализ составленной карты, проведенный с учетом более ранних картографических материалов, показывает, что продолжается отмечавшееся с 1920-х гг. нарастание и консолидация островов вдоль морского края дельты. Однако к этой долговременной тенденции добавились четко выраженные процессы отступления мористых берегов этих островов, впервые зафиксированные на составленной авторами работы карте динамики дельты 1977–2020 гг. Ширина полос размыва и затопления на островах Голец, Кумбыш, Гремиха составляет в среднем от 50 до 250 м со среднегодовой скоростью отступления береговой линии 1–5 м/год. Проявление процессов размыва на морском крае дельты Северной Двины отражает изменение в ее развитии в период потепления климата и подъема уровня моря.

Одновременно с активизацией размыва на мористых берегах островов вдоль морского края продолжалось их нарастание со стороны, обращенной к внутренней части дельты. За счет аккумуляции речных наносов уменьшалась ширина проливов между ними, продолжалось присоединение островов морского края к основным островам дельты. В том же юго-восточном направлении, в сторону дельты отмечено зафиксированное на карте динамики дельты за 1977–2020 гг. перемещение на 700 м о. Кошка-Скандия, что связано также с регулярными расчистками морского судоходного канала.

В основных рукавах дельты продолжались процессы нарастания русловых островов, объединения групп небольших разрозненных островков в руслах в более крупные острова. Особенно характерно это для широкого рук. Никольского, где этому способствует также складирование грунта после расчистки фарватера.

На правых берегах основных рукавов дельты — Мурманского, Маймаксы, Корабельного устье-

вого расширения — продолжались процессы постепенного размыва, отмечавшиеся многими исследователями, темп которых за период 1977–2020 гг., однако, не превышал 1–2 м в год. При этом на левых низменных берегах основных рукавов, как это отмечалось и ранее, происходило приращение расширяющихся русловых островов к берегу. Для верхней части дельты характерно переформирование русловой сети извилистых проток между основными рукавами, увеличение крутизны меандр.

Претерпели изменение небольшие водотоки на дельтовых островах в западной части дельты. Густая сеть водотоков между Никольским и Мурманским рукавами поредела, ширина водотоков уменьшилась, на их берегах повсеместно появились полосы кустарниковой растительности, некоторые водотоки заросли полностью. Такие изменения, возможно, связаны с развитием растительности при потеплении. В этом случае климатические изменения содействовали процессам аккумуляции и увеличения площадей суши в дельте. В восточной части дельты, где сосредоточены лесопильные заводы, к этому добавилось антропогенное исчезновение малых водотоков в результате их засыпания отходами лесопиления [3].

Таким образом, исследование динамики дельты за 1977–2020 гг. показало, что в период потепления климата на фоне продолжающегося преобладания процессов аккумуляции и нарастания площади островов внутренней дельты стали проявляться процессы размыва мористых берегов на островах вдоль морского края дельты.

В многочисленных публикациях последних лет показан и обсуждается активизировавшийся при потеплении размыв абразионных берегов северных морей. В данном случае зафиксировано отступление аккумулятивных берегов, в этом новизна результатов исследования. Выявленные изменения зафиксированы на карте и в подробной текстовой характеристике динамики. Авторы рассчитывают, что эти изменения привлекут внимание гидрологов, которые дадут им оценку на основе анализа морских и речных факторов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас Морфодинамика устьевых систем крупных рек Арктического побережья России / Под. ред. В.Н. Коротаева, Г.И. Рычагова. М., 2017. 148 с.
2. Бабич Д.Б., Коротаев В.Н., Магрицкий Д.В., Михайлов В.Н. Трансформация речного стока в устьях арктических рек // Геоэкологическое состояние арктического побережья России и безопасность природопользования. М.: ГЕОС, 2007. С. 188–230.
3. Брызгалов В.В., Скобинский А.Э., Богунов А.Ю. Исследование устьевой области Северной Двины хронокартографическим методом. Архангельск: Лодия, 2008. 143 с.

4. Гидрология устьевой области Северной Двины. М.: Гидрометиздат, 1965. 375 с.
5. Демиденко Н.А., Лупачев Ю.В., Репкина Т.Ю. Региональные особенности формирования эстуарно-дельтовых систем севера Европейской части России // Эстуарно-дельтовые системы России и Китая. М.: ГЕОС, 2007. С.62–112.
6. Зарецкая Н.Е. История развития дельты р. Северной Двины в голоцене // Система Белого моря. Т. 4. М.: Науч. мир, 2017. С. 268–292.
7. Иглин С.М., Лещев А.В., Коробов В.Б. Оценка масштабов заносимости судоходного канала в порту Архангельск // Инженерные изыскания. 2019. Т. 13. № 1. С. 46–55.
8. Коротяев В.Н., Алексеевский Н.И. Эрозионно-аккумулятивные процессы в устьях рек // Эрозионно-русловые системы / Под ред. Р.С. Чалова. М.: ИнфраМ, 2017. С. 436–464.
9. Коротяев В.Н., Репкина Т.Ю., Романенко Ф.А. Геоморфология и история формирования устьевых систем арктического побережья России // Морфодинамика устьевых систем крупных рек Арктического побережья России. М., 2017. С. 33–40.
10. Кравцова В.И., Вахнина О.В. Исследование динамики дельты Енисея по космическим снимкам // Геодезия и картография. 2020. № 1. С. 34–47.
11. Кравцова В.И., Инюшин А.Н. Исследование динамики дельты Лены по космическим снимкам // Вод. ресурсы. 2019. Т. 46. № 6. С. 817–824.
12. Магрицкий Д.В., Скрипник Е.Н. Опасные гидрологические процессы в устье Северной Двины и факторы их многолетней изменчивости // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 2016. № 6. С. 59–70.
13. Михайлов В.Н. Устья рек России и сопредельных стран: прошлое, настоящее и будущее. М.: ГЕОС, 1997. 413 с.
14. 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.
15. Полонский В.Ф., Лупачев Ю.В., Скриптунов Н.А. Гидролого-морфологические процессы в устьях рек и методы их расчета (прогноза). СПб.: Гидрометиздат, 1992. 383 с.
16. Щербаков Ф.А. Белое море // Геоэкология шельфа и берегов морей России / Под ред. Н.А. Айбулатова. М.: Ноосфера, 2001. С. 58–69.
17. Sohn H.G., Kim G., Yom J. Mathematical modelling of historical reconnaissance CORONA KH-4B imagery // The Photogrammetric Record. 2004. V. 19 (105). P. 51–66.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.16

ЭКСПРЕСС-ДИАГНОСТИКА ИСТОЧНИКОВ ПИТАНИЯ МАЛОЙ АРКТИЧЕСКОЙ РЕКИ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ КРАТКОСРОЧНОЙ ГИДРОЛОГИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ (ЧАУНСКАЯ НИЗМЕННОСТЬ, ЧУКОТКА)¹

© 2023 г. Т. С. Губарева^{a, b, *}, А. Г. Болдескул^b, О. Д. Трегубов^c,
А. М. Тарбеева^d, В. В. Шамов^{b, e}, Л. С. Лебедева^e, Т. Н. Луценко^b

^aИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^bТихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия

^cСеверо-Восточный комплексный научно-исследовательский институт ДВО РАН,
Магадан, 685000 Россия

^dМГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, 119991 Россия

^eИнститут мерзлотоведения СО РАН, Якутск, 677010 Россия

*e-mail: tgubareva@bk.ru

Поступила в редакцию 27.09.2021 г.

После доработки 27.05.2022 г.

Принята к публикации 09.06.2022 г.

Приведены результаты обобщения краткосрочной экспедиционной гидролого-гидрохимической съемки в арктическом речном бассейне в северо-восточной части Чаунской низменности в северной части Чукотки, выполненной в июле 2020 г. В масштабе малого речного бассейна р. Янранай-ваам проанализирована структура водных масс, выявлены водосборы отдельных притоков с интенсивным развитием криогенных процессов, что находит отражение в их химическом составе воды, а именно — в повышенном содержании гидрокарбонат-ионов, растворенного железа и растворенного органического углерода. С использованием двухтрассерной модели смешения на момент съемки определены и оценены доли источников питания, а также их пространственные соотношения. Основные источниками питания — атмосферные воды (преимущественно от снеготаяния), склоновые почвенные воды сезонно-талого слоя, талые воды гольцовых льдов. В водосборах средней и верхней частей бассейна преобладающий источник — атмосферная вода (67–78%), а в водосборах нижней части бассейна — почвенные воды сезонно-талого слоя (59–64%). Питание рек водами от таяния гольцовых льдов — типично для всего бассейна и в верховьях реки на момент съемки составляет 10–14%.

Ключевые слова: арктический речной бассейн, гидрохимическая съемка, источники питания, двухтрассерная модель смешения.

DOI: 10.31857/S032105962301008X, **EDN:** EDDQMP

ВВЕДЕНИЕ

Арктические и субарктические речные бассейны северо-восточной части России остаются малоизученными в силу их труднодоступности, суровости климатических условий и сокращения в последние десятилетия числа труднодоступных станций и постов государственной сети гидрометеорологического мониторинга. Однако необходимость их изучения достаточно высока, поскольку именно тундровые ландшафты претерпевают наиболее кардинальные изменения в связи с

наблюдаемыми изменениями климата [1, 12, 20]. Криогенные процессы и явления играют ключевую роль в формировании стока малых арктических водосборов, изменяя гранулометрический и минералогический состав отложений и растворенных веществ [13], контролируя рельеф русла и склонов, нарушая сплошность растительного покрова на водосборах и меняя пути и скорости стока воды [28]. Это диктует необходимость не только получения режимной информации, но и проведения экспериментальных исследований [15]. При этом важны и результаты экспедиционных исследований, выполняемых даже в течение не продолжительного времени [9, 11, 14, 18, 21, 27].

¹ Работа выполнена при поддержке РФФИ (проект 18-05-60036) и в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема 122041100222-7).

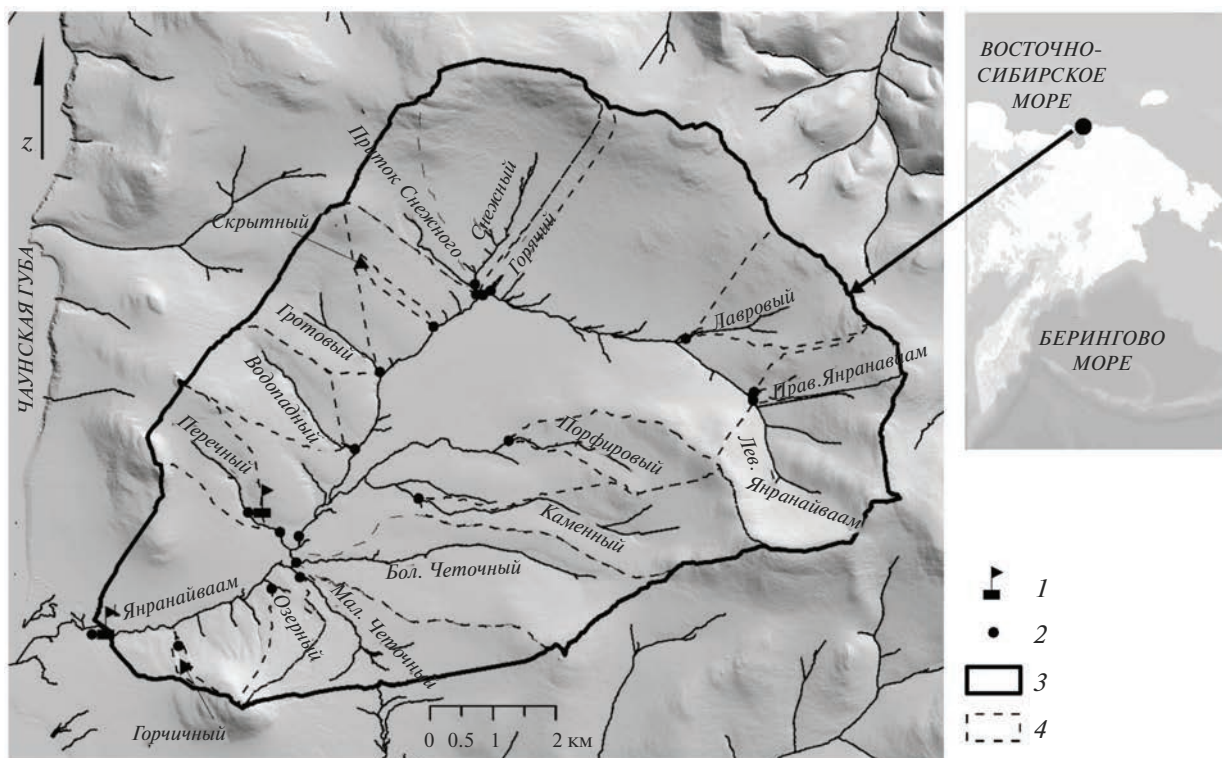


Рис. 1. Картограмма бассейна р. Янранайваам. 1 – контрольные створы, 2 – пункты отбора речных проб воды, 3 – граница бассейна, 4 – границы частных водосборов.

В данной статье приведены результаты обобщения краткосрочной экспедиционной гидролого-гидрохимической съемки бассейна р. Янранайваам в северо-восточной части Чаунской низменности, выполненной в июле 2020 г. При малой длительности исследования и небольшом объеме собранных данных применяемая методология анализа позволила сформулировать обоснованные гипотезы относительно структуры водных масс бассейна и закономерностей пространственной вариации химического состава вод. Это дает основание трактовать результаты как пример эффективной экспресс-диагностики источников питания реки и оценки их соотношения, что имеет ценность для отдаленных и слабо изученных территорий.

ОПИСАНИЕ ОБЪЕКТА

Бассейн р. Янранайваам расположен в северо-восточном обрамлении Чаунской низменности в области сплошного распространения многолетнемерзлых пород (ММП). Река берет начало на северо-западной оконечности Шелагского хребта и впадает в Чаунскую губу (рис. 1). Площадь бассейна – 84 км²; наивысшая его точка – г. Туманная (710 м н.у.м.). Мощность многолетнемерзлых пород составляет 200–250 м, их температура ме-

няется от –5 до –7.5°C. Мощность сезонно-талого слоя (СТС) на задернованных склонах – 0.3–0.6 м и увеличивается до 1 м на склоновых осыпях и в поймах рек [10].

Климат района – арктический морской. Для периода 1981–2010 гг. (данные м/с Певек) среднегодовая температура воздуха составляет –9.8°C, средняя годовая сумма осадков, выпадающая поровну в холодный и теплый периоды, – 146 мм. Преобладающие ландшафты – гольцы и пятнистые мохово-кустарничковые арктотундры.

В верхней и средней частях бассейна отмечаются выходы плагиогранитов, гранит-порфиров, а в нижней приустьевой части распространены сланцы и аргиллиты [4]. Граниты обнажаются в привершинных частях междуречий, достигают русла реки в верхнем течении, а также образуют крутой правый берег в среднем течении. Остальные склоны долины покрыты чехлом рыхлых отложений, имеющих разный механический состав в разных частях бассейна. В верховье, где река имеет горный характер, склоны долины крутые (15°–30°) и сложены грубообломочным обвальнo-осыпным материалом. Согласно [5], в днище долины отмечены, помимо коллювия, верхнеплейстоценовые флювиогляциальные отложения. Грубообломочные склоновые чехлы распространены также ниже выходов скал в привершинных

частях междуречий, где на ступенях нагорных террас они образуют развалы глыб – курумы. Это места наиболее долго сохраняющихся снежников, а также образования гольцовых льдов. Нижние части склонов более пологие и сложены более тонкодисперсным материалом. В нижнем течении реки вдоль правого борта долины склоновый чехол имеет щебнисто-суглинистый состав, здесь широко распространены пятна-медальоны.

Левый склон долины в нижнем и среднем течении сильно отличается от других по морфологии и составу отложений. Его нижняя часть от подножья до абсолютных отметок 70–100 м имеет уклоны до 8° – 10° и сложена сильнольдистыми алевитистыми супесями и суглинками с незначительным включением обломков. Эти отложения включают в себя полигонально-жильные льды и несут следы активного развития термокарста и термоэрозии в виде обводненных границ полигонов, небольших озер, байджерахового рельефа, глубоких (до 10 м глубиной) термоэрозийных оврагов и четковидных русел водотоков (руч. Большой Чёточный и Малый Чёточный). Предположительно, эта часть бассейна относится к так называемому полигенетическому “ледовому комплексу” (ЛК) – синкриогенным отложениям неоплейстоценового возраста с сингенетическими повторно-жильными льдами, сформировавшимися в эпохи похолоданий [22] и показанными в этом районе в [2].

В западной приустьевой части бассейна рыхлый чехол представлен морскими и лагунными засоленными отложениями, состоящими из ила, торфа и гравия [10].

Все пологие склоны долины, имеющие крутизну 2° – 5° , изрезаны задернованными ложбинами стока, широко развитыми в условиях криолитозоны, образующими пути стока склоновых надмерзлотных вод [19, 27]. В англоязычной литературе такие ложбины упоминаются как “water tracks” [25, 26]. В русскоязычной литературе аналогичные ложбины часто обозначаются термином “делли”, но это понятие используется в более узком смысле [19]. Поэтому для описания всех слабо выраженных в рельефе склоновых полос ложбин стока как источников надмерзлотного питания используем транслитерированный англоязычный термин “вотертрек”.

ПОЛЕВЫЕ ИЗМЕРЕНИЯ И ЛАБОРАТОРНЫЙ АНАЛИЗ

Гидролого-гидрохимическая съемка в бассейне р. Яранайваа (рис. 1) выполнялась с 1 по 10 июля 2020 г. Расходы воды регулярно измерялись на главной реке и ее основных притоках. В контрольных створах реки и надмерзлотных шурфах логгеры непрерывно с 1-часовым интер-

валом регистрировали уровень и температуру воды.

Отборы проб речной воды проводились одновременно с измерением расходов. Физико-химические показатели – pH, электропроводность ЕС, температура воды T – измерялись *in situ* прибором “НМ-200 Digital”. Отбирались также воды болотных массивов и термокарстовых озер, талые воды грунтового льда в пределах области распространения ЛК, а также воды родников, выходящих из-под шлейфов грубообломочных отложений, снежников, вотертреков (в шурфах) и отдельных мочажин на склонах в местах глубокого сезонного протаивания. Общее число проб – 50.

Химические анализы выполнены в лаборатории геохимии ТИГ ДВО РАН. Содержание HCO_3^- принималось равным общей щелочности и определялось потенциометрическим титрованием по стандартной методике. Вода пропускалась через фильтр с диаметром пор 0.45 мкм. Содержание анионов Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} определялось на жидкостном хроматографе “Shimadzu LC 10Avp”; содержание катионов Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe общее – методом атомной абсорбции; K^+ , Na^+ – методом эмиссионной спектроскопии на спектрофотометре “Shimadzu AA 6800”. Содержание растворенного органического углерода (POУ) в воде определялось на ТОС-анализаторе “Shimadzu” ТОС- V_{CPN} , кремний – методом спектрофотометрии (синий комплекс с молибдатом аммония).

МЕТОДЫ АНАЛИЗА ДАННЫХ

Пробы природных вод были сгруппированы по характеру места их отбора, каждой подвыборке присваивался индекс от 1 до 8. Систематизация гидрохимических данных выполнялась с применением диаграмм Пайпера (рис. 2). Характеристика состава воды выполнялась по Е.В. Посохову по преобладающим ионам ($\geq 25\%$ -экв).

С помощью метода главных компонент (МГК) исследовались гидрохимические матрицы, где в строках записывались образцы проб воды, в колонках – химические показатели (переменные). Суть МГК состоит в понижении размерности рассматриваемой системы, т. е. перехода от большого количества коррелированных переменных к нескольким некоррелированным, называемым главными компонентами (ГК). МГК применялся для объективного объединения проб в группы по схожести их химического состава, для проверки консервативности трассеров, для построения диаграммы смещения в пространстве ГК с целью выявления источников питания и адаптации модели смещения. Исследовались 2 матрицы исходных данных. Первая включала в себя всю выборку измерений – 50 проб природных вод различного

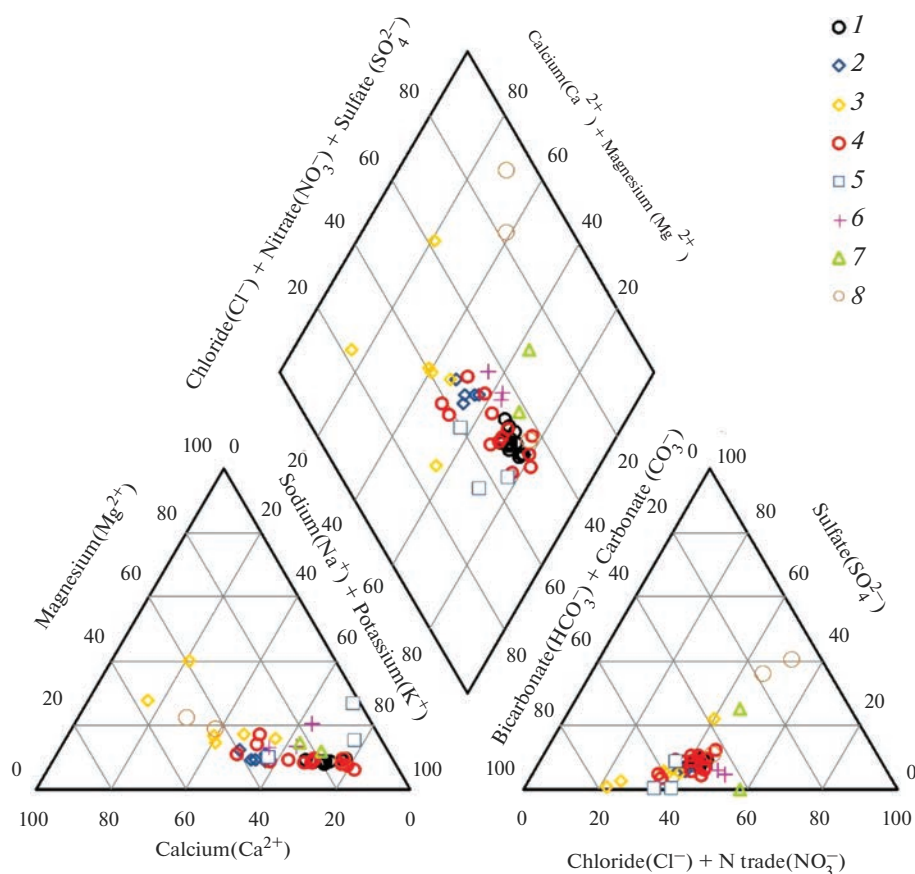


Рис. 2. Диаграмма Пайпера, представляющая соотношение ионов, %-экв. Индексы: 1 – р. Янравайваам, контрольный створ; 2 – руч. Перечный; 3 – ручьи в пределах ледового комплекса; 4 – водотоки средней и верхней частей бассейна (ручьи Каменный, Водопадный, Порфиновый и др.); 5 – снежники; 6 – водотрещины, 7 – болотные воды; 8 – родники.

генезиса, в том числе все предполагаемые источники. Вторая матрица включала 34 речные пробы, отобранные на контрольных створах и притоках. Отдельно анализировались отскакивающие точки.

Адаптация модели смешения выполнялась в соответствии с рекомендациями методики в [23], согласно которой матрица речных проб проецировалась в пространство ГК. В это же пространство выполняется проецирование проб потенциальных источников. При проецировании использовались только концентрации консервативных трассеров, отбор которых выполнялся по методике в [24]. Проверка трассеров на консервативность основана на построении диаграмм “остатки – измеренные значения” по каждому трассеру, где остатки представляют собой отклонения модельных концентраций, рассчитанных в МГК-модели, от фактических. Отсутствие выраженных корреляций (структур) на графиках “остатков” свидетельствует о консервативности используемых трассеров [24]. Значения, получаемые путем проецирования исходных концентраций в новое

пространство ГК, рассматриваются как сложные (модельные) трассеры. Первые две ГК используются для построения двухтрассерной модели смешения трех источников питания. Надежность МГК-модели оценивалась по критерию объясненной дисперсии первыми двумя ГК, принятому $\geq 80\%$.

Модель смешения для трех источников, в основе которой – система уравнений баланса воды и трассеров, имеет вид

$$\begin{cases} f_1 + f_2 + f_3 = 1 \\ \text{ГК1}_1 f_1 + \text{ГК1}_2 f_2 + \text{ГК1}_3 f_3 = \text{ГК1}_r \\ \text{ГК2}_1 f_1 + \text{ГК2}_2 f_2 + \text{ГК2}_3 f_3 = \text{ГК2}_r, \end{cases} \quad (1)$$

где f_1, f_2, f_3 – доли источников питания речных вод; ГК1, ГК2 – первая и вторая главные компоненты – концентрации модельных трассеров, индексы 1, 2, 3 указывают на соответствующие источники; r – на концентрацию трассеров в речной воде.

Для оценки вклада каждого источника для каждой пробы аналитически решаются уравнения относительно источников:

$$f_1 = \frac{(\text{ГК1}_r - \text{ГК1}_3)(\text{ГК2}_2 - \text{ГК2}_3) - (\text{ГК1}_2 - \text{ГК1}_3)(\text{ГК2}_r - \text{ГК2}_3)}{(\text{ГК1}_1 - \text{ГК1}_3)(\text{ГК2}_2 - \text{ГК2}_3) - (\text{ГК1}_2 - \text{ГК1}_3)(\text{ГК2}_1 - \text{ГК2}_3)}, \quad (2)$$

$$f_2 = \frac{(\text{ГК1}_r - \text{ГК1}_3)}{(\text{ГК1}_2 - \text{ГК1}_3)} - \frac{(\text{ГК1}_1 - \text{ГК1}_3)}{(\text{ГК1}_2 - \text{ГК1}_3)} f_1, \quad (3)$$

$$f_3 = 1 - f_1 - f_2. \quad (4)$$

Геометрическое построение модели смешения выполнялось в координатах ГК1 и ГК2, где отображались совместно речные воды и источники и очерчивалось пространство смешения речных вод, ограниченное тремя краевыми источниками [23]. Интерпретация источников осуществляется из физических соображений и данных о химическом составе источников. Валидация модели смешения выполнялась прямым расчетом (уравнение (1)) для каждой речной пробы с использованием измеренных концентраций трассеров и рассчитанных долей (уравнения (2)–(4)). Детальное описание модели смешения и процедуры МГК-моделирования, включающие подготовку данных, алгоритм декомпозиции исходной матрицы в новое пространство, приведены в работах [7, 8].

Пространственная интерполяция химических показателей выполнялась в среде ArcMap 10.3.1 с помощью алгоритма “Natural Neighbour”. Для выполнения корректной интерполяции, требующей покрытия измерениями территории за пределами бассейна р. Янранайваам, дополнительно создавались входные образцы вдоль внешних границ бассейна со значением, полученным в замыкающем створе частного водосбора. Таким образом, измерение, полученное в точке (замыкающем створе) на водотоке, распространялось на весь частный водосбор, а все частные вложенные водосборы бассейна участвовали для построения картосхем.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Гидрохимическое описание природных вод

Атмосферные воды представлены пробами снежников. Их минерализация очень низкая – <10 мг/л. В целом, воды слабокислые (рН 5.6–6.1), хлоридно-гидрокарбонатные натриевые; содержание РОУ в них колебалось от 0.8 до 1.7 мг/л; Si – в пределах 0.0–0.17 мг/л. На диаграммах Пайпера эта группа вод хорошо выделяется по преобладанию Na^+ в составе катионов и HCO_3^- среди анионов (рис. 2).

Родники, представляющие собой нисходящие источники, обнаружены в основании скальных выходов или развалов глыб гранит-порфиров в

гольцовом поясе в подножье горного склона, иногда в основании курумов. В родниках наблюдалась самая низкая температура воды – 1–2°C. Минерализация воды составляла 20–40 мг/л, состав хлоридно-сульфатный натриево-кальциевый. Воды слабокислые (рН 5.6–5.8), содержат 1.2–1.6 мг/л РОУ и 2.17–3.29 мг/л Si. Примечательно, что во всех родниковых водах обнаружено максимальное содержание NO_3^- – 4.3–5.1 мг/л, тогда как в других пробах зафиксирован аналитический нуль, и лишь в отдельных речных пробах, преимущественно из истоков реки, содержание достигает 1.0–1.6 мг/л.

Воды вотертреков имеют сходный гидрокарбонатно-хлоридный кальциево-натриевый состав. При этом вотертрек, расположенный в левом борту р. Янранайваам, в пределах отложений ЛК, характеризуется чуть большей минерализацией, имеет более высокие по сравнению с правобережным вотертреком содержания РОУ – 25 мг/л и Fe – 12.8 мг/л. Содержание Si составляет 4.2–4.8 мг/л.

Речные воды, пробы которых регулярно отбирались в контрольных створах и в основных притоках р. Янранайваам, отличаются более высоким рН – 6.2–6.7. По соотношению основных анионов они делятся на две группы: хлоридно-гидрокарбонатные натриевые – преимущественно воды истоков (минерализация до 15 мг/л), и хлоридно-гидрокарбонатные кальциево-натриевые (минерализация до 20 мг/л).

Экзогенно-криогенные процессы в наибольшей степени проявлены в районе распространения ЛК, на водосборах левых притоков нижнего течения реки. Талые воды пород ЛК сформировали в термоэрозионных оврагах и термокарстовых просадках специфическую и разнообразную по химическому составу водную массу.

Отобранные здесь пробы имеют нейтральную или слабощелочную реакцию, сильно различаются по минерализации – от 20 до 645 мг/л, имеют относительно высокое содержание РОУ (8.4–30.0 мг/л) и низкое – Si (0.04–2.0 мг/л). Различие этих вод по макросоставу, возможно, отражает разные этапы (стадии) таяния льда и/или криогенное концентрирование растворенных веществ (РВ). На диаграмме Пайпера эти пробы резко отклоняются от основного облака речных вод и могут рассматриваться как потенциальный источник, условно обозначенный как “ЛК”.

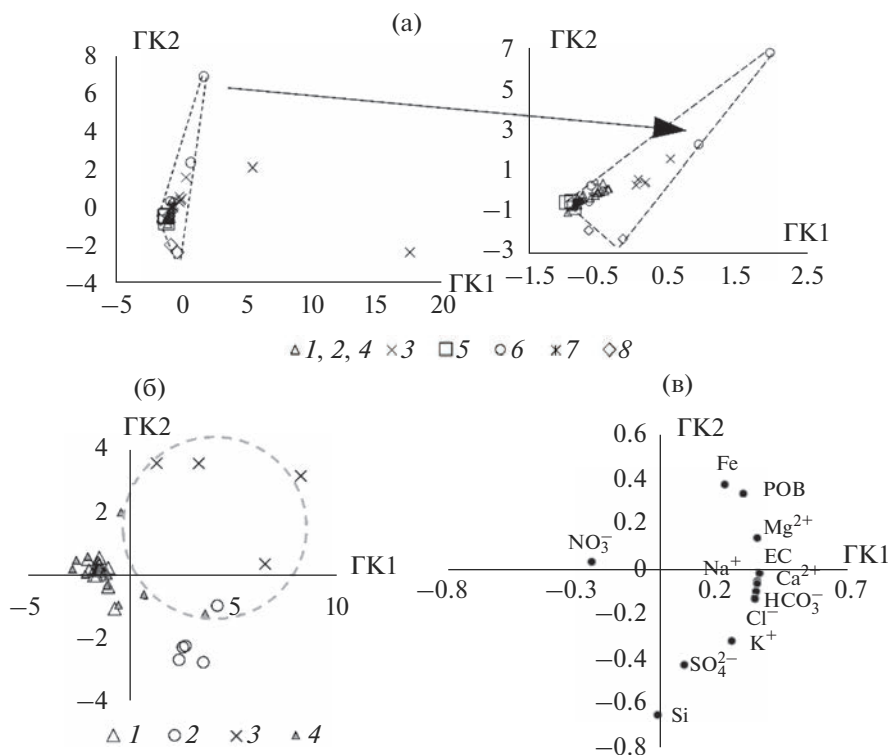


Рис. 3. Положение проб природных вод в пространстве GK1–GK2. График счетов для полной выборки (а); для выборки речных проб: график счетов (б), график нагрузок (в). Расшифровка индексов – на рис. 2. Пунктиром о контурены пробы с относительно более высокими содержаниями Fe (>0.1 мг/л) и РОУ (>5 мг/л).

Вода, отобранная в овраге между проседающими полигонами, имеет самую высокую минерализацию – 650 мг/л и гидрокарбонатно-хлоридный кальциево-магниевый состав. Она содержит РОУ – 28 мг/л, но также сравнительно высокий показатель Si – 1.7 мг/л.

Ручей Озерный, вытекающий из термокарстового озера и образующий эрозионный врез в районе ЛК, имеет меньшую минерализацию – 210 мг/л, но также сравнительно высокий показатель РОУ – 28 мг/л и преимущественно гидрокарбонатный магниевый-кальциевый состав. Содержание Si здесь очень низкое – на уровне вод атмосферного происхождения – 0.04 мг/л.

Ручей Горчиный – левобережный приток, протекающий в пределах ЛК, имеет хлоридно-гидрокарбонатный кальциево-натриевый состав, невысокую минерализацию – 30 мг/л, содержание РОУ – 14 мг/л и Si – 0.29 мг/л.

Анализ данных методом МГК

Анализ матриц данных полного набора (50 проб воды) выполнен методом МГК для 12 переменных, а это почти весь список характеристик, за исключением температуры и pH. График счетов продемонстрированы на рис. 3а. Кумулятивная объясненная дисперсия расчета GK1–GK2 по

полной выборке составляет 78%. При выполнении пространственных обобщений такая величина – достаточно высокая и позволяет выявить группировки проб, обладающие сходством по набору переменных. График счетов (рис. 3а) демонстрирует положение проб, проиндексированных от 1 до 8, в системе координат GK1–GK2. Речные пробы (индексы 1, 2, 4) образуют компактную группу, ограниченную пробами вод потенциальных источников (5, 6, 8), занимающих крайнее положение в координатной плоскости. Группа проб (индекс 3), отобранных в пределах ЛК, как и следовало ожидать, несколько удаляется от основной массы речных проб, что связано с особенностью формирования химического состава вод. Ручьи из этой группы, в отличие от остальных рассматриваемых водотоков, могут иметь другие источники питания.

Две резко отклоняющиеся пробы (рис. 3а) отличаются минерализацией и содержанием HCO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} , K^+ , в десятки раз большими, чем пробы вод ЛК, а SO_4^{2-} , Mg^{2+} – в сотни раз. Степень участия таких вод в формировании речной водной массы явно ничтожна из-за крайне низкой водности и слабой проточности временной эрозионной сети. Эти пробы – представители локальных

очагов специфической водной массы. Более длительное их взаимодействие с частицами минерального грунта и процессы криогенного выщелачивания обуславливают высокую степень их насыщения РВ.

Кумулятивная объясненная дисперсия ГК1–ГК2 по расчету речных проб составляет 81%. График счетов ГК1–ГК2 (рис. 3б) демонстрирует отчетливую группировку речных проб в новой системе координат, а график нагрузок (рис. 3в) показывает связи между переменными и весами (коэффициентами перехода) по каждой главной компоненте.

Характеристики EC , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , Cl^- , HCO_3^- связаны между собой и имеют практически одинаковую максимальную нагрузку по ГК1 (рис. 3в). Именно эти факторы определяют положение проб относительно ГК1: в положительной области – пробы с высокими концентрациями перечисленных показателей, в отрицательной – с низкими. По ГК2 максимальная факторная нагрузка приходится на Si , и именно по этому показателю отчетливо удаляются в положительную область пробы с индексом 3 (содержание $Si < 2.5$ мг/л), и в отрицательную область – пробы индексом 2 (> 3.5 мг/л). Достаточно высокие нагрузки приходятся на Fe и PO_4 . Анализ проб в поле диаграммы ГК1–ГК2 подтвердил, что пробы с повышенным содержанием этих РВ можно условно объединить в отдельный кластер (окружность на рис. 3б). Анализ графика нагрузок показывает, что основные РВ, по которым следует искать различия между кластерами, – EC , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , Si , SO_4^{2-} , Fe , PO_4 . По ним же ожидаемы и заметные различия в предполагаемых водных источниках.

При группировке речных вод в качестве приоритетных условий были приняты попадание проб в определенный квадрант диаграммы и индекс пробы. В случае отклонения отдельных проб и тяготения их к подвыборке с другим индексом учитывалось расстояние от центра группы до положения пробы – оно должно быть минимальным.

В первый квадрант (**группа I**) попадают речные пробы с индексом 3. Это малочисленная (4 пробы) сильно рассеянная группировка. Их позволяет объединить приуроченность их к определенному типу ландшафта.

Пробы руч. Перечного (индекс 2) и единственная проба соседнего водосбора руч. Водопадного (индекс 4) образуют другую группу, располагающуюся во втором квадранте – **группа II**. Она менее рассеяна, некоторое отклонение демонстрируют две пробы, которые отобраны из устьевоего участка притока руч. Перечного. Действительно, в руч. Перечном в нижнем течении наблюдается

смена характера ландшафта, отмечаются очаги термоэрозии, заболачивание, распыливание водного потока, снижение скоростей течения, чрезвычайное обилие коллоидного железа и активное развитие водорослей. Концентрация Fe в пробе возрастает почти в 25 раз по сравнению с пробами в контрольном гидрометрическом створе выше по течению и составляет 0.71 мг/л.

На границе третьего и четвертого квадрантов выделяется достаточно компактная группа, образованная пробами с индексами 1 и 4, – **группа III**. Тесное соседство проб с разными индексами означает сходство их химического состава. Речная вода р. Янранайваам в контрольном створе близка по составу к водам основных притоков; следовательно, формирование стока происходит преимущественно за счет притоков средней и верхней частей бассейна. Это подтверждают вычисленные по данным инструментальных измерений модули стока, возрастающие от 10 л/(с км²) в нижних частях водосбора до 80 л/(с км²) в верховьях. Для группы III отмечается отклонение трех проб от центра группировки, одна из них тяготеет к группе I, две других – к группе II. Во время полевой съемки на некоторых участках главного водосбора отмечались небольшие по площади очаги термоэрозии, в том числе и на частных водосборах, где отобраны три отклонившиеся пробы. Очевидно, термоэрозия на участках с повышенной льдистостью почво-грунтов и с наличием подземных льдов оказывает заметное влияние на формирование химического состава талых вод, что в конечном итоге отражается и на составе речной воды.

Несмотря на однородность химического состава вод главной реки и ее притоков в среднем и верхнем течении, можно выделить отдельную **группу IV**, включающую в себя истоки р. Янранайваам, которые образуют зону формирования стока с его высокими модулями – до 69 л/(с км²) (руч. Правый Янранайваам) и 91 л/(с км²) (руч. Лавровый).

Пространственные различия химического состава вод

Для бассейна р. Янранайваам автоматизированным способом удалось построить схемы пространственного распределения концентраций трассеров, не противоречащие интуитивному представлению о характере этого распределения (рис. 4). Заметна общая тенденция увеличения минерализации от истоков к устью с выделением в западной (левобережной) части бассейна группы водных объектов, в которых минерализация достигает максимальных значений (от 50 до 650 мг/л).

Аналогичный характер распределения свойственен и для PO_4 , содержание которого возрас-

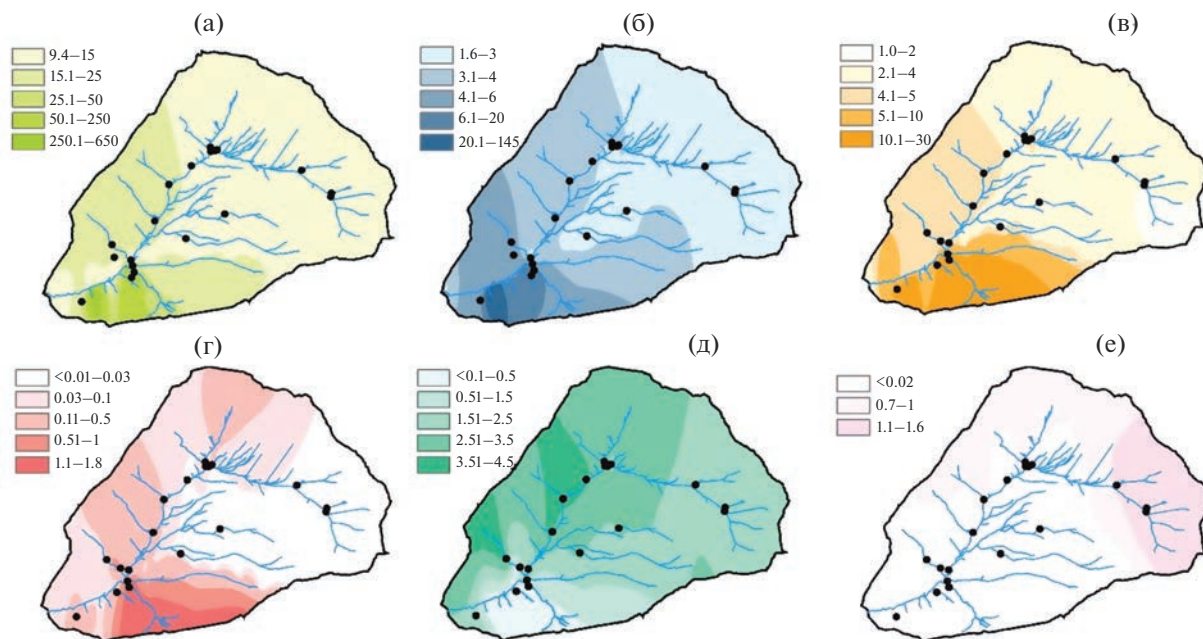


Рис. 4. Картограммы пространственного распределения концентраций растворенных веществ в речных водах бассейна р. Янранайваам, мг/л: а – минерализации, б – Cl^- , в – PO_4 , г – Fe, д – Si, е – NO_3^- .

тает от истоков к устью от 1 до 4 мг/л и достигает максимальных значений (10–30 мг/л) в водотоках, приуроченных к району распространения ЛК.

Содержание Cl^- также увеличивается от 1.6 мг/л в истоках до 3 мг/л в замыкающем створе. В левобережных притоках его концентрации несколько повышаются – до 6 мг/л, а в отдельных водотоках весьма существенно – до 20 и 140 мг/л.

Отмечается увеличение содержания в воде Fe от истоков к устьевой части от <0.01 до 0.1 мг/л, при этом есть участки бассейна, где его содержание заметно выше (рис. 4г).

Содержание Si, напротив, в пределах распространения ЛК минимально – от <0.1 до 0.5 мг/л и возрастает до 4.5 мг/л преимущественно в левобережных притоках. Концентрация NO_3^- для большого числа водотоков – на пределе обнаружения (<0.2 мг/л) и возрастает до значений 0.7–1.6 мг/л в левобережных притоках и истоках.

Результаты обобщения химических данных с учетом характера их отбора и объективного пространственного анализа в бассейне р. Янранайваам дают основание выделить группы речных вод по содержанию в них исследованных РВ (табл. 1).

Анализ диаграммы смешения и оценка источников питания

Модель смешения природных вод для бассейна р. Янранайваам адаптирована с использованием восьми трассеров, для которых, согласно ана-

лизу графиков “остатки – измеренные значения” (рис. 5), подтверждена их консервативность.

Диаграмма смешения, где в качестве трассеров используются ГК1 и ГК2, представлена на рис. 6. На диаграмме отчетливо выделяется зона смешения, ограниченная источниками (“end-members”), представленными средними значениями выборок проб снежников, востертреков и родников. Выборка проб снежников достаточно компактна в виду небольшой вариации химического состава, генезис этих вод не вызывает сомнений. Атмосферные осадки депонируются в виде снежного покрова и снежников (преимущественно сезонных) и являются одним из основных источников питания реки. Осредненный химический состав снеговых вод приведен в табл. 1. В поле диаграммы также спроецирован осредненный химический состав проб атмосферных осадков Заполярья из работы [17], отобранных в летний период 2007 г. на Ледовой базе 35. Близкое расположение проб снежников и атмосферных осадков вполне закономерно и, очевидно, отражает естественную вариацию их химического состава без значительной трансформации.

Одна из сторон области смешения (имеет форму треугольника) соединяет атмосферный источник и наиболее удаленную пробу одного из родников. Вдоль этой стороны располагаются пробы остальных родников, что отражает эволюцию химического состава этих вод. Исходя из условий образования гольцовых льдов [6], можно выдвинуть гипотезу, что родники питаются именно

Таблица 1. Химический состав речных вод и потенциальных источников в бассейне р. Янранайваам, мг/л (n – количество проб; в числителе – пределы изменения, в знаменателе – средние арифметические)

Трассер	Речные воды				Воды потенциальных источников				
	I $n = 4$	II $n = 6$	III $n = 21$	IV $n = 3$	вотертреки $n = 3$	родниковые $n = 3$	ЛК $n = 2$	болотные $n = 2$	снежники $n = 3$
ЕС, мкСм/см	$\frac{26-53}{41}$	$\frac{31-44}{36}$	$\frac{15-29}{20}$	16–17	$\frac{28-152}{98}$	$\frac{24-91}{54}$	38	30	$\frac{8-12}{10}$
POY	$\frac{6.1-18.0}{16.0}$	$\frac{4.1-5.2}{4.6}$	$\frac{2.1-5.8}{3.3}$	1.1–3.6	$\frac{8.5-28.1}{17.6}$	$\frac{1.2-2.3}{1.7}$	8.4–14.3	3.6–9.6	$\frac{0.8-1.7}{1.1}$
HCO ₃ ⁻	$\frac{9.2-14.6}{11.9}$	$\frac{9.4-12.7}{11.2}$	$\frac{5.9-8.1}{6.5}$	4.9–5.9	$\frac{5.9-15.1}{10.7}$	$\frac{3.4-6.1}{4.5}$	13.7–22.2	4.4–5.1	$\frac{3.2-5.3}{4.2}$
Cl ⁻	$\frac{3.5-5.4}{4.7}$	$\frac{4.0-5.7}{4.7}$	$\frac{2.1-3.9}{2.8}$	1.8–2.4	$\frac{3.3-10.3}{7.1}$	$\frac{3.3-10.0}{5.7}$	4.4–4.8	0.9–4.1	$\frac{1.0-1.6}{1.3}$
SO ₄ ²⁻	$\frac{0.5-1.1}{0.8}$	$\frac{0.8-1.2}{1.0}$	$\frac{0.6-1.1}{0.8}$	0.9–1.1	$\frac{0.6-1.2}{0.9}$	$\frac{1.2-13.7}{7.1}$	0.6–0.9	<0.2–2.9	$\frac{<0.2-0.5}{0.2}$
NO ₃ ⁻	<0.2	<0.2	<0.2–1	1.1–1.6	$\frac{<0.2-0.7}{0.18}$	$\frac{0.7-5.1}{3.4}$	<0.2	<0.2	$\frac{<0.2-1.4}{0.5}$
Ca ²⁺	$\frac{1.2-3.5}{2.2}$	$\frac{1.5-2.4}{2.0}$	$\frac{0.2-1.4}{0.5}$	0.3–0.6	$\frac{0.4-3.3}{1.7}$	$\frac{0.3-3.3}{2.7}$	1.3–2.8	0.6–0.7	$\frac{<0.1-0.4}{0.2}$
Mg ²⁺	$\frac{0.3-0.8}{0.6}$	$\frac{0.3-0.5}{0.3}$	$\frac{<0.1-0.2}{0.1}$	0.1	$\frac{0.3-0.8}{0.5}$	$\frac{0.1-1.5}{0.7}$	0.4–0.6	0.2–0.3	$\frac{0.06-0.07}{0.07}$
K ⁺	$\frac{<0.1-0.2}{0.1}$	$\frac{0.1-1.0}{0.2}$	$\frac{<0.1-0.2}{0.1}$	<0.1–0.1	$\frac{<0.1-2.4}{1.3}$	$\frac{0.2-0.3}{0.3}$	<0.1–0.4	<0.1–0.2	$\frac{0.02-0.28}{0.14}$
Na ⁺	$\frac{2.1-3.7}{3.0}$	$\frac{2.8-3.4}{3.1}$	$\frac{1.6-2.7}{2.1}$	1.4–1.7	$\frac{1.6-5.8}{3.6}$	$\frac{2.2-3.5}{2.6}$	2.7–3.0	2.2–2.6	$\frac{0.3-0.6}{0.5}$
Si	$\frac{0.3-2.0}{1.0}$	$\frac{3.6-4.4}{4.0}$	$\frac{1.6-3.7}{2.8}$	2.1–2.3	$\frac{4.0-4.8}{4.3}$	$\frac{2.2-4.0}{3.1}$	0.3–0.5	3.4–4.7	$\frac{<0.01-0.17}{0.06}$
Fe	$\frac{0.3-2.7}{1.3}$	$\frac{<0.01-0.7}{0.2}$	$\frac{<0.01-0.15}{0.05}$	<0.01	$\frac{0.6-12.8}{4.8}$	$\frac{<0.01-0.02}{0.02}$	0.7–1.2	<0.01–0.4	$\frac{<0.01-0.03}{0.02}$

гольцовыми льдами. Это подтверждается расположением родников в грубообломочных курумовых отложениях гольцового пояса бассейна и температурой воды, близкой к нулю, при температуре воздуха плюс 14°C, а невысокая минерализация и слабокислая реакция родниковых вод свидетельствуют об их атмосферном происхождении.

Влияние моря, очевидно, проявляется в несколько повышенном содержании Cl⁻ – на уровне 19%-экв от общего солевого состава, а процессы химического выветривания горной породы обеспечивают насыщение SO₄²⁻ до 22%-экв и Ca²⁺ до 20%-экв от общего солевого состава. Осредненный химический состав родниковых вод приведен в табл. 1. Значительная вариация их химического состава объясняет удаленное расположение проб друг от друга, в связи с чем область

смешения целесообразно замкнуть на осредненную пробу родниковых вод (рис. 6).

Третий источник питания представлен осредненной концентрацией в пробах воды вотертреков (рис. 6). Его воды наиболее минерализованные среди всех типов исследуемых природных вод с преобладанием содержания HCO₃⁻, Cl⁻, Fe и Si (табл. 1). Используя гидрогеологическую терминологию, этот источник можно интерпретировать как воды сезонно-талого слоя элювиально-делювиального водоносного горизонта, а согласно гидрологической терминологии – склоновые почвенные воды. Диапазон глубины СТС в период полевых работ составил от 10 до 25–35 см (максимальная измеренная величина 80 см). Высокое содержание и подвижность Fe, очевидно, связаны с развитием восстановительной геохимической обстановки в ландшафте (пробы отбирались в шурфе), когда при дефиците кислорода, необ-

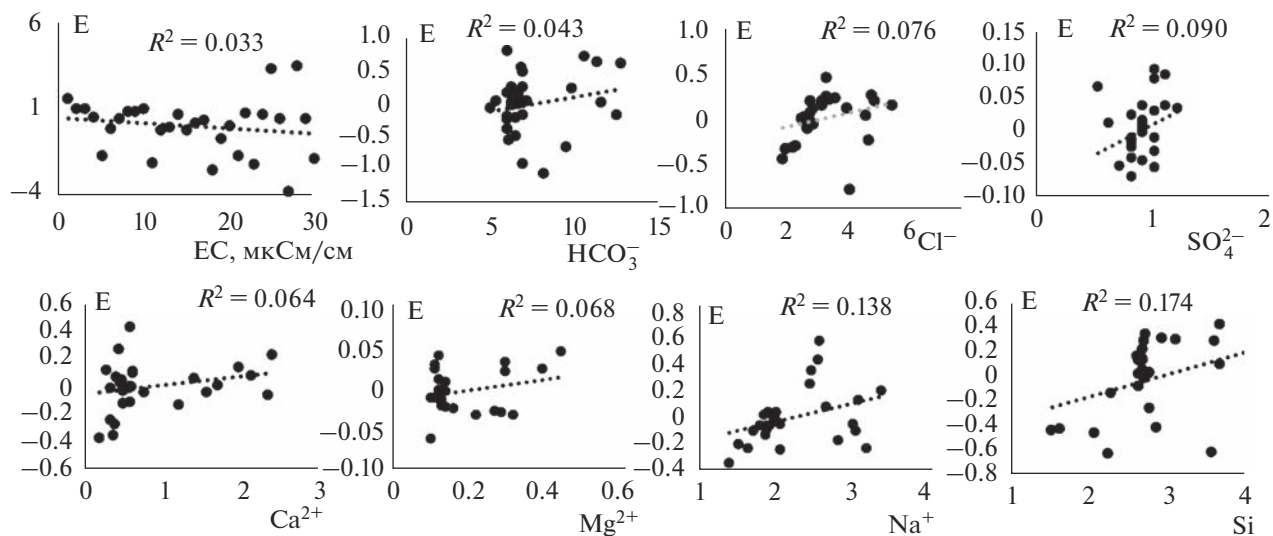


Рис. 5. Графики связи остатков (E) в МГК-модели при использовании ГК1 и ГК2 с измеренными значениями концентраций трассеров (мг/л).

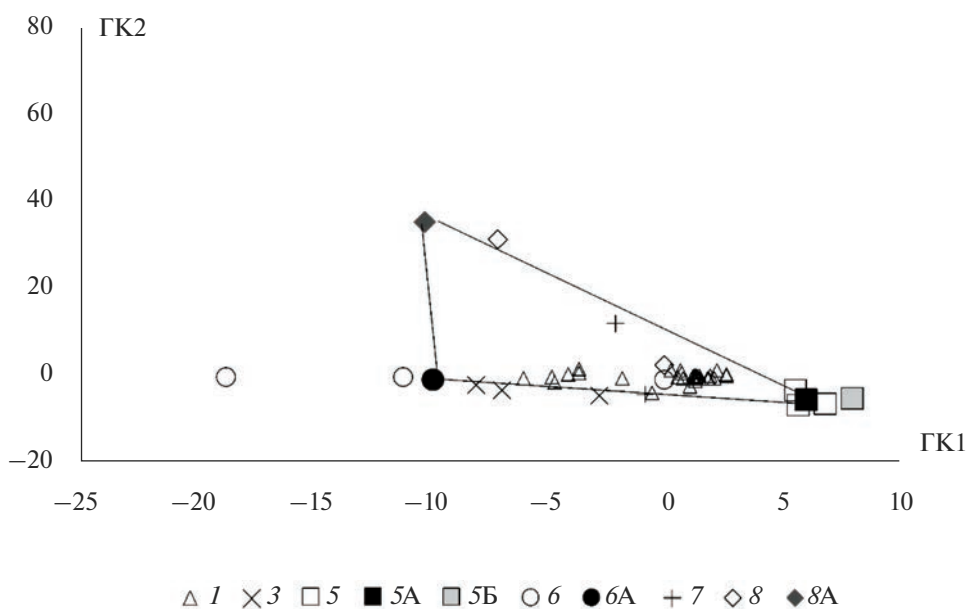


Рис. 6. Диаграмма смешения природных вод в бассейне р. Янранайваам в пространстве ГК1–ГК2. 1 – речные пробы, 3 – речные пробы в пределах ледового комплекса, 5 – атмосферные воды, 5А – атмосферные осадки на Ледовой базе 2007 (по данным [17]), 5Б – модельная проба конденсата кислых атмосферных осадков; 6 – воды вотертреков, 6А – осредненные значения вод вотертреков, 7 – болотные и мочажинные воды, 8 – воды родников; 8А – осредненные значения вод родников.

ходимого на окисление органического вещества, в условиях высокой льдистости происходит восстановление и растворение соединений Fe, мигрирующего в составе органоминеральных комплексов.

В настоящее время неразрешенным остается вопрос о вкладе в речной сток криолитозоны конденсационных вод, формирующихся в крупнооб-

ломочных отложениях. В исследуемом случае, воспользовавшись данными из работы [16] о величине удельной электропроводности конденсата кислых атмосферных осадков, полученного в лабораторных условиях при $+18^\circ\text{C}$, -1.5 мкСм/см и минерализации 0.7–1 мг/л, возможно рассчитать гипотетический химический состав конденсационных вод по графикам связи между элек-

Таблица 2. Осредненные доли источников питания водотоков по группам рек в бассейне р. Янранайваам на период съемки

Группа	Водотоки	Доля источника, %		
		атмосферные воды	склоновая почвенная	гольцовый лед
I	Ручьи Малый Четочный и Большой Четочный, Горчичный	36	64	0
II	Ручьи Перечный, Водопадный,	34	59	7
III	р. Янранайваам	70	19	11
	Притоки: ручьи Каменный, Порфиновый, Готовый, Снежный, Скрытый, Горячий	67	23	10
IV	Истоки: ручьи Правый Янранайваам и Левый Янранайваам, Лавровый	78	8	14

тропроводностью и основными ионами. Связи между ЕС и HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ по подвыборке источников объемом в 16 наблюдений имеют линейный характер и высокую детерминацию R^2 в диапазоне 0.89–0.99. Содержания PO_4 , Fe, Si, NO_3^- и K^+ для конденсата принимались равными аналитическому нулю. Расчетная проба конденсационных вод спроецирована на диаграмму смешения (рис. 6) и практически совпадает с положением на графике проб атмосферных осадков, т. е. конденсационные воды не могут быть выделены как самостоятельный источник питания реки.

Несмотря на то, что все рассматриваемые группы природных вод имеют исходное атмосферное происхождение, различия в их химическом составе позволяют количественно оценить доли источников питания реки по уравнению (2). Осредненные оценки долей по группам рек приведены в табл. 2. Следует понимать, что оценки долей источников выполнены по коротким выборкам проб речной воды и источников и дают лишь представления о соотношении долей источников питания на момент съемки в бассейне.

Верификации модели смешения выполнены путем прямого расчета модельных концентраций трассеров речных вод каждой пробы по уравнению (1) с использованием фактических концентраций и оцененных долей источников. Коэффициенты корреляции между смоделированными сериями концентраций речных вод и измеренными — высокие, от 0.91 до 0.98. И лишь в одном случае — для Si — коэффициент корреляции составляет 0.75, что вызвано отклонением одной пробы.

Оценки долей источников позволяют проследить изменение их соотношения на разных участках водосбора. Из табл. 2 видно, что доля атмосферных вод — преобладающая в воде р. Янранайваам и увеличивается до максимальных значений (78%) в истоках. В притоках нижней части бас-

сейна доля склоновых почвенных вод СТС преобладает — 59–64%, а доля атмосферных вод снижается до 34–38%. В верхней части водосбора доля вод СТС минимальна — до 8%, что вполне закономерно. Доля родниковых вод — талых вод гольцовых льдов — в воде главной реки и ее основных притоков средней части водосбора составляет от 7 до 11%, достигает максимума в верховье — 14%.

Среди основных тенденций можно отметить следующие. Влияние моря сказывается в преобладании хлоридно-гидрокарбонатного типа речных вод, а также в снижении концентрации Cl^- по мере удаления от берега в логарифмической зависимости ($R^2 = 0.79$), аналогичной приведенной в [16].

Другая тенденция — процессы криогенной метаморфизации воды и миграции продуктов выветривания пород, которые определяют поступление РВ в воды СТС, что отражается на химическом составе склоновых почвенных вод и отдельных высокоминерализованных проб воды, отобранных в отдельных точках исследуемого бассейна.

Сульфидная минерализация проявляется в родниковых хлоридно-сульфатных кальциевых водах гольцового пояса. В зоне многолетней мерзлоты в речных водах систематически отмечают повышенное содержание сульфат-ионов (10–20%-экв) и объясняют этот факт присутствием сульфидных руд [3]. В работе [10] сульфатно-хлоридный кальциево-магниевый состав воды в оз. Дальнем бассейна Янранайваам объяснен влиянием сульфидной минерализации при близком нахождении зоны контакта сланцев с гранитоидами. Опробованное авторами настоящей статьи другое термокарстовое озеро имело хлоридно-гидрокарбонатный кальциево-магниевый состав воды; а родники в зоне указанного контакта подтвердили преобладание сульфатных ионов.

Другая характерная черта родниковых вод — повышенное содержание NO_3^- — до 7–9%-экв общего солевого состава. На этом же уровне (6–9%-экв) нитрат-ионы отмечаются и в истоках р. Янранайваам (Левый и Правый). С одной стороны, источником NO_3^- могут быть атмосферные осадки — основное питание гольцовых льдов: косвенно это подтверждается пробой из снежника, в воде которой содержание NO_3^- равно 11%-экв. С другой стороны, причиной повышения NO_3^- может быть попадание вод, обогащаемых органическим веществом после отмирания нивальной растительности к наступлению холодов, в трещины в основании рыхлых отложений, сложенных преимущественно смесью льда и щебня.

Результаты моделирования показывают, что питание рек родниковыми водами при таянии гольцовых льдов типично для всего бассейна р. Янранайваам.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По материалам краткосрочных гидролого-гидрохимических съемок в бассейне р. Янранайваам приведена характеристика состава речных вод и других водных масс — потенциальных источников питания реки. Воды главной реки и ее притоков обладают преимущественно хлоридно-гидрокарбонатным натриево-кальциевым составом. В бассейне выделяются водосборы с повышенным содержанием растворенных веществ, в том числе гидрокарбонат-ионов, растворенного железа и РОУ, что обусловлено термоэрозией и термокарстом, криогенным концентрированием и формированием восстановительной геохимической обстановки.

В бассейне Янранайваама на период съемок выявлено три действующих источника питания реки и выполнена их интерпретация: атмосферное питание, питание талыми водами гольцовых льдов и питание склоновыми почвенными водами СТС. Два последних компонента речного стока — типы надмерзлотных вод СТС, различающиеся по условиям формирования, что находит отражение в их химическом составе. Воды родников, питающихся таянием гольцовых льдов, в отличие от остальных вод исследуемого бассейна, — хлоридно-сульфатные, что, вероятно, объясняется сульфидной минерализацией.

На основе модели смешения выполнена осредненная оценка вкладов источников для каждой выделенной группы рек для периода съемки. Преобладающий источник питания реки — атмосферные воды (преимущественно талый снег), доля которых в бассейне реки меняется от 34 до 78%. Питание склоновыми почвенными водами СТС имеет существенную долю в притоках ниж-

ней части бассейна — >50%, заметно снижается в главной реке, особенно в ее верховьях, — до 19–23%. Питание левобережных водотоков нижней части бассейна водами от таяния гольцовых льдов практически отсутствует, а в средней и верхней частях бассейна оно возрастает до 10–14%.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Васильев А.А., Никитин К.А., Стрелецкая И.Д., Облогов Г.Е., Задорожная Н.А. Современные тренды эволюции криолитозоны Российской Арктики при климатических изменениях // Рельеф и четвертичные образования Арктики, Субарктики и Северо-Запада России. СПб.: ВНИИОкеангеология, 2019. Вып. 6. С. 16–20.
2. Геокриологическая карта СССР. Масштаб 1 : 2 500 000 / Под ред. К.А. Кондратьева, В.Е. Афанасенко, А.В. Гаврилов и др. Винница: Винницкая картогр. ф-ка, 1996. 16 л.
3. Готов В.Е., Готова Л.П. Подземные воды класса на северо-востоке России (горные районы криолитозоны) // Вестн. СВНЦ ДВО РАН. 2016. № 2. С. 19–28.
4. Государственная геологическая карта РФ. Геологическая карта. Масштаб 1 : 1 000 000. Лист R-58(60) Билибино / Составил Г.Ф. Журавлев. СПб.: ВСЕГЕИ, 1998.
5. Государственная геологическая карта РФ. Карта четвертичных образований. Масштаб 1 : 1 000 000. Лист R-58(60) Билибино / Составили Л.П. Дубкова, С.Л. Казаринов. СПб.: ВСЕГЕИ, 1998.
6. Гравис Г.Ф. Гольцовый лед и закономерности его образования // Подземный лед. М.: Изд-во МГУ, 1965. С. 100–111.
7. Губарева Т.С., Гарцман Б.И., Солопов Н.В. Модель смешения четырех источников питания речного стока с использованием гидрохимических трассиров в задаче разделения гидрографа // Вод. ресурсы. 2018. № 6. С. 583–595.
8. Губарева Т.С., Гарцман Б.И., Шамов В.В., Болдескул А.Г., Кожеевникова Н.К. Разделение гидрографа стока на генетические составляющие // Метеорология и гидрология. 2015. № 3. С. 97–108.
9. Ефимов В.А., Чалов С.Р. и др. Оценка стока воды, концентраций наносов и химических веществ в устье реки Колымы по результатам полевых исследований 2019 г. // Четвертые Виноградовские чтения. СПб.: Изд-во ВВМ, 2020. С. 1064–1069.
10. Кириллов В.А., Осинцев В.А., Рытиков Н.В. Отчет о производстве поисков пресных вод в бассейне р. Янранайваам для водоснабжения пос. Янранай за 1973 год // Геологический отчет. № 2866. Магадан, 1974. 159 с.
11. Колосов Р.А., Прокушкин А.С. Гидрохимический режим рек криолитозоны Среднесибирского плоскогорья // Тр. III Всерос. науч. конфер. с междунар. участием. Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии. Барнаул: ИВЭП СО РАН, 2017. С. 114–121.

12. *Коницев В.Н.* Реакция вечной мерзлоты на потепление климата // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 2009. № 4. С. 10–20.
13. *Коницев В.Н., Рогов В.В.* Влияние криогенеза на сток растворенного вещества реками в криолитозоне // Криосфера Земли. 2006. № 4. С. 3–8.
14. *Лебедева Л.С., Ефремов В.С., Христофоров И.И. и др.* Талики и формирование речного стока на малом водосборе в сплошной криолитозоне Центральной Якутии // III Виноградовские чтения. Грани гидрологии. СПб.: Научные технологии, 2018. С. 62–65.
15. *Марков М.Л.* Оценка влияния криогенных явлений и процессов на питание рек России подземными водами // Гидросфера. Опасные процессы и явления. 2020. Т. 2. Вып. 2. С. 112–122.
16. *Свистов П.Ф., Семенец Е.С., Павлова М.Т.* Атмосферные осадки: 60 лет регулярных наблюдений // Природа. 2018. № 8. С. 51–57.
17. *Семенец Е.С., Свистов П.Ф., Талаш А.С.* Химический состав атмосферных осадков Российского Заполярья // Изв. Томского политех. ун-та. Инжиниринг георесурсов. 2017. Т. 328. С. 27–36.
18. *Тананаев Н.И., Лебедева Л.С.* Органическая составляющая взвешенного вещества малых водотоков Енисейского севера в летне-осенний период // География и природ. ресурсы. 2018. № 2. С. 87–95.
19. *Тарбеева А.М., Трегубов О.Д., Лебедева Л.С.* Структура склоновой ложбинной сети криолитозоны в окрестностях г. Анадыря // Геоморфология. 2021. № 1. С. 109–120.
20. *Трегубов О.Д.* Об устойчивости тундр к техногенному воздействию и глобальным изменениям среды // Вестн. ДВО РАН. 2010. № 4. С. 79–89.
21. *Трегубов О.Д., Гарцман Б.И., Тарбеева А.М. и др.* Пространственная и временная динамика источников питания и водного режима реки Угольная-Дионисия (Анадырская низменность, Чукотка) // Вод. ресурсы. 2021. № 4. С. 427–438.
22. *Тумской В.Е.* Особенности криолитогеоза отложений северной Якутии в среднем неоплейстоцене–голоцене // Криосфера Земли. 2012. № 1. С. 12–21.
23. *Cristophersen N., Hopper R.P.* Multivariate analysis of stream water chemical data: the use of principal component analysis for the end-member mixing problem // Water Resour. Res. 1992. V. 28. № 1. P. 99–107.
24. *Hooper R.P.* Diagnostic tools for mixing models of stream water chemistry // Water Resour. Res. 2003. V. 38. № 3. <https://doi.org/10.1029/2002WR001528>
25. *Kane D.L., Hinzman L.D., Benson C.S., Liston G.E.* Snow hydrology of a headwater Arctic basin // Wat. Resour. Res. 1991. V. 27. № 6. P. 1099–1109.
26. *McNamara J.P., Kane D.L., Hinzman L.D.* An analysis of streamflow hydrology in the Kuparuk River Basin, Arctic Alaska: a nested watershed approach // J. Hydrol. 1998. V. 206. № 1–2. P. 39–57.
27. *Tarbeeveva A., Lebedeva L., Efremov V., Shamov V., Makarieva O.* Water tracks in the lower Lena river basin // E3S Web of Conferences. 2020. V. 163. P. 04007. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202016304007>
28. *Woo M.-K.* Permafrost Hydrology. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2012. 563 p.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 551.579

МОДЕЛИРОВАНИЕ СТОКА ВЗВЕШЕННЫХ НАНОСОВ ПО ДАННЫМ ПРИМОРСКОЙ ВОДНОБАЛАНСОВОЙ СТАНЦИИ

© 2023 г. А. Н. Бугаец^а, *, С. Ю. Лупаков^а, Н. Ф. Пшеничникова^а, С. М. Краснопеев^а

^аТихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия

*e-mail: andreybugaets@yandex.ru

Поступила в редакцию 29.11.2021 г.

После доработки 01.06.2022 г.

Принята к публикации 09.06.2022 г.

Для водосбора р. Комаровки, расположенного на территории бывшей Приморской воднобалансовой станции, выполнено моделирование интенсивности смыва, мутности и расхода взвешенных наносов. В качестве методической основы использована модель с открытым кодом SWAT. Калибровка и верификация модели выполнена на основе архивных данных измерений мутности и расхода взвешенных наносов Приморской водно-балансовой станции на гидрологическом посту Центральный (157 км²). Эффективность моделирования мутности и расхода взвешенных наносов соответствует категориям “удовлетворительно” и выше. В среднем по водосбору интенсивность смыва почвы составляет 11–12 т/га в год. Максимальный смыв происходит в период активного снеготаяния. Среднемесячные величины за апрель–май составляют 75 тыс. т. Среднегодовая величина смыва составляет 171 тыс. т, максимальная – 800 тыс. т/год. Среднегодовой расход взвешенных наносов в замыкающем створе водосбора составляет 2.6 тыс. т. Наибольшие месячные значения твердого стока приурочены к периоду прохождения летних паводков в августе – в среднем 1 тыс. т (максимум – 7.7 тыс. т). Полученные данные о неоднородности пространственного распределения модельных величин интенсивности смыва хорошо согласуются с ландшафтными и климатическими особенностями формирования стока на водосборе. Основные погрешности в расчетах взвешенных наносов связаны с качеством моделирования гидрологического режима и динамики формирования компонентов речного стока, образующих гидрографы паводков.

Ключевые слова: моделирование, SWAT, водная эрозия, мутность.

DOI: 10.31857/S0321059623010054, **EDN:** EDHPKV

ВВЕДЕНИЕ

Флювиальное рельефообразование – один из важнейших литодинамических факторов развития рельефа. Изучение механизмов и взаимосвязей эрозионных и русловых процессов, их проявлений в различных пространственно-временных масштабах, разработка методов математического моделирования эрозии почв и моделей функционирования эрозионно-аккумулятивных процессов в пределах речного водосбора – фундаментальная проблема таких смежных наук о Земле, как почвоведение, гидрология и геоморфология – основы современных концепций флювиальной геоморфологии [34, 39]. Несмотря на многочисленные исследования, трансформация вещественных потоков (прежде всего стока воды и наносов) остается одной из наименее изученных проблем геофизики. Сложность описания взаимодействия разноранговых звеньев эрозионно-русловых систем связана с многообразием вариантов их сочленения разномасштабными пространственно-

временными соотношениями между ними и эрозионно-аккумулятивными процессами [34].

Современной методической основой изучения взаимодействия различных звеньев эрозионно-русловых систем служит баланс взвешенных наносов в некотором створе речного водосбора. Водные потоки в пределах водосборных бассейнов представляют собой единую систему, соответственно единую систему образуют и все разновидности эрозионно-аккумулятивных процессов [21]. Площадь водосбора при этом – основной гидрологический признак подобия рек по условиям формирования стока [49]. Эти положения составляют основу современных подходов количественной оценки динамики эрозионно-аккумулятивных процессов и перераспределения наносов в крупном речном бассейне или ландшафтной зоне [34].

Основную площадь крупных речных бассейнов занимают водосборы рек первых порядков, которые являются элементами геосистем с максимальной скоростью влагооборота [33], прини-

мая значительную часть смываемого материала. По мере увеличения порядка реки эта связь становится все более опосредованной. Данное обстоятельство определяет тесную связь условий формирования стока воды и наносов с состоянием и динамикой гидрологических и эрозионных процессов малых водосборов [22], выступающих в качестве базовых ландшафтных единиц для обобщения закономерностей пространственно-временной динамики и взаимодействия факторов эрозии.

Серьезному прогрессу данного направления способствовало появление геоинформационных технологий, цифровой пространственной информации высокого разрешения и систем компьютерного моделирования. В настоящее время модели эрозионных процессов — обычно составные части сложных интегрированных информационно-моделирующих комплексов, направленных на решение более общих научных проблем, требующих междисциплинарного подхода [8, 17, 37, 47]. Полученные с помощью интегрированных систем моделирования результаты могут быть более репрезентативны по сравнению с результатами расчетов и обобщений, полученных на основе только точечных измерений в контрольных створах (обычно на гидрологических постах), поскольку представляют собой характеристики, соотносящиеся с масштабом расчетных элементов моделей [10, 43].

Для адаптации моделей к условиям конкретных регионов необходимы экспериментальные полигоны на репрезентативных участках территории [8, 17]. Данные специальных наблюдений на экспериментальных водосборах бывших воднобалансовых станций, включающие детальные данные метеорологических измерений, компонентов водного баланса и твердого стока, представляют значительный резерв повышения точности и достоверности результатов моделирования за счет расширения информационного содержания моделей. Несмотря на множество исследований, потенциал этих данных до сих пор использован далеко не полностью [5, 12]. В основном они использовались для калибровки гидрологических моделей с целью изучения процессов формирования стока и динамики компонентов водного баланса [1, 6, 28]. Применение подобных исследований в качестве основы для изучения и прогнозирования динамики флювиальных процессов в масштабе водосбора представляется достаточно перспективным.

Определенные трудности в развитии данного направления связаны с наличием проблем зависимости результатов гидрологического моделирования от цели каждого конкретного исследования, соответствующего ей выбора структуры модели и даже набора применяемых критериев

оценки эффективности модели [10, 20, 25]. Сложное общее влияние перечисленных факторов на итоговый результат называют проблемой эквивифинальности [36], которая в общем случае может быть описана как возможность получения практически эквивалентного модельного гидрографа в контрольных гидрометрических створах при существенно различном сочетании генетических составляющих стока (поверхностного, почвенного и грунтового). В контексте данной работы это значит, что достижение хороших результатов гидрологического моделирования (совпадения расчетного и измеренного гидрографа стока) далеко не всегда подразумевает возможность успешного применения разработанной модели для оценки динамики эрозионных процессов на водосборе.

В данном исследовании с целью адаптации гидрологической модели SWAT к региональным условиям формирования твердого стока использован уникальный архив данных специальных наблюдений бывшей Приморской воднобалансовой станции (ПВБС). Данные гидрометеорологических наблюдений ПВБС использованы в большом количестве работ, посвященных моделированию компонентов водного баланса в бассейне р. Комаровки [3, 6, 11, 20, 42]. Созданная в работе [6] сборка физически обоснованной гидрологической модели SWAT на основе детальной ЦМР разрешением 10 м, почвенной карты масштаба 1 : 50000 [7] и базы данных гидрофизических характеристик почвы [32] успешно применена для изучения гидрологического режима рек ПВБС. В представленном исследовании предпринята попытка использовать полученные в работе [6] результаты калибровки гидрологического блока SWAT для моделирования мутности, расхода взвешенных наносов и картирования интенсивности смыва. Для оценки результатов моделирования мутности и расхода взвешенных наносов использованы архивные данные наблюдений ПВБС (мутность и расход взвешенных наносов) за период 1966–1987 гг. на гидрологическом посту Центральный (157 км²) наблюдательной сети ПВБС.

ОБЪЕКТЫ И МАТЕРИАЛЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Бывшая ПВБС (площадь ~1500 км²) была расположена в пределах водосбора р. Комаровки и ее главного притока р. Раковки, берущих начало на северных склонах хребта Пржевальского (Уссурийский и Михайловский районы Приморского края). Комаровка — левый приток р. Раздольной, впадает в нее на расстоянии 93 км от устья. Объект исследования — водосбор р. Комаровки — п. Центральный (157 км²) (рис. 1).

Рельеф территории низко- и среднегорный, склоны сопков умеренно крутые (до 15°), в верх-

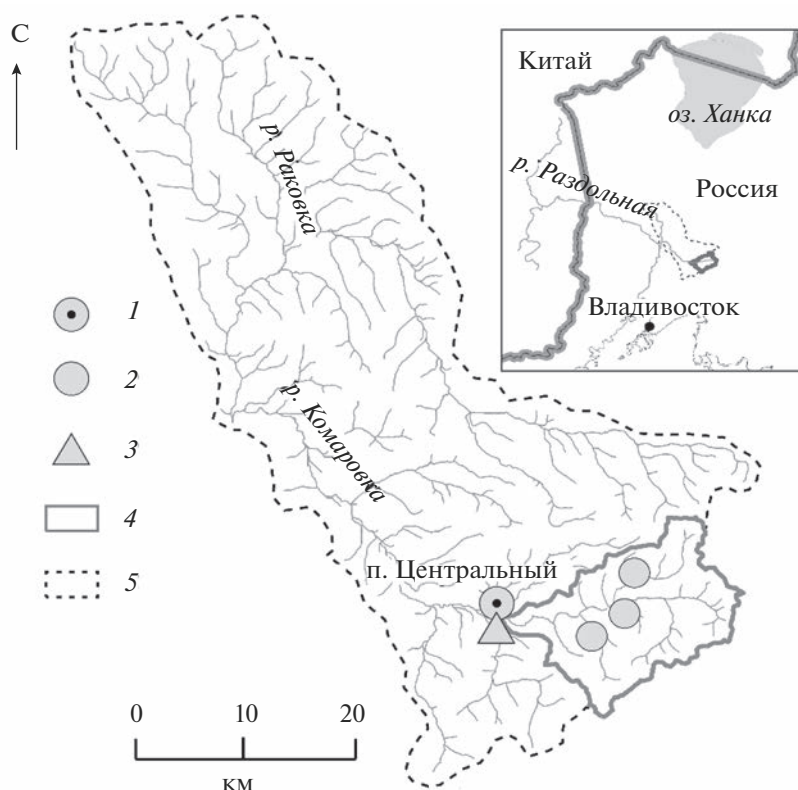


Рис. 1. Картограмма исследуемой территории. 1 — метеостанция Приморская (31962), 2 — осадкомеры (Комаровский, Егерский, Медвежий), 3 — гидрологический пост, 4 — граница водосбора р. Комаровка — п. Центральный, 5 — граница ПВБС.

них частях водосбора очень крутые (до 30° – 35°) и лишь в нижних частях бассейна более пологие, слабо вогнутые. Абсолютные отметки высот главных водоразделов составляют 300–500 м (максимальная 700 м). Водосбор практически полностью покрыт тайгой (лесистость территории составляет 95%), частично в первозданном виде (Уссурийский заповедник). Распространены в основном хвойно-широколиственные, в долинах — пойменные широколиственные леса. В нижней части водосбора произрастают леса тех же видов, но по густоте они уступают лесам верхней части.

Климат территории относится к муссонному типу с крайне неустойчивым внутригодовым и многолетним режимом увлажнения. По данным метеостанции Приморская (WMO 31962), расположенной в замыкающем створе исследуемого водосбора, среднегодовая температура воздуха составляет 3 – 4°C , минимальные значения -38 ... -41°C (январь), максимальные 35 – 38°C (июль–август). Глубина промерзания почв — 100–150 см, высота снежного покрова сильно колеблется от года к году — от 3 до 100 см. Среднегодовая сумма осадков 600–800 мм. Основная фаза гидрологического режима — летне-осенние дождевые паводки. Длительные обложные дожди небольшой

интенсивности в первую половину лета насыщают влагой почву, приходящие следом в августе–сентябре тайфуны (один или несколько) приводят к резкому подъему уровня воды и разливу рек в нижнем течении. Максимальные суточные величины слоя стока, по данным инструментальных измерений, достигают 100 мм, что приблизительно соответствует модулю стока $1000 \text{ л}/(\text{с км}^2)$ [13]. Высокая интенсивность осадков в летне-осенний период и значительные уклоны водосборов способствуют развитию водной эрозии, обильному сносу твердого материала и быстрому увеличению мутности малых рек [23]. Средняя мутность рек исследуемой территории составляет 50–200 мг/л [16, 26, 31, 38].

Район исследования относится к зоне распространения подверженных риску смыва почв с эрозионно-промывным режимом [27]. Почвенный покров водосбора представлен в основном различным сочетанием горных бурых лесных почв (Cambisol [24]) с элювием и элюво-делювием почвообразующих пород — песчаника, туфа, изредка базальта и гранита. Склоны южных экспозиций покрыты в основном горными бурными лесными оподзоленными мощными почвами. По гранулометрическому составу это средние и тя-

желые суглинки. На склонах северной экспозиции развиты преимущественно горные бурые лесные оподзоленные маломощные почвы. По гранулометрическому составу преобладают их средне- и тяжелосуглинистые разновидности. Почвы пойменных ландшафтов — бурые лесные на аллювии и остаточно-пойменные и аллювиальные луговые (Fluvisol [24]) — формируются вдоль водотоков на аллювиальных отложениях различного механического состава. Обычно это средние и легкие суглинки разной степени дренируемости [7].

Для калибровки и верификации модели использованы архивные данные наблюдений ПВБС на гидрологическом посту р. Комаровка — п. Центральный за период 1966—1987 гг. Пробы воды для определения мутности и расходов взвешенных наносов отбирались батометром-бутылкой точечным и суммарным способом. Для измерения расходов взвешенных наносов пробы отбирались ежедневно во время половодья и паводков в два срока или учащенно на всех скоростных вертикалях. Наблюдения в холодный период не проводились, так как в зимние месяцы доля стока составляет 0.2–0.4%.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В качестве методической основы исследования использована широко известная модель с открытым исходным кодом SWAT (Soil and Water Assessment Tool) [35]. Расчетные элементы модели — так называемые гидрологические расчетные единицы HRU (Hydrological Response Unit) — представляют собой ареалы, характеризующиеся относительной однородностью элементов рельефа, почвенного и растительного покрова. С точки зрения отечественной терминологии, определение HRU коррелирует с понятием стокоформирующего комплекса [10]. Блок гидрологического моделирования SWAT включает в себя процессы инфильтрации, испарения, термический и водный режимы почв, образование и таяние снежного покрова, формирование поверхностного, внутрипочвенного и грунтового стока.

В SWAT для моделирования режима твердого стока используется классический подход, включающий в себя два этапа — ландшафтный (смыв почвы) и русловой (описывающий движение частиц грунта по русловой системе речного бассейна). Смыв почвы со склонов водосбора рассчитывается с помощью уравнения MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) [51]. Распределение размера частиц, отрывааемых от почвы, рассчитывается на основе данных гранулометрического состава верхнего горизонта почвы [41]. При наличии снежного покрова количество смываемого материала уменьшается в экспоненциальной зависимости от влагосодержания снега. Смытый

материал попадает в русловую сеть, где за счет транспортирующей способности водотоков перемещается вниз по течению. При прохождении паводков в руслах происходит многократное перетолжение (аккумуляция и размыв) материала, часть взвешенных наносов может оседать на пойме.

Расход взвешенных наносов на каждом расчетном участке русла вычисляется исходя из максимальной транспортирующей способности, для расчета которой может быть использован один из четырех методов, различающихся по составу используемой входной информации. В настоящей работе моделирование размыва русел и транспорта наносов выполнено методом Янга, в котором для расчета концентрации взвешенных наносов используются отдельные уравнения для фракций песка и гравия [52]. Эрозия и аккумуляция материала в русле рассчитаны на основе данных о морфометрии и гидравлике участков русловой сети, средней скорости потока на расчетном участке, гранулометрическом составе и гидравлической крупности частиц [40, 48]. Водный баланс и баланс твердого стока сводится на каждый расчетный шаг моделирования (сутки).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Калибровка модели выполнена за период 1966—1976 гг., период верификации составил 1977—1987 гг. Процедура калибровки параметров блока расчета объема твердого стока основана на последовательном изменении их значений до достижения наилучшего совпадения модельных и измеренных декадных значений мутности. Для получения расхода взвешенных наносов модельные значения мутности умножались на модельные расходы воды в замыкающем створе. Для расчета критериев эффективности моделирования суточный баланс модельного твердого стока агрегирован по декадам. Данные наблюдений мутности, имеющие признак пониженной точности измерения (вторая и третья декады 1981 г. — 0.9% от всего числа наблюдений за период верификации), были исключены из анализа. В качестве целевой функции использовались коэффициент детерминации R^2 , коэффициент Нэша–Сатклиффа NSE [45] и относительное смещение BIAS:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - Q_{sim_i})^2}{(Q_{obs_i} - Q_{mean})^2}, \quad (1)$$

$$BIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - Q_{sim_i})}{\sum_{i=1}^n Q_{obs_i}} \times 100, \quad (2)$$

Таблица 1. Полученные в результате калибровки значения параметров для расчета твердого стока с отдельных расчетных единиц (лев — значение параметра для расчетных единиц левого борта, прав — то же для правого борта)

Параметр	Краткое описание	Значение (лев/прав)	Единицы измерения
KUSLE	Коэффициент естественной размываемости почвы	0.5/0.5	т га ч га ⁻¹ МДж ⁻¹ мм ⁻¹
CFRG	Коэффициент, учитывающий скелетность (содержание обломков почвообразующих пород) верхнего горизонта почвенного покрова	0.73/0.65	—
Surlag	Время добегания поверхностного стока до русловой сети	2/2	сут
Concsed	Мутность в почвенном и грунтовом стоке	30/20	мг л ⁻¹

Таблица 2. Полученные в результате калибровки значения параметров блока расчета максимальной транспортирующей способности русловых потоков (лев — значение параметра для расчетных единиц левого борта долины, прав — то же для правого борта)

Параметр	Краткое описание	Значение (лев/прав)	Единицы измерения
CH_COV1	Коэффициент сопротивления размыву берегов	0.6/0.1	—
CH_COV2	Коэффициент сопротивления размыву русла	0.02/1.0	—
CH_BED_KD	Величина напряжения сдвига донного грунта	0.82/0.001	см ³ Н ⁻¹ с
CH_BED_D50	Медианный размер частиц донного грунта	13/10	мкм

где Q_{obsi} — наблюдаемая величина на i -й расчетный шаг, Q_{simi} — смоделированная величина на i -й расчетный шаг, Q_{mean} — среднее за весь период измерений, n — общее число наблюдений.

Согласно общепринятым в гидрологии критериям [44], результаты моделирования “неудовлетворительные” при $NSE \leq 0.5$, “удовлетворительные” при $0.5 < NSE \leq 0.65$, “хорошие” при $0.65 < NSE \leq 0.75$, “очень хорошие” при $0.75 < NSE \leq 1.0$; “неудовлетворительные” при $BIAS \geq \pm 25\%$, “удовлетворительные” при $\pm 15\% \leq BIAS < \pm 25\%$, “хорошие” при $\pm 10\% \leq BIAS < \pm 15\%$, “очень хорошие” при $BIAS < \pm 10\%$. Относительно твердого стока качество расчетов по $BIAS$ считается “неудовлетворительным” при $BIAS \geq \pm 55\%$, “удовлетворительным” при $\pm 30\% \leq BIAS < 55\%$, “хорошим” при $\pm 15\% \leq BIAS < 30\%$, “очень хорошим” при $BIAS < \pm 15\%$.

Полученные в результате калибровки параметры моделей MUSLE и Янга (табл. 1, 2) находятся в интервале рекомендуемых значений [46]. Среди приведенных в таблицах параметров наи-

более чувствительные следующие: коэффициент естественной размываемости почвы KUSLE (табл. 1), коэффициент сопротивления размыву, напряжение сдвига и медианный размер частиц донного грунта — CH_COV2, CH_BED_KD и CH_BED_D50 соответственно (табл. 2).

Эффективность моделирования мутности (согласно [44]) за период калибровки относится к категории “хорошо” по NSE и “очень хорошо” по $BIAS$ (рис. 2а; табл. 3). За период верификации эффективность моделирования можно отнести к категории “удовлетворительно” по NSE . Выход показателя $BIAS$ (65%) за границу интервала удовлетворительных оценок связан с накоплением ошибки за период верификации к концу расчетного периода, характеризующегося пониженным речным стоком по сравнению с периодом калибровки.

В период калибровки качество расчетов расхода взвешенных наносов (рис. 2б; табл. 3) по всем критериям относится к категории “очень хорошо”, за период верификации — “очень хорошо”

Таблица 3. Критерии эффективности моделирования декадной мутности и расхода взвешенных наносов за периоды калибровки (1966–1976 гг.), верификации (1977–1987 гг.) и полный расчетный период (1966–1987 гг.) соответственно

Характеристика	R^2	NSE	$BIAS$, %
Мутность, мг/л	0.79/0.71/0.74	0.71/0.61/0.67	6/65/26
Расход взвешенных наносов, кг/с	0.85/0.92/0.86	0.83/0.91/0.85	1/26/9

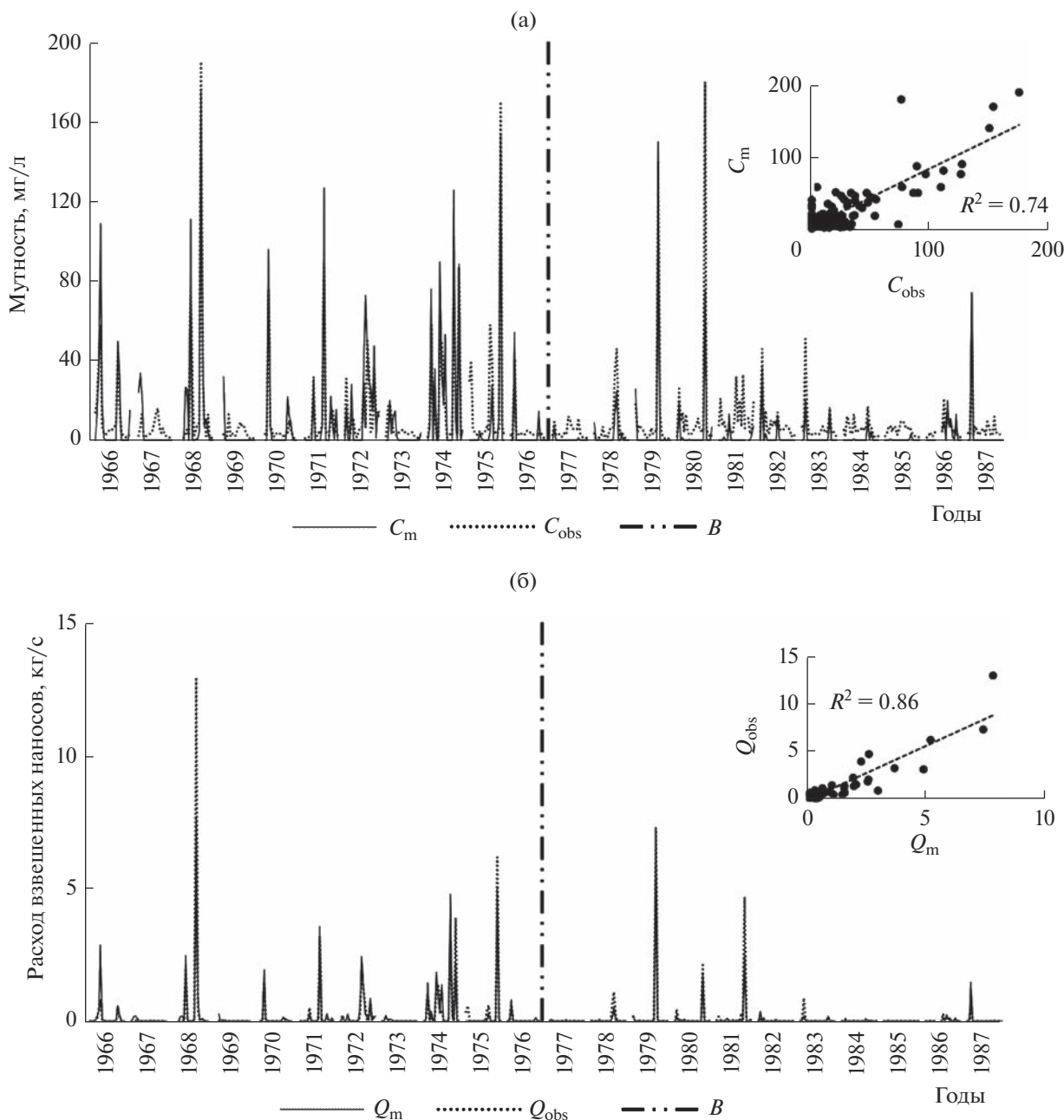


Рис. 2. а — декадные модельные C_m и измеренные C_{obs} значения мутности в замыкающем створе, б — декадный модельный Q_m и измеренный Q_{obs} расход взвешенных наносов на р. Комаровка — Центральный; графики связи сравниваемых величин, а также граница периодов калибровки и верификации (B).

по NSE и “хорошо” по BIAS. Минимальные значения критериев эффективности моделирования за весь 21-летний расчетный период (1966–1987 гг.) относятся к категории “хорошо” и лучше.

В целом, SWAT адекватно отражает динамику измеренного среднего расхода взвешенных наносов, однако несколько занижает абсолютные значения на пиках паводков, что связано с недоучетом расхода воды гидрологическим блоком модели. За исключением небольшого числа расположен-

ных в приводораздельных частях расчетных элементов, интенсивность смыва материала по модели SWAT значительно выше на склонах левого борта долины (рис. 3). Суммарно с левого борта за год смывается от 14.9 тыс. до 695 тыс. т материала, с правого — от 3 тыс. до 102 тыс. т, среднегодовое количество смыва за год составляет 143.5 тыс. и 28 тыс. т соответственно. Максимальный смыв почвы происходит в основном в период активного снеготаяния и во время сильных дождей, вы-

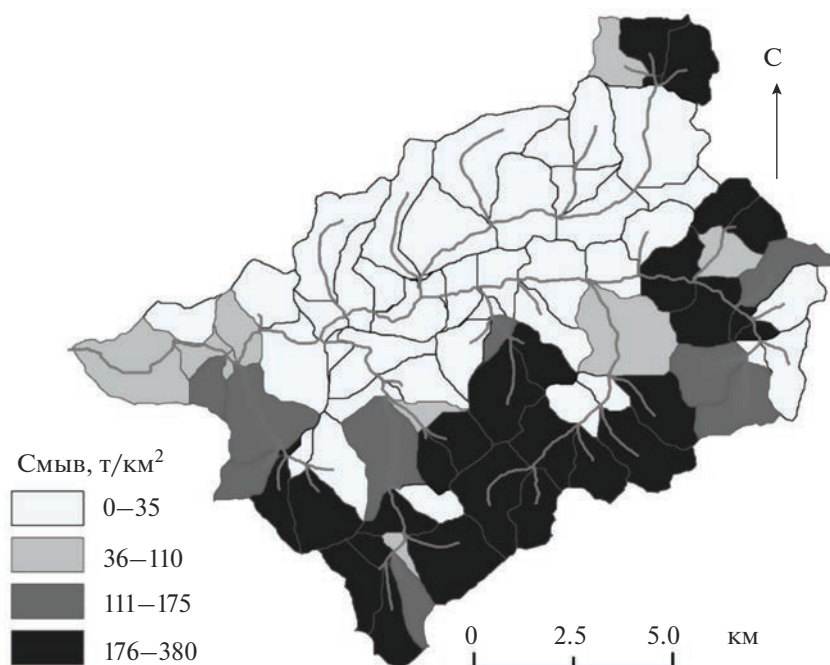


Рис. 3. Пространственное распределение среднегодовой интенсивности смыва на водосборе р. Комаровка – п. Центральный.

званных выходами тайфунов. Максимальные месячные величины смыва почвы с правого борта долины – в диапазоне 10–40 тыс. т, с левого 60–260 тыс. т. В среднем по водосбору темпы годового смыва составляют 11–12, с левого борта долины ~17, с правого ~6.6 т/га.

Изменчивость годового твердого стока в замыкающем створе водосбора составляет 14–12 тыс. т (среднегодовое значение 2.6 тыс. т). С апреля по июнь наблюдаются относительно невысокие месячные величины выноса смытого материала – ~240 т (максимум до 2.6 тыс. т), в июле существенно меньше – ~94 т. Наибольшие значения твердого стока характерны для августа: месячные максимумы находятся в диапазоне 3–7.8 тыс. т, в среднем за август выносятся ~1 тыс. т. В сентябре–октябре максимальные месячные значения составляют от 1 тыс. до 4 тыс. т. В холодный период года (ноябрь–март) модельные объемы выноса материала незначительные.

Для всех используемых в модели SWAT интервалов агрегации данных (декада, месяц, год) масса смыва, как правило, существенно превышает массу твердого стока в замыкающем створе. Вещественный баланс в модели замыкается за счет аккумуляции эродированного материала в отдельных участках русловой сети. В соответствии с оценками SWAT, среднеегодовое количество твердого стока, которое проходит через замыкающий створ, составляет ~48% общей массы смытого со склонов водосбора материала. По результа-

там расчетов, на отдельных участках русловой сети ежемесячно может отлагаться до 30–66 тыс. т материала. На пойме аккумулируется ≤9.5 т в месяц. Диапазон величин месячной русловой эрозии для условий средних паводков – 2–4 тыс. т, максимум – до 16.7 тыс. т.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В целом для водосбора темпы смыва составляют 11–12 т/га в год, что достаточно хорошо согласуется с общими представлениями об эрозии лесных почв мощностью >1.5 м, развитых на рыхлом субстрате материнских пород [50]. Полученные результаты соответствуют локальным климатическим условиям. С левого борта долины смывается в среднем в 2.5 раза больше материала, чем с правого, что обусловлено преобладающими летом направлениями влагонесущих воздушных потоков и пространственной ориентацией основных водоразделов. Высокие и крутые склоны северных экспозиций находятся под большим влиянием основных атмосферных потоков, приносящих в теплый сезон значительное количество влаги с моря. По сравнению со склонами южных экспозиций здесь выпадает на 10–15% больше осадков.

Средняя удельная масса смытого материала составляет 1.6–1.8 г/см³ [26, 31]. Таким образом, расчетное значение площадной денудации (отношение среднегодового твердого стока к площади водосбора [14]) составляет 0.4–0.5 мм, что соот-

ветствует общим представлениям о скорости площадной денудации в горных районах [2, 15, 18, 29], а также предположению, что рельеф исследуемого водосбора находится в состоянии динамического равновесия, при котором интенсивность флювиальных процессов должна компенсироваться скоростью вертикальных движений земной коры [4], которые в течение периода моделирования в районе исследования находились в интервале 0.2–0.7 мм/год [30].

Основные погрешности в расчетах объема твердого стока связаны с качеством моделирования процессов формирования на склонах и трансформации стока по русловой сети бассейна. При начальных условиях увлажнения почв, близких к величине полевой влагоемкости, модельные и измеренные значения мутности достаточно близки. При этом модель плохо воспроизводит незначительные колебания мутности во время летней межени. Это связано с особенностью взаимодействия блоков расчета эрозии и стокоформирования. В действительности даже небольшие дожди могут вызывать смыв почвенного материала. Однако при интенсивности осадков, не превышающей скорость инфильтрации влаги в почву, поверхностный сток — основной фактор, влияющий на интенсивность смыва в методе MUSLE, в модели SWAT отсутствует. Поскольку в течение межени сток взвешенных наносов обычно составляет 5–10% массы материала, выносимого рекой в периоды прохождения крупных паводков, данное обстоятельство не является существенным недостатком.

Влияние ошибок моделирования гидрографов паводкового стока может проявляться в виде как занижения, так и завышения мутности и расхода взвешенных наносов. Например, завышение моделью объема речного стока на пике паводка в сентябре 1980 г. привело к занижению на ~57% мутности в замыкающем створе (рис. 2а) по сравнению с наблюдаемыми величинами. Занижение пиковых расходов сильных паводков приводит к снижению расчетной эродирующей силы русловых потоков и к излишней величине аккумулярованного материала вдоль русла. Например, на пике паводка 1968 г. (17–20 августа) расход воды в замыкающем створе был занижен моделью на ~20 м³/с, что соответствует модулю стока 125–130 л/(с км²). Таким образом, несмотря на близкие значения модельной и измеренной мутности, средний расход взвешенных наносов на пике паводка оказался заниженным на ~40% (рис. 2б). В данном случае погрешности в расчетах речного стока и, как следствие, стока наносов в основном связаны с проблемами учета сетью дождемерных пунктов ПВБС сложной пространственно-временной динамики полей атмосферных осадков при прохождении тайфунов [6].

Смыв со склонов происходит в основном в период активного снеготаяния (вторая половина апреля — первая половина мая), при этом далеко не весь смытый материал формирует твердый сток в замыкающем створе. Подробный анализ результатов моделирования показал, что большая часть смыва почвы аккумулируется в русловой сети водосбора. Временное прекращение транспорта наносов в период межени возобновляется с приходом летне-осенних паводков, которые частично или полностью перемещают сезонные отложения наносов далее вниз по течению. Скорость перемещения зависит от гидрометеорологических условий в каждый конкретный год, определяется магнитудой и частотой прохождения паводков. Таким образом, твердый сток, измеренный в замыкающем створе, — результат взаимодействия совокупности происходящих на водосборе процессов различного пространственно-временного масштаба, связывающий воздействие каждого отдельного события с сезонным и многолетним взаимодействием процессов эрозии, транспорта и аккумуляции наносов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Физически обоснованные гидрологические модели дают возможность количественно оценить интенсивность флювиальных процессов с учетом изменчивости условий смыва и транспорта наносов по русловой сети водосбора, обусловленной сложным взаимодействием большого количества разномасштабных факторов, связанных с необходимостью учета начальных условий увлажнения, пространственной неоднородности метеорологического воздействия на поверхность водосбора, адекватности определения компонентов стока, объемов эрозии и аккумуляции на склонах и в русловой сети. Применение в качестве исходных данных материалов специальных наблюдений бывшей ПВБС позволило добиться хорошего качества моделирования расходов воды в замыкающем створе и характеристик стока наносов исследуемого речного бассейна. Пространственное распределение интенсивности смыва хорошо согласуется с ландшафтными и климатическими условиями формирования стока на водосборе.

Репрезентативность сети метеорологических наблюдений — общий источник ошибок гидрологического моделирования и расчета расходов взвешенных наносов. Влияние ошибок моделирования гидрографов паводкового стока может проявляться в виде как занижения, так и завышения объема твердого стока в зависимости от точности определения объема поверхностного стока, сформированного склоновой системой водосбора. На основе результатов моделирования сделан вывод, что твердый сток в замыкающем створе исследуемого водосбора формируется в результате

взаимодействия совокупности разномасштабных гидрологических и флювиальных процессов.

Перспективы использования результатов представленного исследования связаны прежде всего с регионализацией параметров моделирования на основе принципа ландшафтного сходства. Сеть бывших воднобалансовых станций создавалась для изучения компонентов водного баланса. Все станции располагались в районах, достаточно репрезентативных по региональным условиям формирования жидкого и твердого стока. Появление новых источников данных гидрометеорологических наблюдений с более высоким пространственно-временным разрешением и баз данных гидрофизических характеристик почвенного покрова, а также развитие физико-математических моделей могут создать новые возможности для изучения процессов формирования твердого стока в масштабе водосбора.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Болгов М.В., Бояринцев Е.Л., Филимонова М.К. Моделирование паводочного стока при выпадении сильных дождей в зоне распространения многолетнемерзлых пород // Вод. хоз-во России. 2018. № 1. С. 6–17.
<https://doi.org/10.35567/1999-4508-2018-1-1>
2. Бронгулеев В.В. Математические методы в геоморфологии: Избранные работы. М.: Медиа-ПРЕСС, 2018. 128 с.
3. Бугаец А.Н. Применение стандарта OPENMI для создания интегрированных систем гидрологического моделирования // Метеорология и гидрология. 2014. № 7. С. 93–105.
4. Бугаец А.Н. Разработка методов определения структурно-гидрографических характеристик по данным ЦМР для гидрологического моделирования. Дис. ... канд. техн. наук. СПб.: РГГМУ, 2011. 215 с.
5. Бугаец А.Н., Гарцман Б.И., Краснопеев С.М., Бугаец Н.Д. Опыт обработки информации модернизированной гидрологической сети с использованием системы управления данными CUAHSI HIS ODM // Метеорология и гидрология. 2013. № 5. С. 91–101.
6. Бугаец А.Н., Гарцман Б.И., Терешкина А.А., Гончуков Л.В., Бугаец Н.Д., Сидоренко Н.Ю., Пшеничникова Н.Ф., Краснопеев С.М. Опыт применения модели SWAT для изучения гидрологического режима малого речного бассейна (река Комаровка, Приморский край) // Метеорология и гидрология. 2018. № 5. С. 68–79.
<https://doi.org/10.3103/S1068373918050060>
7. Бугаец А.Н., Пшеничникова Н.Ф., Терешкина А.А., Краснопеев С.М., Гарцман Б.И. Анализ пространственной дифференциации почвенного покрова юга Приморья на примере бассейна р. Комаровка // Почвоведение. 2015. № 3. С. 268–276.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15030028>
8. Бугаец А.Н., Пшеничникова Н.Ф., Терешкина А.А., Лупаков С.Ю., Гарцман Б.И., Шамов В.В., Гончуков Л.В., Голодная О.М., Краснопеев С.М., Кожевникова Н.К. Цифровое почвенное картографирование для целей гидрологического моделирования на примере экспериментальных водосборов (юг Приморского края) // Почвоведение. 2021. № 9. С. 1085–1096.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21050051>
9. Виноградов Ю.Б. Математическое моделирование в гидрологии. М.: Академия, 2010. 304 с.
10. Виноградов Ю.Б. Математическое моделирование процессов формирования стока. Л.: Гидрометеоздат, 1988. 312 с.
11. Гарцман Б.И., Бугаец А.Н., Бугаец Н.Д., Болдескул А.Г., Галанин А.А., Губарева Т.С., Карасев М.С., Краснопеев С.М., Кожевникова Н.К., Кулаков В.В., Ли К.Т., Макагонова М.А., Мезенцева Л.И., Меновицкова Т.С., Ониши Т., Попова Н.Ю., Степанова М.В., Степаненко Л.А., Соколов О.В., Третьяков А.С., Тащи С.М., Тегай Н.Д., Чен Н.К., Шекман Е.А., Шамов В.В. Речные системы Дальнего Востока России. Четверть века исследований. Владивосток: Дальнаука, 2015. 492 с.
12. Гарцман Б.И., Бугаец А.Н., Тегай Н.Д., Краснопеев С.М. Анализ структуры речных систем и перспективы моделирования гидрологических процессов // География и природ. ресурсы. 2008. № 2. С. 20–29.
13. Горчаков А.М. Исследование элементов водного баланса и его структуры в Приморье. Л.: Гидрометеоздат, 1983. 182 с.
14. Дедков А.П., Мозжерин В.И., Шарифуллин А.Н., Денмухаметов Р.Р. Современная денудация равнин Земли по данным о стоке наносов и растворенных веществ. // Изв. РАН. Сер. географическая. 2005. № 5. С. 30–38.
15. Иванова М.Ф. Общая геология. М.: Высш. шк., 1974. 400 с.
16. Ивлев А.М., Дербенцева А.М., Оздобихин В.И. Эрозия, дефляция (механическая деградация) и охрана почв: курс лекций. Владивосток: Изд-во Дальневост. ун-та, 2007. 128 с.
17. Керженцев А.С., Майснер Р., Демидов В.В. и др. Моделирование эрозионных процессов на территории малого водосборного бассейна. М.: Наука, 2006. 224 с.
18. Кинг Л. Морфология Земли. М.: Прогресс, 1967. 560 с.
19. Лупаков С.Ю., Бугаец А.Н. Использование концептуальной модели речного стока HBV для анализа паводков на малых водосборах // Метеорология и гидрология. 2022. № 1. С. 84–94.
20. Лупаков С.Ю., Бугаец А.Н., Шамов В.В. Применение различных структур модели HBV для исследования процессов формирования стока на примере экспериментальных водосборов // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 4. С. 417–426.
<https://doi.org/10.31857/S032105962104012X>
21. Маккавеев Н.И. Русло реки и эрозия в ее бассейне. М.: Изд-во АН СССР, 1955. 346 с.

22. Малые реки России / Под ред. *Н.И. Коронкевича, Г.М. Черногаевой*. М.: ИГРАН СССР, МЦГО РФ, 1994. 250 с.
23. *Мизеров А.В.* Эрозия почв юга Дальнего Востока и острова Сахалин и меры борьбы с ней. М.: Наука, 1966. 152 с.
24. Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт. Исправленная и дополненная версия 2015 / Под ред. *М.И. Герасимовой, П.В. Крайникова*. М.: ФАО, МГУ, 2017. 216 с.
25. *Мотовилов Ю.Г., Гельфан А.Н.* Модели формирования стока в задачах гидрологии речных бассейнов. М.: РАН, 2018. 300 с.
26. *Назаркина А.В., Нестерова О.В., Дербенцева А.М. и др.* Гранулометрический состав твердого стока неруловых и русловых водных потоков водосборного бассейна Японского моря. Владивосток: Изд-во Дальневосточ. ун-та, 2011. 172 с.
27. Национальный атлас почв Российской Федерации / Под ред. *С.А. Шобы*. М.: Астрель, 2011. 632 с.
28. *Нестерова Н.В., Макарьева О.М., Виноградова Т.А., Лебедева Л.С.* Моделирование процессов формирования стока зоны Байкало-Амурской магистрали на основе данных полигона "Могот" // Вод. хоз-во России. 2018. № 1. С. 18–36. <https://doi.org/10.35567/1999-4508-2018-1-2>
29. *Никонов А.А.* Определение скорости врезания рек // Геоморфология. 1976. № 1. С. 24–36.
30. Процессы формирования рельефа Сибири / Под ред. *Н.А. Флоренсова, Г.С. Ананьева, Г.Ф. Уфимцева и др.* Новосибирск: Наука, 1987. 185 с.
31. *Степанова А.И.* Сток наносов рек Приморского края // Режим, теория, методы расчета и измерения наносов и сточных вод. Тр. ГГИ. Л.: Гидрометеоиздат, 1968. Вып. 156. С. 96–104.
32. *Терешкина А.А., Бугаец А.Н., Пшеничникова Н.Ф., Голодная О.М., Ознобихин В.И.* Опыт создания базы данных гидрофизических характеристик почвенного покрова и моделирования гидрологического цикла малого речного бассейна на примере реки Комаровка // Роль почв в биосфере и жизни человека. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2015. С. 117–119.
33. *Шамов В.В.* Признаки и последствия усиления динамики крупномасштабных гидрологических процессов в связи с изменением климата // Изв. ИГУ. 2010. Т. 3. № 1. С. 183–193.
34. Эрозионно-русловые системы / Под ред. *Р.С. Чалова, В.Н. Голосова, А.Ю. Сидорчука*. М.: ИНФРА, 2017. 792 с.
35. *Arnold J.G., Allen P.M., Bernhardt G.* A comprehensive surface – groundwater flow model // J. Hydrol. 1993. V. 142. P. 47–69. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90004-S](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90004-S)
36. *Beven K.* Rainfall-runoff modeling. The primer. Second Edition. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 2012. 457 p. <https://doi.org/10.1002/9781119951001>
37. *Bezak N., Matjaz M., Borrelli P., Alewell C., Alvarez P., Anache J.A.A., Baartman J., Ballabio C., Biddoccu M., Cerda A., Chalise D., Chen S., Chen W., De Girolamo A.M., Gessesse G.D., Deumlich D., Diodato N., Efthimiou N., Erpul G., Fiener P., Freppaz M., Gentile F., Gericke A., Haregeweyn N., Hu B., Jeanneau A., Kaffas K., Kiani-Harchegani M., Villuendas I.L., Li C., Lombardo L., Lopez-Vicente M., Lucas-Borja M.E., Maerker M., Miao C., Modugno S., Moller M., Naipal V., Nearing M., Owusu S., Panday D., Patault E., Patriche C.V., Poggio L., Portes R., Quijano L., Rahdari M.R., Renima M., Ricci G.F., Rodrigo-Comino J., Saia S., Samani A.N., Schillaci C., Syrris V., Kim H.S., Spinola D.N., Oliveira P.T., Teng H., Thapa R., Vantas K., Vieira D., Yang J.E., Yin S., Zema D.A., Zhao G., Panagos P.* Soil erosion modelling: A bibliometric analysis // Environ. Res. 2021. V. 197. 111087. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111087>
38. *Bobrovitskaya N.N.* Long-term variations in mean erosion and sediment yield from the rivers of the former Soviet Union // IAHS Publ. 1996. V. 236. P. 407–413.
39. *Borrelli P., Alewell C., Alvarez P., Anache J.A.A., Baartman J., Ballabio C., Bezak N., Biddoccu M., Cerda A., Chalise D., Chen S., Chen W., De Girolamo A.M., Gessesse G.D., Deumlich D., Diodato N., Efthimiou N., Erpul G., Fiener P., Freppaz M., Gentile F., Gericke A., Haregeweyn N., Hu B., Jeanneau A., Kaffas K., Kiani-Harchegani M., Villuendas I.L., Li C., Lombardo L., Lopez-Vicente M., Lucas-Borja M.E., Maerker M., Matthews. F., Miao C., Mikos M., Modugno S., Moller M., Naipal V., Nearing M., Owusu S., Panday D., Patault E., Patriche C.V., Poggio L., Portes R., Quijano L., Rahdari M.R., Renima M., Ricci G.F., Rodrigo-Comino J., Saia S., Samani A.N., Schillaci C., Syrris V., Kim H.S., Spinola D.N., Oliveira P.T., Teng H., Thapa R., Vantas K., Vieira D., Yang J.E., Yin S., Zema D.A., Zhao G., Panagos P.* Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis // Sci. Tot. Environ. 2021. V. 780. P. 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146494>
40. *Einstein H.A.* Spawning grounds. Berkeley: Univ. California, 1965. 16 p.
41. *Foster G.R., Lane L.J., Nowlin J.D., Laflen J.M., Young R.A.* Estimating erosion and sediment yield on field-sized areas // Transactions of the ASAE. 1981. V. 24 (5). P. 1253–1262. <https://doi.org/10.13031/2013.34429>
42. *Gartsman B.I., Tegai N.D., Blochl G., Parajka J.* Comparative testing of rainfall-runoff models in different climate and landscape conditions of Austria and Russia // Geophysical Res. Abstracts. 2008. V. 10. P. 1–2.
43. *Grayson R.B., Blochl G.* Spatial patterns in catchment hydrology: Observations and modelling. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2000. 423 p.
44. *Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., Bingner R.L., Harmel R.D., Veith T.L.* Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations // Trans. ASABE. 2007. V. 50. № 3. P. 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
45. *Nash J.E., Sutcliffe J.V.* River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles // J. Hydrol. 1970. V. 10 (3). P. 282–290.
46. *Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R.* Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2009. Temple: A&M Univ., 2011. 647 p.

47. *Pandey A., Himanshu S.K., Mishra S.K., Singh V.P.* Physically based soil erosion and sediment yield models revisited // *Catena*. 2016. V. 147. P. 595–620. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.002>
48. *Pemberton E.L., Lara J.M.* A procedure to determine sediment deposition in a settling basin. Denver: U.S. Bureau of reclamation sedimentation investigations technical guide series, 1971. 5 p.
49. *Rodriguez-Iturbe I., Rinaldo A.* Fractal River Basins: Chance and Self-Organization. Cambridge: Univ. Press, 1997. 547 p.
50. *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys (Agriculture Handbook, Number 436).* Washington D.C.: Natural Resour. Conservation Service, USDA, 1999. 869 p.
51. *Williams J.* Sediment routing for agricultural watersheds // *Water Res. Bull.* 1975. V. 11 (5). P. 965–974. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1975.tb01817.x>
52. *Yang C.T.* Sediment Transport. Theory and Practice. N.Y.: The McGraw-Hill Companies, 1996. 396 p.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.5

К ВОПРОСУ ОБ ОЦЕНКЕ РИСКОВ ЗАТОПЛЕНИЯ И ЗАЩИТЕ СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЙ, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ПОЙМАХ РЕК¹

© 2023 г. В. В. Беликов^а, Н. М. Борисова^а, *, А. Б. Румянцев^а

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: borisovanm@mail.ru

Поступила в редакцию 11.04.2022 г.

После доработки 11.04.2022 г.

Принята к публикации 03.08.2022 г.

Обоснована возможность определения вероятного вреда при затоплении селитебных территорий и объектов повышенной опасности, расположенных в поймах рек, в зависимости от глубины затопления. Рассмотрена технология построения кривых вероятности затопления с использованием двумерных гидродинамических моделей (на основе отечественного программного комплекса STREAM 2D CUDA) и данных натурных наблюдений. На примере гидрологических створов на ряде рек показано, что кривые повторяемости затопления могут быть аппроксимированы некими логарифмическими зависимостями. Выведены и обоснованы формулы для определения рисков затопления селитебных территорий и интегральных показателей рисков. Установлено, что в среднем для рассмотренных объектов максимальные риски соответствуют уровням затопления обеспеченностью ~2% и что эффективная инженерная защита селитебных территорий в большинстве случаев должна быть рассчитана на уровни затопления гораздо меньшей обеспеченности.

Ключевые слова: наводнение, численное моделирование, селитебная территория, вероятный вред, риск затопления, инженерная защита.

DOI: 10.31857/S0321059623010042, **EDN:** EDJSXK

ВВЕДЕНИЕ

По статистике, наибольший экономический и социальный ущерб из всех стихийных бедствий на Земле приносят наводнения. Известны случаи гибели десятков и даже сотен тысяч людей в результате экстремальных наводнений природного и техногенного (волны прорыва плотин и дамб) генезиса. В России за последние годы прошло несколько разрушительных наводнений: г. Крымск (р. Адагум), 2012 г.; бассейн Амура, 2013 г.; Черноморское побережье Кавказа, 2012, 2018 гг.; г. Тулун (р. Ия), 2019 г. Существующие мероприятия инженерной защиты при этом оказались недостаточными. В связи с этим стоит задача более эффективной защиты селитебных территорий и объектов повышенной опасности от затопления.

В настоящей работе рассматриваются поймы рек с расположенными на них населенными пунктами и объектами повышенной опасности

(ОПО) (атомные электростанции, нефтеперерабатывающие и химические предприятия и т. п.); а также пойменные территории, которые затопляются при прорыве ограждающих их дамб [7].

В соответствии с нормативными требованиями, территории поселений на прибрежных участках должны быть защищены от затопления паводковыми водами, от ветрового нагона воды и подтопления грунтовыми водами — подсыпкой (намывом) или обвалованием. Согласно СП 42.13330.2011 [12], за расчетный горизонт высоких вод следует принимать отметку наивысшего уровня воды повторяемостью один раз в 100 лет — для территорий, застроенных или подлежащих застройке жилыми и общественными зданиями, и один раз в 10 лет — для территорий парков и спортивных сооружений.

Для объектов повышенной опасности (например, атомных электростанций, расположенных в поймах рек) отметка верха горизонтальной промышленной площадки (на которой располагаются все сооружения станции) должна быть не ниже отметки затопления с вероятностью 10^{-6} 1/год, или повторяемостью 1 раз в миллион лет [9].

Близкие к приведенным выше значения допустимых вероятностей затопления приняты и в

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0003 “Разработка численных моделей гидрологических, гидродинамических и гидрохимических процессов в водных объектах и их водосборных бассейнах, создание на основе разработанных моделей технологий поддержки решений в сфере водной безопасности для информационной модернизации водохозяйственной отрасли России”).

мировой практике. Между тем научное (и практическое) обоснование этих нормативов отсутствует. В статье предлагается способ определения эффективных уровней инженерной защиты территории, основанный на минимизации рисков затопления. Риск в данном случае определяется стандартным образом как произведение вероятности затопления заданным уровнем воды на величину вероятного вреда (ущерба) при таком затоплении.

При обосновании возможности приближенного определения вероятного вреда при затоплении селитебных территорий и объектов повышенной опасности в поймах рек в зависимости от глубины затопления введены некоторые допущения и в результате получены простые степенные зависимости для величины вероятного вреда, причем показатель степени для ОПО оказывается больше, чем для селитебных территорий.

Технология построения кривых вероятности затопления поймы на основе двумерных гидродинамических моделей излагается с учетом того, что эти кривые строятся не в совсем обычном для классической гидрологии диапазоне величин повторяемости — от нескольких лет до десятков тысяч и миллионов лет. Отметим, что для построения кривых вероятности затопления могут применяться и более простые подходы (одномерные гидродинамические модели, уравнение Шези и пр.), однако в некоторых случаях это может привести к снижению точности расчетов.

Сочетание аналитической формулы для расчета ущербов в зависимости от глубины затопления и формулы экспоненциального вида для определения вероятности затопления поймы на заданную глубину позволяет вывести формулы для определения рисков затопления селитебных территорий и ОПО, а также интегральных показателей рисков. Анализ последних зависимостей показывает, что эффективная инженерная защита должна быть рассчитана на уровни затопления обеспеченностью $<0.1\%$.

РАСЧЕТ ВЕРОЯТНОГО ВРЕДА ОТ ЗАТОПЛЕНИЯ СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЙ И ОПО В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ГЛУБИНЫ

Выполнение расчетов вероятного вреда (в стоимостном выражении) от затопления селитебных территорий природными наводнениями и техногенными паводками (волнами прорыва) в соответствии с имеющимися нормативными документами и методическими указаниями [8] — довольно трудоемкая задача. Для этого, кроме расчетов параметров затопления (зоны затопления, скорости течения, глубины затопления, времени стояния высоких вод), требуются данные о стоимости

строений, объектов инфраструктуры, сельхозугодий и пр. Между тем можно показать, что для минимизации рисков затопления путем выбора и реализации защитных мероприятий (подсыпка или обвалование территории до определенной отметки) в ряде случаев конкретная стоимостная оценка вероятного вреда не требуется.

Такой подход к рассматриваемой проблеме позволяет в некоторой степени уйти от сугубо материальных оценок (которые, к тому же, могут сильно меняться во времени), ставя во главу угла вопросы надежности и безопасности защиты селитебных территорий и ОПО от наводнений. Отметим, что это ни в коей мере не исключает возможности расчета стоимостных коэффициентов в соответствии с известными методиками [8] или их модификациями, что необходимо для целей страхования.

Вывод формулы для нормализованного ущерба от затопления селитебной территории

Рассмотрим сначала типичную ситуацию с расположением населенного пункта вдоль водотока частично на плоской пойме, частично на береговом откосе (рис. 1). На самом деле на пойме может быть неровный рельеф (возвышения, впадины), но эти случаи соответствуют рассматриваемой схеме, если рельеф расчленить на отдельные участки.

Предположим, что средняя ширина плоской части поймы по нормали к руслу — B , средний угол наклона берегового откоса к горизонту в ортогональном руслу направлении — α , глубина воды на данной вертикали — h , отметка поймы (или нижняя отметка застроенной территории) — Z_0 , глубина затопления от этой отметки — H , протяженность населенного пункта вдоль русла — L (рис. 1).

Основные ущербы от затопления в локальной области на местности связаны с двумя определяющими факторами [8] — динамическим и статическим.

1. Динамический фактор характеризуется кинетической энергией столба воды высотой h с единичной площадью основания, которая преобразуется в разрушающий динамический напор при взаимодействии с сооружениями (либо людьми, транспортными средствами и т. п.) и выражается формулой

$$E = \rho h \frac{v^2}{2}, \quad (1)$$

где ρ — плотность жидкости, v — средняя по глубине скорость на данной вертикали.

2. Статический фактор характеризуется глубиной затопления и временем затопления T (временем стояния высоких вод). Определенная глуби-

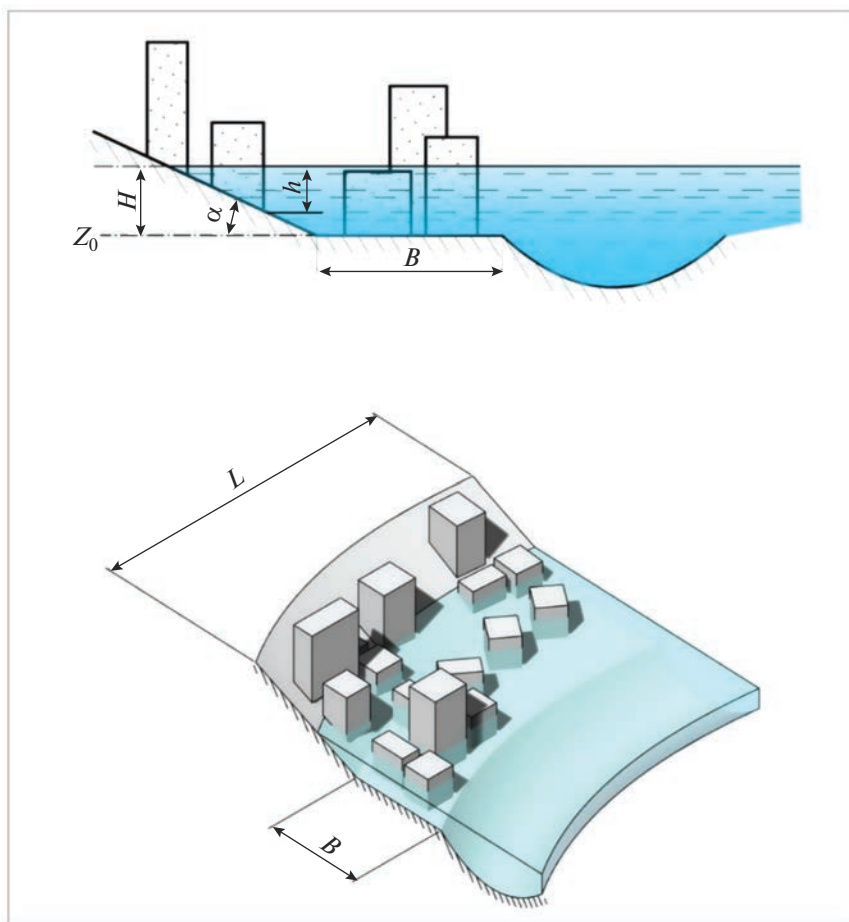


Рис. 1. Расчетная схема затопления селитебной территории в пойме реки.

на затопления может привести к всплытию легких деревянных строений за счет Архимедовой силы даже при незначительных или нулевых скоростях течения, а также может быть причиной гибели людей, порчи интерьеров, мебели, автомобилей, сельхозугодий и пр.

Оба перечисленных фактора приводят как к разрушению или повреждению жилого фонда, промышленных зданий и сооружений, инфраструктурных и сельскохозяйственных объектов, так и к травмам или гибели людей.

Учитывая уравнение Шези

$$ghI = \lambda \frac{V^2}{2}, \quad (2)$$

(g – ускорение свободного падения, I – продольный уклон водной поверхности на пойме, λ – коэффициент гидравлического сопротивления поймы), получим из (1), (2)

$$E = \rho gh^2 \frac{I}{\lambda} = K_1 h^2, \quad (3)$$

здесь K_1 – коэффициент, слабо зависящий от глубины потока в данном месте (через коэффициент гидравлического сопротивления).

Далее, предполагая, что время стояния высоких вод в первом приближении пропорционально глубине стояния (чем больше глубина затопления, тем обычно дольше продолжается и само затопление), получим выражение для статического фактора

$$G = \rho g K_1 T h = K_2 h^2, \quad (4)$$

K_2 – коэффициент, не зависящий (или слабо зависящий) от глубины потока в данном месте.

Вводя стоимостные коэффициенты A_1 и A_2 (которые зависят от вида, этажности и стоимости 1 м² жилья, стоимости объектов инфраструктуры, стоимости сельхозпродукции на затопляемых территориях, ущерба экологии и т. п.), из (3) и (4) получим выражение для локального (на единицу площади в конкретной точке населенного пункта) ущерба в стоимостном выражении

$$D_{\text{LOC}} = (A_1 K_1 + A_2 K_2) h^2 = A' h^2, \quad (5)$$

где величиной A' обозначена сумма стоимостных коэффициентов (в круглых скобках), слабо зависящая от h .

Подчеркнем, что физическая природа коэффициентов K_1, K_2 разная, и также принципиально будут различаться стоимостные коэффициенты A_1, A_2 . Например, для многоэтажного железобетонного здания A_1 будет близким к нулю, потому что оно паводком не разрушится, а A_2 может быть значительным, поскольку высоким уровнем воды будет повреждена отделка здания, интерьеры, мебель, товары в расположенных на первых этажах магазинах и т. п. С другой стороны, для 1–2-этажных деревянных зданий соответствующий динамический напор может привести к сносу их с фундамента и полному разрушению, т. е. в этом случае коэффициент A_1 окажется определяющим.

Интегрируя выражение (5) по площади затопляемой городской территории при максимальной глубине затопления H с учетом того, что ширина полосы затопления плоской поймы будет равна B , ширина полосы затопления откоса будет, согласно схеме, пропорциональна глубине H , — получим

$$D = \int A' h^2 dS = A' LBH^2 + \int_0^H LA' \cot \alpha h^2 dh = C_1 H^3 + C_2 H^2, \quad (6)$$

здесь D — суммарный ущерб от затопления рассматриваемой территории в стоимостном выражении; H — максимальная глубина затопления; C_1, C_2 — интегральные стоимостные коэффициенты, не зависящие (или слабо зависящие) от глубины затопления.

Таким образом, суммарный ущерб от затопления селитебной территории пропорционален линейной комбинации квадрата и куба максимальной глубины затопления. Обобщенные стоимостные коэффициенты могут быть определены на основе имеющихся нормативных документов по расчету вероятного вреда (например, [8]), а также на основе дополнительных исследований.

Для упрощения дальнейших выкладок запишем формулу (6) в приближенном виде:

$$D = CH^\gamma, \quad (7)$$

здесь $2 \leq \gamma \leq 3$, причем значение γ конкретизируется в зависимости от топографии затопляемой области.

Вывод формулы для расчета нормализованного ущерба от затопления ОПО

В случае ОПО в силу их специфики суммарный ущерб будет определяться не степенной, а показательной функцией вида

$$D = C_3 \left(e^{\frac{H}{d}} - 1 \right), \quad (8)$$

C_3 — стоимостной коэффициент; H — глубина затопления, отсчитываемая не от поверхности поймы, а от горизонтальной плоскости верха промышленной площадки (АЭС, нефтехимического предприятия и т. п.), на которой по проекту в одной отметке расположены все сооружения объекта (рис. 2); d — коэффициент, имеющий размерность длины. Подберем его исходя из условия, чтобы ущерб от затопления промплощадки на каждый последующий метр увеличивался в 10 раз. Тогда $d = 0.44$ м.

Показательная функция в нужном диапазоне изменения ($0 < H/d < 9$) может быть с приемлемой для решаемых задач погрешностью аппроксимирована степенными функциями вида (рис. 3):

$$D = C_3 \left(\frac{H}{d} - 1 \right)^4 \text{ или } D = C_3 \left(\frac{H}{d} \right)^{3.5}. \quad (9)$$

Таким образом, суммарный ущерб от затопления селитебной территории или ОПО пропорционален максимальной глубине затопления для рассматриваемого сценария в степени $2 \leq \gamma \leq 4$ и может быть рассчитан по формуле (7) с повышенным до 3.5–4.0 значением коэффициента γ для ОПО.

ПОСТРОЕНИЕ КРИВЫХ ВЕРОЯТНОСТИ УРОВНЕЙ ЗАТОПЛЕНИЯ ПОЙМЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДВУМЕРНЫХ ГИДРОДИНАМИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ И ДАННЫХ НАТУРНЫХ НАБЛЮДЕНИЙ

Для оценки рисков затопления необходимо построить кривую связи уровней затопления рассматриваемого объекта на пойме с вероятностью (или повторяемостью) достижения этого уровня. Генезис (причина) затопления может при этом быть различным и складываться из нескольких факторов. Это паводки, наводнения, волны прорыва вышележащих гидроузлов, ветровые нагоны и ветровые волны, волны цунами и т. п. Такая кривая уникальна для каждого объекта и может быть построена на основе данных натурных наблюдений и их экстраполяции, расчетным путем с применением методов математического моделирования (особенно в области малых вероятностей, где наблюдения отсутствуют), а также комбинированным способом.

Для всех анализируемых ниже створов расчеты выполнены с применением программного комплекса STREAM 2D CUDA, основанном на численном решении двумерных уравнений мелкой воды, и его модификаций [2, 3]. Используемые в этой программе алгоритмы уникальные, высокоточные, современные и опубликованы в ведущих

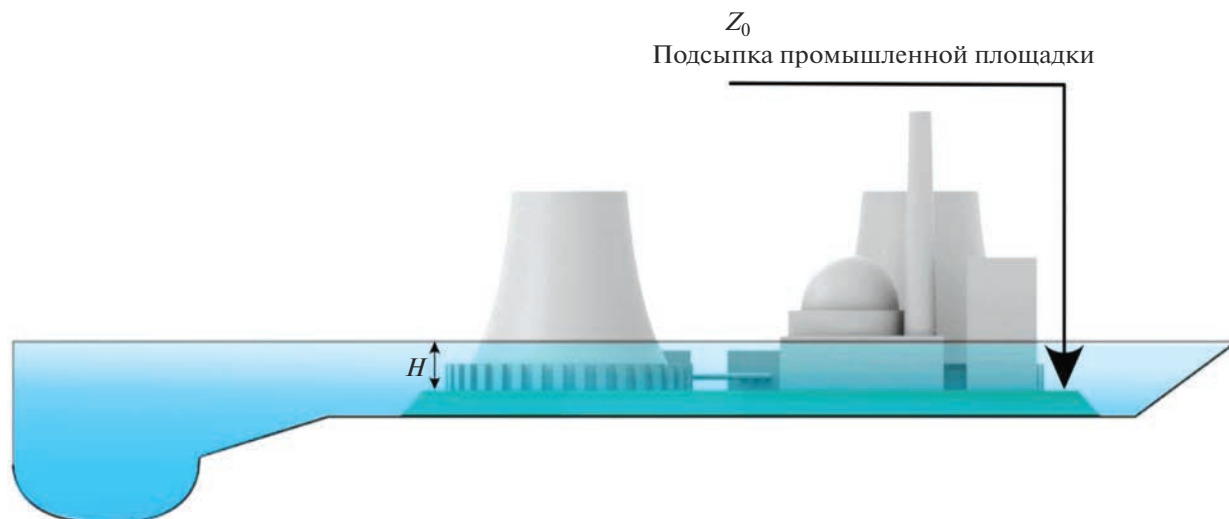


Рис. 2. Расчетная схема затопления объекта повышенной опасности.

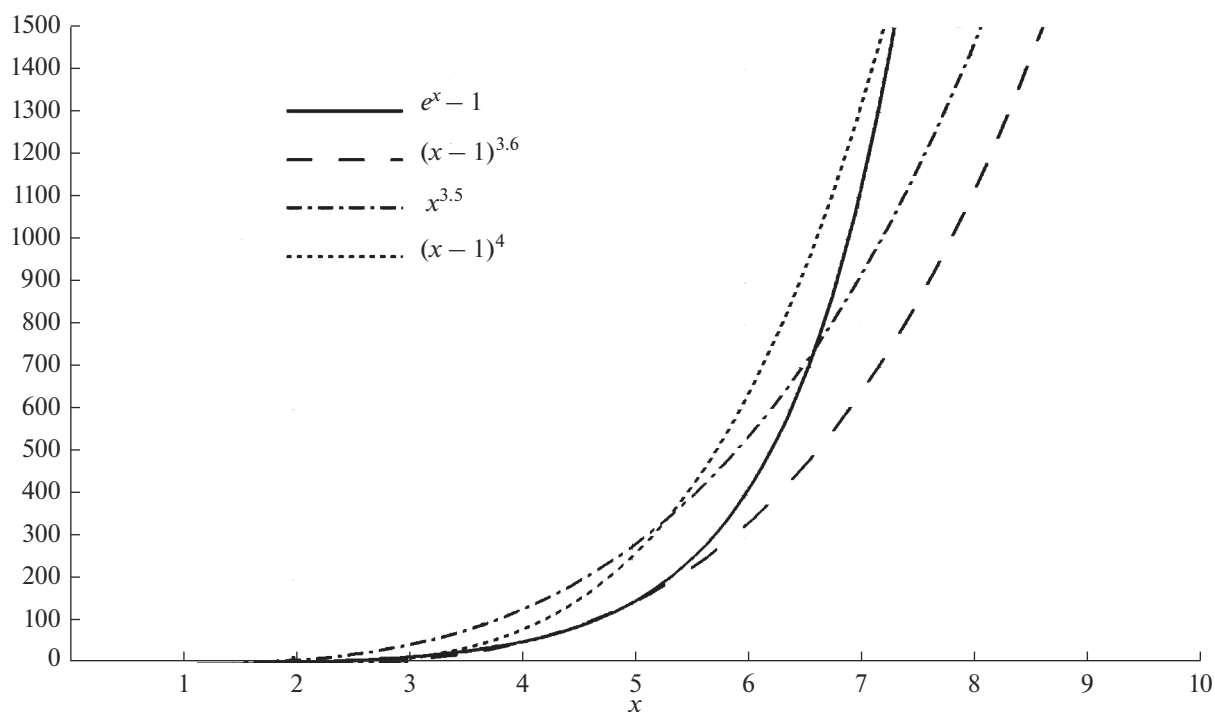


Рис. 3. Приближенная аппроксимация показательной степенной функции.

мировых научных изданиях [1, 13, 14] и в монографии [4].

Первоначально разработанная методика (технология) построения кривых была применена к объектам повышенной опасности (АЭС Балаковская и Руппур), что было вызвано (ввиду специфики этих объектов) необходимостью рассматривать очень малые вероятности затопления [9, 10]. В работе [6] подробно описана последовательность построения такой кривой для участка р. Ганг

(Республика Бангладеш) в районе строительства АЭС Руппур. Объект характеризуется наличием достаточно хороших исходных данных (детальный рельеф местности, актуальная гидрометрическая съемка, столетний ряд гидрологических наблюдений) и широким диапазоном изменения вероятности (повторяемости) затоплений вплоть до 10^{-9} 1/год. Использован как метод экстраполяции данных натурных наблюдений в область малых вероятностей расходов воды, так и метод чис-

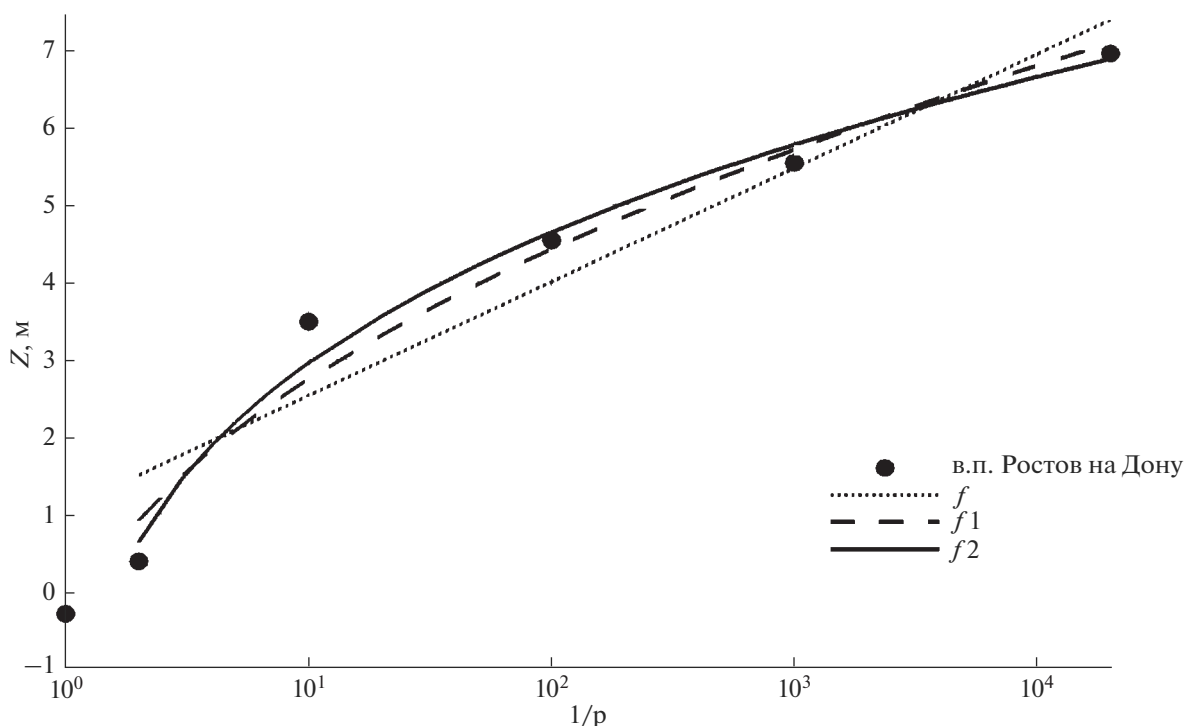


Рис. 4. Кривая связи уровней воды с повторяемостью достижения этих уровней на в.п. Ростов-на-Дону (Нижний Дон).

ленного гидродинамического 2D-моделирования с учетом наложения (суперпозиции) нескольких гидрометеорологических явлений редкой повторяемости и с учетом возможного изменения климата. Отличительная особенность этого объекта заключается в том, что расчет кривой вероятностей пришлось проводить с учетом размывов речного дна, сильно влияющего на уровни воды в створе АЭС при пропуске высоких половодий.

Для ряда створов (р. Волга – г. Ярославль [15], р. Волга – г. Балаково [10], 4 створа на Нижнем Дону [5]) при построении кривой вероятностей затопления учитывались параметры волн прорыва вышележащих гидроузлов (не основано на реальной угрозе), которые рассчитаны с применением 2D-гидродинамических моделей протяженных участков долин рек. Отметки затопления в этих случаях обычно выше, чем от естественных паводков, но и вероятности их меньше. Для р. Северная Двина (г. Великий Устюг) кривая вероятности построена с учетом ледовых заторов.

Примеры таких кривых для нескольких створов на крупных реках, построенных с применением численного гидродинамического моделирования на основе работ [5, 6, 10, 15, 16], приведены на рис. 4–6 в полулогарифмических координатах в зависимости от величины повторяемости уровня, обратной вероятности достижения заданного уровня. В области малых вероятностей (≤ 0.1 1/год), которые интересуют при затоплении поймы, она

может быть приближенно аппроксимирована логарифмической функцией. Виды таких функций и параметры аппроксимации приведены в табл. 1 для девяти створов на реках Дон, Волга, Ганг, Северная Двина, Ия. Достаточно хорошую точность аппроксимации обеспечивают функции вида $f_1(x) = a\sqrt{\ln(x)} + b$ и $f_2(x) = a^4\sqrt{\ln(x)} + b$.

ОЦЕНКА РИСКОВ ЗАТОПЛЕНИЯ СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЙ И ОБЪЕКТОВ ПОВЫШЕННОЙ ОПАСНОСТИ

При описании методики приближенной теоретической оценки нормализованных рисков затопления как селитебных территорий, так и ОПО под нормализованным риском подразумевается безразмерная величина, равная произведению безразмерного (нормированного) вероятного вреда от затопления территории до определенной отметки на вероятность достижения данной отметки водной поверхности.

Определение нормализованного риска однократного затопления селитебных территорий и объектов повышенной опасности

Запишем вероятность затопления согласно подобранным выше логарифмическим аппроксимациям этих кривых в виде

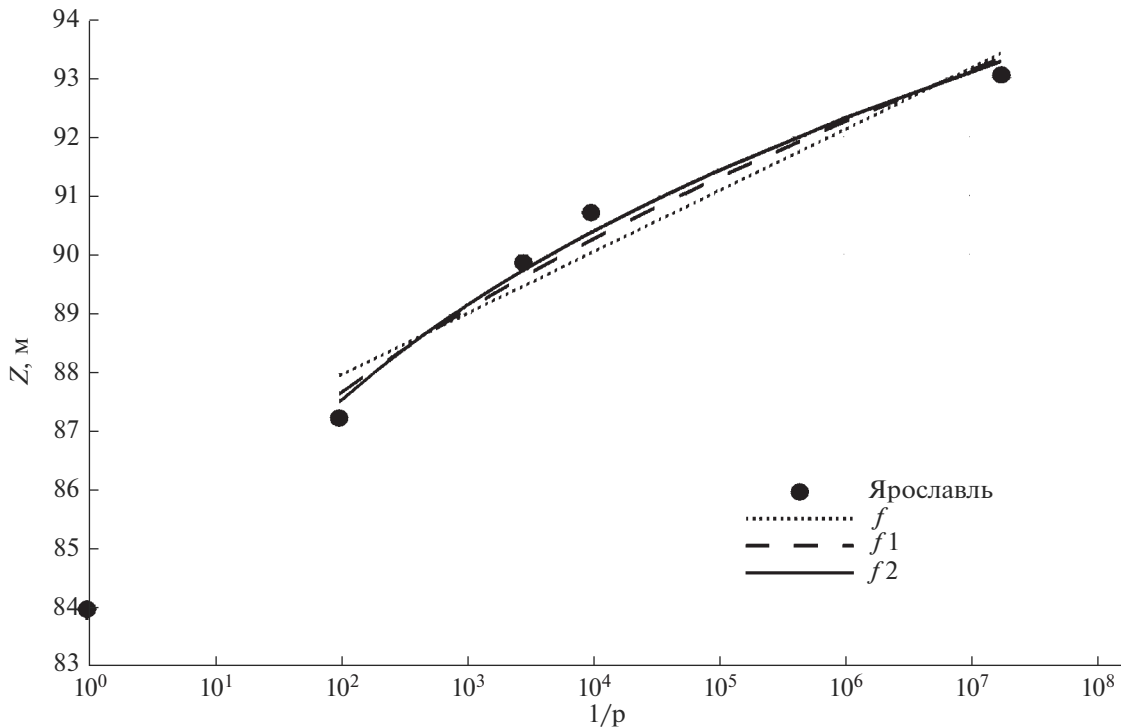


Рис. 5. Кривая связи уровней воды с повторяемостью достижения этих уровней на в.п. Ярославль (р. Волга, Горьковское водохранилище).

$$P = e^{-\left(\frac{z-b}{a}\right)^\beta}, \text{ где } 1 \leq \beta \leq 4, \quad z \geq b. \quad (10)$$

При $z = b, P = 1$ производная вероятности по z имеет вид

$$P' = -\frac{\beta}{a} \left(\frac{z-b}{a}\right)^{\beta-1} e^{-\left(\frac{z-b}{a}\right)^\beta}. \quad (11)$$

Для величины риска затопления с учетом формулы (7) получим

$$R = AP(z - z_0)^\gamma, \quad 2 \leq \gamma \leq 4, \quad (12)$$

где показатель степени γ может принимать значения от 2 до 4 согласно формуле (7) с учетом корректировки (увеличения до 3.5–4.0) для объектов повышенной опасности.

$$R' = A \left[P'(z - z_0)^\gamma + \gamma(z - z_0)^{\gamma-1} P \right].$$

Из условия экстремума $R' = 0$ с учетом (11) следует

$$-\frac{\beta}{a} \left(\frac{z-b}{a}\right)^{\beta-1} (z - z_0)^\gamma + \gamma(z - z_0)^{\gamma-1} P = 0$$

или после сокращения

$$\left(\frac{z-b}{a}\right)^{\beta-1} \frac{(z - z_0)}{a} = \frac{\gamma}{\beta}. \quad (13)$$

Обратим внимание, что $z - z_0 = H$ — глубина затопления поймы.

В формулах (10), (11), (13) примем $\beta = 2$, что, с одной стороны, дает хорошую аппроксимацию кривых вероятности, а с другой стороны — позволяет получить простые аналитические зависимости. Тогда из (13) получается квадратное уравнение

$$(z - b)(z - z_0) = \frac{\gamma}{2} a^2. \quad (14)$$

$z - b = H + z_0 - b$ подставляем в (14)

$$\Rightarrow \frac{H + z_0 - b}{a} \frac{H}{a} = \frac{\gamma}{2}.$$

Обозначим $\frac{H}{a} = H_N$ — нормированная глубина затопления, тогда

$$\left(H_N + \frac{z_0 - b}{a} \right) H_N = \frac{\gamma}{2}.$$

Обозначив $\Delta_N = \frac{z_0 - b}{a} \geq 0$ (иначе $P(z_0) > 1$), получим

$$H_N^2 + \Delta_N H_N - \frac{\gamma}{2} = 0. \quad (15)$$

Если $\Delta_N = 0$ (частный случай: $z_0 = b$), то $H_{N*} = \sqrt{\frac{\gamma}{2}}$, здесь нормированная глубина со звездочкой

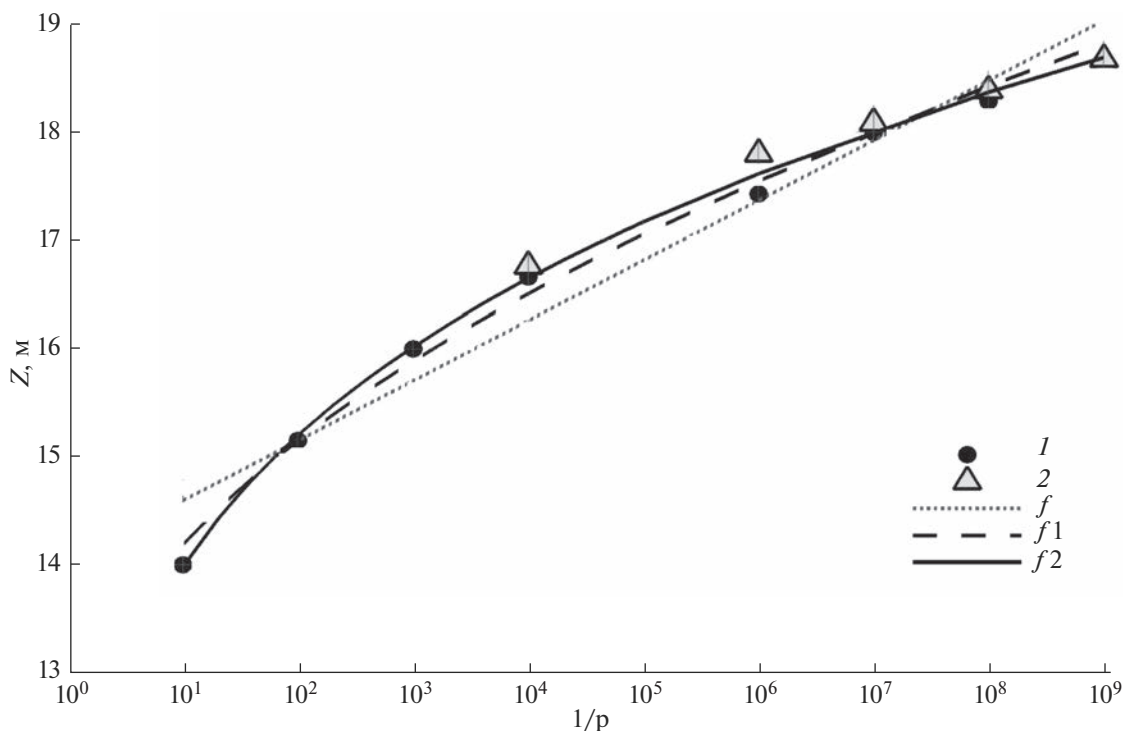


Рис. 6. Кривая связи уровней воды с повторяемостью достижения этих уровней в створе АЭС Руппур на р. Ганг. 1 – экстраполированные данные наблюдений, 2 – результаты моделирования.

дочкой H_{N*} – корень квадратного уравнения, обозначает глубину затопления, которой соответствует наибольший риск.

В общем случае наихудшая (в смысле максимизации риска затопления) нормированная глубина находится по формуле (16) для корней квадратного уравнения (15)

$$H_{N*} = -\frac{\Delta_N}{2} + \sqrt{\left(\frac{\Delta_N}{2}\right)^2 + \frac{\gamma}{2}}. \quad (16)$$

Нормализованный (безразмерный) риск при $2 \leq \beta \leq 4$ выражается формулой

$$R_N = \frac{R}{Aa^\gamma} = H_N^\gamma e^{-(H_N + \Delta_N)^\beta}. \quad (17)$$

По формуле (17) могут быть рассчитаны нормализованные риски затопления при подстановке в нее фактических параметров, представленных для анализируемых створов в табл. 2. Нормализованный риск зависит от трех параметров: γ, Δ_N, β , которые определяются условиями местности, типом застройки и видом кривой вероятности.

По данным табл. 2 и по формуле (17) построены графики на рис. 7 для исследуемых створов (за исключением Великого Устья, график для которого расположен на порядок выше по оси ординат). Видно, что все кривые имеют выражен-

ные максимумы, а при больших H_N быстро убывают до нуля.

Например, для г. Ростов-на-Дону $H_{N*} = 0.66$; это означает, что размерная глубина H_* , соответствующая максимальному риску от затопления, равна $0.66 \times 2.66 \text{ м} = 1.76 \text{ м}$ над нижней отметкой застроенной поймы $Z_0 = 2.0 \text{ м}$ БС (табл. 2). Соответственно, опасная (в смысле максимального риска) отметка затопления равна 3.76 м БС, что приблизительно соответствует 2–3%-му затоплению и на 0.7 м ниже отметки 1%-го затопления 4.45 м БС (рис. 4).

Для ст. Раздорской с тем же $H_{N*} = 0.66$ размерная глубина H_* , соответствующая максимальному риску от затопления, равна $0.66 \times 4.04 \text{ м} = 2.67 \text{ м}$ над нижней отметкой застроенной поймы $Z_0 = 6.0 \text{ м}$ БС (табл. 2). Соответственно, опасная отметка затопления равна 8.7 м БС, что также приблизительно соответствует 2–3%-му затоплению и на 1.0 м ниже отметки 1%-го затопления.

Для г. Тулуна $H_{N*} = 0.63$, размерная глубина H_* , соответствующая максимальному риску от затопления, равна $0.63 \times 5.28 \text{ м} = 3.33 \text{ м}$ над нижней отметкой застроенной поймы $Z_0 = 458.0 \text{ м}$ БС (табл. 2). Соответственно, опасная отметка затопления равна 461.3 м БС, что также приблизительно

Таблица 1. Данные по анализируемым створам

Створы	$f(x) = a \ln(x) + b$	$f_1(x) = a\sqrt{\ln(x)} + b$	$f_2(x) = a^4\sqrt{\ln(x)} + b$
в.п. Ростов на Дону (Нижний Дон)	$a = 0.6375; b = 1.065;$ SSE = 2.628; $R^2 = 0.8923$	$a = 2.664; b = -1.296;$ SSE = 0.8913; $R^2 = 0.9635$	$a = 7.229; b = -5.95;$ SSE = 0.4189; $R^2 = 0.9828$
Багаевский гидроузел НБ (Нижний Дон)	$a = 0.7426; b = 2.544;$ SSE = 6.121; $R^2 = 0.8284$	$a = 3.152; b = -0.3061;$ SSE = 2.76; $R^2 = 0.9226$	$a = 8.627; b = -5.917;$ SSE = 1.512; $R^2 = 0.9576$
в.п. Багаевская (Нижний Дон)	$a = 0.7365; b = 2.985;$ SSE = 5.945; $R^2 = 0.8302$	$a = 3.12; b = -0.1711;$ SSE = 2.758; $R^2 = 0.9212$	$a = 8.534; b = -5.374;$ SSE = 1.584; $R^2 = 0.9548$
в.п. Раздорская (Нижний Дон)	$a = 0.9632; b = 4.583;$ SSE = 9.341; $R^2 = 0.8419$	$a = 4.04; b = 0.986;$ SSE = 4.986; $R^2 = 0.9156$	$a = 11; b = -6.127;$ SSE = 3.501; $R^2 = 0.9407$
в.п. Ярославль (р. Волга)	$a = 0.4521; b = 85.87;$ SSE = 1.273; $R^2 = 0.9263$	$a = 2.936; b = 81.34;$ SSE = 0.5228; $R^2 = 0.9697$	$a = 10.38; b = 72.3;$ SSE = 0.2558; $R^2 = 0.9852$
АЭС Руппур (р. Ганг)	$a = 0.241; b = 14.04;$ SSE = 0.8672; $R^2 = 0.9552$	$a = 1.528; b = 11.87;$ SSE = 0.1258; $R^2 = 0.9935$	$a = 5.223; b = 7.549;$ SSE = 0.008937; $R^2 = 0.9995$
АЭС Балаково (р. Волга)	$a = 0.1736; b = 31.26;$ SSE = 1.336; $R^2 = 0.8837$	$a = 1.205; b = 29.44;$ SSE = 0.441; $R^2 = 0.9616$	$a = 4.262; b = 25.82;$ SSE = 0.1475; $R^2 = 0.9872$
в.п. Великий Устюг (р. Северная Двина)	$a = 0.2694; b = 58;$ SSE = 0.048; $R^2 = 0.984$	$a = 1.418; b = 56.28;$ SSE = 0.012; $R^2 = 0.996$	$a = 4.528; b = 52.74;$ SSE = 0.002; $R^2 = 0.9993$
г. Тулун (р. Ия)	$a = 1.16; b = 456.5;$ SSE = 0.123; $R^2 = 0.9966$	$a = 5.281; b = 450.9;$ SSE = 0.06751; $R^2 = 0.9981$	$a = 15.61; b = 439.5;$ SSE = 0.3108; $R^2 = 0.9913$

Таблица 2. Данные по анализируемым створам при $\beta = 2, \gamma = 2.5$

Створы	$a, \text{м}$	$b, \text{м}$	$z_0, \text{м}$	Δ_N	H_{N*}
в.п. Ростов на Дону	2.66	-1.30	2.00	1.2372	0.66
Багаевский гидроузел НБ	3.15	-0.31	3.50	1.2075	0.67
в.п. Багаевская	3.12	-0.17	4.50	1.4971	0.60
в.п. Раздорская	4.04	0.99	6.00	1.2411	0.66
в.п. Ярославль	2.94	81.34	87.00	1.9278	0.51
Руппур	1.53	11.87	14.00	1.3940	0.62
Балаково	1.21	29.44	31.00	1.2946	0.64
Великий Устюг	1.42	56.28	56.54	0.1834	1.03
Тулун	5.28	450.90	458.00	1.3447	0.63

но соответствует 2–3%-му затоплению и на 0.9 м ниже отметки однопроцентного затопления.

Таким образом, в рассмотренных примерах уровень максимального риска единичного затопления находится в диапазоне отметки затопления 2–3%, а уровень 1%-го затопления – на 0.7–1.0 м выше. Если введем в формулу для вероятности затопления (10) при $\beta = 2$ выражение для наихудшей нормированной глубины (16) и подставим в эту формулу характерные значения $\gamma = 2.5$ и $\Delta_N = 1.3$ (табл. 2), то получим вероятность достижения наихудшей нормированной глубины, равную 0.023, или 2.3%, что хорошо согласуется с

приведенным выше диапазоном 2–3%, полученным по натурным данным.

На основе кривой рисков можно планировать мероприятия по защите населенного пункта от затопления. Очевидно, что необходима по крайней мере защита (дамбы обвалования, подсыпка территории при новой застройке) не ниже отметки затопления с максимальным уровнем риска единичного затопления.

Для г. Ростов-на-Дону для снижения риска затопления в 10 раз по сравнению с максимальным необходима защита территории на глубину 4.5 м (на 1.7 нормированной глубины), или до абсолютной отметки 6.5 м БС, что приближается к ве-

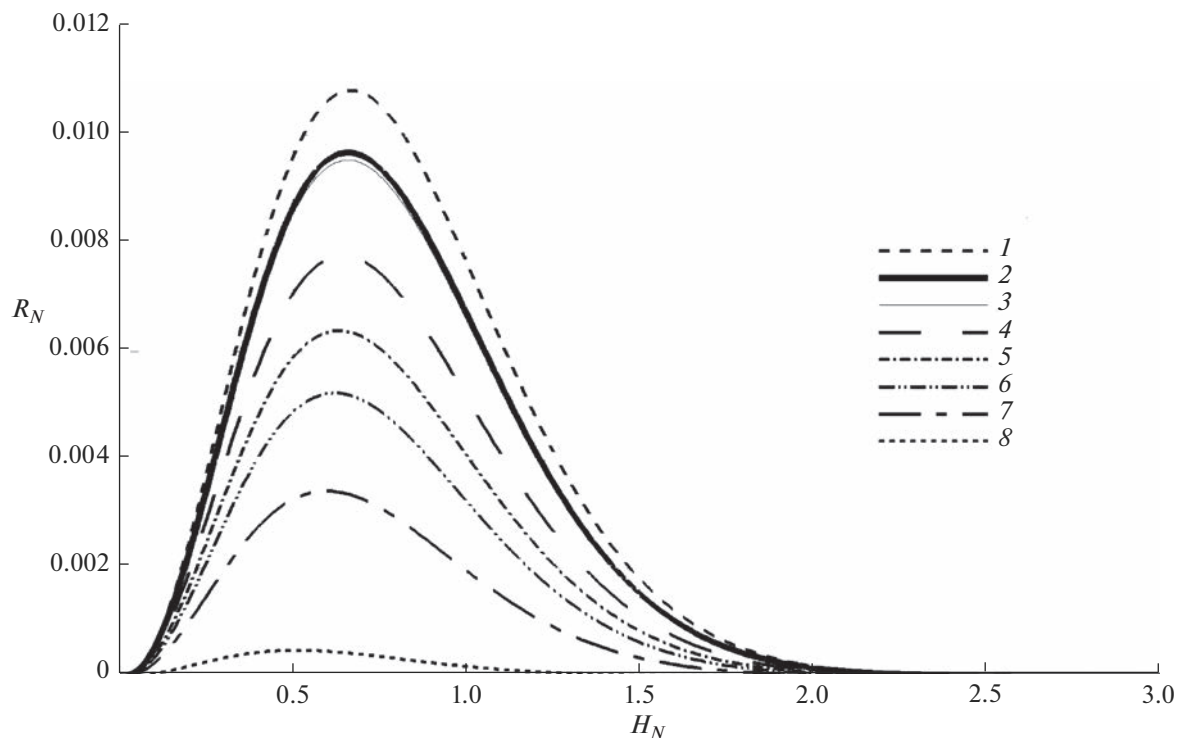


Рис. 7. График $R_N(H_N)$ при $\beta = 2, \gamma = 2.5$ для исследуемых створов: 1 — Багаевский гидроузел НБ, 2 — в.п. Ростов-на-Дону, 3 — в.п. Раздорская, 4 — Балаково, 5 — Тулун, 6 — Руппур, 7 — в.п. Багаевская, 8 — в.п. Ярославль.

роятности затопления 2×10^{-4} 1/год (рис. 4). Для ст. Раздорской для снижения риска единичного затопления в 10 раз по сравнению с максимальным необходима защита территории на глубину 6.9 м (на 1.7 нормированной глубины), или до абсолютной отметки 12.9 м БС, что тоже приближается к вероятности затопления 2×10^{-4} 1/год. Для г. Тулуна для снижения риска единичного затопления в 10 раз по сравнению с максимальным необходима защита пойменной территории на глубину 9.0 м (на 1.7 нормированной глубины), или до абсолютной отметки 467.0 м БС, что соответствует вероятности затопления 10^{-4} 1/год.

Таким образом, видно, что на разных реках и в разных створах высокая степень защиты селитебных территорий с маленьким риском будет обеспечена при подъеме отметок защитных сооружений на уровень затопления вероятностью порядка 10^{-3} – 10^{-4} 1/год, но уж никак не 10^{-2} 1/год, которая принята в настоящее время в Российской Федерации по нормативным документам.

Для ОПО (АЭС Руппур и Балаково) функция риска затопления строилась по тем же формулам с повышенным коэффициентом γ при конкретных значениях коэффициентов, полученных для этих станций. Фактические значения для АЭС Руппур: $a = 1.5$ м, $c = 0.4$ м, $\Delta_N = 1.39$, $H_{N*} = 0.7$,

$H_* = 1.05$ м, $3H_* = 3.15$ м. Максимум единичного риска для АЭС Руппур наступает при отметке затопления 15.05 мРВД, а уменьшенный в 10 раз риск — при отметке 17.15 мРВД, что соответствует вероятности затопления 2×10^{-6} 1/год (рис. 6).

Для Балаковской АЭС имеем $H_{N*} = 0.6$, $H_* = 0.72$ м, $3H_* = 2.16$ м. Поэтому максимум риска наступает при отметке затопления 31.72 м БС, а уменьшенный в 10 раз риск — при отметке 33.16 м БС, что на 1 м ниже фактической отметки промплощадки. Таким образом, Балаковская АЭС построена на высоких отметках, надежно обеспечивая ее защиту от наводнений и волн прорыва.

Построение интегральных кривых рисков затопления при разных значениях параметров

Выше рассмотрены риски единичного затопления, т.е. когда сразу для всей данной территории одновременно вдруг возникла угроза или произошло катастрофическое затопление. Однако если ставить вопрос о долговременной защите какой-то территории от возможного затопления, то необходимо оценить остаточный риск, который возникнет только после того, как критический уровень воды превысит уровень защитных

сооружений, а при меньших уровнях никаких рисков не будет, поскольку не будет затоплений селитебных территорий или ОПО (конечно, при условии обеспечения надежности работы этих сооружений).

Для решения этой задачи надо рассчитать нормализованный интегральный риск, который возникает при достижении заданной отметки затопления (совпадающей, по-видимому, с отметкой верха защитных сооружений). В общем случае в соответствии с формулой (17) он выражается величиной интеграла

$$I_{\gamma\Delta}(x) = \int_0^x x^\gamma e^{-(\Delta+x)^2} dx, \quad (18)$$

где для упрощения записи принимаем $x = H_N$ – нормированная глубина затопления.

Введем обозначения: $\operatorname{erf}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-t^2} dt$ – функция ошибок (интеграл вероятности) – интеграл распределения Гаусса; $\operatorname{erfc}(z) = 1 - \operatorname{erf}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_z^\infty e^{-t^2} dt$ – дополнительная функция ошибок.

Тогда получаются следующие выражения для интегралов:

при $\gamma = 2, \Delta = 0$

$$I_{20}(x) = \int_0^x x^2 e^{-x^2} dx = \frac{1}{4} (\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x) - 2e^{-x^2} x),$$

$$I_{20}(+\infty) = \int_0^\infty x^2 e^{-(\Delta+x)^2} dx = \frac{\sqrt{\pi}}{4} = 0.4431,$$

при $\gamma = 3, \Delta = 0$

$$I_{30}(x) = \int_0^x x^3 e^{-x^2} dx = \frac{1}{2} - \frac{1}{2} e^{-x^2} (x^2 + 1),$$

$$I_{30}(+\infty) = \int_0^\infty x^3 e^{-x^2} dx = \frac{1}{2} = 0.5,$$

при $\gamma = 4, \Delta = 0$

$$I_{40}(x) = \int_0^x x^4 e^{-x^2} dx = \frac{3}{8} \sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x) - \frac{1}{4} e^{-x^2} x (2x^2 + 3),$$

$$I_{40}(+\infty) = \int_0^\infty x^4 e^{-x^2} dx = \frac{3\sqrt{\pi}}{8} = 0.66467.$$

Графики этих функций представлены на рис. 8.

Приведем полученные интегралы к нормальному виду, поделив их на соответствующие максимальные значения:

$$I_{\gamma\Delta}(x \in [0, +\infty)) \rightarrow \Phi_{\gamma\Delta}(x \in [0, +\infty)) \in [0; 1]$$

и решим в численном виде для $\Phi_{\gamma\Delta} = 0.9, 0.99$ при $\gamma = 2, 3, 4, \Delta = 0$ и при $\gamma = 3, \Delta = 0, 1, 2$.

$$\Phi_{20} = \frac{\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x) - 2e^{-x^2} x}{4 \times 0.443113} = 0.9, \quad 0 \leq x \leq 3, \\ x \approx 1.76796,$$

$$\Phi_{20} = \frac{\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x) - 2e^{-x^2} x}{4 \times 0.443113} = 0.99, \quad 0 \leq x \leq 3, \\ x \approx 2.38166,$$

$$\Phi_{30} = \frac{\frac{1}{2} - \frac{1}{2} e^{-x^2} (x^2 + 1)}{0.5} = 0.9, \quad 0 \leq x \leq 3, \\ x \approx 1.97224,$$

$$\Phi_{30} = \frac{\frac{1}{2} - \frac{1}{2} e^{-x^2} (x^2 + 1)}{0.5} = 0.99, \quad 0 \leq x \leq 3, \\ x \approx 2.5765,$$

$$\Phi_{40} = \frac{\frac{3}{8} \sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x) - \frac{1}{4} e^{-x^2} x (2x^2 + 3)}{0.66467} = 0.9, \\ 0 \leq x \leq 3, \quad x \approx 2.14899,$$

$$\Phi_{40} = \frac{\frac{3}{8} \sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x) - \frac{1}{4} e^{-x^2} x (2x^2 + 3)}{0.66467} = 0.99, \\ 0 \leq x \leq 3, \quad x \approx 2.74647.$$

Выше приведены значения аргумента x (безразмерной глубины), при которых интегральная двухпараметрическая функция распределения нормализованного (безразмерного) риска при $\Delta = 0$ принимает значения 0.9 и 0.99, т. е. при этих значениях отсекается 90 и 99% риска. Для 90% значение x близко к 2, а для 99% к 2.5. Наибольшее значение $-x = 2.75$ получается при показателе степени $\gamma = 4$, т. е. для объектов повышенной опасности.

Однако, как видно из табл. 2, значения Δ , близкие к нулю, довольно редки, а наиболее часто встречающиеся значения – в диапазоне 1.1–1.5. При этом характерное значение $\gamma = 3$ (среднее предельных значений 2 и 4). Выпишем решения интегральных уравнений для этих значений.

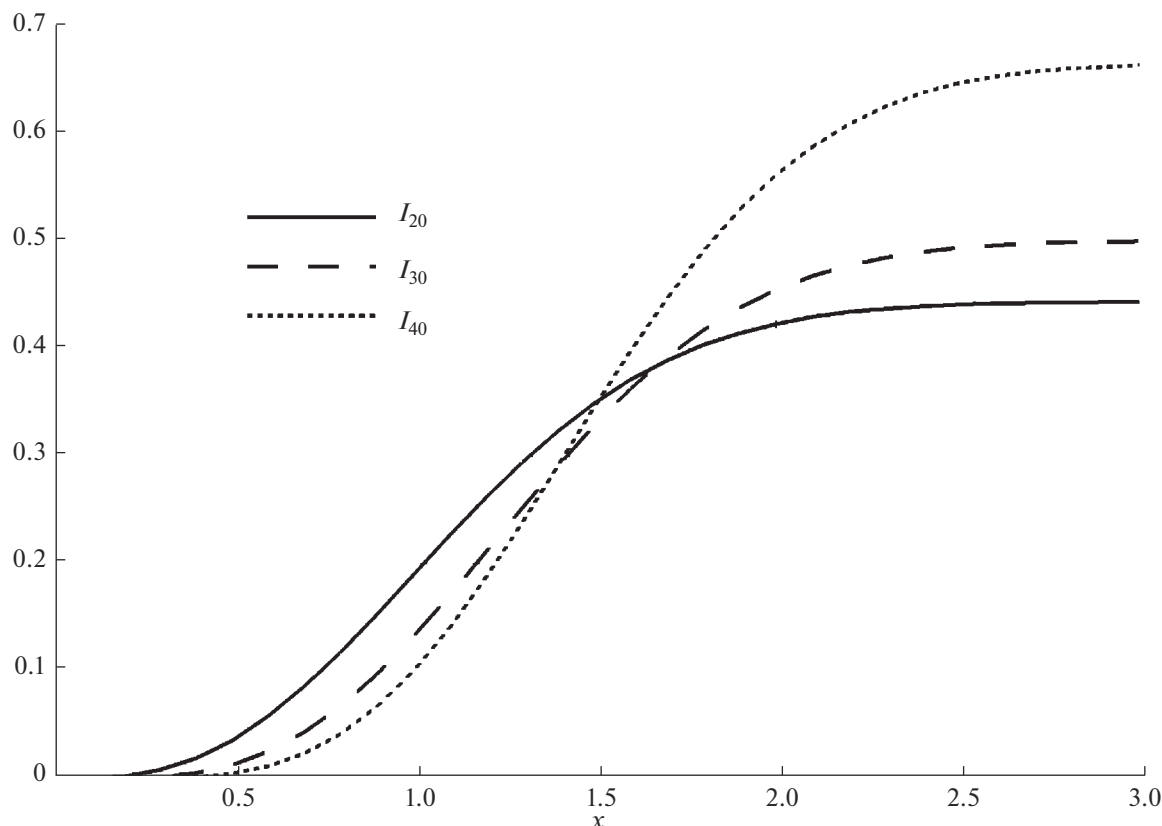


Рис. 8. Интегральные ненормированные функции распределения нормализованного риска при $\Delta = 0$ и $\gamma = 2, 3, 4$.

$$\Phi_{31} = \frac{-\frac{5}{4}\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x+1) + \frac{5}{4}\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(1) - \frac{1}{2}e^{-(x+1)^2}((x-1)x+2) + \frac{1}{e}}{0.0194} = 0.9,$$

$$x \approx 1.47634,$$

$$\Phi_{31} = \frac{-\frac{5}{4}\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x+1) + \frac{5}{4}\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(1) - \frac{1}{2}e^{-(x+1)^2}((x-1)x+2) + \frac{1}{e}}{0.0194} = 0.99,$$

$$x \approx 2.03436,$$

$$\Phi_{32} = \frac{-11\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x+2) + 11\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(2) - e^{-(x+2)^2}((x-2)x+5) + \frac{5}{e^4}}{2 \times 0.000188} = 0.9,$$

$$x \approx 1.12179,$$

$$\Phi_{32} = \frac{-11\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(x+2) + 11\sqrt{\pi} \operatorname{erf}(2) - e^{-(x+2)^2}((x-2)x+5) + \frac{5}{e^4}}{2 \times 0.000188} = 0.99,$$

$$x \approx 1.55942.$$

Видно, что в этих наиболее характерных случаях x — в диапазоне от 1.5 до 2.0. Графики этих функций приведены на рис. 9.

Если эти безразмерные глубины, нормированные на параметр a (табл. 1, 2), пересчитать в доли

характерных опасных глубин H_{N*} , которые соответствуют максимальным ущербам при одноразовом затоплении, то получим приближенную оценку, согласно которой минимизация рисков на 90% достигается при удвоенной опасной глу-

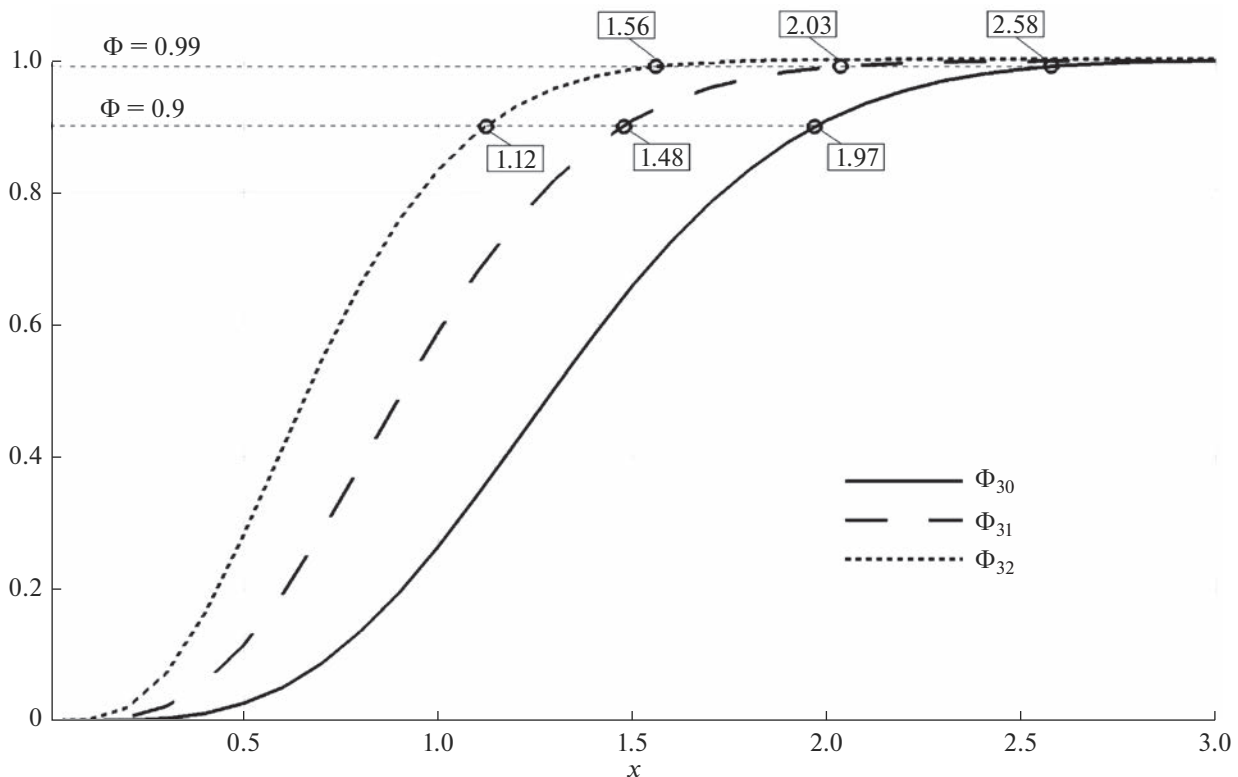


Рис. 9. Нормированные интегральные функции распределения нормализованного (безразмерного) риска при $\Delta = 0, 1, 2$ и $\gamma = 3$.

бине затопления, а минимизация на 99% — при утроенной опасной глубине. Это в некоторой степени напоминает правило 3σ для нормального распределения Гаусса. Напомним, что опасная глубина соответствует вероятности затопления $\sim 2\%$.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Разработаны научно-методические основы приближенной теоретической оценки рисков затопления селитебных территорий и объектов повышенной опасности, расположенных в поймах рек. Показано, что при некоторых допущениях величина ущерба от затопления пропорциональна глубине затопления в степени от 2.0 до 3.0 со средним показателем степени 2.5. Для объектов повышенной опасности величина ущерба зависит от глубины затопления не по степенному, а по показательному (экспоненциальному) закону, что связано со спецификой развития аварий на таких объектах. Однако в рассматриваемом диапазоне глубин затопления (до нескольких метров) она может быть аппроксимирована степенной зависимостью с показателем 3.5–4.0, что обеспечивает единую методику расчета.

Для оценки рисков затопления строится кривая связи уровней затопления рассматриваемого объекта с вероятностью достижения этих уровней

(кривая вероятности затопления), которая имеет экспоненциальный вид. Плотность распределения рисков затопления получается перемножением зависимости вероятного вреда от глубины затопления на вероятность достижения этой глубины. С использованием натурных данных и результатов математического моделирования построены такие кривые распределения для девяти створов на пяти реках: Волга-2, Нижний Дон-4, Северная Двина-1, Ганг-1, Ия-1.

Интегральная функция распределения нормированного (безразмерного) риска получается путем интегрирования кривой плотности распределения по глубине. На основе кривых рисков затопления и интегральных функций распределения можно планировать мероприятия по защите населенного пункта или объекта повышенной опасности от затопления. На конкретных примерах показано, что уровень воды, соответствующий максимальному риску для данного объекта (опасный уровень), в большинстве случаев довольно близок к уровню 2%-го затопления и что защиты до отметок 1%-го затопления или запрещения строительства в зоне 1%-го затопления недостаточно для надежного обеспечения безопасности селитебных территорий.

Выведено простое правило, согласно которому минимизация рисков на 90% достигается при

защите территории до удвоенной опасной глубины затопления, а минимизация на 99% — при утроенной опасной глубине. Защита же территории до уровня 1%-го затопления, как это сейчас принято по нормативам, дает защиту от рисков затопления менее чем на 50% и, по существу, не имеет смысла.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексюк А.И., Беликов В.В. Моделирование течений мелкой воды с областями обмеления и разрывами дна // Журн. вычислит. математики и матем. физ. 2017. Т. 57. № 2. С. 316–338.
2. Алексюк А.И., Беликов В.В. Программный комплекс STREAM 2D CUDA для расчета течений, деформаций дна и переноса загрязнений в открытых потоках с использованием технологии CUDA (на графических процессорах NVIDIA) // Свид. гос. регистрации программы для ЭВМ № 2017660266.
3. Алексюк А.И., Малахов М.А., Беликов В.В. Решатель задачи Римана для уравнений мелкой воды с разрывным дном // Свид. гос. регистрации программы для ЭВМ № 2020660617. 2020.
4. Беликов В.В., Алексюк А.И. Модели мелкой воды в задачах речной гидродинамики. М.: РАН, 2020. 346 с. ISBN 978-5-907366-10-7
5. Беликов В.В., Алексюк А.И., Борисова Н.М., Глотко А.В., Румянцев А.Б. Оценка изменения уровней затопления поймы Нижнего Дона под влиянием хозяйственной деятельности. Ретроспективное гидродинамическое моделирование // Вод. ресурсы. 2022. Т. 49. № 3.
6. Беликов В.В., Алексюк А.И., Борисова Н.М., Норин С.В., Румянцев А.Б. Об определении отметок промплощадок атомных электростанций, расположенных в поймах рек // Гидротех. стр.-во. 2019. № 3. С. 14–24.
7. Беликов В.В., Норин С.В., Школьников С.Я. О прорыве дамб польдеров // Гидротех. стр.-во. № 12. 2014. С. 25–34.
8. Методика определения размера вреда, который может быть причинен жизни, здоровью физических лиц, имуществу физических и юридических лиц в результате аварии судоходных гидротехнических сооружений. Утверждена Приказом МЧС России и Минтранса России от 02.10.2007. № 528/143.
9. Рекомендации Росатома. Стандарт организации. Объекты использования атомной энергии. Учет опасных природных процессов и явлений при выборе площадки размещения. АЭС СТО СРО-Г 60542954 00005 -2015.
10. Румянцев А.Б., Беликов В.В. Оценка рисков воздействия экстремальных гидрометеорологических явлений и техногенных паводков на объекты повышенной опасности // Сб. науч. тр. Всерос. науч. конф. “Научное обеспечение реализации “Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.”. Петрозаводск, 2015. Т. 2. С. 38–44.
11. Румянцев А.Б., Васильева Е.С., Беликов В.В. Интегральный подход к оценке и минимизации рисков затопления селитебных территорий // Сб. науч. тр. Всерос. науч. конф. с международ. участием “Научные проблемы оздоровления Российских рек и пути их решения”. М.: Студия Ф1, 2019. С. 253–258.
12. СП 42.13330.2011 Градостроительство. Планировка и застройка городских и сельских поселений. Актуализированная редакция СНиП 2.07.01-89*. 2011.
13. Alekseyuk A.I., Belikov V.V. The uniqueness of the exact solution of the Riemann problem for the shallow water equations with discontinuous bottom // J. Computational Physics. 2019. V. 390. P. 232–248. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2019.04.001>
14. Alekseyuk A.I., Malakhov M.A., Belikov V.V. The exact Riemann solver for the shallow water equations with a discontinuous bottom // J. Computational Physics. V. 450. P. 110801. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2021.110801>
15. Belikov V.V., Alekseyuk A.I., Borisova N.M., Vasilieva E.S., Norin S.V., Rumyantsev A.B. Justification of Hydrological Safety Conditions in Residential Areas Using Numerical Modelling // Water Resour. 2018. V. 45. Suppl. 1. P. S39–S49. ISSN 0097-8078. <https://doi.org/10.1134/S0097807818050305>
16. Belikov V.V., Borisova N.M., Glotko A.V. Numerical Hydrodynamic 2D-Simulation of the Inundation of Tulun Town on the Iya R. during Flood 2019 // Water Resour. 2021. V. 48. № 5. P. 713–725. <https://doi.org/10.1134/S0097807821040023>

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ И РЕГУЛИРОВАНИЯ ДИФФУЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ПРЕДЕЛАХ ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ (НА ПРИМЕРЕ р. ЯУЗЫ)¹

© 2023 г. В. О. Полянин^а, *, Т. Б. Фашевская^а, А. Н. Словягина^а

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: vlad_polianin@mail.ru

Поступила в редакцию 23.01.2022 г.

После доработки 24.03.2022 г.

Принята к публикации 09.06.2022 г.

Рассмотрены особенности формирования качества воды р. Яузы, протекающей в пределах урбанизированного водосбора г. Москвы и ближайшего Подмосковья. Установлено, что сильная трансформация естественной гидрографической сети, а также рассредоточенные по водосбору источники диффузного загрязнения оказывают негативное влияние на формирование качества воды городского водотока и его способность к самоочищению. Современное экологическое состояние реки можно оценить как неудовлетворительное, несмотря на проводимые водоохранные мероприятия. Выполнен анализ существующей системы управления городским поверхностным стоком. Показано, что недостаточно эффективный мониторинг объемов и условий формирования стока загрязняющих веществ с городской территории не позволяет выполнить объективную оценку экологического состояния водных объектов и снижает эффективность водоохранных мероприятий.

Ключевые слова: городские водотоки, диффузное загрязнение, качество воды, очистные сооружения, водоохранные мероприятия, мониторинг.

DOI: 10.31857/S0321059623010121, **EDN:** EDJWAD

ВВЕДЕНИЕ

Можно выделить две основные причины деградации городских водотоков. Во-первых, характерная для городов трансформация гидрографической сети (в результате засыпки естественных оврагов и отвода поверхностного стока в трубы) приводит к ухудшению условий самоочищения водотоков. Время пребывания загрязнений в водном объекте — один из главных факторов самоочищения — в таких случаях сильно уменьшается, что практически полностью исключает снижение концентраций загрязнений. Например, возможности для снижения содержания органических веществ при аэрации воды в результате ветрового перемешивания и фотосинтеза фитопланктона и макрофитов, характерных для естественных водотоков, сильно ограничены в трубе. Замена естественных русел подземными коллекторами или спрямленными канализованными участками ведет к уничтожению природных буферов на пути миграции загрязняющих веществ, поступающих с поверхностным стоком, и снижает эстетическую привлекательность городского ландшафта.

Во-вторых, в городе формируется большое количество источников диффузного загрязнения, до сих пор находящихся вне системы государственного контроля и управления. В последнее время негативное воздействие таких источников на качество природных вод начинает признаваться: “Поверхностный сток с территорий города (селитебных территорий, площадок промышленных предприятий, бензозаправочных станций, автостоянок) является одним из самых интенсивных источников загрязнения окружающей среды примесями природного и техногенного происхождения” [8]. Перенос загрязнений, образующихся и накапливающихся в результате хозяйственной деятельности на водосборе, как и его общее экологическое состояние, играют ключевую роль в формировании состава поверхностного стока — факт давно известный в гидроэкологии, однако до сих пор недооцененный в практике управления городским хозяйством.

“Особенно резко негативное влияние хозяйственной деятельности сказывается на состоянии малых рек... При этом общий объем антропогенных нагрузок на многие речные бассейны превышает потенциал самоочищения воды водных объектов...” [7]. Для малых рек и ручьев в черте города

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0002).

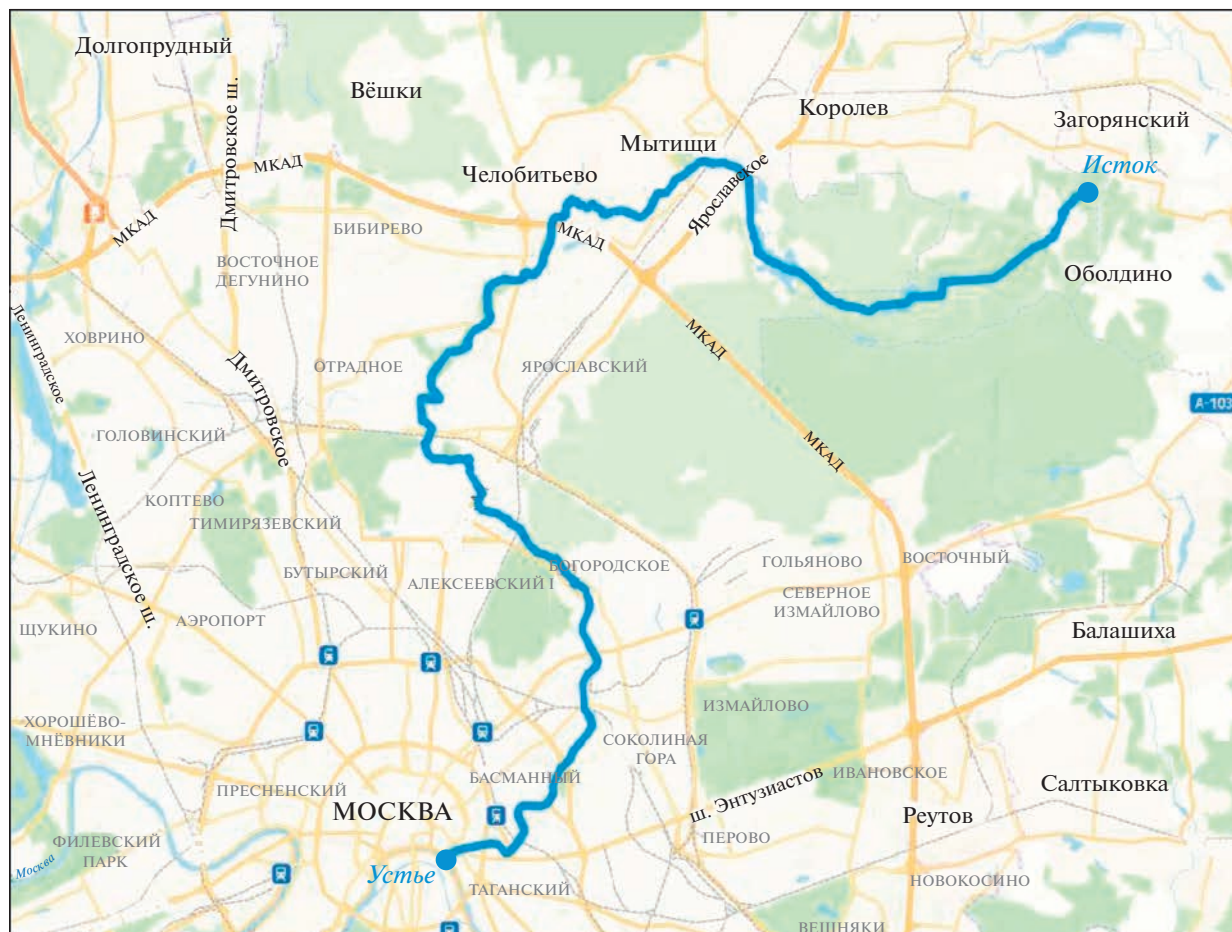


Рис. 1. Карта г. Москвы с р. Яузой (русло выделено жирной линией).

это наиболее актуально. Например, согласно [6], в черте г. Москвы 90 малых рек заключены в подземные коллекторы, а всего на территории города за последнюю сотню лет исчезло более 100 рек и ручьев, а также более 700 естественных и искусственных водоемов. Состояние оставшихся рек и их прибрежных территорий остается в целом крайне неудовлетворительным, а подавляющее большинство из них практически полностью утратили свои природные черты. Изучение городских водотоков представляет практический интерес, поскольку они являются своеобразными индикаторами как состояния городской экосистемы, так и эффективности городской экологической политики. Цель работы — оценка современного состояния р. Яузы в результате диффузного загрязнения и реализации водоохранных мероприятий.

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТА ИССЛЕДОВАНИЯ И ИСХОДНЫХ ДАННЫХ

Река Яуза — типичный городской водоток, водосборная территория которого большей частью

расположена в пределах плотной городской застройки. Площадь водосбора реки составляет 452 км², длина — 48 км [20], из них ~29 км река протекает по территории г. Москвы в пределах Московской кольцевой автодороги (МКАД) (рис. 1).

Естественная гидрографическая сеть р. Яузы практически полностью деградировала: русла водотоков преимущественно забраны в подземные коллекторы (табл. 1), местами существенно расширены, спрямлены и часто представляют собой искусственные канализованные участки с вертикальными каменными стенками (рис. 2).

Общее экологическое состояние р. Яузы можно оценить как неудовлетворительное, несмотря на отдельные и весьма дорогостоящие попытки улучшить ситуацию. Например, государственный контракт по экологической реабилитации относительно небольшого участка р. Яузы (~1/6 общей длины реки) и частично ее притоков (рек Борисовки и Сукромки в границах городского округа Мытищи) в 2016 г. оценивался в ~348 млн рублей. Однако анализ качества компонентов

Таблица 1. Характеристика основных водотоков бассейна р. Яузы в пределах МКАД

Название водотока	Общая длина водотока, км	Длина в коллекторе, км
р. Чермянка	12	0.75
р. Лихоборка	17	7.0
р. Каменка	4	1.96
р. Горячка	7.5	7.5
р. Копытовка	7.5	7.5
руч. Путяевский	1.9	0.24
руч. Олений	2	0.39
р. Рыбинка	4.05	4.05
р. Чечера	4.26	4.26
р. Черногрязка	2.28	2.28
р. Ичка	12	0.75
р. Будаика	4.4	3.2
руч. Богородский (руч. Богатырский)	2.3	2.3
р. Хапиловка	2.67	2.67
р. Синичка	4	4
руч. Золотой рожок	2	2

природной среды (почв, донных отложений, воды) и общего экологического состояния реки после проведения реабилитационных мероприятий говорит об их низкой эффективности [11] и о недовольстве 2/3 опрошенных местных жителей по итогам проведения работ [12]. Среди причин, препятствующих улучшению ситуации, следует выделить продолжающееся загрязнение водных объектов от неконтролируемых диффузных источников.

В ходе инспекционных обследований водосборной территории и русла р. Яузы выявлены

следующие источники и факторы диффузного ее загрязнения (рис. 2):

строительно-ремонтные и раскопочные работы, связанные со складированием, перемещением больших объемов строительных материалов и грунта, движением спецтехники, в том числе в пределах водоохранных зон рек (рис. 2а);

смыв загрязнений с дорог, автомагистралей, стоянок автомашин, гаражей и других объектов транспортной инфраструктуры, промышленных площадок и складских территорий;

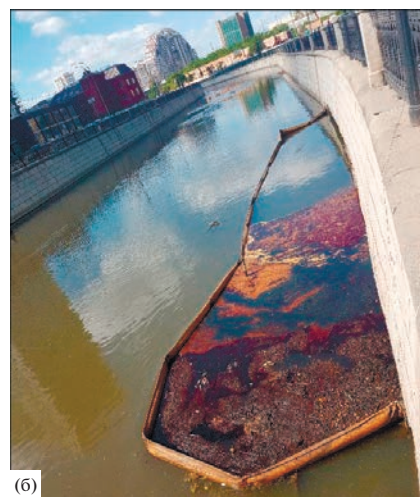
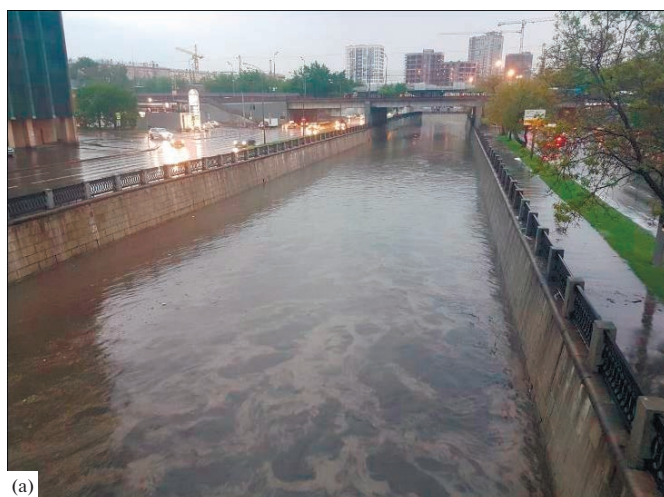


Рис. 2. Загрязнение р. Яузы от диффузных источников: а — источники загрязнения на заднем плане — строительные работы, интенсивное движение транспорта, АЗС и др.; б — несанкционированные сбросы загрязняющих веществ.

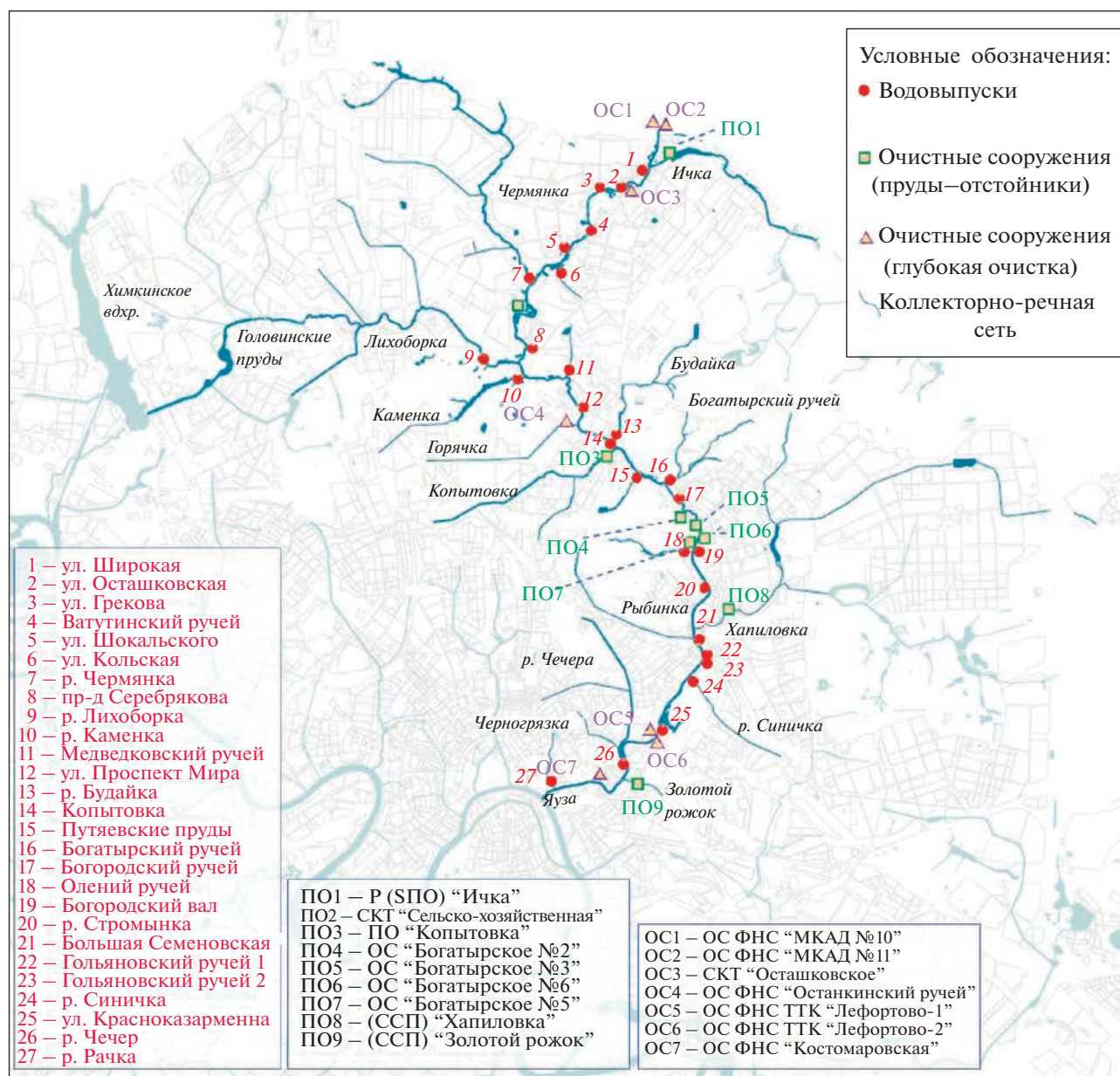


Рис. 3. Водовыпуски коллекторно-речных вод и очистных сооружений поверхностно-дренажного стока на р. Яузе в пределах МКАД: 1,..., 27 — номера водовыпусков; ПО1,..., ПО9 — пруды отстойники; ССП — снегосплавный пункт; ОС1,..., ОС7 — очистные сооружения глубокой очистки ([1] с изменениями).

несанкционированные подключения к системе городской ливневой канализации и нерегулируемые сбросы в реку (рис. 26);

растворение и вынос антигололедных реагентов с поверхности водонепроницаемых покрытий и из городских почв.

Многочисленные диффузные источники формируют мощный поток загрязнений, который требует значительных затрат на эксплуатацию и ремонт очистных сооружений ливневой канализации. Общее количество очистных сооружений ливневой канализации на территории г. Москвы

составляет ~160 [19], из них 16 сооружений расположено вдоль русла р. Яузы в пределах МКАД (рис. 3).

На рис. 3 представлена обобщенная схема гидрографической сети р. Яузы в пределах городской черты с указанием местоположения очистных сооружений ливневой канализации и водовыпусков из системы городского водоотведения.

Настоящее исследование основано на анализе данных ведомственного лабораторного контроля качества воды водных объектов в бассейне р. Яузы за период 2016—2020 гг. и данных о работе очист-

Таблица 2. Сведения о количестве выпавших осадков на метеостанциях (м/ст.) вблизи водосбора р. Яузы [9]

Годы	Количество осадков, мм			
	м/ст. Балчуг	м/ст. Тушино	м/ст. Шереметьево	среднее
2016	886	779	639	768
2017	843	787	678	769
2018	591	547	498	545
2019	497	540	478	505
2020	730	851	727	769

ных сооружений с периодичностью отбора проб воды 1 раз в квартал; на результатах инспекционного мониторинга водосборной территории; на докладах о состоянии окружающей среды в г. Москве и других официальных документах, полученных из открытых источников.

Исследуемый период включает в себя годы различной водности, которая косвенно оценивается по суммарному годовому слою осадков на метеостанциях вблизи водосбора р. Яузы: Балчуг, Тушино, Шереметьево (табл. 2). Средние многолетние слои выпавших осадков по этим метеостанциям составляют, мм: Балчуг — 658 (за период 2008–2020 гг.), Тушино — 664 (за период 2008–2020 гг.), Шереметьево — 574 (за период 2006–2020 гг.).

АНАЛИЗ ФОРМИРОВАНИЯ ДИФФУЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И КАЧЕСТВА ВОДЫ р. ЯУЗЫ

В условиях радикального преобразования природного ландшафта, геологической среды и гидрографической сети качество воды в р. Яузе и ее притоках сильно трансформировано. Один из индикаторов такой трансформации — преобладание доли хлоридов над долей сульфатов в составе главных ионов поверхностных вод в черте г. Москвы. Этот факт говорит о глубокой перестройке условий формирования химического состава воды на фоне высокой доли водонепроницаемых поверхностей, широкого использования противогололедных реагентов и накопленного загрязнения в городских почвах [22].

По результатам ведомственного мониторинга р. Яузы на всех без исключения исследуемых водовыпусках ливневой канализации, расположенных вдоль реки, средние годовые концентрации хлоридов превышают концентрации сульфатов (рис. 4).

По данным [9], в устье р. Яузы за период 2011–2020 гг. наблюдается устойчивое превышение средних годовых концентраций трудноокисляемых органических веществ, оцениваемых по химическому потреблению кислорода (ХПК), взвешенных веществ, нефтепродуктов и некоторых тяжелых металлов над установленными нормативами

для водных объектов культурно-бытового назначения. Кроме того, р. Яуза занимает лидирующие позиции по количеству жалоб населения на неудовлетворительное качество воды. Факты обнаружения нефтепродуктов и горюче-смазочных материалов преобладают в общем числе обращений в единую диспетчерскую службу г. Москвы. При этом на практике в подавляющем большинстве случаев источник их поступления установить достаточно сложно, а ликвидировать последствия загрязнений приходится путем добавления непосредственно в речную воду биохимического препарата, способствующего разложению нефтяной пленки.

В общем случае именно нефтепродукты, а также взвешенные вещества можно отнести к числу репрезентативных показателей-индикаторов, характеризующих степень подверженности городской территории воздействию источников диффузного загрязнения [4, 23, 24].

Основные источники поступления нефтепродуктов в р. Яузу — смыв с автодорог, территорий автозаправочных станций и автомоек, ремонтных мастерских и стоянок автоспецтехники, дорожные работы и различные объекты строительной деятельности, площадки промышленных предприятий, а также несанкционированные сливы в городскую ливневую канализацию. В частности, источники нефтепродуктов в р. Яузе и ее притоках — обширные промышленные зоны (например, промзоны № 45 “Автомоторная”, № 46 “Коровино” в CAO г. Москвы), объекты транспортной инфраструктуры города (автодороги, стоянки спецтехники, заправки и мойки, авторемонтные мастерские), объекты строительства Большой кольцевой линии метро (станции “Сокольники”, “Электрозаводская”, “Лефортово”, “Авиамоторная”), участка Северо-восточной хорды от Измайлово до Ростокино, деятельность ТЭЦ-23, застраиваемая промзона “Калошино” и другие неконтролируемые диффузные источники. Дополнительным постоянно действующим источником, очевидно, выступают городские дренажно-грунтовые воды, содержание нефтепродуктов в которых может достигать до 10 мг/л и более [9].

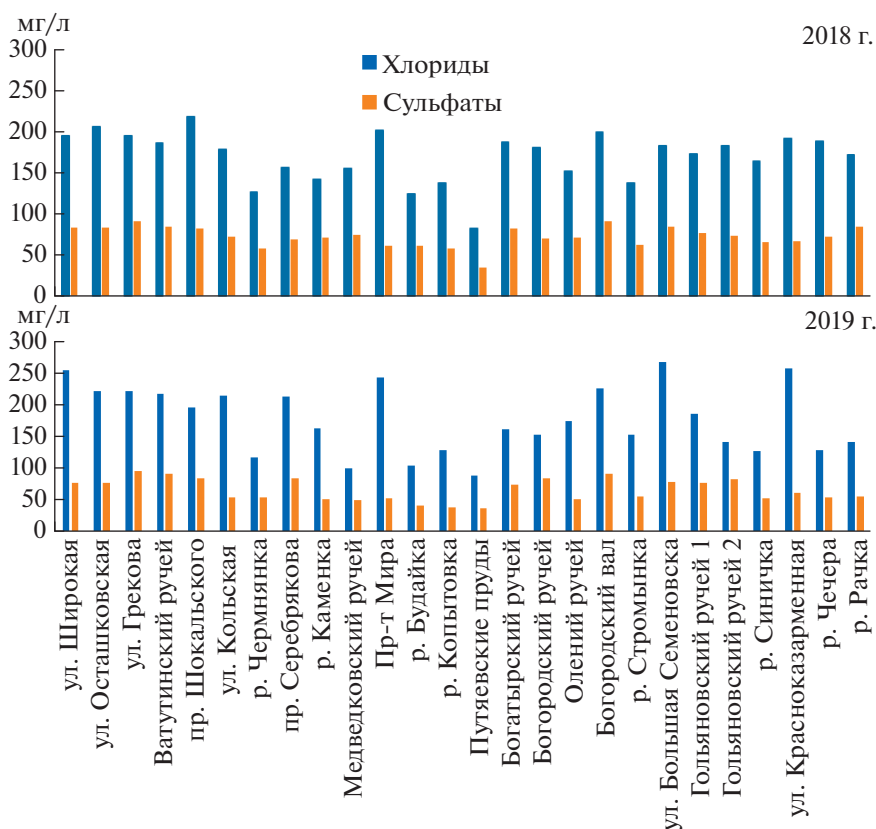


Рис. 4. Соотношение концентраций хлоридов и сульфатов в водовыпусках ливневой канализации вдоль р. Яузы в 2018 и 2019 гг.

Взвешенные вещества поступают с автодорог и их обочин, стройплощадок и мест проведения раскопочных работ, площадок промышленных предприятий, участков городской территории с оголенной и лишенной растительности почвой, нарушенной в результате эрозионных процессов почвенным покровом. Нетрудно заметить, что типы источников поступления в водоток взвешенных веществ и нефтепродуктов часто совпадают. В целом, поверхностный сток, формирующийся в пределах города, характеризуется высоким содержанием взвесей, представленных преимущественно мелкодисперсными частицами, > 50% которых имеют размер < 0.05 мм, так называемые пылеватые частицы, порядка 70% которых составляют органические примеси — нефтепродукты, образующиеся в результате разрушения асфальтобетонных дорожных покрытий, а также продуктов истирания автомобильных шин [15]. Взвешенные органические и минеральные частицы адсорбируют различные загрязнения. Необходимо отметить, что анализ химического состава взвесей не входит в стандартные программы мониторинга качества воды.

Между среднегодовыми концентрациями нефтепродуктов и взвешенных веществ в ливне-

стоках на водосборе р. Яузы наблюдается связь, теснота которой подтверждается высокими значениями коэффициента корреляции (рис. 5). На водовыпусках из коллекторов (рис. 5б) между концентрациями нефтепродуктов и взвешенных веществ наибольшая теснота связи — в 2020 г. (самом многоводном из приведенных на рис. 5 лет), что можно рассматривать в качестве дополнительного аргумента в пользу диффузной природы поступления рассматриваемых загрязняющих веществ в водный объект. Аналогичные выводы о связи концентраций нефтепродуктов и тяжелых металлов с содержанием взвешенных веществ в городском поверхностном стоке получены в работе [10] по результатам исследований качества воды р. Серебрянки (приток 2-го порядка р. Яузы), а также в работе [3].

Из рис. 5в также видно, что те очистные сооружения, которые хорошо очищают воду от взвешенных веществ, также показывают хорошие результаты и по нефтепродуктам. И наоборот, для большинства сооружений, плохо очищающих воду от взвесей, характерна низкая эффективность очистки и по нефтепродуктам (на графиках верхняя группа точек). Отмеченная закономерность свидетельствует о том, что в поверхностном сто-

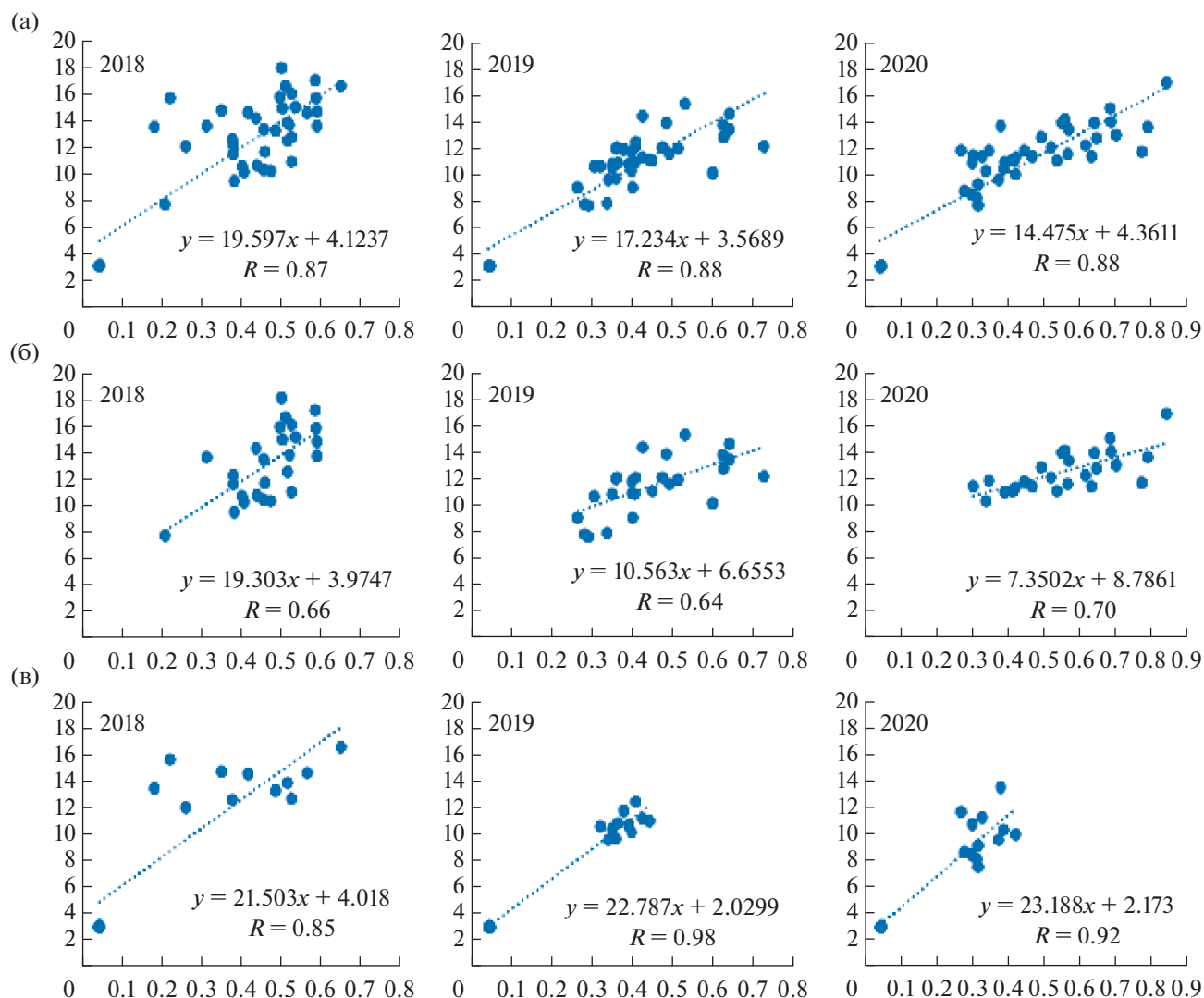


Рис. 5. Графики связи между концентрациями нефтепродуктов (мг/л, горизонтальная ось) и взвешенных веществ (мг/л, вертикальная ось) на водовыпусках коллекторно-дренажной сети и с очистных сооружений на водосборе р. Яузы (а – водовыпуски и очистные; б – только водовыпуски; в – только очистные).

ке, формирующемся на водосборе р. Яузы, в составе взвесей преобладают нефтепродукты, образующиеся в результате деятельности городского автотранспортного комплекса [15].

Диапазон изменения концентраций загрязняющих веществ на водовыпусках вдоль р. Яузы достаточно широк (рис. 6).

При этом для нефтепродуктов, взвешенных веществ и БПК₅ характерно систематическое превышение ПДК, установленных для водных объектов как рыбохозяйственного, так и культурно-бытового водопользования [16, 21]. Содержание азота аммонийного в речной воде варьирует в диапазоне от ПДК для рыбохозяйственных водных объектов (превышает норматив) до ПДК для водных объектов культурно-бытового назначения (не превышает норматив). По отношению к

условно фоновым концентрациям, наблюдающимся в воде Химкинского водохранилища на Канале им. Москвы (рис. 3), откуда происходит обводнение р. Яузы, содержание аммонийного азота в коллекторных водах превышено примерно на порядок. Концентрации хлоридов периодически превышает оба норматива.

Приведенные на рис. 6 графики основаны на данных ведомственного мониторинга в период с 2016 по 2020 г. Количество отобранных за этот период проб воды на каждом водовыпуске составило ~20 (в среднем 4 раза в год), что позволяет получить лишь весьма приближенные оценки степени загрязнения водных объектов. Также для более полной характеристики химического состава городских сточных вод не хватает еще нескольких важных показателей качества воды, а именно –

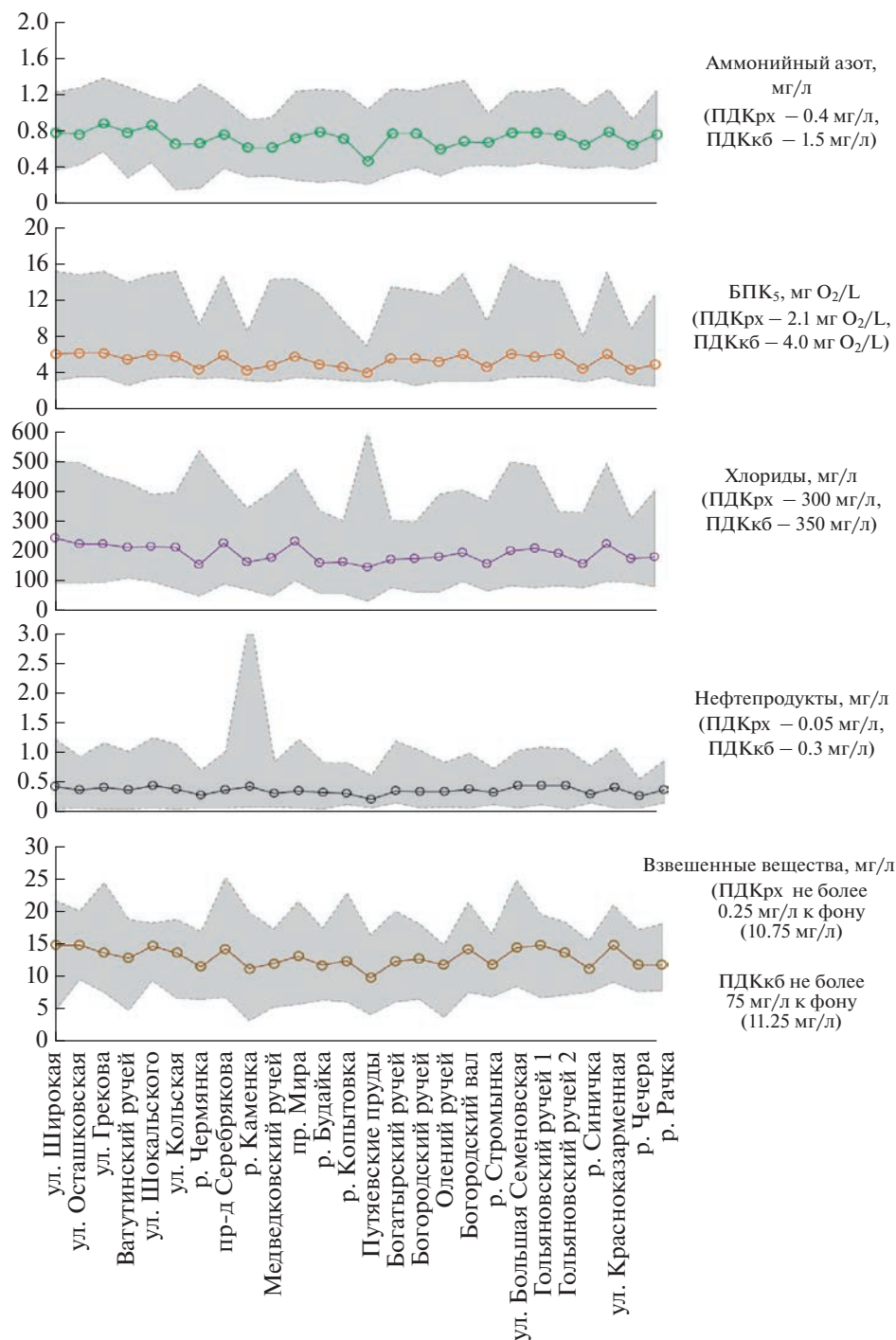


Рис. 6. Средние многолетние значения и диапазон изменений концентраций загрязняющих веществ за период 2016–2020 гг. на водовыпусках ливневой канализации в р. Язу (ПДК_{рх} – ПДК для водохозяйственных водных объектов, ПДК_{кб} – ПДК для объектов культурно-бытового назначения).

содержания тяжелых металлов и трудноокисляемых органических веществ (оцениваемых по ХПК), концентрации которых, по-видимому, могут быть особенно высокими в периоды половодья и дождевых паводков. До настоящего времени ведомственный мониторинг содержания в речной воде тяжелых металлов и величины ХПК не проводил-

ся. По вышеприведенному набору показателей за указанный период к наименее загрязненным водным объектам относятся Путяевские пруды и реки Синичка, Чермянка и Каменка.

Таким образом, многочисленные диффузные источники загрязнения, рассредоточенные по во-

досбору р. Яузы, и трансформация ее гидрографической сети оказывают существенное влияние на увеличение содержания в речной воде загрязняющих веществ. Качество воды в реке не соответствует нормативам качества для водных объектов рыбохозяйственного и культурно-бытового водопользования по определяемым контролирующими органами показателям: взвешенным веществам, нефтепродуктам и БПК₅ (биохимическое потребление кислорода); для рыбохозяйственного водопользования — по азоту аммонийному. Содержание в речной воде хлоридов лишь периодически превышает оба норматива. Однако значительное превышение концентрациями хлоридов концентраций сульфатов на всех водовыпусках в р. Язу свидетельствует о мощном антропогенно обусловленном изменении химического состава речной воды и о его преобразовании по морскому типу. Для более полного представления о процессах, происходящих в городском водотоке, необходимы расширение перечня контролируемых показателей качества воды (в том числе определение химического состава взвеси) и увеличение частоты отбора проб воды в течение года.

ОЦЕНКА РЕАЛИЗАЦИИ ВОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ НА р. ЯУЗЕ

Для очистки городских сточных вод в г. Москве используются очистные сооружения следующих типов: песколовки, пруды-отстойники, сооружения камерного типа, щитовые заграждения, габрионные очистные фильтрующие сооружения, а также очистные сооружения глубокой очистки. На большинстве из них действует базовая схема: песколовка—отстойник, которая в отдельных случаях предусматривает также и фильтрацию. У сооружений глубокой очистки базовая схема дополняется осветлением воды с добавлением коагулянта и дополнительной фильтрацией на комбинированных фильтрах с включением щебня, гравия, кварцевого песка, антрацита и вспененного полистирола (более подробно изложено, например, в [5]).

В частности, на очистном сооружении глубокой очистки — фильтрующей насосной станции третьего транспортного кольца (ОС ФНС ТТК) “Лефортово-1” (рис. 3) загрязненные воды сначала поступают в отделение грубой механической очистки, где на сороудерживающих корзинах задерживается плавающий мусор, далее — на песколовках задерживается песок гидравлической крупностью 18.7–24.2° мм/с и крупнодисперсные включения. После этого в регулирующих емкостях происходит отстаивание воды средней продолжительностью 1.72 сут. Оборудованные системой перегородок и перепускными окнами емкости обеспечивают осаждение осадка ≥60% от первоначального содержания и грубодисперсных

примесей по ходу движения воды. Плавающие нефтепродукты собираются при помощи передвижной вакуумной насосной установки (ПВНУ) 18/15 “Вихрь”. Осветленная вода из регулирующей емкости при помощи погружных насосов подается на фильтрацию с предварительным введением коагулянта (5%-й раствор оксихлорида алюминия) и флокулянта. Такая компоновка обеспечивает существенно лучшие результаты, позволяя достигать установленные для перечисленных загрязняющих веществ нормативы.

В табл. 3 приведены данные по выпускам с очистных сооружений и коллекторов системы водоотведения поверхностного стока, расположенным вдоль р. Яузы, согласно рис. 3. Для примера, за 2018 и 2019 гг. сравнивается качество воды на выходе с очистных сооружений поверхностного стока и из ливневых коллекторов по репрезентативным для городской территории показателям качества воды: нефтепродуктам и взвешенным веществам. Сравнение качества воды на водовыпусках проводилось по трем критериям:

С, мг/л — средние годовые концентрации загрязняющих веществ на водовыпусках;

М, т — масса загрязняющих веществ, фактически поступивших/сброшенных в р. Язу за год;

ΔМ, т — превышение массы загрязняющих веществ, фактически поступивших/сброшенных в р. Язу в течение года, над установленными лимитами на сброс с каждого водовыпуска и очистного сооружения.

Из табл. 3 видно, что из 17 сооружений очистки поверхностного стока эффективно очищают воду от взвешенных веществ и нефтепродуктов только 6 (ОС ФНС “Костомаровская”, ОС ФНС “Останкинский ручей” и др.), на которых предусмотрена глубокая очистка: нефтепродукты до 0.05 мг/л — уровня ПДК рыбохозяйственного водопользования, взвешенные вещества — до ~3 мг/л, что в 2–6 раз меньше, чем на выходе с остальных очистных сооружений.

Вода на выходе с остальных 11 очистных сооружений по своему качеству сопоставима с водой, поступающей в р. Язу из 26 водовыпусков коллекторов без какой-либо очистки (табл. 3). Среднегодовые концентрации нефтепродуктов на большинстве водовыпусков превышают не только нормативы качества воды для водных объектов рыбохозяйственного и культурно-бытового водопользования, но и условные фоновые концентрации (0.03–0.06 мг/л [22]), наблюдающиеся в воде Головинских прудов (рис. 3).

Между тем в [9] указано, что в последние годы содержание нефтепродуктов в водных объектах г. Москвы снижается. В качестве обоснования приводится соответствующая статистика за последние пять лет в виде графиков среднегодовых концентраций нефтепродуктов на 13 пунктах на-

Таблица 3. Сравнительная характеристика содержания нефтепродуктов и взвешенных веществ на водовыпусках в р. Яузу из коллекторов и с очистных сооружений (*C* – концентрация, *M* – масса, ΔM – превышение массы)

Наименование водовыпусков из коллекторов и с очистных сооружений	2018 г.						2019 г.					
	нефтепродукты			взвешенные вещества			нефтепродукты			взвешенные вещества		
	<i>C</i> , мг/л	<i>M</i> , т	ΔM , т	<i>C</i> , мг/л	<i>M</i> , т	ΔM , т	<i>C</i> , мг/л	<i>M</i> , т	ΔM , т	<i>C</i> , мг/л	<i>M</i> , т	ΔM , т
Водовыпуски из коллекторов												
руч. Ватугинский	0.46	0.44	0.05	10.33	11.37	1.00	0.40	0.221	0.178	9.00	5.08	–4.25
руч. Богатырский	0.51	0.14	0.01	14.93	6.16	3.60	0.36	0.036	0.019	12.00	1.05	–2.57
руч. Богородский	0.46	1.24	0.19	13.40	23.59	–17.3	0.40	1.174	1.172	10.83	30.4	29.9
руч. Гольяновский 1	0.52	1.97	0.14	16.63	82.59	51.7	0.48	0.536	0.347	12.03	10.12	–30.8
руч. Гольяновский 2	0.60	0.41	0.05	14.70	6.70	–4.47	0.64	0.472	0.467	13.40	10.28	9.24
руч. Олений	0.46	0.56	0.07	11.65	13.09	–2.36	0.45	0.589	0.549	11.00	15.33	6.54
Путяевские пруды	0.21	0.16	0.03	7.70	5.74	–0.81	0.28	0.088	0.038	7.70	2.41	–8.27
р. Копытовка	0.48	3.29	0.29	10.28	71.63	16.5	0.34	1.026	0.683	7.83	23.4	–50.2
р. Черера	0.32	1.45	0.11	13.58	73.16	42.1	0.31	0.231	0.051	10.60	8.86	–29.8
ул. Большая Семеновская	0.54	0.17	0.02	15.08	3.17	–0.31	0.73	0.155	0.149	12.13	3.12	1.77
ул. Красноказарменная	0.51	0.10	0.01	18.03	4.58	1.79	0.63	0.093	0.086	12.73	1.88	0.36
ул. Осташковская	0.53	0.39	0.03	16.03	15.46	7.99	0.64	0.153	0.126	14.53	3.31	–2.58
ул. Широкая	0.59	0.28	0.03	15.70	6.61	2.03	0.63	0.186	0.170	13.70	4.04	0.58
р. Стромынка	0.38	0.20	0.03	12.18	3.78	–2.56	0.35	0.153	0.145	10.73	5.32	3.69
руч. Медведковский	0.44	1.44	0.21	10.65	17.17	–17.0	0.41	1.689	1.598	12.08	46.4	26.7
пр-д Серебрякова	0.44	1.70	0.26	14.20	23.84	–26.5	0.60	2.373	2.361	10.10	24.2	21.7
пр-д Шокальского	0.60	0.43	0.05	13.63	17.66	–7.43	0.53	0.317	0.308	15.27	9.75	7.71
ул. Проспект Мира	0.53	0.10	0.01	13.70	5.27	0.48	0.36	0.067	0.065	11.93	2.23	1.85
р. Рачка	0.41	0.93	0.19	10.58	4.12	–24.5	0.40	1.179	1.166	11.70	29.8	27.3
р. Синичка	0.39	0.29	0.03	9.45	20.23	1.50	0.27	0.055	0.017	8.97	1.51	–6.80
ул. Богородский Вал	0.50	2.65	0.38	15.80	24.32	–32.0	0.43	1.821	1.769	14.33	63.0	51.8
ул. Грекова	0.52	0.46	0.04	12.50	34.22	1.88	0.52	0.231	0.203	11.90	5.49	–0.54
ул. Кольская	0.59	0.52	0.05	17.10	15.18	5.67	0.49	0.237	0.208	13.83	7.21	0.75
р. Будайка	0.53	2.41	0.12	10.95	58.64	33.7	0.50	0.294	–0.005	11.53	10.7	–53.4
р. Каменка	0.38	0.91	0.11	11.53	33.15	9.62	0.29	0.348	0.173	7.60	8.58	–29.1
р. Чермянка	0.41	2.19	0.18	10.18	56.30	17.5	0.41	0.424	–0.019	10.80	9.89	–85.4

Таблица 3. Окончание

Наименование водовыпусков из коллекторов и с очистных сооружений	2018 г.						2019 г.					
	нефтепродукты			взвешенные вещества			нефтепродукты			взвешенные вещества		
	С, мг/л	М, т	ΔМ, т	С, мг/л	М, т	ΔМ, т	С, мг/л	М, т	ΔМ, т	С, мг/л	М, т	ΔМ, т
Водовыпуски с очистных сооружений												
ОС “Богатырское № 2”	0.38	0.006	0.001	12.6	0.18	0.04	0.41	0.014	0.012	12.44	0.38	0.03
ОС “Богатырское № 3”	0.27	0.007	0.001	12.1	0.28	0.04	0.36	0.018	0.015	9.69	0.46	–0.11
ОС “Богатырское № 5”	0.66	0.001	0.000	16.7	0.02	0.01	0.34	0.001	0.001	9.59	0.03	0.00
ОС “Богатырское № 6” (верхнее)	0.42	0.004	0.000	14.6	0.13	0.03	0.35	0.009	0.008	10.48	0.24	–0.02
ОС “Богатырское № 6” (нижнее)	0.52	0.004	0.000	13.9	0.13	0.03	0.40	0.011	0.010	10.24	0.22	–0.03
ОС ФНС “Костомаровская”	0.05	0.004	0.004	3.09	0.24	–0.21	0.05	0.004	–0.001	3.06	0.24	–0.21
ОС ФНС “Останкинский ручей”	0.05	0.142	0.260	3.15	9.37	–21.3	0.05	0.142	–0.118	3.04	8.33	–22.4
ОС ФНС МКАД № 10	0.05	0.004	0.007	3.11	0.25	–0.41	0.05	0.004	–0.002	3.08	0.26	–0.41
ОС ФНС МКАД № 11	0.05	0.001	0.001	3.08	0.06	–0.06	0.05	0.001	0.000	3.04	0.05	–0.06
ОС ФНС ТТК “Лефортово-1”	0.05	0.006	0.008	3.08	0.43	–0.61	0.05	0.005	0.000	3.08	0.33	–0.38
ОС ФНС ТТК “Лефортово-2”	0.05	0.002	0.003	3.09	0.15	–0.21	0.05	0.002	–0.001	3.10	0.15	–0.21
ПО “Копытовка”	0.53	1.271	0.131	12.8	33.01	4.84	0.38	2.313	2.012	11.83	68.7	4.22
ПО (ССП) “Золотой рожок”	0.36	0.186	0.027	14.8	7.57	1.76	0.43	0.506	0.444	11.23	12.8	–0.48
ПО (ССП) “Ичка”	0.57	0.437	0.046	14.6	12.45	2.18	0.45	0.940	0.834	11.05	21.18	–2.19
ПО (ССП) “Хапиловка”	0.49	7.214	0.651	13.3	168.4	28.4	0.40	12.35	10.86	10.73	315.3	–4.21
СКТ “Осташковское”	0.23	0.012	0.002	7.85	0.41	0.04	0.24	0.029	0.024	7.95	0.86	–0.07
СКТ “Сельскохозяйственная”	0.19	0.007	0.001	6.75	0.24	–0.03	0.28	0.022	0.019	8.15	0.60	–0.06

Таблица 4. Сведения об очистке ливнестоков на типовом очистном сооружении г. Москвы в 2016 г. (ВВ – Взвешенные вещества, НП – нефтепродукты)

Месяц	Точка отбора	ВВ, мг/л	НП, мг/л	Месяц	ВВ, мг/л	НП, мг/л	Месяц	ВВ, мг/л	НП, мг/л	Месяц	ВВ, мг/л	НП, мг/л
Январь	Вход Снег	88.4	6.90	Апрель	—	—	Июль	—	—	Октябрь	—	—
	Вход Вода	38.6	0.46		19.8	0.21		19.3	0.36		42.2	0.81
	Выход	13.2	0.22		11.4	0.22		12.4	0.11		12.5	0.21
Февраль	Вход Снег	276	9.05	Май	—	—	Август	—	—	Ноябрь	—	—
	Вход Вода	46.2	2.25		4.1	0.17		19.5	0.38		52.7	1.45
	Выход	11.3	0.26		12.8	0.18		10.6	0.23		14.2	0.25
Март	Вход Снег	31.4	0.90	Июнь	—	—	Сентябрь	—	—	Декабрь	86.2	3.17
	Вход Вода	56.2	2.03		14.4	0.35		31.1	0.37		16.8	0.68
	Выход	12.3	0.19		13.2	0.21		10.8	0.13		11.4	0.26

блюдений, расположенных на р. Москве. При этом не принимаются во внимание: водность каждого из сравниваемых лет, существенно влияющая на содержание загрязняющих веществ и его изменение от года к году; факт существенного разбавления вод, поступающих с городской территории, относительно чистыми водами Канала им. Москвы, подающимися в городской бьеф р. Москвы через Сходненскую ГЭС и в р. Яузу через Лихоборскую обводнительную систему в течение большей части года. Для малых рек — притоков р. Москвы — статистика [9] не выглядит достаточно убедительной. Таким образом, остаются не до конца ясными причины выявленных тенденций: то ли эти изменения связаны с водоохранной политикой городских властей, то ли это флуктуации, вызванные иными причинами, в том числе изменением водности рассматриваемых лет. Кроме того, сравнение концентраций нефтепродуктов проводится с ПДК для водных объектов культурно-бытового водопользования, которая намного менее жесткая, чем ПДК для рыбохозяйственного водопользования, и выше, чем условная фоновая концентрация, поэтому не всегда объективно отражает “экологическое благополучие” водной среды.

Из табл. 3 видно, что содержание взвешенных веществ на большинстве водовыпусков из коллекторов и с очистных сооружений превышает значение ПДК, установленное для водных объектов г. Москвы, — 10.75 мг/л; т. е. пруды-отстойники и большинство действующих очистных сооружений не в состоянии эффективно справиться с

очисткой воды от взвешенных веществ и тем более от мелкодисперсных взвесей.

В табл. 4 приведены сведения об очистке городских сточных вод на типовом очистном сооружении (пруде-отстойнике), имеющем в своем составе снегосплавной пункт. Данный пруд-отстойник расположен на одном из притоков р. Москвы в пределах городской черты, имеет типичную для такого рода сооружений конструкцию и поэтому может быть использован для приближенной характеристики работы аналогичных сооружений, имеющих в своем составе снегосплавные пункты и расположенных в пределах, например, водосборной территории р. Яузы. В табл. 4 приведена сравнительная характеристика качества воды по показателям “нефтепродукты” и “взвешенные вещества” на входе и выходе с очистных сооружений. Прежде всего обращает на себя внимание чрезвычайно высокое содержание взвешенных веществ и нефтепродуктов в снеге на городских улицах. Например, значения этих показателей для февраля 2016 г. на входе очистных сооружений в талой воде (“вход снег”) составили 276 и 9.05 мг/л соответственно. Другая интересная особенность — то, что вне зависимости от исходных концентраций загрязняющих веществ, которые могут различаться на порядок, их концентрации на выходе с очистных сооружений остаются примерно одинаковыми. Для объективной оценки эффективности очистки сточных вод и соответствующих выводов о работе очистных сооружений требуется анализ, основанный на более репрезентативных данных, включающих в себя более длительные и детальные наблюдения.

Сооружения очистки поверхностного стока, в которых технологически предусмотрены циклы фильтрования, использование реагентов, тонкослойных модулей и различного рода сорбентов, не имеют достаточных мощностей (производительности), чтобы очистить большие объемы поверхностных вод. При этом стоимость их строительства может достигать 0.5–1.0 млрд рублей, не считая высоких затрат на эксплуатацию [2]. Для сравнения, согласно [19], затраты на реконструкцию только лишь двух прудов-отстойников (ПО) Тушино 1 и Тушино 2 (р. Москва ниже устья р. Сходни в пределах МКАД), характеризующихся стандартными технологиями очистки и включенных в Региональную программу г. Москвы по строительству и реконструкции (модернизации) очистных сооружений водопроводно-канализационного хозяйства на 2019–2024 гг., запланированы в размере 1.62 млрд руб. Такова цена снижения диффузного загрязнения с относительно небольшой части городской территории — порядка 0.01% от общей площади г. Москвы в его старых границах.

Несмотря на складывающуюся ситуацию, для многих водовыпусков лимиты на сбросы загрязняющих веществ остаются не выбранными, что выражается отрицательными значениями по критерию ΔM (табл. 3). Эта в общем парадоксальная ситуация отчасти связана с большими погрешностями установления объемов загрязняющих веществ, поступающих в водные объекты с поверхностным стоком по каждому из водовыпусков. Причины этого кроются в недостаточной частоте отбора проб и в ошибках определения расходов воды (объемов стока) в коллекторно-дренажной сети города. Так, согласно докладом [8, 9] о состоянии окружающей среды в г. Москве, наблюдения за качеством воды в водных объектах Москвы проводятся не чаще, чем 1 раз в месяц, а во многих контрольных створах, как в рассмотренном выше примере для р. Яузы, — лишь один раз в квартал. В целом такую частоту наблюдений нельзя признать достаточной для того, чтобы надежно оценивать объемы поступающих загрязнений, тем более для оперативного выявления источников загрязнения стока с городской территории. Исследованиями в [14] установлено, что основной объем загрязняющих веществ в результате смыва с трудно проницаемых поверхностей территории города и вымывания из загрязненных почвогрунтов попадает в реки в течение многоводных периодов года — весной при интенсивном снеготаянии и во время дождевых паводков, часто в первой половине дождя. Эксперименты показывают, что необходима частота наблюдений за качеством воды для оценки объемов загрязняющих веществ в тало-дождевом стоке зависит от площади водосбора, интенсивности дождя и ряда других параметров и может колебаться от 1 раза в

15 мин (жидкие осадки) до 1 раза в сутки в период снеготаяния.

Годовой объем водоотведения сооружений поверхностного стока в г. Москве в 2017, 2018 и 2019 гг. принят в объеме ~600 млн м³. От года к году эта цифра менялась незначительно, что отражено в производственных программах предприятия, соответствующих отчетах об их выполнении и иных документах, находящихся в открытом доступе [13, 17]. При этом годовое количество осадков, зафиксированное в г. Москве за эти же годы, составило (табл. 2): по метеостанции Тушино — 787, 547 и 540 мм соответственно, по метеостанции Балчуг — 843, 591 и 497 мм соответственно. Отсутствие связи между ежегодным объемом водоотведения и годовой суммой осадков выглядит странно и требует отдельного анализа. Очевидно, что ежегодный объем водоотведения в г. Москве рассчитывается по некоторой средней величине и не отражает реальную картину формирования поверхностного стока для каждого конкретного года. Кроме того, суммарная мощность очистных сооружений поверхностного стока в г. Москве составляет 381 млн м³ в год [19]. Таким образом, как минимум 35% поверхностного стока вообще не подвергается какой-либо очистке.

Таким образом, для очистки поверхностных сточных вод, формирующихся на водосборе р. Яузы, используют различные комбинации сооружений механической, биологической, сорбционной, коагуляционной, реагентной и фильтрационной очистки. Однако из 17 сооружений очистки поверхностного стока эффективно работают лишь 6, качество воды на выходе с остальных 11 сооружений сопоставимо с качеством воды на входе в них. Как минимум 35% поверхностного стока не подвергается никакой очистке. Для повышения эффективности водоохраных мероприятий необходимы не только модернизация и увеличение мощностей очистных сооружений. Необходим точный учет отличающихся большой внутригодовой и межгодовой неравномерностью количества загрязняющих веществ, транспортируемых в коллекторно-дренажной сети города, и объемов поступающих на очистные сооружения поверхностных сточных вод.

ВЫВОДЫ

Установлено, что трансформация природного ландшафта и естественной гидрографической сети, многочисленные источники диффузного загрязнения, рассредоточенные в пределах городской территории, оказывают негативное влияние на формирование качества воды р. Яузы. Качество воды в реке не соответствует нормативам качества для водных объектов рыбохозяйственного и культурно-бытового водопользования по опре-

деляемым контролирующими органами показателям: взвешенным веществам, нефтепродуктам и БПК₅; для рыбохозяйственного водопользования — по азоту аммонийному. Соотношение содержаний в речной воде хлоридов и сульфатов свидетельствует о глубокой перестройке условий формирования химического состава речной воды и о его преобразовании по морскому типу.

Выполнен анализ существующей системы управления городским поверхностным стоком. Рассмотрены типы и выполнена оценка эффективности работы сооружений очистки городских сточных вод в г. Москве. Выявлено, что из 17 очистных сооружений в бассейне р. Яузы эффективно работают лишь 6, на которых предусмотрена глубокая очистка городских сточных вод. Как минимум 1/3 поверхностного стока не подвергается никакой очистке. Установлено, что ежегодный объем водоотведения поверхностного стока (и, соответственно, массы транспортируемых в городских водотоках загрязняющих веществ) рассчитывается по некоторой средней величине, не связанной с годовым количеством выпавших осадков и поэтому не отражающей реальную картину формирования поверхностного стока в различные по водности годы.

Для получения более полного представления о процессах, происходящих в р. Яузе, и о ее экологическом состоянии необходимо как минимум увеличение частоты отбора проб воды в течение года, особенно в периоды весеннего половодья и дождевых паводков (по сравнению с одним разом в квартал в настоящее время), и расширение перечня контролируемых показателей качества (в том числе определение химического состава взвешенных веществ).

Принятая в настоящее время частота наблюдений за качеством воды поверхностного стока в г. Москве создает высокие риски:

недостоверной интерпретации результатов наблюдений (объемов загрязняющих веществ), ведущих факторов качества воды и экологического состояния рек;

не выявления или несвоевременного выявления конкретных причин и источников загрязнения (диффузных или точечных);

погрешностей при установлении лимитов на сброс с очистных сооружений и водовыпусков, а также недостаточной обоснованности принятия управленческих решений при планировании и реализации водоохранных мероприятий.

Для более надежного принятия управленческих решений при планировании и реализации водоохранных мероприятий необходимы:

создание более “гибкой” системы мониторинга (частота, количество точек отбора проб воды,

перечень анализируемых показателей качества воды, водность сезона);

дополнение мониторинга качества воды водных объектов наблюдениями за расходами воды в ливневых коллекторах и инспекционным контролем за хозяйственной деятельностью в пределах частных водосборов;

замена методов “серой инфраструктуры” (подразумевающей заключение рек в коллекторы, спрямленные бетонированные русла, строительство берегозащитных сооружений, непрерывное увеличение мощности очистных сооружений и др.) технологиями “зеленой инфраструктуры” (биопруды и биофильтрационные зоны, дождевые сады, травополосы, снижение доли водонепроницаемых поверхностей и др. [25]);

целостный подход к управлению городским ливневым стоком на основе создания единой модели коллекторно-дренажной сети города с использованием современных средств численного гидродинамического (гидравлического) моделирования, специализированных программных продуктов и ГИС-технологий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Анализ территории набережных р. Яузы. 2020. <https://rekayauza.ru/upload/characteristics.pdf> (дата обращения: 28.11.2021)
2. Бойкова И.Г., Волшаник В.В., Карпова Н.Б., Печников В.Г., Пузырев Е.И. Эксплуатация, реконструкция и охрана водных объектов в городе. М.: Изд-во Ассоциации строительных вузов, 2008.
3. Веницианов Е.В., Воронина К.П. Физико-химические особенности формирования качества вод городских рек // Современные проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды на пространстве СНГ. Сб. тез. Международ. науч.-практ. конф., посвященной 90-летию РГГУ. СПб.: РГГУ, 2020. С. 309–311.
4. Волчек А.А., Бульская И.В. Ливневой сток как источник загрязнения поверхностных вод // Вестн. Брестского гос. тех. ун-та. 2012. № 2.
5. Воронина К.П., Веницианов Е.В. Проблемы экологической реабилитации малых городских рек // Физическая и аналитическая химия природных и техногенных систем. Сб. тр. Всерос. конф. с международ. участием / Под общей ред. П.П. Гладышева. Дубна: Ун-т “Дубна”, 2021.
6. Горюнова С.В. Влияние антропогенного воздействия на экологическое состояние малой городской реки // Вестн. Московского гор. педагогич. ун-та. Сер. Естественные науки. 2010. № 2.
7. Государственный доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2016 году”. М.: МПР, 2017.
8. Доклад “О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2018 году” / Под ред. А.О. Кульбачевского. М.: ДПиООС; НИиПИ ИГСП, СтудиоАproy, 2019. <https://www.mos.ru/eco/documents/doklady/>

9. Доклад “О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2019 году” / Под ред. *А.О. Кульбачевского*. М., 2020. <https://www.mos.ru/eco/documents/doklady/>
10. *Елецкая А.Ю., Барабаш Ю.А., Тихонова И.О.* Экологическое обследование малых рек г. Москва — р. Серебрянка // *Успехи в химии и химической технологии*. 2014. Т. 28. № 5.
11. *Золкин А.Г., Камнев А.Н., Климова В.О.* Оценка экологической эффективности реабилитации реки Яузы в границах городского округа Мытищи Московской области // *Экологическая безопасность строительства и городского хоз-ва*. 2020. № 2.
12. *Золкин А.Г., Климова В.О., Мартынова Н.А., Мороз П.Н.* Критерии эффективности реабилитации реки Яузы в городском округе Мытищи // *Проблемы региональной экологии*. 2019. № 6.
13. Информация об основных показателях финансово-хозяйственной деятельности в сфере услуг водоотведения за 2017, 2018, 2019, 2020 гг. Раздел “Основные показатели деятельности, характеристики услуг в сфере водоотведения”. <http://www.mosvodostok.com/about/disclosure/>
14. *Кирпичникова Н.В., Полянин В.О.* Особенности организации мониторинга диффузного загрязнения природных вод // *Научные проблемы оздоровления Российских рек и пути их решения*. Сб. науч. тр. М.: Студия Ф1, 2019.
15. *Орлов Б.В., Бойкова И.Г., Печников В.Г.* Экологическая реабилитация Московской городской водоотводящей системы // *Водоснабжение и санитарная техника*. 2011. № 7.
16. Приказ Минсельхоза РФ от 13 декабря 2016 года № 552 “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. 2016.
17. Производственная программа организации, осуществляющей водоотведение, на 2018, 2019, 2020 годы (Приложение к Приказу ДЭПР г. Москвы от 15.12.2017 № 644-тд). 2017).
18. Расписание погоды. Информационно-прогностический интернет-портал. <https://rp5.ru/> (дата обращения: 28.11.2021)
19. Региональная программа города Москвы по строительству и реконструкции (модернизации) очистных сооружений предприятий водопроводно-канализационного хозяйства на 2019–2024 гг. Утв. распоряжением ДЖКХ г. Москвы № 01-01-14-469/19 от 25.09.2019.
20. Ресурсы поверхностных вод СССР: Гидрологическая изученность. Т. 10. Верхне-Волжский район / Под ред. *В.П. Шабан*. Л.: Гидрометеиздат, 1966.
21. СанПиН 2.1.3684-21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания”.
22. *Словягина А.Н., Полянин В.О., Фашевская Т.Б.* Пространственно-временная динамика качества воды городского водотока (на примере р. Лихоборка) // *Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с международ. участием “Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод”*. Ростов-на-Дону: ГХИ, 2020.
23. *Lundy L., Wade R.* A Critical Review of Urban Diffuse Pollution Control: Methodologies to Identify Sources, Pathways and Mitigation Measures with Multiple Benefits Stage 1—A critical review of methodologies to identify the sources and pathways of urban diffuse pollutants). Aberdeen, UK: CREW centre of expertise for water, 2013. 30 p.
24. *Novotny V., Olem H.* Water Quality: Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution. N. Y., 1994.
25. Storm Smart Schools A Guide to Integrate Green Stormwater Infrastructure to Meet Regulatory Compliance and Promote Environmental Literacy. EPA/EPAN 903-K-17-001. 2017. June. https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-10/documents/storm_smart_schools_print_final_071317.pdf

СЕЗОННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ КАРБОНАТНОЙ СИСТЕМЫ РЕКИ РАЗДОЛЬНОЙ¹

© 2023 г. П. Я. Тищенко^а, *, Т. А. Михайлик^а, Г. Ю. Павлова^а,
Ю. А. Барабанщиков^а, П. Ю. Семкин^а

^аТихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева
Дальневосточного отделения РАН, Владивосток, 690041 Россия

*e-mail: tpavel@poi.dvo.ru

Поступила в редакцию 19.03.2022 г.

После доработки 19.03.2022 г.

Принята к публикации 09.06.2022 г.

Проведены измерения pH, общей щелочности, гумусового вещества, хлорофилла “а” воды р. Раздольной в течение 13 месяцев в 2013–2014 гг. на станции, расположенной у пос. Раздольного. Результаты расчета карбонатной системы речных вод показали, что большую часть года воды реки были источником CO₂ для атмосферы, годовой поток эмиссии CO₂ составлял ~25 тС/год. Химическое выветривание силикатных пород р. Раздольной приводит к изъятию атмосферного CO₂. Среднегодовой экспорт атмосферного CO₂ в форме растворенного неорганического и органического углерода р. Раздольной в Амурский залив (Японское море) составлял 47 тС/год. Таким образом, экосистема р. Раздольной в исследуемый период была поглотителем CO₂ (>20 тС/год). Для периода 2003–2017 гг. наблюдалась тенденция к росту экспорта щелочности, растворенного неорганического и органического углерода р. Раздольной. Оценки скорости химического выветривания пород, слагающих бассейн, находятся в диапазоне 12–24 т/(км² год).

Ключевые слова: карбонатная система, речные воды, метод Питцера, химическое выветривание, эвтрофикация, река Раздольная.

DOI: 10.31857/S0321059623010169, **EDN:** EDMFEA

ВВЕДЕНИЕ

Прибрежные воды мирового океана, несмотря на относительно небольшие площади, оказывают существенное влияние на глобальный цикл углерода [24, 41]. По мнению некоторых авторов, это влияние менялось со временем: в прединдустриальную эпоху прибрежный океан был в целом источником CO₂ для атмосферы, а в настоящее время он — сток атмосферного CO₂ [19, 22]. Наиболее высокая неопределенность при создании балансовых моделей глобального цикла углерода обусловлена сложной структурой и подвижностью элементов прибрежного океана [25, 43]. Прибрежный океан состоит из нескольких тесно связанных между собой экосистем: реки, эстуарии, приемные бассейны (заливы, континентальный шельф). Природа растворенного неорганического углерода DIC (dissolved inorganic carbon) и растворенного органического углерода (РОУ) рек, как правило, тесно связана с атмосферным CO₂.

Более того, по содержанию DIC, РОУ, а также взвешенного органического углерода в реках оценивается поток атмосферного CO₂ в океан, величина которого составляет 5.42×10^{14} гС/год [32]. В то же время речные и озерные воды, как правило, представляют собой гетеротрофные бассейны [18, 44] и пересыщены по отношению к атмосферному CO₂. Глобальный годовой поток CO₂ в атмосферу только реками и их притоками оценивается в 1.8×10^{15} гС/год [36]. Таким образом, роль углерода в речных экосистемах двойная; реки осуществляют, во-первых, экспорт углерода в океан, во-вторых, — эмиссию CO₂ в атмосферу. Величина экспорта и эмиссии зависит от скорости выветривания пород в бассейне реки и поступления терригенного (аллохтонного) органического вещества в водотоки. Интенсивность этих процессов определяется региональными особенностями рек [31]. Именно региональные особенности речных вод создают неопределенности в глобальных оценках цикла углерода. Преодолеть эти неопределенности возможно только путем экспериментальных исследований.

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 21-55-53015-ГФЕН), РНФ (проект 21-77-00028) и государственных программ ТОИ ДВО РАН (регистрация № 121-21500052-9, 121021700346-7).



Рис. 1. Картограмма территории бассейна р. Раздольной на территории РФ. Отбор проб на гидрохимический состав воды проводился у пос. Раздольного.

Карбонатная система в морях и океанах широко исследуется в связи с процессами фотосинтеза, разложения органического вещества, образования и растворения карбонатных минералов, газообменом на границе воздух/вода, ацидификацией. Для морской воды методы измерения параметров карбонатной системы, pH, общей щелочности (ТА), DIC, парциального давления CO_2 ($p\text{CO}_2$) и расчетов элементов карбонатного равновесия хорошо разработаны [28]. Ранее был разработан корректный подход к изучению карбонатной системы вод р. Раздольной, который включал в себя измерение pH с помощью ячейки безжидкостного соединения на основе шкалы Питцера, измерение щелочности по методу Бруевича, использование кажущихся констант карбонатного равновесия и учет органической щелочности [13].

В данной статье на основе мониторинговых наблюдений в течение 13 мес. в 2013–2014 гг. исследуются особенности сезонной изменчивости карбонатной системы р. Раздольной. Расчет карбонатной системы проводился с помощью метода, разработанного ранее [13]. Для проверки гипотезы возможного механизма выветривания горных пород в бассейне р. Раздольной проведены эксперименты с экспозицией растворов аль-

гината натрия. Растворы альгината натрия готовились на дистиллированной, речной и морской воде. Проведены расчеты годового экспорта атмосферного CO_2 р. Раздольной в Амурский залив (Японское море), а также годовые потоки эмиссии CO_2 в атмосферу. Установлена межгодовая изменчивость потоков DIC и ТА, поставляемых р. Раздольной в Амурский залив за период 2003–2017 гг.

ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Река Раздольная (Суйфун) начинается на территории Китая (северная Маньчжурия), входит в пределы РФ вблизи с. Полтавка и впадает в северную часть Амурского залива (рис. 1). Площадь водосбора р. Раздольной – 16830 км², на территории России – 7300 км², протяженность реки на российском участке – 192 км при общей длине реки 245 км [4]. При среднемноголетнем расходе реки, равном 76 м³/с в районе ближайшего к устью поста – с. Тереховка (рис. 1), соответствующий среднегодовой объем водного стока составляет 2.4 км³. В водном режиме р. Раздольной выделяется период весеннего половодья, который приходится на апрель–май, а также дождевые паводки в летние месяцы вследствие муссонного климата [1]. Для изучения межгодового влияния р. Раздольной на акваторию Амурского залива использованы данные Приморского УГМС о расходе реки у гидрологического поста с. Тереховка (60 км от устья реки) [30].

Корректный подход к изучению карбонатной системы вод р. Раздольной включает в себя измерение pH с помощью ячейки безжидкостного соединения на основе шкалы Питцера, измерение щелочности по методу Бруевича, учет органической щелочности, использование кажущихся констант карбонатного равновесия, рассчитанных по методу Питцера [13]. Для термодинамического расчета кажущихся констант требуется модельный раствор. На основе химического анализа вод р. Раздольной [10, 15] в качестве простейшего модельного раствора вод р. Раздольной использовался раствор $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2\text{--NaCl--H}_2\text{O}$. Молярность компонентов этого раствора определялась соотношениями:

$$m_{\text{Ca}} = 0.5m_{\text{HCO}_3^-}m_{\text{NaCl}} = m_{\text{HCO}_3^-}, \quad \text{ТА} = m_{\text{HCO}_3^-}. \quad (1)$$

В океанографической практике вместо термодинамических констант и соответствующих коэффициентов активности используются “гибридные” или кажущиеся константы кислотно-основного равновесия, K_{HA}^* [26]:

$$K_{\text{HA}}^* \equiv \frac{m_{\text{A}}(m_{\text{H}}\gamma_{\text{H}}^{\text{P}})}{m_{\text{HA}}} = \frac{m_{\text{A}}a_{\text{H}}^{\text{P}}}{m_{\text{HA}}}, \quad (2)$$

здесь m_i — моляльность протолита (кислая форма — НА, основная — А); a_H^P — активность иона водорода в шкале Питцера; γ_H^P — коэффициент активности иона водорода в шкале Питцера, который является функцией состава раствора, температуры и давления, определяется через измеряемые параметры Питцера соотношением [39]:

$$\ln \gamma_M^P = z_M^2 F + \sum_{a=1}^{N_a} m_a (2B_{Ma} + ZC_{Ma}) + \sum_{c=1}^{N_c} m_c \left(2\Phi_{Mc} + \sum_{a=1}^{N_a} m_a \psi_{Mca} \right) + \sum_{a=1}^{N_a-1} \sum_{a'=a+1}^{N_a} m_a m_{a'} \psi_{Maa'} + z_M \sum_{c=1}^{N_c} \sum_{a=1}^{N_a} m_c m_a C_{ca}. \quad (3)$$

Кажущиеся константы следующие: K_o^* — коэффициент растворимости CO_2 , K_1^* — первая константа диссоциации угольной кислоты, K_2^* — вторая константа диссоциации угольной кислоты, IP_c^* — произведение растворимости кальцита, IP_a^* — произведение растворимости арагонита, $\gamma_{Na}^P(X)$ — коэффициент активности иона натрия, — их расчеты проводились для температуры 0–25°C и диапазона щелочности 0–0.005 моль/кг для модельного раствора (1).

Общая щелочность выбрана в качестве характеристики макрокомпонентного состава речных вод, так как эта величина измеряется проще и точнее в сравнении с другими макрокомпонентами речной воды (например, ионами натрия или кальция). Результаты расчетов аппроксимировались нижеприведенными эмпирическими уравнениями, такими как функция температуры T (шкала Кельвина) и общей щелочности [13].

$$\ln \left(K_o^* / \text{моль кг-H}_2\text{O}^{-1} \text{ бар}^{-1} \right) = -5.97508 \times 10^1 + 9.34517 \times 10^3 / T + 2.33585 \times 10^1 \ln(T/100) - 3.2874 \times 10^{-3} T + 5.380 \times 10^{-6} T^2 - TA(2.526 + 1.71 \times 10^{-3} T - 3.5 \times 10^{-6} T^2 - 546.83/T), \quad (4)$$

$$\ln \left[K_1^* / \text{моль кг-H}_2\text{O}^{-1} \right] = -7839.634/T + 34.1784 - 0.0754926 T + (1.8379 \times 10^{-5} T^2 - 7.3874 \times 10^{-3} T + 2.4405) TA^{1/2} / (1 + 3TA^{1/2}), \quad (5)$$

$$\ln \left[K_2^* / \text{моль кг-H}_2\text{O}^{-1} \right] = -6683.00/T + 14.9622 - 0.0547785 T + (-0.61035 T^2 + 340.1986 T - 4.95104 \times 10^4) TA^{3/2} + (3.806857 \times 10^{-2} T^2 - 21.36983 T + 3.232849 \times 10^3) TA + (4.915429 \times 10^{-3} T^2 - 2.725583 T + 389.0445) TA^{1/2}, \quad (6)$$

$$\ln \left[IP_c^* / \text{моль}^2 \text{ кг-H}_2\text{O}^{-2} \right] = -395.8293 - 0.179586 T + 6537.774/T + 71.595 \ln(T) + (-0.6263857 T^2 + 349.4996 T - 5.082472 \times 10^4) TA^{3/2} + (3.954143 \times 10^{-2} T^2 - 22.25148 T + 3.34034 \times 10^3) TA + (4.966857 \times 10^{-3} T^2 - 2.740566 T + 398.2737) TA^{1/2}, \quad (7)$$

$$\ln \left[IP_a^* / \text{моль}^2 \text{ кг-H}_2\text{O}^{-2} \right] = -395.918 - 0.179586 T + 6685.079/T + 71.595 \ln(T) + (-0.6263857 T^2 + 349.4996 T - 5.082472 \times 10^4) TA^{3/2} + (3.954143 \times 10^{-2} T^2 - 22.25148 T + 3.34034 \times 10^3) TA + (4.966857 \times 10^{-3} T^2 - 2.740566 T + 398.2737) TA^{1/2}, \quad (8)$$

$$\ln \left[\gamma_{Na}^P(X) \right] = (-2.50571 \times 10^{-5} T^2 + 1.19771 \times 10^{-2} T - 3.22359) \times TA^{0.5} / (1 + 1.3 \times TA^{0.5}). \quad (9)$$

Пробы воды отбирали у пос. Раздольного (40 км от устья реки). Отбор проб проводился 5-литровым батометром Нискина два раза в месяц в период с 31 марта 2013 г. по 17 апреля 2014 г. В пробах определяли pH, щелочность, концентрацию гумусового вещества (HS), макрокомпонентный состав речной воды (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-}), хлорофилл a .

Содержание ионов Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} в речных водах определяли методом ионно-обменной хроматографии на хроматографе “LC-20A” производства “Shimadzu”. Точность анализа $\pm 1\%$. Общая минерализация речной воды S_R рассчитывалась по соотношению [15]:

$$S_R = [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Ca}^{+2}] + [\text{Mg}^{+2}] + [\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{NO}_3^-], \quad (10)$$

здесь в скобках — концентрации компонентов, мг/кг. Река Раздольная столь сильно загрязнена нитрат-ионом, что его концентрацию пришлось включить в (10), она определена фотометрическим методом [6]. Концентрация гидрокарбоната иона приравнивалась к результатам измерений ТА.

Измерения ТА речных вод проводили по методу Бруевича. Детальное описание метода дано в работе [9]. Воспроизводимость титрования ТА составила ± 3 мкмоль/кг. Для речных и эстуарных вод важный вклад в общую щелочность — органическая щелочность ОА (organic alkalinity), обусловленная присутствием в речных водах HS.

Вклад ОА в ТА оценивался по измеренным концентрациям HS:

$$\text{OA} = f_{\text{HS}} C_{\text{HS}} K_{\text{HS}} / (a_{\text{H}} + K_{\text{HS}}), \quad (11)$$

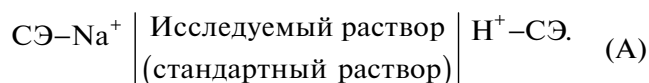
здесь, f_{HS} — множитель перед концентрацией HS (получен из расчета: 1 г углерода HS дает 18 ммоль щелочности); $K_{\text{HS}} = 10^{-7.3}$ — константа диссоциации HS (рассчитанная по данным [15]); C_{HS} — концентрация HS в пробе, гС/л.

Концентрацию HS определяли спектрофотометрическим методом (спектрофотометр модели “UV-1650 PC” фирмы “Шимадзу”). В образцах проб измеряли оптическую плотность при 254 и 600 нм. Концентрацию HS рассчитывали по уравнению [17]:

$$C_{\text{HS}} = \frac{D_{254-600}}{36.7l}, \quad (12)$$

здесь $D_{254-600}$ — разница оптической плотности при 254 и 600 нм; l — длина кюветы, см; 36.7 л/(гСсм) — коэффициент удельной экстинкции, равный средней удельной экстинкции фульвовых (30.7) и гуминовых (42.7) кислот [17]. Воспроизводимость измерений концентрации HS составила 2%.

Измерения pH речных и эстуарных вод проводили потенциометрическим методом с помощью ячейки безжидкостного соединения (ячейка (A)):



Пробу воды отбирали из батометра в бутылку объемом 800 мл без контакта с воздухом, вытес-

няя воздух из колбы от дна с переливом. В полностью заполненную водой бутылку добавлялся насыщенный раствор сулемы (100 мкл). Раствор в бутылке тщательно перемешивали. Измерения проводили в день отбора проб при 15°C (в феврале и октябре) и 20°C (в мае и августе) в проточном сосуде объемом ~ 80 см³. Измерительный сосуд заполнялся с помощью сифонной системы без контакта образца с воздухом. Термостатировали пробы термостатом фирмы “VWR Scientific”, модель 1146. ЭДС измеряли с точностью ± 0.1 мВ рН-метром “EA-720” фирмы “Orion” с двумя высокоомными входами. Измерительными электродами были стеклянные комбинированный рН-электрод фирмы “Orion” (“OrionTM 8102”) и натровый электрод Гомельского завода (“ЭСЛ-51-07”). Значения pH_p проб речной воды рассчитывали по измерениям электродвижущей силы (ЭДС) ячейки А по уравнению:

$$\text{pH}_p(X) = p(a_{\text{H}}^p / \gamma_{\text{Na}}^p)_S + \frac{F[E(S) - E(X)]}{RT \ln(10)} + \log \left[\frac{m_{\text{Na}}(S)}{m_{\text{Na}}(X)} \right] - \log [\gamma_{\text{Na}}^p(X)]. \quad (13)$$

Ячейка А калибровалась в шкале pH Питцера с помощью буферного раствора TRIS–TRISHCl–NaCl, который имел при измерении речных вод следующий состав: $m_{\text{TRIS}} = m_{\text{TRISHCl}} = 0.04$ моль/(кг–H₂O), $m_{\text{NaCl}} = 0.4$ моль/(кг–H₂O).

Стандартные значения $p(a_{\text{H}}^p / \gamma_{\text{Na}}^p)_S$ для данного состава буферного раствора могут быть рассчитаны по эмпирическому уравнению [12]:

$$p \left(\frac{a_{\text{H}}^p}{\gamma_{\text{Na}}^p} \right)_S = 8.8742 - 3.363 \times 10^{-2} t + 1.27 \times 10^{-4} t^2. \quad (14)$$

Здесь t — температура в шкале Цельсия.

Моляльность ионов натрия исследуемых проб $m_{\text{Na}}(X)$, необходимая при расчете уравнения (3), взята из хроматографических измерений. Коэффициент активности иона натрия, который входит в последний член уравнения (13), рассчитывали по уравнению (9).

В отличие от морской воды, расчет параметров карбонатной системы речных вод имеет небольшую специфику. Во-первых, в этом случае используются константы, рассчитанные в шкале Питцера с помощью уравнений (4)–(9). Во-вторых, в расчетах используются показатель pH и щелочность, из которой вычтен вклад, обусловленный ОА (уравнение (11)):

$$\text{TA}_{\text{corr}} = \text{TA} - \text{OA}. \quad (15)$$

По измеренным значениям T , TA рассчитываются константы карбонатного равновесия (уравнения (4)–(9)), которые используются в сочета-

Таблица 1. Эмпирические константы соотношения (18), полученные методом наименьших квадратов для параметров $TA \pm s.d.$ (мкмоль/кг), $DIC \pm s.d.$ (мкмоль/кг), $OA \pm s.d.$ (мкмоль/кг), $OA \pm s.d.$ (%), $S_R \pm s.d.$ (мг/л)

Параметр	TA	DIC	OA	OA%	S_R
a	3442.6	3856.2	8.688	0.241	398.1
b	−0.318	−0.341	0.362	0.705	−0.301
R^2	0.82	0.89	0.79	0.96	0.85
s.d.	100	171	11	1.2	22

нии с значениями pH и $TA_{\text{сорт}}$ для расчета компонентов карбонатной системы: DIC , pCO_2 , $pH_{\text{in situ}}$, Ω_c , Ω_a (Ω_c , Ω_a — степень насыщенности вод по отношению к кальциту и арагониту соответственно):

$$\Omega_c = m_{Ca}m_{CO_3}/IP_c^*, \quad \Omega_a = \frac{m_{Ca}m_{CO_3}}{IP_a^*}. \quad (16)$$

В соотношениях (16) $m_{Ca^{2+}}$, $m_{CO_3^{2-}}$ — моляльности кальция (измерены хроматографическим методом) и карбонат ионов (рассчитаны из pH и $TA_{\text{сорт}}$) соответственно; IP_c , IP_a — ионные произведения кальцита и арагонита, рассчитанные по уравнениям (7), (8) соответственно. В этих расчетах вклад биогенных веществ в компоненты TA был незначительным, и им пренебрегали [13].

Дополнительно к полевым наблюдениям карбонатной системы речных вод были проведены эксперименты по экспозиции растворов альгината натрия в чистой воде (деионизированная вода), речной воде (вода р. Раздольной) и морской воде (вода Амурского залива). К каждой пробе объемом 550 мл добавили 0.3 г альгината натрия. Пробы исследуемых растворов хранились совместно с холостыми пробами в темном месте при комнатной температуре 120 сут. В пробах в день отбора — 1–3, 5, 10, 17, 29 и 112-е сут (всего 9 отборов) — определяли общую щелочность по методу Бруевича и растворенный органический углерод (РОУ) на автоанализаторе модели “TOC-V_{CPN}” фирмы “Shimadzu”.

Суточный поток J_i растворенного вещества i , поставляемого рекой в Амурский залив, непосредственно рассчитывается по уравнению:

$$J_i = QC_i. \quad (17)$$

Здесь C_i — концентрация растворенного вещества i в речной воде; Q — расход реки, м³/с.

В обсуждение материала включены измерения в р. Раздольной концентрации Si , которые взяты из работы [6], а также содержание хлорофилла. Хлорофилл a измеряли спектрофотометрическим методом в соответствии с [2]. Пробы воды фильтровали через мембранные фильтры “Владипор МФАС-ОС-3” с диаметром пор 0.8 мкм. Затем фильтры высушивали, растворяли в 5 мл 90%-го раствора ацетона и помещали в холодильник.

Через сутки на спектрофотометре “РС 3600” производства “Shimadzu” проводили измерения.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Минерализация вод р. Раздольной зависит от расхода реки [15], который в свою очередь зависит от количества атмосферных осадков. Макрокомпонентный состав вод р. Раздольной относится к кальций-гидрокарбонатному типу [10, 15]. Поэтому результаты мониторинга таких параметров карбонатной системы, как TA , DIC , OA и процентная доля OA в TA , представлены в зависимости от расхода реки (рис. 2).

Результаты TA и OA , полученные в 2008 и 2013–2014 гг. и представленные на рис. 2а, 2в, хорошо согласуются друг с другом, они аппроксимированы соотношением вида:

$$C_i = a_i Q^{b_i}. \quad (18)$$

Общая минерализация речных вод в зависимости от расхода воды в реке (рис. 1а в статье [15]) также описывается уравнением вида (18). В этом уравнении a_i и b_i — эмпирические коэффициенты — получены методом наименьших квадратов и представлены в табл. 1, где также даны s.d. — стандартные отклонения между измеренными и рассчитанными по уравнению (18) концентрациями, R^2 — квадрат коэффициента корреляции. Приведенные в табл. 1 константы позволяют оценить по уравнению (18) содержание TA , DIC , OA и OA (%) при разном расходе воды в реке. Линии на рис. 2 соответствуют значениям, рассчитанным по уравнению (18).

При определении эмпирических констант уравнения (18) использовались все данные, кроме результатов, полученных 2 августа 2013 г. во время тайфуна. Расход реки в этот день составлял 935 м³/с. Для этого случая значения TA , OA и DIC оказались близкими к величинам при расходе реки 400 м³/с. Поэтому для расходов реки >400 м³/с значения параметров принимались постоянными, не зависящими от расхода воды. С учетом выше сказанного соотношение (18) позволяет оценить суточные потоки TA , DIC , OA и S_R , J_i , поставляемые р. Раздольной в Амурский залив:

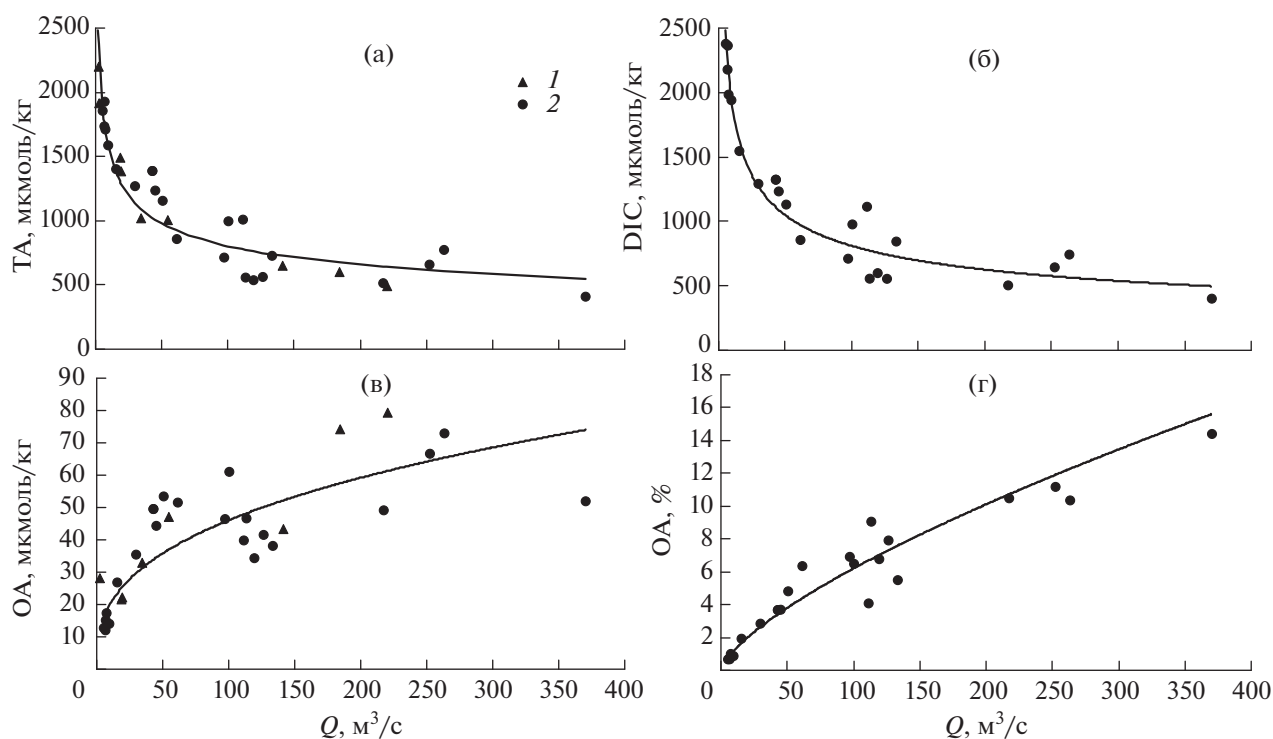


Рис. 2. Содержание ТА (а), DIC (б), ОА (в) и процентное соотношение ОА и ТА (г) в р. Раздольной в зависимости от расхода реки. 1 — результаты измерений в 2008 г.; 2 — результаты измерений в 2013–2014 гг. Сплошные линии рассчитаны по соотношению (18).

$$J_i = a_i Q^b. \quad (19)$$

Результаты расчета показаны на рис. 3, где также представлены суточные потоки РОУ, которые получены ранее и опубликованы в работе [6]. На рис. 3 видна неравномерность потоков как внутри года, так и между годами. Эта неравномерность обусловлена прежде всего неравномерностью расхода реки в течение года и между годами.

Для более детального исследования неравномерности и тенденции потоков щелочности, неорганического и органического углерода между годами рассчитаны годовые потоки F_i с помощью соотношения:

$$F_i = \sum_n J_i(n). \quad (20)$$

Величина годового потока вещества i равна сумме суточных потоков. Результаты приведены на рис. 4. Для сравнения потоков DIC и РОУ на рис. 4 представлены результаты потоков РОУ, полученные ранее в работе [6].

Величина годового потока общей минерализации речных вод, отнесенная к площади водосборного бассейна реки (16830 км² [4]), представляет собой скорость химического выветривания CWR (chemical weathering rate) [40]. Рассчитанные по уравнениям (19), (20) годовые потоки общей ми-

нерализации в р. Раздольной для периода 2003–2017 гг., отнесенные к площади бассейна реки, представляют собой межгодовую изменчивость скорости химического выветривания, которая представлена на рис. 5. Общая минерализация, измеренная кондуктометрическим методом, определяется соотношением (10). Растворенный Si в природных водах находится в форме нейтральных молекул орто- и метакремниевой кислоты, поэтому не входит в соотношение (10). В то же время растворенный Si — продукт химического выветривания, концентрацию которого следует учитывать [40]. Добавка растворенного Si в форме SiO₂ увеличивает скорость выветривания на ~13% (рис. 5). Необходимые данные по растворенному Si были взяты из работы [6].

Результаты измерений pH и pCO_2 представлены по датам отбора проб (рис. 6), так как в этом случае яснее проявляется сезонная изменчивость исследуемых параметров. Для объяснения характера распределения pH и pCO_2 на рис. 6 представлены результаты измерений концентрации Si и содержания хлорофилла a .

Наблюдения были начаты 31 марта 2013 г. после освобождения реки ото льда в период весеннего половодья ($Q = 133$ м³/с) и закончены 17 апреля 2014 г. Значения pH в период наблюдений варьировали в широких пределах: от 7.024 (2 авгу-

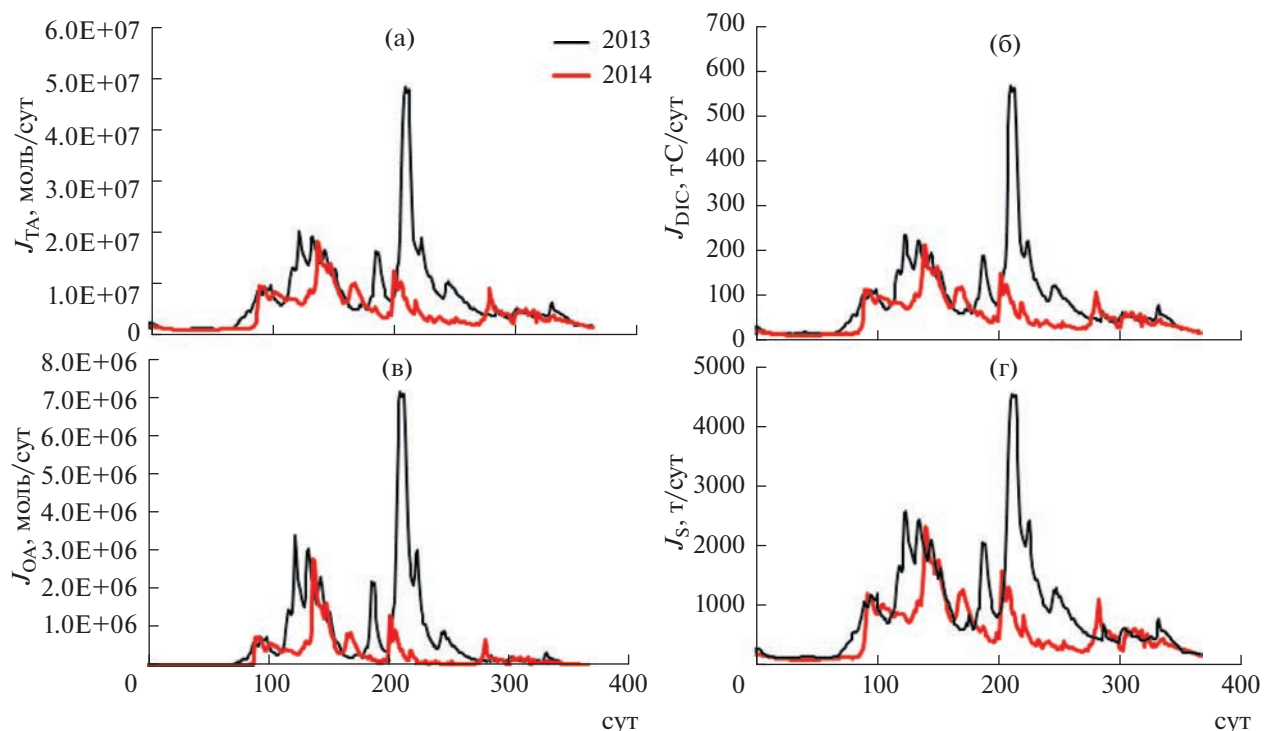


Рис. 3. Рассчитанные по уравнению (18) суточные потоки ТА (а), DIC (б), ОА (в), S_R (г), поставляемые р. Раздольной в Амурский залив в 2013 г. (черная линия) и 2014 г. (красная линия) на основе мониторинговых наблюдений 2013–2014 гг.

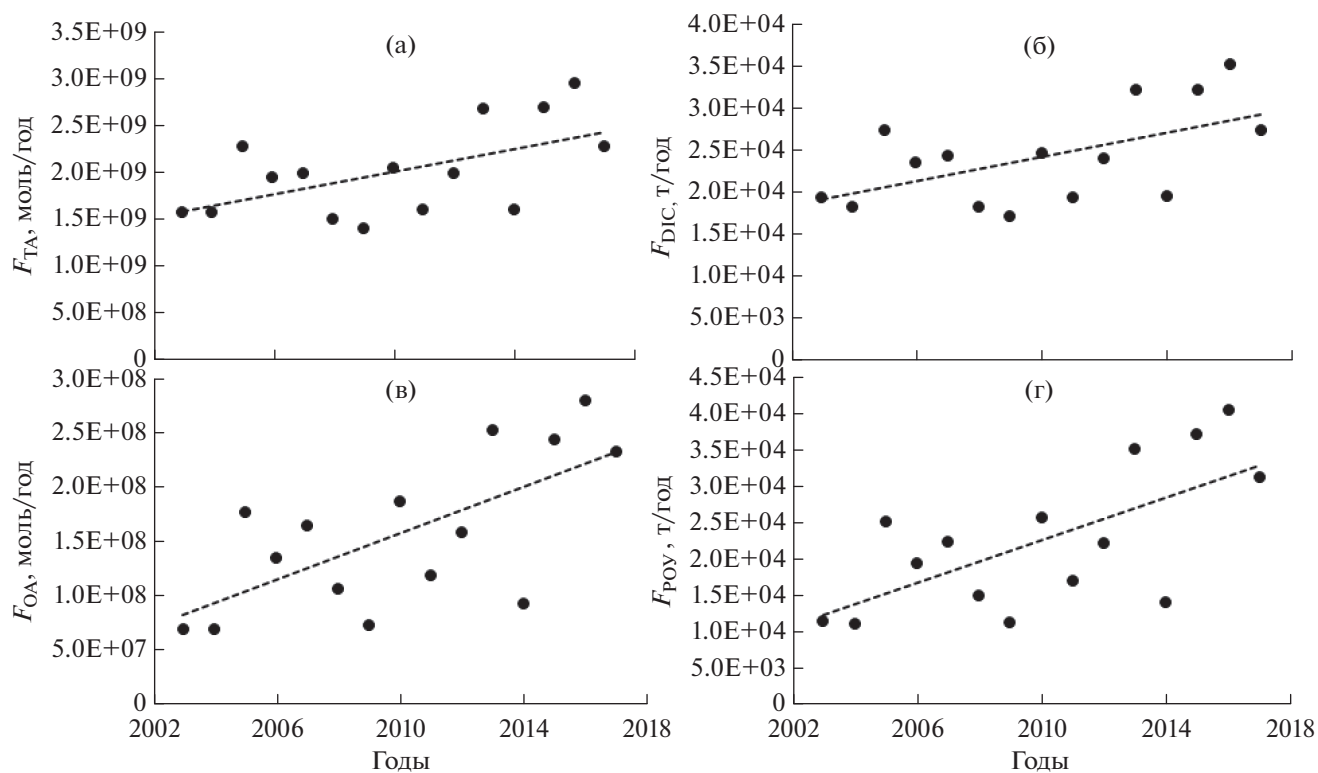


Рис. 4. Годовые потоки (F) разных форм растворенного углерода, поставляемые р. Раздольной в Амурский залив за период 2003–2017 гг.: а – общая щелочность (ТА); б – растворенный неорганический углерод (DIC); в – органическая щелочность (ОА); г – растворенный органический углерод (РОУ). Расчет выполнен по уравнению (20).

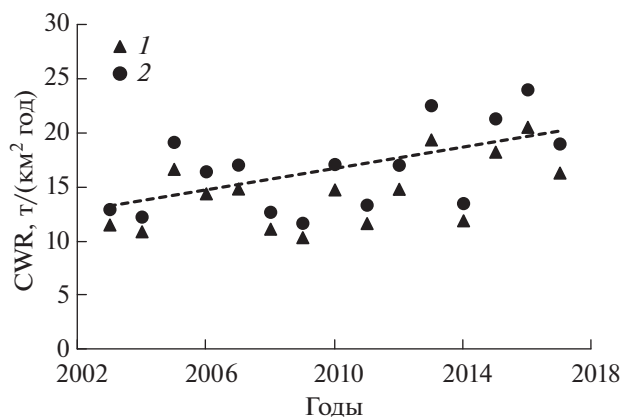


Рис. 5. Межгодовая изменчивость скорости химического выветривания пород в водосборе р. Раздольной. 1 – Рассчитана из общей минерализации (уравнение (10)); 2 – рассчитана из общей минерализации речных вод с добавкой растворенного кремния в форме SiO_2 .

ста 2013 г.) до 8.393 (7 октября 2013 г.) (рис. 6а). Диапазон изменений рН при этих наблюдениях (рис. 6а) достаточно хорошо согласуется с результатами исследований карбонатной системы вод р. Раздольной в 2008 г., когда значения рН были в диапазоне 7.2–8.9 [13]. Небольшие расхождения, на взгляд авторов, обусловлены пространственной изменчивостью вод, так как в 2008 г. отбор

проб проводился не на одной станции, а на восьми, от границы с Китаем (с. Полтавка) до п. Раздольного. В [24] для малых рек приводится диапазон рН 5.5–7.5. Высокие значения рН (8.13–9.19) наблюдались для дельты р. Волги, что связано с интенсивностью продукционных процессов [5]. Благодаря геологическим особенностям водосбора рек возникают ситуации, когда пространственно-временная изменчивость рН чрезвычайно широка – 3.8–8.4 [29].

Изменения $p\text{CO}_2$ были в диапазоне от 284 (7 октября 2013 г.) до 7044 мкاتم (5 февраля 2014 г.) (рис. 6б). Даты высоких значений рН ожидаемо совпали с датами низких значений $p\text{CO}_2$. Экстремально высокие значения $p\text{CO}_2$ соответствовали зимнему сезону, а самые низкие значения рН наблюдались во время летнего паводка на реке ($Q = 935 \text{ м}^3/\text{с}$).

Для установления роли полисахаридов в изменчивости щелочности вод р. Раздольной был проведен эксперимент по экспозиции альгината натрия в различных растворах: деионизированной воде, воде р. Раздольной и воде Амурского залива (морская вода с солесностью 29.43‰) (рис. 7).

Результаты экспозиции в сравнении с результатами холостых опытов показывают отсутствие каких-либо изменений в концентрации щелочности в деионизированной воде в течение 120 сут (рис. 7). Существенное увеличение ще-

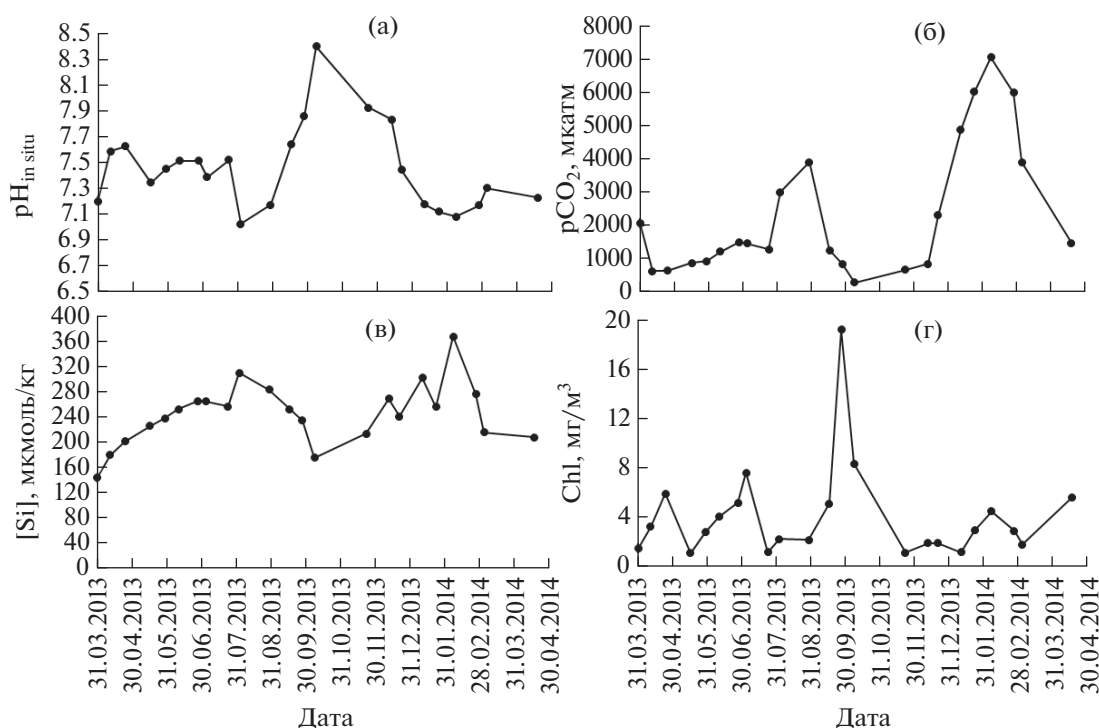


Рис. 6. Динамика $\text{pH}_{\text{in situ}}$ (а), парциального давления CO_2 (б), концентрации Si (в), содержания хлорофилла *a* (г) по дате отбора проб в период с марта 2013 г. по апрель 2014 г.

лочности наблюдалось в первые 30 сут в морской и речной воде. Небольшие изменения щелочности были между первым и четвертым месяцами экспозиции. Результаты этих экспериментов подтверждают гипотезу о важной роли полисахаридов в вертикальном транспорте щелочности в открытом море [14] и в ее образовании в речных водах [13].

ОБСУЖДЕНИЕ

Приморье относится к области муссонного климата умеренных широт, который формируется под воздействием внутритропической муссонной циркуляции. Преобладающее направление внутритропического муссона летом — восточное, зимой — северное и северо-западное [1]. В течение всей зимы в Приморье устанавливается сухая и морозная погода. В начале ноября р. Раздольная покрывается льдом. В весенние месяцы погода, как правило, прохладная и пасмурная, с частыми туманами и морозящими дождями. В начале марта на р. Раздольной начинается ледоход. Летний муссон сопровождается переносом теплых и влажных масс воздуха с океана на континент, что приводит к сильным дождям и, соответственно, паводкам на реке. Осенью происходит переход от летнего муссона к зимнему, который устанавливается в октябре. Муссонный климат определяет сезонный режим расхода воды в р. Раздольной, что приводит к сезонной изменчивости параметров карбонатной системы речных вод.

Для морских вод значения pH и pCO_2 определяются в первую очередь доминированием двух конкурирующих процессов — фотосинтеза и разложения органического вещества. Эти процессы также важны и в речных водах. Максимальное значение pH (8.393) и минимальное значение pCO_2 (284 мклатм) соответствуют одной и той же дате — 7 октября 2013 г. (рис. 6а, 6б). Эти значения обусловлены доминированием фотосинтеза над разложением органического вещества, что подтверждается минимальной концентрацией (175 мкмоль/л) Si в этот день (рис. 6в) и высокой концентрацией хлорофилла a в этот период (рис. 6г). Следует отметить, что максимальное содержание (19 мг/м³) хлорофилла a зафиксировано в 2013 г. 26 сентября, а не 7 октября (рис. 6г). Это неудивительно, так как хлорофилл — часть пищевой цепи, также он может резко оседать на дно реки в результате выделения полисахаридов из клеток фитопланктона, так называемых ТЕР (transparent exopolymer particles). ТЕР представляют собой слизь, которая склеивает клетки фитопланктона и осаждают их [35]. Самое низкое значение pH (7.024) наблюдалось 2 августа 2013 г. (рис. 6а) в период паводка на реке ($Q = 935$ м³/с); тогда $pCO_2 \leq 3000$ мклатм, что существенно ниже, чем в

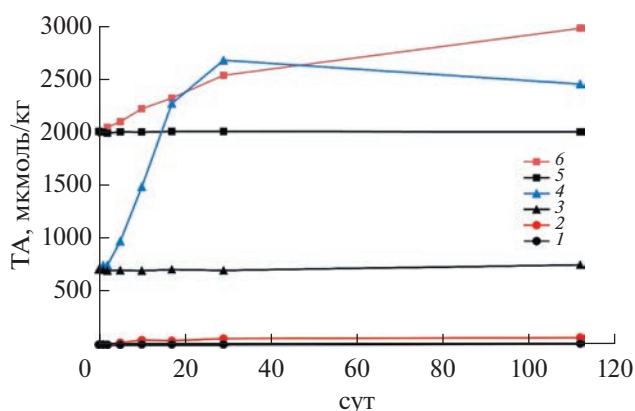
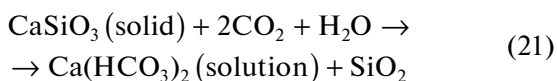


Рис. 7. Изменения щелочности в период экспозиции растворов (сут), не содержащих альгинат натрия, и в растворах, содержащих 0.3 г альгината натрия в 550 мл раствора (2.755 ммоль/л по отношению к мономеру). 1, 2 — деионизированная вода; 3, 4 — речная вода (р. Раздольная); 5, 6 — морская вода (Амурский залив).

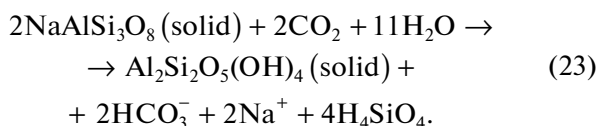
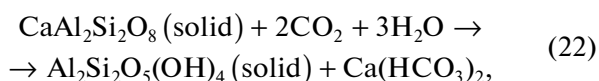
зимний сезон 2014 г., когда pCO_2 достигало 7044 мклатм (5 февраля 2014 г.) (рис. 6б). Несогласованность минимального значения pH с максимальным значением pCO_2 обусловлена более чем пятикратным изменением щелочности речных вод в зависимости от расхода воды в реке (рис. 2а). Если дождевые воды не щелочные, то следует ожидать линейную зависимость ТА от расхода реки. Нелинейный характер кривой на рис. 2а указывает на возрастание интенсивности химического выветривания с ростом атмосферных осадков, что подтверждается данными [40]. В то же время увеличение концентрации HS с ростом расхода реки приводит к увеличению ОА (рис. 2в). Этот результат указывает на просачивание через почву атмосферных осадков и на обогащение их HS прежде, чем они попадут в реку. В период паводка низкая концентрация (578 мкмоль/кг) ТА, 15% которой — ОА (рис. 2г), обуславливает низкую буферную емкость карбонатной системы. В зимний сезон буферная емкость карбонатной системы существенно выше, так как ТА = 1860 мкмоль/кг, а доля ОА — только 0.7%. Именно различия буферной емкости в период паводка и в зимний сезон приводят к несогласованности между экстремально низким значением pH и максимально высоким значением pCO_2 . Из рис. 6б следует, что вода р. Раздольной основную часть года — источник CO_2 для атмосферы, т. е. в реке доминируют гетеротрофные процессы и в речных водах $pCO_2 > pCO_{2атм}$. На взгляд авторов, исключение — короткие периоды малой воды в весенний и осенний сезоны. В этих условиях при низкой концентрации взвешенного вещества фотосинтез преобладает над скоростью разложения органического вещества и речные во-

ды становятся поглотителем атмосферного CO_2 . Этому способствуют высокое содержание биогенных веществ в реке [6, 7] и высокая плотность перифитона – бентосных диатомей [8]. В редких случаях, когда в зимний сезон на реке образуется прозрачный лед, в отсутствие снежного покрова возникает высокая интенсивность подледного “цветения” фитопланктона, что наблюдалось в р. Раздольной в 2008 г. [7].

Карбонатная система речных вод непосредственным образом связана с химическим выветриванием пород, слагающих бассейн р. Раздольной. Основные продукты выветривания – гидрокарбонат-анионы, катионы кальция, натрия, магния и растворенный Si. Соотношения между основными ионами речной воды практически не зависят от расхода р. Раздольной [15]. Этот результат оправдывает модельный подход к оценке констант диссоциации карбонатного равновесия (уравнения (4)–(9)), для которого принято постоянство ионного соотношения (уравнение (1)). Геологическое строение территории бассейна р. Раздольной довольно сложное. Правый берег сложен в основном базальтами Шуфанского базальтоидного комплекса. Базальты обогащены Si (~50% SiO_2), Mg, Ca и Fe; разделены слоями минералов, 80% которых представлены алюмосиликатами (лабрадор, авгит, хлорит) и магнезиальными и магнезиально-железистыми силикатами (форстерит и оливин). Левый берег реки сложен осадочными и глинистыми породами Угловской и Устьсуйфунской свит: песчаниками, алевроитами, алевролитами, аргиллитами. Глинистые отложения переслаиваются туфопесчаниками и туфами умеренно кислого состава, а также углистыми и бурыми углями [3]. Сведений о наличии карбонатных пород для данного района нет. В таких случаях предполагается, что наличие гидрокарбонатов кальция и магния обусловлено химическим выветриванием силикатных минералов, например [20]:



или глинистых минералов, например – превращение Ca, Na-полевого шпата в каолинит [33]:

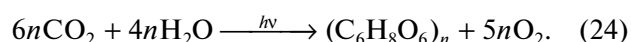


При этом двуокись кремния может частично переходить в раствор, а частично оставаться в твердой фазе, т. е. химическое выветривание силикатных минералов относительно двуокиси кремния

происходит инконгруэнтно [40]. Это означает, что концентрация Si в речной воде не может быть использована в качестве единственного аргумента при ответе на вопрос о том, выветривание каких видов минералов обеспечивает состав речных вод.

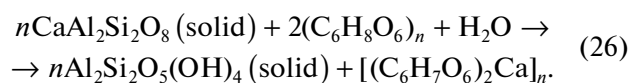
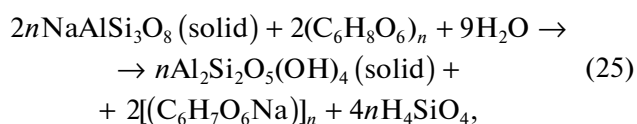
Важный процесс химического выветривания и формирования химического состава речных вод – комплексобразование многозарядных ионов природными комплексами (HS, многоосновными органическими кислотами) [21, 45]. На взгляд авторов настоящей статьи, наиболее важные в этом ряду – полисахариды (полиуроновые кислоты), такие как альгиновая кислота. Видны две причины важности этих соединений в формировании состава речных вод: 1) эти соединения синтезируются в клетках фитопланктона, т. е. образуются везде, где есть фотосинтез, поэтому их концентрации выше в эвтрофированных реках; 2) комплексы этих соединений с ионами металлов легко подвергаются бактериальной минерализации, конечный продукт которой – гидрокарбонат того металла, с которым образован комплекс. Этот процесс протекает в несколько стадий, схематически они представлены ниже.

1-я стадия – фотосинтез:



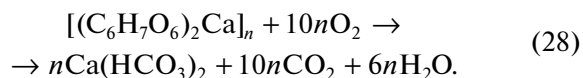
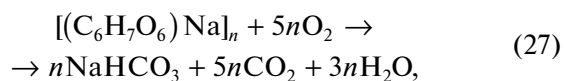
В соотношении (24) записана брутто-формула альгиновой кислоты. В зависимости от вида водорослей могут синтезироваться разные полиуроновые кислоты [16]. Экскреция полисахаридов из клеток микроводорослей может происходить самопроизвольно либо в результате их лизиса – EPS (extracellular polymeric substances) [38].

2-я стадия – взаимодействие EPS с силикатными минералами:



Соли полисахаридов обладают мощными адгезионными свойствами, образуют слизи. Полисахариды кальция плохо растворимы в воде, и их часто называют прозрачными частицами – ТЕР (transparence exopolymer particles) [34].

3-я стадия – микробиологическое окисление полисахаридов:



Суммирование реакций (24), (25) и (27) дает стехиометрию реакции (23), а суммирование реакций (24), (26) и (28) дает стехиометрию реакции (22), т. е. полисахариды — катализаторы химического выветривания пород, слагающих ложе реки.

Роль полисахаридов в вертикальной миграции щелочности в Японском море обсуждалась в [14]. Ранее был предложен механизм повышения щелочности почвенных растворов в результате образования комплексов металлов с органическими кислотами [21]. Изложенный выше механизм выветривания силикатных минералов, вертикального транспорта щелочности в Японском море и увеличения щелочности почвенных вод основан на идее минерализации полисахаридов металлов до гидрокарбонатов этих металлов. Проведен эксперимент по экспозиции растворов альгината натрия, приготовленных на деионизированной, речной и морской воде (рис. 7). Свежеприготовленные растворы альгината натрия не щелочные, но в период экспозиции появляется дополнительная щелочность в речной и морской воде. Появление дополнительной щелочности объясняется бактериальным разложением альгината натрия до гидрокарбоната натрия, т. е. под действием микробов происходит реакция (27). В соответствии со стехиометрией реакции (27) и используемой концентрацией растворов альгината натрия (0.545 г/л) следовало бы ожидать увеличения щелочности на 2755 мкмоль/кг. Однако в деионизированной воде (в отсутствие микробов) увеличения щелочности не было, а в речной и морской воде максимальное увеличение щелочности составляло 1894 и 973 мкмоль/кг соответственно. Очевидно, что реакция (27) служит энергетической основой жизни бактерий, но, по-видимому, полисахариды встраиваются в живую ткань микробов, поэтому реальное увеличение щелочности меньше "теоретического" (2755 мкмоль/кг). В целом результаты эксперимента (рис. 7) подтверждают возможность предложенного механизма выветривания силикатов.

Важный вопрос при изучении углеродного цикла — экспорт щелочности и CO_2 водотоками в приемные бассейны (озера, моря, океаны) [23, 32]. Очевидно, что речной экспорт растворенного вещества зависит от концентрации вещества и от расхода реки. Неравномерность суточных потоков растворенных веществ в течение года (рис. 3) обусловлена главным образом неравномерностью расхода воды в реке, что связано в первую очередь с муссонным климатом. Неравномерность наблюдается и в годовом стоке р. Раздольной; более того, существует тенденция к его увеличению (рис. 4). Установленная авторами статьи тенденция увеличения экспорта щелочности р. Раздольной в Амурский залив согласуется с результатами многолетних наблюдений на других реках [27, 36]. Годовые потоки DIC и POY коли-

чественно близки друг к другу, что согласуется с глобальным соотношением экспорта растворенных форм неорганического и органического углерода [32]. Для оценки эмиссии CO_2 в атмосферу зеркалом реки использована упрощенная форма уравнения для оценки потока газа F (моль/м² год) на границе вода—атмосфера [42]:

$$F_{\text{CO}_2} = 7.7 \times 10^{-4} \langle U^2 \rangle \Delta p \text{CO}_2. \quad (29)$$

Здесь $\langle U^2 \rangle$ — квадрат средней скорости ветра, $\Delta p \text{CO}_2$ — разница парциального давления CO_2 водной фазы и атмосферы, мкатм. Длина р. Раздольной равна 245 км, а ширина — 150 м [4]. По полученным данным (рис. 6г), в речных водах среднее годовое $p\text{CO}_2 = 2300$ мкатм. При среднегодовой скорости ветра 10 м/с по уравнению (29) получен годовой поток эмиссии CO_2 р. Раздольной, равный 78 тС/год, что в >1.5 раза выше среднегодового суммарного экспорта DIC и POY рекой в Амурский залив (47 тС/год). Глобальные оценки эмиссии CO_2 реками равны 1.8×10^{15} гС/год [37], что также превосходит глобальный экспорт углерода в океан, равный 0.54×10^{15} гС/год [32]. Однако р. Раздольная в течение минимум четырех месяцев в году покрыта льдом. Пресный лед — преграда для газообмена между атмосферой и речной водой. Без учета зимнего периода в р. Раздольной в 2013–2014 гг. средняя годовая величина $p\text{CO}_2 = 1500$ мкатм. С учетом того, что р. Раздольная покрыта льдом в течение четырех месяцев, годовая эмиссия $\text{CO}_2 = 25$ тС/год, т. е. экспорт углерода почти в два раза превышает эмиссию CO_2 . Авторы статьи разделяют точку зрения, высказанную в работе [32], что река экспортирует атмосферный CO_2 , поскольку источник органического углерода — фотосинтез терригенных экосистем, а DIC — результат выветривания силикатных пород с участием атмосферного CO_2 . Учитывая результирующий баланс, можно сказать, что р. Раздольная — поглотитель атмосферного CO_2 .

На рис. 5 показана межгодовая изменчивость скорости химического выветривания пород, слагающих водосбор р. Раздольной. Как видно из рис. 5, скорость выветривания возрастает с увеличением количества атмосферных осадков. Скорость химического выветривания находится в диапазоне 12–24 т/(км² год). Указанный интервал скоростей химического выветривания связан не только с разным расходом воды в реке, но и с использованием уравнения (18) для расчета минерализации в этих оценках, так как стандартное отклонение между измеренной и рассчитанной минерализацией составляет 22 мг/л (табл. 1). Эта неопределенность оценки потоков экспорта продуктов выветривания составляет $\pm 18\%$ от величины потока. Полученные скорости химического

выветривания силикатных минералов и базальтов хорошо согласуются с результатами, приведенными в обзорной работе [40].

ВЫВОДЫ

Вода р. Раздольной большую часть времени года — источник CO_2 для атмосферы. Наибольшие величины pCO_2 в реке наблюдаются в зимний период, когда река находится подо льдом, в ранне-весенний период (после вскрытия льда) и в период летнего паводка. В короткий период осенней межени речные воды — сток для атмосферного CO_2 . Годовой поток эмиссии CO_2 р. Раздольной составляет 25 тС/год.

По геологическим сведениям, обогащенные Si базальты и продукты их выветривания — основные породы, слагающие бассейн р. Раздольной. Химическое выветривание силикатных пород р. Раздольной приводит к изъятию атмосферного CO_2 . Среднегодовой экспорт атмосферного CO_2 в форме растворенного неорганического и органического углерода р. Раздольной в Амурский залив (Японское море) составляет 47 тС/год. Таким образом, экосистема р. Раздольной — поглотитель CO_2 (>20 тС/год).

Для периода 2003–2017 гг. наблюдается тенденция к росту экспорта щелочности, растворенного неорганического и органического углерода р. Раздольной, что согласуется с наблюдениями на других реках.

На основе химического анализа макрокомпонентного состава речных вод в период наблюдений — 2013–2014 гг. — и данных о расходе воды за период 2003–2017 гг. оценены скорости химического выветривания пород, слагающих бассейн, — 12–24 т/(км² год). Эти результаты хорошо согласуются с оценками скорости химического выветривания силикатных минералов и базальтов, приведенными в научной литературе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гайко Л.А. Особенности гидрометеорологического режима прибрежной зоны залива Петра Великого (Японское море) // Владивосток: Дальнаука, 2005. 150 с.
2. ГОСТ 17.1.4.02.-90.
3. Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1 : 1 000 000 (третье поколение). Сер. дальневосточная. Лист К (52), 53. Владивосток. Объяснительная записка. СПб., 2011. 331 с.
4. Дударев О.В., Боцул А.И., Савельева Н.И. и др. Масштабы изменчивости литолого-биогеохимических процессов в эстуарии реки Раздольная (Японское море): потоки терригенного материала и формирование донных осадков // Состояние морских экосистем, находящихся под влиянием речного стока. Владивосток: Дальнаука, 2005. С. 4–40.
5. Маккавеев П.Н. Особенности связи величины рН и растворенного кислорода на полигоне чистая банка в Северном Каспии // Океанология. 2009. Т. 49. С. 508–515.
6. Михайлик Т.А., Недашковский А.П., Ходоренко Н.Д. и др. Особенности эвтрофикации Амурского залива (Японское море) рекой Раздольной // Изв. ТИНРО. 2020. Т. 200. № 2. С. 401–411.
7. Михайлик Т.А., Тищенко П.Я., Колтунов А.М. и др. Влияние реки Раздольной на экологическое состояние вод Амурского залива (Японское море) // Вод. ресурсы. 2011. Т. 38. № 4. С. 474–484.
8. Никулина Т.В. Альгофлора бассейна реки Раздольной: Приморский край // Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2006. 22 с.
9. Павлова Г.Ю., Тищенко П.Я., Волкова Т.И. и др. Интеркалибрация метода Бруевича для определения общей щелочности в морской воде // Океанология. 2008. Т. 48. № 3. С. 477–483.
10. Павлова Г.Ю., Тищенко П.Я., Ходоренко Н.Д. и др. Основной солевой состав и карбонатное равновесие в поровой воде осадков эстуария реки Раздольной (Амурский залив, Японское море) // Тихоокеанская геология. 2012. Т. 31. № 3. С. 70–81.
11. Тищенко П.Я., Вальманн К., Василевская Н.А. и др. Вклад Органического вещества в щелочной резерв природных вод // Океанология. 2006. Т. 46. № 2. С. 211–219.
12. Тищенко П.Я., Гуленко Т.А., Лобанов В.Б. и др. Парциальное давление углекислого газа поверхностных вод залива Петра Великого в осенний период // Метеорология Гидрология. 2012. № 12. С. 77–87.
13. Тищенко П.Я., Михайлик Т.А., Павлова Г.Ю. и др. Карбонатное равновесие вод реки Раздольной // Геохимия. 2017. Т. 55. № 3. С. 236–248.
14. Тищенко П.Я., Павлова Г.Ю., Шкирникова Е.М. Щелочность Японского моря. Новый взгляд // Океанология. 2012. Т. 52. С. 26–39.
15. Тищенко П.Я., Стунжас П.А., Павлова Г.Ю. и др. Алгоритм расчета минерализации речных и солености эстуарных вод из данных электропроводности // Океанология. 2019. Т. 59. № 4. С. 591–599.
16. Усов А.И. Альгиновые кислоты и альгинаты: методы анализа, определения состава и установления строения // Успехи химии. 1999. Т. 68. № 11. С. 1051–1061.
17. Ходоренко Н.Д., Волкова Т.И., Звалинский В.И. и др. Кинетика извлечения и количественное определение гуминовых веществ в донных отложениях. Геохимия. 2012. Т. 50. № 4. С. 423–430.
18. Aufdenkampe A.K., Mayorga E., Raymond P.A. et al. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere // Front. Ecol. Environ. 2011. V. 9. № 1. P. 53–60.
19. Bauer J.E., Cai W.-J., Raymond P.A. et al. The changing carbon cycle of the coastal ocean // Nature. 2013. V. 504. P. 61–70.
20. Berner R.A., Lasaga A.G., Garrels R.M. The carbonate-silicate geochemical cycle and its effect on atmospheric

- carbon dioxide over the past 100 million years // *Amer. J. Sci.* 1983. V. 283. P. 641–683.
21. *Berner R.A., Rao J.-L.* Alkalinity buildup during silicate weathering under a snow cover // *Aquatic Geochemistry*. 1997. V. 2. P. 301–312.
 22. *Cai W.-J., Chen C.T.A., Borges A.* Carbon dioxide dynamics and fluxes in coastal waters influenced by river plume // *Biogeochemical Dynamics at Large River-Coastal Interfaces: Linkages with Global Climate Change* / Eds *T.S. Bianchi, M.A. Allison, W.-J. Cai*. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2014. Ch. 7. P. 155–173.
 23. *Cai W.-J., Guo, X., Chen C.T.A. et al.* A comparative overview of weathering intensity and HCO_3^- flux in the world's major rivers with emphasis on the Changjiang, Huanghe, Zhujiang (Pearl) and Mississippi Rivers // *Continental Shelf Res.* 2008. V. 28. P. 1538–1549.
 24. *Cai W.-J., Wang Y.* The chemistry, flux, and sources of carbon dioxide in the estuarine waters of the Satilla and Altamaha Rivers, Georgia // *Limnol. Oceanogr.* 1998. V. 43. № 4. P. 657–668.
 25. *Cao Z., Wei W., Zhao Y. et al.* Diagnosis of CO_2 dynamics and fluxes in global coastal oceans // *National Sci. Rev.* 2020. V. 7. P. 786–797.
 26. *Dickson A.G.* pH scales and proton-transfer reactions in saline media such as sea water // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 1984. V. 48. P. 2299–2308.
 27. *Drake D.W., Tank S.E., Zhulidov A.V. et al.* Increasing Alkalinity Export from Large Russian Arctic Rivers // *Environ. Sci. Technol.* 2018. V. 52. № 15. P. 8302–8308.
 28. Guide to Best Practices for Ocean CO_2 Measurements / Eds *A.G. Dickson, C.L. Sabine, J.R. Christian* // *PICES Special Publication*. 2007. № 3. 191 p.
 29. *Hill T., Neal C.* Spatial and temporal variation in pH, alkalinity and conductivity in surface runoff and groundwater for Upper River Severn catchment // *Hydr. Earth System Sci.* 1997. V. 1. P. 697–715.
 30. <https://gmvo.skniivh.ru/>
 31. *Krishna M.S., Viswanadham R., Prasad M.H.K. et al.* Export fluxes of dissolved inorganic carbon to the northern Indian Ocean from the Indian monsoonal rivers // *Biogeosci.* 2019. V. 16. P. 505–519.
 32. *Meybeck M.* Riverine transport of atmospheric carbon: sources, global typology and budget // *Water, Air, & Soil Pollution*. 1993. V. 70. № 1–4. P. 443–463.
 33. *Mortatti J., Probst J.-L.* Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO_2 uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations // *Chem. Geol.* 2003. V. 197. P. 177–196.
 34. *Passow U.* Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments // *Progress in Oceanography*. 2002. V. 55. P. 287–333.
 35. *Passow U., Shipe R.F., Murray A. et al.* The origin of transparent exopolymer particles (TEP) and their role in sedimentation of particulate matter // *Cont. Shelf Res.* 2001. V. 21. P. 327–346.
 36. *Raymond P.A., Cole J.J.* Increase in the export of alkalinity from Northern America's largest river // *Sci.* 2003. V. 301. P. 88–91.
 37. *Raymond P.A., Hartmann J., Lauerwald R. et al.* Global carbon dioxide emissions from inland waters // *Nature*. 2013. V. 503. P. 355–359.
 38. *Stall L.J., de Brouwer J.F.C.* Biofilm formation by benthic diatoms and their influence on the stabilization mudflats // *Berichte Forschungszentrum Terramate*. 2003. № 12. P. 109–111.
 39. *Tishchenko P.Ya., Kang D.-J., Chichkin R.V. et al.* Application of potentiometric method using a cell without liquid junction to underway pH measurements in surface seawater // *Deep-Sea Res. I*. 2011. V. 58. P. 778–786.
 40. *Viers J., Oliva P., Dandurand J.-L. et al.* Chemical Weathering Rates, CO_2 Consumption, and Control Parameters Deduced from the Chemical Composition of Rivers // *Treatise Geochem.* 2014. V. 7. Ch. 6. P. 175–194.
 41. *Walsh J.J.* Importance of continental margins in the marine biogeochemical cycling of carbon and nitrogen // *Nature*. 1991. V. 350. P. 53–55.
 42. *Wanninkhof R.* Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited // *Limnol. Oceanogr.: Methods*. 2014. V. 12. P. 351–362.
 43. *Ward N.D., Bianchi T.S., Medeiros P.M. et al.* Where Carbon Goes When Water Flows: Carbon Cycling across the Aquatic Continuum // *Front. Mar. Sci.* 2017. V. 4. № 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00000>
 44. *Wohl E., Hall R.O. Jr., Lininger K.B. et al.* Carbon dynamics of river corridors and the effects of human alterations // *Ecol. Monographs*. 2017. V. 87. № 3. P. 379–409.
 45. *Yatsu E.* The nature of weathering. An introduction. Tokyo: Sozoshia, 1988. 624 p.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 556.555(212)+556.114.2

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ РАЗЛИЧИЯ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ГОДЫ С РАЗЛИЧНЫМИ ПОГОДНЫМИ УСЛОВИЯМИ¹

© 2023 г. М. Г. Гречушникова^{a, b, *}, Д. В. Ломова^b, В. А. Ломов^a,
Е. Р. Кременецкая^b, И. Л. Григорьева^c, А. Б. Комиссаров^c, Л. П. Федорова^c

^aМГУ им. М.В. Ломоносова, Географический факультет,
Москва, 119991 Россия

^bИнститут водных проблем РАН,
Москва, 119333 Россия

^cИнститут водных проблем РАН, Ивановская научно-исследовательская станция,
Конаково, Тверской обл., 171251 Россия

*e-mail: allavis@mail.ru

Поступила в редакцию 12.01.2022 г.

После доработки 04.04.2022 г.

Принята к публикации 09.06.2022 г.

Приведены результаты исследования гидроэкологических характеристик (температуры воды, растворенного кислорода, химических показателей, продукции, содержания и эмиссии метана, численности фитопланктона и бентоса) в Ивановском водохранилище в августе 2020–2021 гг. По данным комплексных съемок показано, что особенности погодных условий и проточности привели к различиям данных показателей, которые находятся в тесной связи друг с другом. Жаркие погодные условия и меньшая проточность в 2021 г. способствовали увеличению потребления кислорода грунтами дна, активизации обменных процессов на границе вода – донные отложения, увеличению потока минерального фосфора, более активному цветению водоема, разложению отмершей органики при более высоких значениях температуры придонного слоя. Показана роль биотурбации в изменении интенсивности процессов обмена придонного слоя воды с донными отложениями. Результатом изменения комплекса перечисленных внутриводоемных процессов стало увеличение удельного потока метана в атмосферу в 2021 г. по сравнению с предыдущим годом.

Ключевые слова: метан, эмиссия, температура воды, растворенный кислород, главные ионы, биогенные элементы, органическое вещество, продукция, фитопланктон, бентос, водохранилище.

DOI: 10.31857/S0321059623010078, **EDN:** EDQZBO

ВВЕДЕНИЕ

Гидроэкологические характеристики в водоемах тесно связаны между собой, а сама экосистема водохранилища реагирует на внешние воздействия, к которым относятся синоптические изменения и регулирование проточности и уровня режима. Связь изменений гидроэкологических характеристик с изменениями внешних условий доста-

точно хорошо изучена, даже приводятся прогнозы вероятных изменений с учетом возможных климатических перемен на основе данных моделирования [5]. В то же время водохранилища также могут оказывать влияние на климат (как в небольшом пространственном масштабе на прилегающей территории, так и глобально за счет эмиссии метана в атмосферу). Метан – парниковый газ, изучению которого в последнее время уделяется большое внимание. Один из антропогенных источников метана – водохранилища (метан образуется при разложении аллохтонной и автохтонной органики и выделяется в атмосферу диффузионным и пузырьковым переносом). Водохранилища РФ еще относительно мало изучены по этой проблеме. Ивановское водохранилище – часть крупнейшего каскада водохрани-

¹ Полевые и лабораторные работы проведены в рамках темы “Исследования геоэкологических процессов в гидрологических системах суши, формирования качества поверхностных и подземных вод, проблем управления водными ресурсами и водопользованием в условиях изменений климата и антропогенных воздействий” (FMWZ-2022-0002). Исследование содержания и эмиссии метана проведено в рамках темы “Анализ, моделирование и прогнозирование изменений гидрологических систем, водных ресурсов и качества вод суши” (121051400038-1).

лиц РФ, поэтому исследования межгодовой эмиссии метана представляются весьма актуальными. Известно, что гидроэкологический режим даже проточных водоемов находится в зависимости от погодных условий и динамики уровня воды, которые оказывают влияние на особенности стратификации, температурного и кислородного режима, первичную продукцию и обменные процессы с донными отложениями. Данное исследование дополняет этот список изучением такого актуального компонента, как метан.

Содержание органического вещества (ОВ) — источника метана в водоемах (в водной массе и в донных отложениях (ДО)) — определяется продукционно-деструкционными процессами, притоком с водосбора, активностью трансформации в водоеме и выносом со стоком. Накопление ОВ в ДО происходит в результате осаждения содержащейся в водной толще органики. Интенсивность потока ОВ ко дну и его преобразование во многом зависят от гидрологической структуры всей водной толщи, от ее устойчивости к перемешиванию, от толщины и длительности существования гипolimниона [9]. При наличии плотностной стратификации в водоеме в гипolimнионе могут формироваться бескислородные условия, приводящие к анаэробным процессам в ДО и к активизации обмена биогенными элементами с водной массой [11], которые могут усиливать продукционную активность в придонных слоях воды.

Между ДО и придонными слоями воды постоянно протекают процессы массо- и газообмена. Эти процессы могут происходить как в аэробных, так и в анаэробных условиях в зависимости от гидрологической и синоптической ситуации. Без учета бактериальной деструкции ОВ в ДО, а также миграции метана, который служит важной составляющей частью деструкционных процессов, невозможно понимание общих закономерностей функционирования водной экосистемы в целом. При минерализации ОВ в ДО высвобождаются фосфаты, которые поступают в поровый раствор [11]. Выход фосфора из ДО приводит ко вторичному загрязнению водной толщи биогенными веществами. Присутствие в ДО роющего макробентоса влияет на интенсивность массообмена, поскольку эти животные в процессе своей жизнедеятельности не только питаются ОВ, содержащимся в ДО, но и, создавая сеть каналов, могут увеличивать площадь поверхности ДО в 1.5 раза (при плотности 600 особей на 1 м²), чем способствуют проникновению O₂ в ДО, что активизирует процесс потребления O₂ в них [1].

Цель работы — показать различия гидроэкологической структуры водохранилища в одинаковую фазу режима при разных внешних условиях и оценить их количественно.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Иваньковское водохранилище — первое в Волжском каскаде, создано в 1937 г. Это самое мелководное из крупных водохранилищ России — акватория глубиной <2 м составляет около половины всей водной поверхности водоема при наполнении до нормального подпорного уровня (НПУ) 124 м. Водоохранилище имеет среднегодовой коэффициент водообмена (Кв) 10.3 год⁻¹ [7]. Подача воды в канал им. Москвы в среднем за год составляет 1.5 км³. Водные массы водохранилища также используются для охлаждения систем Конковской ГРЭС, что сказывается на тепловом режиме водоема ниже по течению. Также водоем используется для судоходства, добычи строительного материала, в рекреационных целях.

Иваньковское водохранилище относится к водохранилищам долинного типа и имеет довольно сложную конфигурацию. В водохранилище выделены четыре плеса, морфологические особенности которых обуславливают их эколого-биологические различия [13]. Верхневолжский плес — от г. Твери до устья Шошинского плеса — представляет собой узкий и проточный участок, Средневолжский плес простирается от места слияния Шошинского и Верхневолжского плесов до широкого разлива в районе устья р. Сожи, Нижневолжский плес — от устья р. Сожи до плотины, Шошинский плес представляет собой затопленную долину р. Шоши и является обособленной частью водоема. Большинство авторов выделяют только три плеса: Волжский (Верхневолжский и Средневолжский), Иваньковский (Нижневолжский) и Шошинский.

ДО в Иваньковском водохранилище представлены грунтами первичными трансформированными (почвы обнаженные, разбухшие, заболоченные) и вторичными (песок (13% дна водохранилища), песок илистый (26), ил песчаный (46), ил торфянистый и отложения из макрофитов (14%)). Содержание ОВ в песках составляет 1.4–2.8, в песках илистых — 3.5–9.8, в илах песчаных серых — 10.2–20, а в илах торфянистых и в отложениях из макрофитов — 42–62% [7].

По характеру залегания и закономерностям распределения ДО выделяются три разнотипных участка: Волжский, Иваньковский и Шошинский плесы, которые различаются морфометрическими характеристиками, режимами скорости течения, волнения [7]. Илистые грунты занимают большие площади в Иваньковском и Шошинском плесах. В Волжском плесе (особенно в его верхней части) большая часть площади занята песчаными грунтами.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Квасисинхронные гидролого-гидрохимические съемки водохранилища были проведены 5–6 ав-

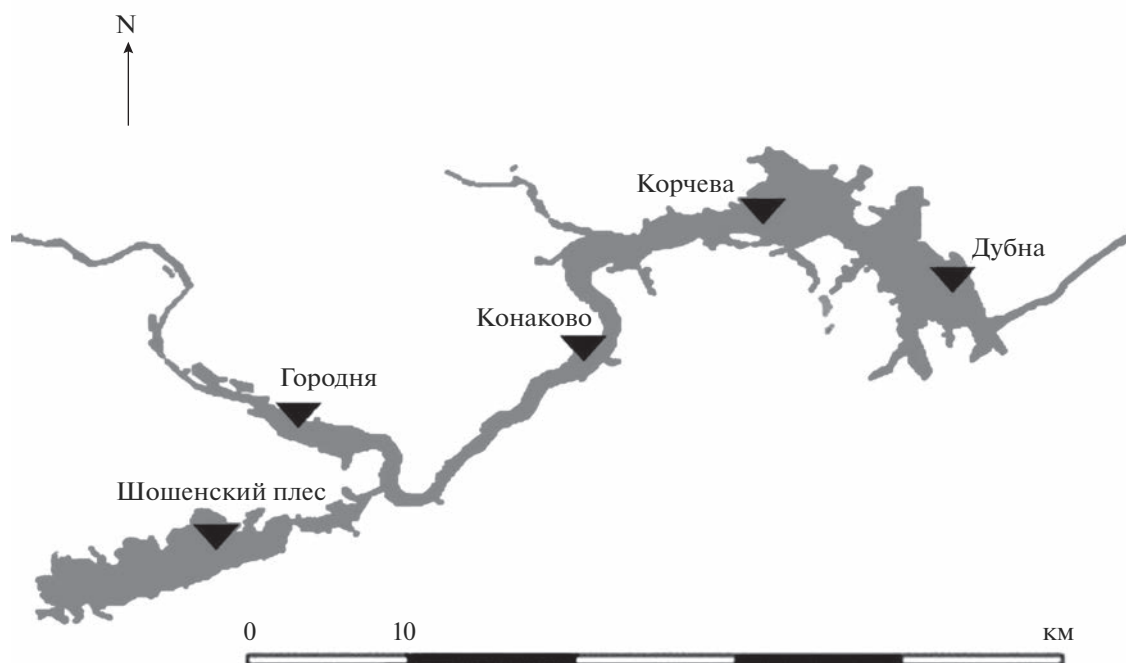


Рис. 1. Картограмма станций отбора проб на Иваньковском водохранилище.

густа 2020 г. и 4–5 августа 2021 г. Отбор проб и измерения проводились на станциях: с. Городня (Верхневолжский плес), комплекс отдыха “Дипкорпус” (Шосинский плес), г. Конаково (Средневолжский плес), створ Корчева и Приплотинный участок в районе г. Дубны (Нижневолжский, или Иваньковский, плес) (рис. 1). В ходе съемок выполнялись измерения вертикального распределения температуры воды, O_2 , электропроводности (кондуктометр “МАРК-601” и оксиметр “YSI ProODO”), измерялась прозрачность воды по диску Секки. Проводился отбор проб воды на химический анализ в каждом створе в придонном и поверхностном горизонтах на русле и у каждого берега.

Содержание метана в отобранных пробах определялось на газовом хроматографе с пламенно-ионизационным детектором “Хроматэк-Кристалл 5000.2.” Расчет концентрации метана в пробах воды проводился методом “headspace”. На станциях проводилось измерение удельного потока метана в атмосферу методом плавучих камер [14]. По ходу движения судна отбирались пробы воды для определения интенсивности продукционно-деструкционных процессов скляночным методом в кислородной модификации. Светлая и темная склянки экспонировались на борту судна в течение 3–4 ч, величины валовой продукции и деструкции определялись в пересчете на 1 ч.

Работы включали в себя эксперименты по определению потоков веществ на границе во-

да–ДО методом трубок. Дночерпателем Экмана отбирался ненарушенный верхний слой грунта для определения в нем содержания ОВ и гигроскопической влажности, из него же стеклянными трубками вырезались колонки илов для постановки экспериментов по оценке выхода CH_4 , P и HCO_3^- . Одновременно придонной водой заливалась аналогичная трубка, но без грунта (холостая), и эта пара трубок ставилась на 24 ч на экспозицию. По разнице концентраций веществ в грунтовой и холостой трубках определялся выход веществ из ДО, а также определялись скорость потребления O_2 и деструкция ОВ. Кроме того, отбирались пробы придонной воды для определения деструкции ОВ [2]. Определение HCO_3^- в трубках проводилось по стандартной гидрохимической методике [4]. Содержание ОВ в грунте оценивалось по потерям веса при прокаливании.

Во время съемки проведен отбор проб фитопланктона и зообентоса глубоководных участков на станциях Городня, “Дипкорпус” (Шосенский плес), Плоски, Конаково, Корчева и Дубна. Сбор материала и его камеральная обработка осуществлялась по методике [12].

Отбор проб фитопланктона проводился опрокидывающимся батометром из поверхностного (0–1 м) и придонного слоев воды, объем проб составлял 0.5 дм^3 . Фиксация водорослей осуществлялась модифицированным раствором Люголя, составной частью которого был формалин. Про-

бы фитопланктона концентрировались до 5 мл посредством вакуумной фильтрации через фильтры “Владипор” с диаметром пор 1 мкм. Учет численности клеток проводился на световом микроскопе в камере Учинская-2 объемом 0.01 мл при увеличении 400 крат, оценка биомассы — счетно-объемным методом [10].

Бентос отбирался дночерпателем Петерсена с площадью захвата $1/40 \text{ м}^2$ по 2 выемки грунта на каждой станции с дальнейшим промыванием через газ-сито № 23. Все пробы фиксировались в 4%-м формалине. В лабораторных условиях организмы отделяли от грунта, просчитывали и взвешивали на торсионных весах с точностью до 0.001 г отдельно по основным группам.

Отбор проб ДО (для оценки содержания ОВ и гигроскопической влажности) и колонок грунта для постановки экспериментов по оценке деградации ОВ в илах (по потреблению O_2 и выделению HCO_3^-), выхода метана и минерального фосфора проводили дночерпателем Экмана-Берджа на станциях Плотина, Корчева (Иваньковский плес), Конаково, Городня (Волжский плес) и на входе в Шошинский плес (ст. “Дипкорпус”).

Химический анализ отобранных проб воды проводился в аккредитованной химической лаборатории Ивановской НИС Института водных проблем РАН по аттестованным методикам. В пробах воды определялись следующие показатели и ингредиенты: рН, мутность, главные ионы, биогенные элементы, показатели ОВ (цветность, перманганатная окисляемость, химическое потребление O_2 , БПК₅), нефтепродукты, СПАВ, тяжелые металлы (медь, цинк, хром, свинец, марганец).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

К первой декаде августа 2020 г. Ивановское водохранилище оказалось достаточно хорошо перемешано (рис. 2). Четко выраженного слоя температурного скачка не наблюдалось, в водоеме отсутствовала бескислородная зона даже на станциях, близких к плотине. В продольном распределении температуры хорошо заметно ее повышение в поверхностных горизонтах в районе ст. Корчева вследствие работы Конаковской ГРЭС, сбрасывающей подогретую воду в Мошковский залив, расположенный выше по течению. След теплового загрязнения прослеживается и у плотины. Наибольшая разница поверхностной и придонной температуры воды характерна для ст. Корчева (5°C). В 2021 г. температура воды была существенно выше, что обусловлено погодными условиями (жаркая погода в июле) (рис. 3) и меньшей проточностью. По данным м/с Тверь [16], максимальные, минимальные и средние зна-

чения температуры воздуха в 2020 и 2021 гг. оставили 29.3, 33.3, 7.3, 9.9, 17.6 и 20.9°C соответственно, ветровая обстановка значительно не различалась. Поскольку открытых данных по водному балансу Ивановского водохранилища нет, ориентироваться можно на данные ПАО “Русгидро” [8] по притоку из Ивановского в Угличское водохранилище, для которого только 27% площади водосбора приходится на собственную боковую приточность: в 2020 г. в июле приток воды менялся в пределах 60–1770, а в 2021 г. — 10–80 $\text{м}^3/\text{с}$.

Принципиальные различия вертикального распределения O_2 состоят в его уменьшении ко дну на станциях Городня, “Дипкорпус” и Дубна в 2021 г., в большей аэрации придонных горизонтов в Конаково и в меньшем содержании в верхней части водной толщи на станциях Корчева и Дубна (рис. 2). По сравнению с 2020 г. существенно большая валовая продукция в 2021 г. отмечена в Шошинском плесе и на ст. Дубна (0.63 и 0.48 $\text{мгO}_2/\text{л ч}$ против 0.19 и 0.2 $\text{мгO}_2/\text{л ч}$). Для станций Городня и Корчева валовая продукция по съемкам идентична (0.19 и 0.17 $\text{мгO}_2/\text{л ч}$, 0.48 и 0.42 $\text{мгO}_2/\text{л ч}$ соответственно) (табл. 1). В августе 2021 г. общая численность фитопланктона менялась по станциям исследования от 8.777 до 52.238 млн кл/л, а биомасса составляла 0.969–17.468 мг/л , что существенно выше аналогичных данных в августе 2020 г.: тогда общая численность клеток микроводорослей была <17.773 млн кл/л, а биомасса — 0.913–9.281 мг/л .

Сумма главных ионов в августе 2021 г. (207–270 мг/л) превышала величины в августе 2020 г. (198–231 мг/л). Величины рН 8.1–8.6 в августе 2021 г. несколько превышали таковые в 2020 г. — 7.5–8.1, что, очевидно, связано с более интенсивным развитием фитопланктона летом 2021 г. Концентрации железа общего в первую съемку менялись от 0.1 до 0.42, а во вторую — от 0.02 до 0.09 мг/л . Концентрации марганца в обе съемки были примерно одинаковыми и, в основном, менялись соответственно в диапазонах 0.01–0.07 и 0.02–0.10 мг/л . Наиболее высокая концентрация марганца была отмечена в первую съемку у Конаково в придонном горизонте и составила 0.23 мг/л . Концентрации минерального фосфора менялись примерно в одном диапазоне в обе съемки, соответственно 0.011–0.057 и 0.007–0.10 мг/л . Концентрации иона аммония в августе 2020 г. менялись от 0.1 до 0.76 мг/л , а в августе 2021 г. от 0.06 до 2.46 мг/л . Наибольшие концентрации (1.2 мг/л) нитратного иона в августе 2020 г. отмечены во входном створе (ст. Городня), а в августе 2021 г., наоборот, в замыкающем створе (ст. Дубна). В августе 2021 г. отмечены более низкие значения цветности и перманганатной окисляемости. А самые высокие значения химического потребления O_2 (ХПК) (до 40.4 $\text{мгO}_2/\text{л}$ в

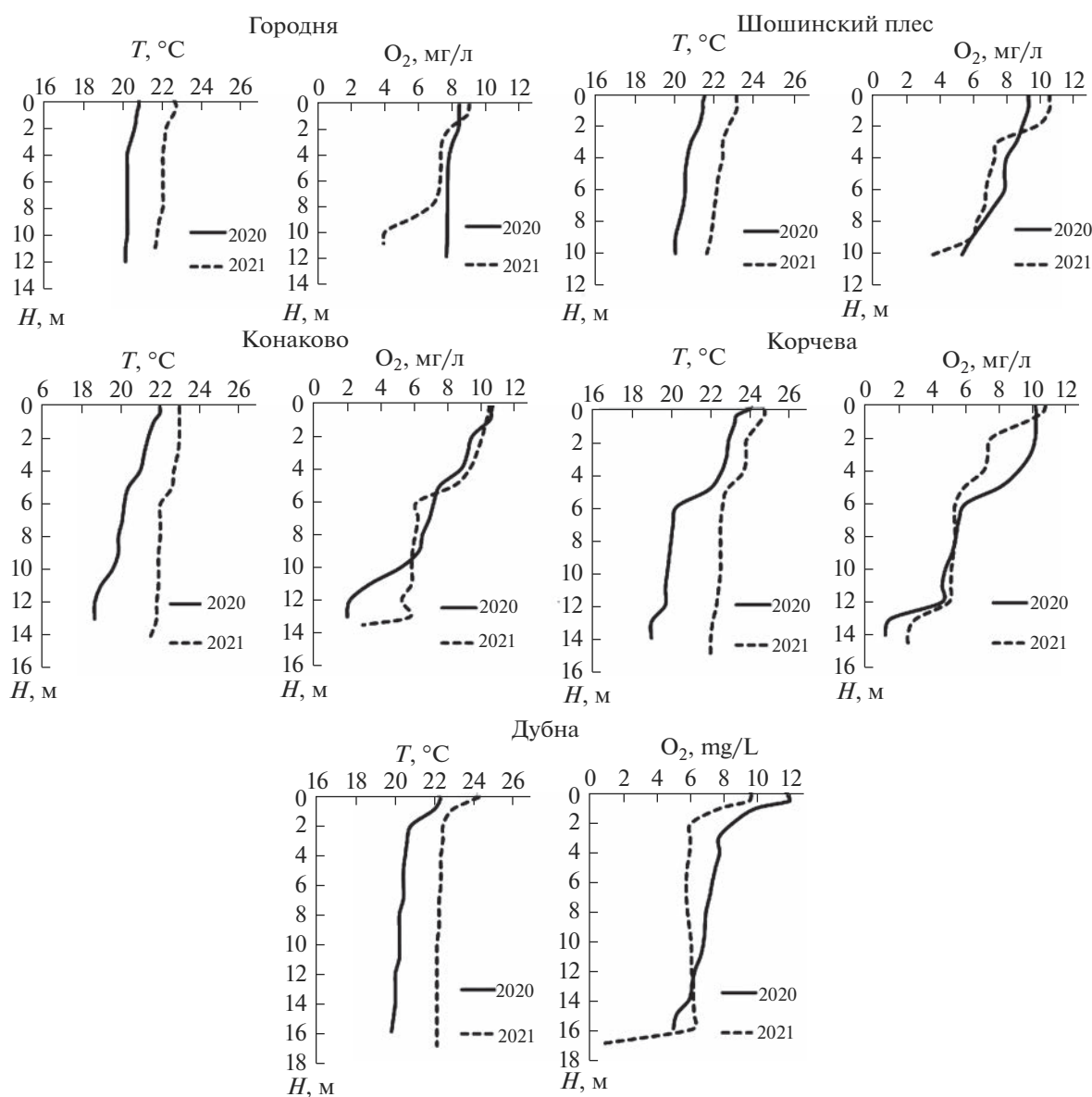


Рис. 2. Изменение температуры воды и растворенного кислорода по глубине на станциях измерений 5–6 августа 2020 г. и 4–5 августа 2021 г.

створе Корчева на русле у поверхности) и биохимического потребления O_2 (БПК₅) (до 5.4 мгО/л в створе Конаково у поверхности) зафиксированы в августе 2021 г.

Данные по содержанию метана и характерные величины эмиссии приведены в табл. 2. Для обеих съемок на всех станциях, кроме Городни, находящейся в проточном Верхневолжском плесе, содержание метана у дна выше, чем у поверхности, однако в 2021 г. его концентрации значительно выше, особенно в приплотинной части.

Это могло быть связано с активным цветением водоема в середине лета (рис. 3), чему могла способствовать жаркая, преимущественно штилевая

погода. Наибольшее содержание метана отмечено на приплотинном участке; тем не менее его содержание на порядок меньше, чем, к примеру, для слабопроточного Можайского водохранилища, где к концу лета у дна оно может достигать 2000–3000 мкл/л [6].

В более жарком 2021 г. с меньшей проточностью величины потока метана оказались выше, чем в 2020 г. Наибольшая величина потока для Шошинского плеса может быть связана с его относительной мелководностью [15] и наибольшей продуктивностью. Относительно небольшой поток в районе Конаково и у плотины (ст. Дубна) может быть связан с большим содержанием

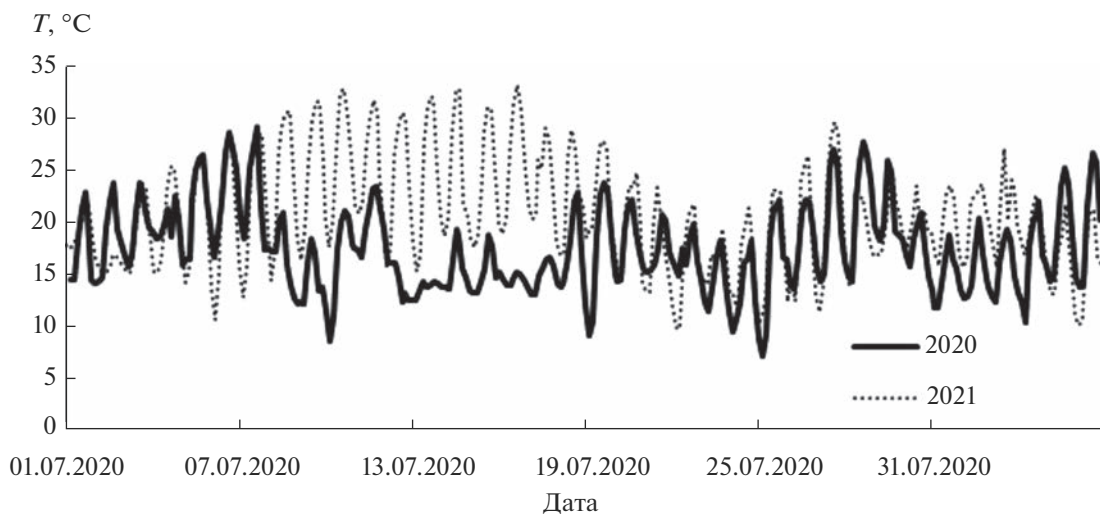


Рис. 3. Температура воздуха по данным м/с Тверь в летний период 2020 и 2021 гг.

O_2 в придонных горизонтах, чем, например, на ст. Корчева (рис. 1). Особенности содержания и эмиссии метана тесно связаны с комплексом гидроэкологических характеристик. Так, жаркая погода в июле 2021 г. привела к более значительному повышению температуры в придонных горизонтах и к снижению содержания O_2 у поверхности ДО. Возможно, в июле 2021 г. содержание O_2 у дна

было еще меньше, чем в августе, что повлияло на численность бентоса и его роющую активность. Из-за условий, близких к бескислородным, в 2021 г. численность зообентоса в приплотинном районе существенно ниже, чем в 2020 г. (табл. 2). Роющая активность бентоса может способствовать аэрации верхних слоев ДО, окислению метана и сокращению его потока в придонный слой воды,

Таблица 1. Характеристики обменных процессов на границе вода – донные отложения и их предикторов на Иваньковском водохранилище (H – глубина станции, $T_{\text{дно}}$ – температура придонного слоя, ППВ – потребление кислорода придонной водой, SOD – потребление кислорода грунтами дна, $D_{\text{аэр}}$ – аэробная деструкция, $D_{\text{общ}}$ – общая деструкция, FluxCH_4 – поток метана из грунта, FluxP – поток минерального фосфора из грунта, N – численность бентоса, d – гигроскопическая влажность, $ОВ$ – содержание органического вещества, D – деструкция в поверхностном слое, P_v и P_c – валовая и чистая продукция фитопланктона)

Характеристика	H	$T_{\text{дно}}$	$O_{2\text{дно}}$	ППВ	SOD	$D_{\text{аэр}}$	$D_{\text{общ}}$	FluxCH_4	FluxP	N	d	ОВ	Д	$\Pi_{\text{в}}$	$\Pi_{\text{ч}}$
Размерность	м	°С	мг/л	мг O_2 /м² сут	мгС/м² сут	мг/м² сут	мг/м² сут	мг/м² сут	мг/м² сут	экз/м²	%	%	мг O_2 /(л ч)		
2020 г.															
Шошинский плес	10	19.9	5.25	310	74	28	914	0.04	59.1	1980	4.5	10.9	0.05	0.19	0.26
Конаково	13	18.7	1.96	237	136	51	1454	0.75	12.2	1280	7.4	15.5	0.04	0.12	0.07
Корчева	14	18.9	1.12	6	136	51	241	0.08	10.3	4800	6.3	14.5	0.1	0.48	0.39
Дубна	16	19.7	4.84	124	119	45	310	0.03	29.9	9360	6.9	14.3	0.06	0.2	0.17
2021 г.															
Шошинский плес	9.5	21.5	3.5	360	199	75	1608	1.74	8.4	960	5.5	12.3	0.13	0.63	0.53
Конаково	13.5	21.5	2.9	557	347	130	1768	0.11	14	1040	7.2	15.9	0.06	0.04	−0.01
Корчева	14.4	21.9	2.5	1251	333	125	1919	12.48	81	2180	6.5	14.5	0.06	0.42	0.36
Дубна	17	22	0.5	201	264	99	2316	53.15	107	2120	8	17.1	0.01	0.48	0.49

Таблица 2. Содержание и эмиссия метана по данным съемок 2020 и 2021 гг.

Станция	Горизонт	2020 г.	2021 г.	2020 г.	2021 г.
		CH ₄ , мкл/л		мгС/(м ² сут)	
Городня	Поверхность	16.63	4.72	63.4	10.5
	Дно	16.75	4.59	—	—
Шошинский плес	Поверхность	8.71	10.78	14.4	334
	Дно	12.58	17.21	—	—
Конаково	Поверхность	1.94	9.85	9.4	31.9
	Дно	7.70	16.02	—	—
Корчева	Поверхность	3.04	7.82	9.6	223.8
	Дно	13.31	68.48	—	—
Дубна	Поверхность	4.09	14.09	2.9	68.9
	Дно	7.79	132.27	—	—

что и было зафиксировано на станциях Корчева и Дубна в 2020 г.

По сравнению с другими водохранилищами в схожих ландшафтно-климатических условиях удельный поток с поверхности Иваньковского водохранилища имеет тот же порядок. Так, в августе 2019 г. на Озернинском водохранилище наибольший измеренный авторами поток составил 301 мгС/м² сут, в августе 2019–2020 гг. на Можайском водохранилище — 400 и 244 мгС/м² сут соответственно.

В табл. 1 приведены характеристики придонного слоя воды, верхнего слоя ДО и интенсивность обменных процессов на границе вода–ДО на исследуемых станциях Иваньковского водохранилища в 2020–2021 гг. Можно отметить, что в 2021 г. наблюдался более существенный прогрев придонных слоев воды относительно 2020 г. (температура придонной воды на всех станциях была выше на 2–3°C). Содержание O₂ у дна на всех станциях в 2020 г. было >1 мг/л, а на станциях “Дипкорпус” и Дубна достигало 5 мг/л. В 2021 г. содержание O₂ в придонных слоях, в целом, было ниже, однако бескислородные условия наблюдались только в приплотинном плесе.

В 2021 г. в средней части Иваньковского водохранилища (ст. Корчева) наблюдалось активное цветение водорослей. В результате в придонном слое на этой станции было отмечено максимальное за все время наблюдений потребление O₂ в придонных слоях воды (ППВ) — 1251 мг/м² сут при средних значениях этого показателя по всему водоему 270 мг/м² сут.

Влажность грунта и содержание в нем ОВ и в 2020, и в 2021 гг. примерно одинаковые. Минимальные значения наблюдались на ст. “Дипкорпус”, максимальные — в приплотинном плесе, в районе Дубны. На ст. Дубна в 2021 г. и гигроскопическая влажность грунта, и содержание в нем ОВ оказались несколько выше (влажность на 1.3%, содержание ОВ на 2.7%).

Общая деструкция (D_{общ}) ОВ в грунтах в 2021 г. оказалась значительно выше практически на всех станциях (за исключением ст. Конаково). В верховьях в 2021 г. D_{общ} превышала таковую за 2020 г. почти в 1.5 раза, а в приплотинном плесе она увеличилась почти в 6.3 раза. При этом вклад аэробной деструкции в общую невелик. В 2020 г. в среднем по водохранилищу аэробная деструкция составляла 8% общей, а в 2021 г. — 11%.

Выход метана из ДО в 2020 г. на всех исследуемых станциях <0.57 мгС/м² сут, а в среднем по водохранилищу — 0.17 мгС/м² сут. В 2021 г. в приплотинном районе Иваньковского водохранилища при наличии бескислородных условий у дна выход метана из ДО достигал 39.9 мгС/м² сут. При этом на других станциях средняя величина потока метана из ДО составляла только 3.5 мгС/м² сут.

Максимальные значения выхода фосфора (Р) из ДО в 2020 г. наблюдались в верхнем районе (устье Шоши) и достигали 60 мгР/м² сут. В среднем и нижнем районах величины выхода Р из ДО варьировали от 12 до 30 мгС/м² сут. Существенно отличная ситуация наблюдалась в 2021 г.: минимальные значения потока (8.4 мгС/м² сут) получены в верхнем районе; максимальные (107 мгС/м² сут) — в приплотинном плесе. Такой

высокой интенсивности выхода Р из ДО также способствовали бескислородные условия в районе Дубны.

Анализ изменения интенсивности анаэробной деструкции ОВ в ДО в зависимости от содержания ОВ в грунте показал, что увеличение содержания ОВ в ДО полимиктического Иваньковского водохранилища приводит к интенсификации анаэробной деструкции, кроме станций, где наблюдалась высокая (>4000 экз/м²) численность роющего зообентоса (хинономид и олигохет). На этих станциях также отмечался значительный ($>50\%$) вклад аэробной деструкции в суммарный выход С из ДО, тогда как на остальных станциях вклад аэробной деструкции ($D_{\text{аэр}}$) в суммарную деструкцию ОВ $\leq 16\%$.

Поток Р из ДО формируется вследствие следующих процессов: деструкции фосфоросодержащей части ОВ на непрерывно обновляющейся поверхности дна; поступления Р из более глубоких слоев ДО; десорбции Р из илов, происходящей преимущественно при аноксидных условиях; конвективного потока Р с выделяющимися из ДО пузырьками газа (в водоемах с активным газоотделением). Согласно исследованиям [3], наиболее значимые факторы, влияющие на интенсивность потока Р из ДО в воду, — десорбция фосфатов и деструкция ОВ.

Совместный анализ интенсивности $D_{\text{общ}}$ в ДО, выхода Р, содержания ОВ в ДО и численности роющего зообентоса на станциях Иваньковского водохранилища показал, что при численности бентоса <1300 экз/м² даже при высокой интенсивности деструкции ОВ в ДО выход минерального Р в аэробных условиях <14 мг/м²сут. При высокой (>1300 экз/м²) численности роющего бентоса увеличение деструкции ОВ в илах сопровождается ростом потока минерального Р из ДО. Возможно, это связано с биотурбацией, способствующей в том числе выносу поровых вод ДО к границе раздела вода—ДО.

ВЫВОДЫ

Различия гидроэкологических показателей Иваньковского водохранилища в августе смежных лет (2020 и 2021 гг.) были обусловлены более жаркой погодой в июле 2021 г., которая привела к большему прогреву придонных горизонтов воды и снижению содержания в них О₂ по сравнению с 2020 г. Это выразилось в увеличении $D_{\text{общ}}$ и $D_{\text{аэр}}$, потреблении О₂ грунтами на дне и увеличении потока метана и Р из ДО в придонный слой воды при снижении количества роющего и аэрирующего грунта зообентоса. Различия гидрометеорологических условий в исследуемые годы привели также к изменению химических и гидробиологических (фитопланктон) показателей воды.

Содержание ОВ в верхнем слое грунта в 2021 г. было несколько выше, чем в 2020 г., из-за более активного продуцирования ОВ в трофогенной зоне. Но из-за условий, близких к бескислородным, в 2021 г. численность зообентоса, его роющая активность в приплотинном районе существенно ниже, что выразилось в менее активном окислении метана в грунтах и в увеличении его потока в придонный слой воды на станциях Корчева и Дубна. Величины удельного потока метана в атмосферу могут существенно различаться из-за разницы погодных условий и проточности в конкретном сезоне, определяющих формирование гидроэкологической структуры и продуктивность водоема. В 2020 г. общий поток метана с поверхности водоема менялся от 2.9 до 63.4 мгС/м² сут при убывании его величин от верховьев к плотине, а в 2021 г. он составлял от 10.5 до 334 мгС/м² сут с максимумами на станциях Корчева и в Шошинском плесе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бентос Учинского водохранилища // Тр. зоологического ин-та АН СССР. Т. XXII. М.: Наука, 1980. 180 с.
2. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.
3. Гашкина Н.А. Закономерности и оценка круговорота фосфора в системе вода-донные отложения в эвтрофном водохранилище. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М.: ИВП РАН, 2003. 20 с.
4. ГОСТ 31957-2012. ВОДА Методы определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов. М.: Стандартинформ, 2019.
5. Гречушникова М.Г. Возможные климатические изменения гидрологического режима в долинных // Метеорология и гидрология. 2012. № 10. С. 71–80.
6. Гречушникова М.Г., Репина И.А., Степаненко В.М., Казанцев В.С., Артамонов А.Ю., Ломов В.А. Эмиссия метана с поверхности долинного водохранилища // География и природ. ресурсы. 2019. № 3. С. 77–85.
7. Иваньковское водохранилище современное состояние и проблемы охраны / Отв. ред. М.Г. Хублярян. М.: Наука, 2000. 344 с.
8. Изменения уровней водохранилищ ГЭС РусГидро. www.rushydro.ru/hydrology/informer (дата обращения: 10.11.2021)
9. Кременецкая Е.Р., Ломова Д.В., Соколов Д.И., Ломов В.А. Количественная оценка потоков органического вещества в донные отложения стратифицированного водохранилища долинного типа // Вода: химия и экология. 2018. 7(9). С. 39–46.
10. Кузьмин Г.В. Фитопланктон: видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 73–87.

11. *Мартынова М.В.* Донные отложения как составляющая лимнических экосистем. М.: Наука, 2010. 243 с.
12. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Л.: ГосНИОРХ, 1983. 33 с.
13. *Никаноров Ю.И.* Иваньковское водохранилище. Л.: Изв. ГосНИОРХ, 1975. Т. 102. С. 5–25.
14. *Bastviken D., Cole J., Pace M., Tranvik L.* Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate // *Global Biochem. Cycles*. 2004. V. 18. 12 p.
15. *Miller B., Arntzen E., Goldman A., Richmond M.* Methane Ebullition in Temperate Hydropower Reservoirs and Implications for US Policy on Greenhouse Gas Emissions // *USA: Environ. Management*. 2017. V. 60. 1–15 p.
16. www.rp5.ru

МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ХАРАКТЕРИСТИК ЗООБЕНТОСА ВОДОТОКОВ ХРЕБТА ХЕХЦИР

© 2023 г. Н. М. Яворская^{a, b, *}

^aИнститут водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск, 680000 Россия

^bЗаповедное Приамурье, Хабаровск, 680000 Россия

*e-mail: yavorskaya@ivep.as.khb.ru

Поступила в редакцию 14.12.2021 г.

После доработки 28.03.2022 г.

Принята к публикации 09.06.2022 г.

Впервые по результатам многолетних исследований представлена структурная организация сообществ зообентоса и динамика их плотности и биомассы в реках и ручьях хр. Хехцир, включая границы заповедника “Большехехцирского”, заказника “Хехцирского” (южная часть Дальнего Востока России). В составе донных животных отмечено 23 группы (весной и летом – по 22 группы, осенью – 19, зимой – 8 групп). Ведущие по частоте встречаемости (>90%) – хирономиды, поденки, олигохеты. На долю хирономид и амфипод приходилось соответственно 37.0 и 19.1% общей плотности бентоса, а моллюсков и амфипод – 32.1 и 29.7% общей биомассы. К доминантам по плотности и биомассе относились амфиподы, хирономиды по плотности, и моллюски по биомассе. Средняя плотность бентосных организмов составила 637 ± 21 экз/м², средняя биомасса 1.8 ± 0.2 г/м². Установлено, что донные сообщества перекатных участков в зоне ритрали наиболее продуктивные. Показано, что сезонная и многолетняя динамика сообществ зообентоса ярко выражена и прослеживается по групповому составу, структуре и количественным характеристикам.

Ключевые слова: хребет Хехцир, зообентос, структура сообществ, плотность, биомасса.

DOI: 10.31857/S0321059623010170, **EDN:** EDSBSO

ВВЕДЕНИЕ

Реки относятся к числу наиболее сложных и динамичных экосистем. Они широко диверсифицированы и имеют существенное значение в сохранении биоразнообразия [54]. В них обитает более 80 тыс. видов донных беспозвоночных, среди которых преобладают насекомые [11]. Наиболее изученные в мире регионы по реофильным сообществам зообентоса – территории США, Западной Европы и Новой Зеландии. В России такие работы проводились в основном в Северном Приуралье, Восточном Причерноморье и на Дальнем Востоке (южная часть Приморского края, бассейн р. Амур, северная часть Дальнего Востока, п-ов Камчатка, о. Сахалин) [3, 17, 29, 30, 39]. Вместе с тем для водотоков бассейна Нижнего Амура сведения по составу, структуре, количественным показателям, сезонной динамике популяций донных беспозвоночных – важнейшим факторам поддержания их устойчивости – до сих пор имеют единичный и разрозненный характер. Исследования проведены в реках и ручьях хр. Хехцир, для которых характерна “островная” изоляция, они протекают поблизости Хабаров-

ского спецкомбината “Радон”, но сохраняют естественный режим.

Об уникальности биоты хр. Хехцир писал еще Н.М. Пржевальский [33]. На территории заповедника “Большехехцирский” и в его ближайших окрестностях насчитывается 4724 видов насекомых (в том числе 2433 вида чешуекрылых и более 510 видов пресноводных донных беспозвоночных) [55]. Среди донного населения водотоков самые распространенные и массовые – представители хирономиды (201 вид из 5 подсемейств) [24, 42, 49, 50]. Фауна веснянок представлена 31 видом (25 родов, 8 семейств), поделок – 35, ручейников – 42, мошек – 21, моллюсков – 36 видами (в том числе двусторчатых – 17, брюхоногих – 19 видами), из которых 8 видов занесены в Красную книгу Хабаровского края, и др. [15, 20, 21, 28, 32, 35, 55, 58]. К интересным находкам относится реликтовый вид нимфомийид *Nymphomyia rohden-dorfi* Makarchenko, 1979 [25, 48], и редкий, эндемичный вид большекрылых *Protohermes martynovae* Vshivkova, 1995, занесенный в Красную книгу Хабаровского края [5]. Имеются фрагментарные сведения по зообентосу рек Лево́й, Право́й, Матренихи, в которых обнаружено 17 групп жи-

вотных; средняя плотность населения достигала 709 экз/м², биомасса — 1.3 г/м² [44–46].

Цель настоящей работы — провести анализ сезонной, межгодовой, многолетней динамики состава, структуры сообществ и количественных показателей донных беспозвоночных животных водотоков хр. Хехцир и выявить общие закономерности формирования сообществ фоновых водотоков.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Хребет Хехцир (площадь 101.3 тыс. га) — западный останцовый отрог горной системы Сихотэ-Алинь на центральной части Среднеамурской низменности Амуро-Приморской страны. Расположен он в северной подзоне хвойно-широколиственных смешанных лесов и со всех сторон окружен равнинами. Глубокая седловина делит хребет на две половины: более высокую западную — хр. Большой Хехцир (949.3 м над у. м.) (в границах заповедника “Большехехцирский”, площадь 45.3 тыс. га) и низкую восточную — хр. Малый Хехцир (413 м над у. м.) (в пределах заказника “Хехцирский”, площадь 52 тыс. га). Хребет вытянут в широтном направлении. Крайняя западная точка имеет координаты 48°17'40" с.ш. и 134°43'30" в.д., а восточная — 48°23'30" с.ш. и 135°28'20" в.д. Максимальная протяженность с З на В составляет 62 км, с С на Ю — 20 км. С СЗ горный массив ограничен протокой Амурской; с З — р. Уссури в непосредственной близости от государственной границы России с КНР; с Ю — реками Чиркой, Малая Сита; с В — р. Ситой. На С граница проходит вдоль р. Малая Сита у подножья хребтов Большой Хехцир и Малый Хехцир и далее в западном направлении плавно переходит к протоке Амурская [27].

Реки и ручьи, стекающие с хребта в разных направлениях, берут начало на высоте 450–650 м над у. м. и принадлежат бассейну р. Амур. Продольные профили рек северного склона более пологи на всем протяжении, южного — круче в своей северной части. Уклон рек южного склона значительнее, чем северного. Поперечные профили долин рек имеют V-образную форму, а в нижнем течении — трапецевидную на северных склонах и совершенно не выражены на южных склонах. В верховьях долины водотоков представляют собой ущелья с крутыми склонами, на дне которых среди огромных глыб или выходов скальных пород течет ручей с небольшими водопадами высотой до 1.5 м и порогами. Ниже по течению долины становятся шире, на их дне имеются узкие поймы, а также низкие и не выдержанные по высоте террасы, сложенные галечно-валунным материалом. Нижние течения ручьев, стекающих с хребта в направлении на Ю, приходятся на равнины и не имеют четко выраженных долин. Длина водото-

ков варьирует от 4 до 37 км. Скорости течения рек в горной части 1.5–3, в равнинной — 0.8–1.2, на плесах — 0.3–0.5 м/с. Преобладает дождевое питание. Средняя высота паводков в горной части рек и ручьев равна 0.5–0.8 м и редко достигает 1 м. Минимальные уровни наблюдаются в июне, максимальные — в июле–августе. Подъем уровня воды в их горной части при средней интенсивности дождя начинается приблизительно через 12–18 ч, держится недолго и зависит от продолжительности и интенсивности дождей. Вскрываются все реки в конце апреля. На большинстве из них ледоход не наблюдается, лед тает на месте. Общие черты водотоков — слабая минерализация при преобладании гидрокарбонатных ионов и относительно небольшая мутность, особенно низкая в предгорных и горных участках рек. Полугорная р. Уссури шириной 0.8–1.2 км имеет среднюю скорость течения 0.7 м/с [27, 32, 37]. Для равнинных рек Чирки, Малая Сита, Ситы характерно плавное спокойное течение, сильно меандрирующее русло, светло-желтая вода, на дне песчано-галечно-илистый грунт с примесью глины, обширная речная долина.

Гидробиологические исследования хр. Хехцир, включая территории заповедника “Большехехцирский” и заказника “Хехцирский”, проводили в марте–декабре 2011–2020 гг. на правобережных притоках протоки Амурской (реки Половинка, Быкова, Левая, Правая, Красная Речка, Матрениха, Уссури, ручьи Шереметьевский, Соснинский, Правый Соснинский, Правая Быкова, безымянный), правых и левых притоках р. Ситы — оз. Петропавловское (реки Сита, Моховая, Бешеная, Елька, Каменушка, безымянный) и правых притоках рек Чирки и Уссури (реки Белая Речка, Цыпа, Одыр, Пилка, Чирка, Инженерка, ключи Мишкин ключ, Зинкин ключ, ручьи Малиновский, Золотой, Синюгинский, Головина, Куркуниха, Дворовый, Грязный Кривун и четыре безымянных) (рис. 1).

Количественные пробы зообентоса отбирали складным бентометром (площадь захвата 0.063 м², мельничный газ № 23) на плесе и перекате с глубин от 0.05 до 0.5 м, промывали через сачок-промывалку (мельничный газ № 21), фиксировали 4%-м раствором формалина и обрабатывали по общепринятой методике [4]. Всего отобрано и проанализировано 654 количественные бентосные пробы. Характеристика структуры донных сообществ приведена согласно [19], где доминанты составляли >15% общей плотности или биомассы, субдоминанты — от 5.0 до 14.9%, второстепенные — от 1.0 до 4.9%. Потенциальную продукцию рыб бентофагов за сезон оценивали в соответствии с рекомендациями [41], принимая в среднем для бассейна р. Амур за сезон коэффициент $P/B = 6.0$ [20]. После знака “±” приведена

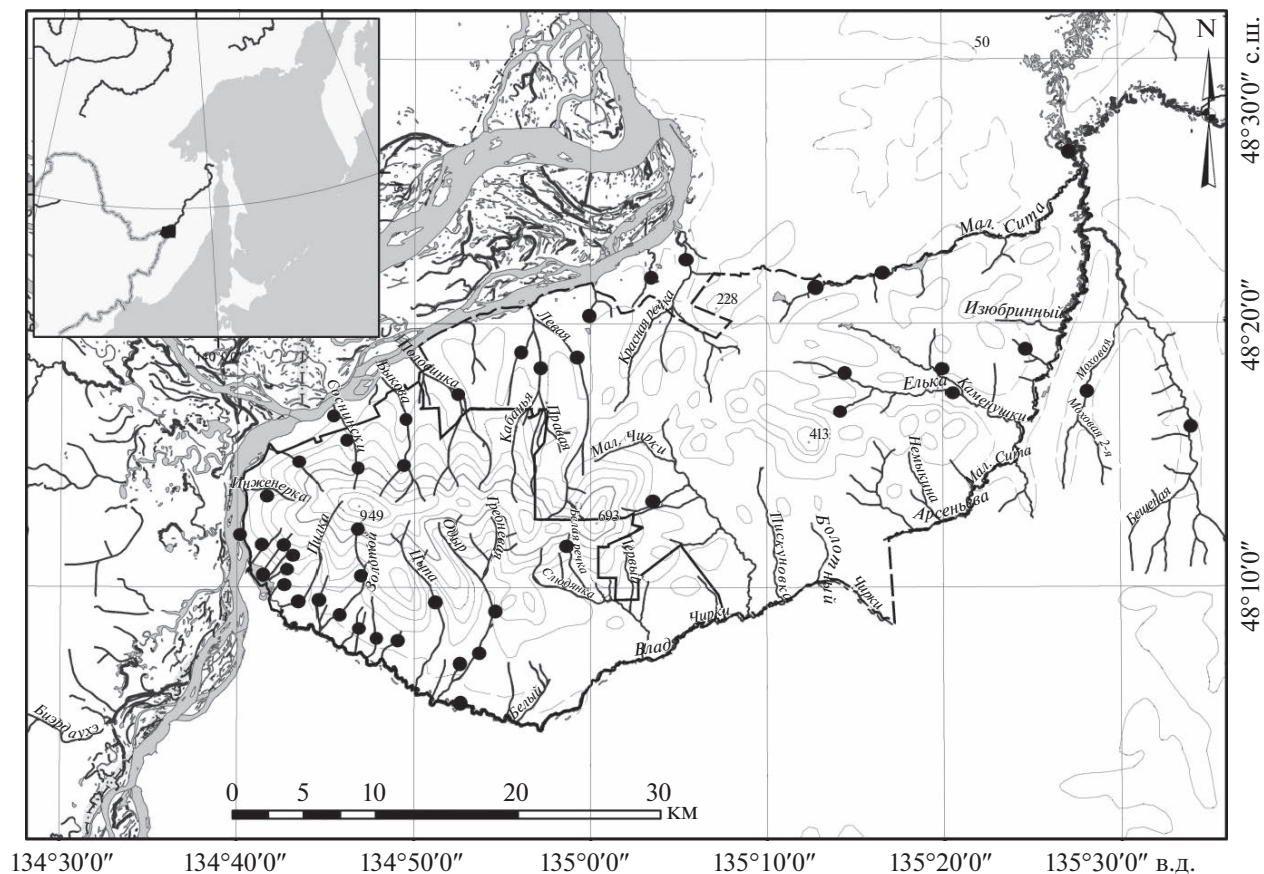


Рис. 1. Картограмма района исследований: кружками показаны станции отбора проб зообентоса.

стандартная ошибка (ошибка средней). Построение карты проведено в программе ArcGIS10.1.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В реках и ручьях хр. Хехцир обнаружено всего 23 группы донных беспозвоночных, из которых на долю всех насекомых приходится 64.9%, а на долю водных двукрылых – 42.6% общей плотности. Выявлено преобладание по плотности и биомассе двусторчатых моллюсков (в среднем 154 ± 48 экз/м² и 64.4 ± 25.8 г/м²) над брюхоногими (в среднем 37 ± 8 экз/м² и 9.9 ± 6.2 г/м²).

Водотоки, впадающие в протоку Амурскую, реки Чирка, Усури отличаются незначительной мутностью, большими скоростями течения, значительной залесенностью водосборных бассейнов, галечно-каменистым грунтом дна, низкой температурой воды. На перекатах, на каменистом грунте часто встречаются моховые и водорослевые обрастания. Реки, впадающие в р. Ситу и оз. Петропавловское, протекают по заболоченной территории, поэтому обследованы в меньшей степени. Для них характерны более спокойное течение, преобладание галечно-песчаного и или-

стого грунта на дне. Водотоки, протекающие рядом с населенными пунктами, отчасти подвержены антропогенному воздействию (твердые бытовые отходы, загрязненные стоки с территорий сельских поселений, дачных участков, дорог, мелких свалок).

Основная часть водотоков хр. Большой Хехцир по классификации рек для южной части Дальнего Востока [20, 36] относится к умеренно холодноводному типу (преобладающая температура воды 10–17°C, максимальная 20–24°C), где не обнаружены только волосатики (табл. 1).

Ритрон состоит преимущественно из эпифауны. Небольшую роль играет “истинный” бентос, представленный моллюсками, а преобладает вагильный бентос и “сессильный”, представленный личинками амфибиотических насекомых из числа лито-, брио-, фитореофильных и детритофильных форм. Комплекс “поденки–веснянки–ручейники–хирономиды”, имеющий наибольшее кормовое значение для многих беспозвоночных и позвоночных животных, составляет 68.8% общей плотности и 39.7% общей биомассы зообентоса. Категорию доминантов составили амфиподы (20.6 и 43.7%) по плотности и биомассе,

Таблица 1. Распределение средней плотности N (экз/м²) и биомассы B (г/м²) зообентоса водотоков хр. Хехцир

Группы зообентоса	Умеренно холодноводный тип		Умеренно тепловодный тип		Тепловодный тип	
	N	B	N	B	N	B
Turbellaria	88	0.1	0	0.0	0	0.0
Nematoda	90	<0.1	8	<0.1	54	<0.1
Gordiacea	0	0.0	8	0.4	0	0.0
Oligochaeta	1067	0.9	2278	0.8	805	0.4
Hirudinea	70	1.6	14	<0.1	0	0.0
Hydrachnidae	69	<0.1	14	<0.1	32	<0.1
Asellidae	93	0.2	15	<0.1	0	0.0
Amphipoda	1810	7.9	80	0.7	176	0.4
Odonata	79	0.2	8	<0.1	19	1.1
Ephemeroptera	882	1.4	363	0.4	805	2.3
Hymenoptera	16	0.3	0	0.0	0	0.0
Coleoptera	188	0.2	11	<0.1	20	<0.1
Plecoptera	172	0.5	22	0.1	93	0.4
Megaloptera	46	0.7	8	0.2	0	0.0
Trichoptera	442	2.0	11	0.1	1011	7.1
Lepidoptera	23	0.2	0	0.0	80	<0.1
Blephariceridae	163	0.6	8	<0.1	0	0.0
Ceratopogonidae	76	0.1	13	<0.1	24	<0.1
Chironomidae	1033	0.4	860	0.3	283	0.1
Nymphomyiidae	266	<0.1	0	0.0	0	0.0
Simuliidae	331	0.5	57	0.1	306	0.2
Diptera indet.	155	0.9	29	2.0	23	0.1
Mollusca	109	4.1	9	0.1	48	135.6
Средневзвешенная N/B	7564	15.5	2321	1.6	1910	95.1

хирономиды (36.6%) по плотности, а ручейники (19.2%) по биомассе. Субдоминантами были поденки, олигохеты, ручейники, а также хирономиды по биомассе. Второстепенными оказались другие двукрылые, веснянки, мошки, и к ним примкнули жуки по плотности.

Умеренно тепловодный тип (преобладающая температура воды 15–20°C, максимальная 26°C) представляют реки Красная Речка и Матрениха, стекающие с хр. Малый Хехцир, в которых не найдены нимфомийиды, планарии, гусеницы, питающиеся водными растениями, и перепончатокрылые насекомые рода *Agriotypus* Curtis, 1932 (Ichneumonidae), паразитирующие на личинках ручейников. Гидробионты представлены лито-, фитореофильными, детритофильными, а также аргиллофильными и пелореофильными видами. Лидировали по обьём количественным показателям хирономиды (50.1 и 23.0%) и олигохеты (43.4 и 20.8%), а только по биомассе — другие двукрылые (34.6%). Субдоминанты по плотности отсутствовали, а по биомассе к ним относились поден-

ки и амфиподы. Второстепенными по плотности были поденки. Представители данной категории по биомассе отсутствовали.

К тепловодному типу (преобладающая температура воды 16–25°C, максимальная 28–30°C) относятся реки Сита, Чирка, Уссури, огибающие хр. Хехцир с южной, западной и восточной сторон. В них преобладают аргиллофильные и пелореофильные виды беспозвоночных, значительно снижается количество личинок “семибентоса”, и происходит рост числа представителей “истинного бентоса” — червей и моллюсков. Здесь не зарегистрированы водяные ослики, блефариды, волосатики, пиявки, перепончатокрылые, большекрылые, нимфомийиды и планарии. Доминировали по плотности хирономиды (25.1), поденки (21.1), олигохеты (22.2) и ручейники (20.6%); по биомассе — моллюски (95.1%). Субдоминанты отсутствовали. По плотности разряд второстепенных сформировали амфиподы, моллюски, нематоды, мошки; по биомассе — поденки и ручейники.

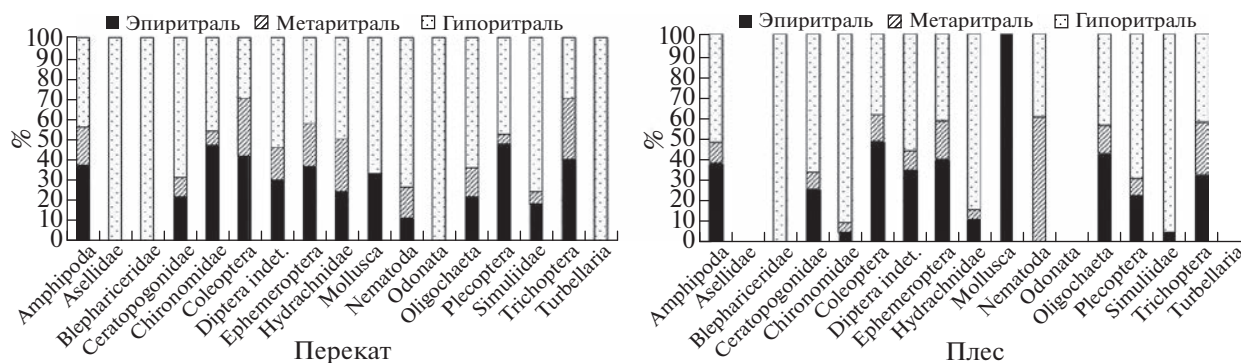


Рис. 2. Динамика плотности зообентоса в эпи-, мета- и гипоритрали руч. Соснинского, пережат и плес.

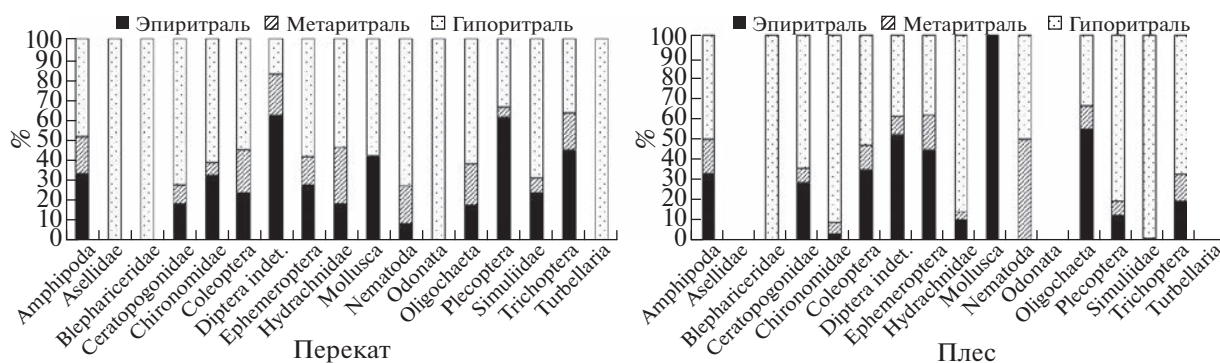


Рис. 3. Динамика биомассы зообентоса в эпи-, мета- и гипоритрали руч. Соснинского, пережат и плес.

Продольное распределение зообентоса ритрали водотоков хр. Большой Хехцир (на примере модельного лососевого руч. Соснинского)

Ручей Соснинский выбран в качестве базового модельного из-за большого перепада высот при длине <10 км, но при этом его продольная зональность хорошо выражена. Ручей протекает в зоне хвойно-широколиственного леса. Ширина в среднем течении 3–6 м, глубина 0.05–0.3 м, скорость течения 2.2–3.0 м/с, температурный максимум 22°C. В зоне кренали, на высоте 450 м над у. м., согласно зональной классификации Иллиеса и Ботошениану [56], руч. Соснинский представляет собой горный поток со скальными глыбами, каменными плитами и валунами на дне. Небольшие водопады здесь чередуются с более пологими уступами, по краям которых пышно развиты моховые подушки, местами поток уходит под ложе [21]. В долине в среднем течении ручья ежегодно в конце зимы формируется постоянная наледь [37]. Обследуемые участки ручья находились в зоне ритрали и представляли собой структурные элементы речной системы плес–пережат протяженностью ~5 км. К подзоне эпиритрали отнесены участок ручья на высоте 200 м над у. м. и устьевая зона его мелкого притока – руч. Правый Сос-

нинский, к метаритрали – участок на высоте 100 м над у. м., к гипоритрали – устьевая часть ручья (район автодорожного моста и визит-центра заповедника “Большехехцирский”). Зона потамали отсутствует.

От эпиритрали к гипоритрали прослеживалось увеличение состава бентоса (от 13 до 17 групп организмов) и количественных показателей донных беспозвоночных (средние плотность от 466 до 718 экз/м² и биомасса от 0.9 до 1.2 г/м² с небольшим снижением их в метаритрали (рис. 2–3).

В подзоне эпиритрали отсутствовали водяные ослики, блефаридеры, стрекозы и планарии, а на плесах – нематоды. Доминировали олигохеты (15.6%) и хирономиды (40.0%) по плотности; амфиоподы (22.7), другие двукрылые (19.7), ручейники (28.4%) – по биомассе. К субдоминантам относились поленки по плотности и биомассе, и присоединились амфиоподы и ручейники по плотности и олигохеты по биомассе. Разряд второстепенных представляли веснянки, и к ним присоединились жуки и другие двукрылые по плотности, а хирономиды по биомассе. На плесах преобладали по обоим показателям олигохеты, а также личинки мокрецов по плотности. Плотность и био-

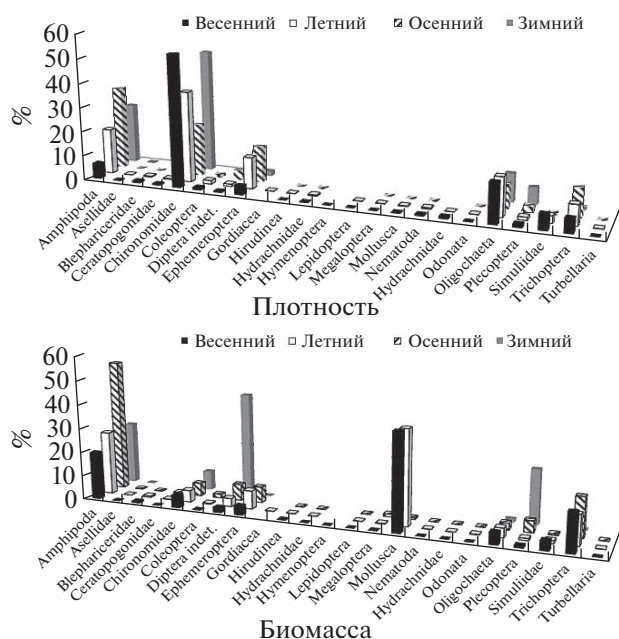


Рис. 4. Сезонная динамика плотности и биомассы зообентоса водотоков хр. Хехцир в апреле–декабре 2011–2020 гг.

масса остальных групп бентоса явно превалировала на перекатах.

В подзоне метаритрали к не отмеченным ранее группам зообентоса прибавились моллюски, а на плесах — мошки. По плотности и биомассе преобладали ручейники (27.1 и 29.7%), и к ним присоединились олигохеты (17.8), хирономиды (19.4), поденки (16.6%) по плотности и амфиподы (29.8%) по биомассе. Категорию субдоминантов по плотности сформировали амфиподы; по биомассе — поденки, другие двукрылые и олигохеты. К второстепенным принадлежали жуки и веснянки, к ним примкнули другие двукрылые по плотности и хирономиды по биомассе. Изменения состава донного населения в этой подзоне в первую очередь связаны с уменьшением площади грунта, покрытого мхом, и соответственное повышение обилия водорослей обрастания.

В подзоне гипоритрали донные беспозвоночные характеризуются самыми высокими количественными показателями почти всех его представителей, чему способствуют увеличение количества детрита в результате смены прибрежной растительности, гидравлические показатели русла. На плесах не зафиксированы водяные ослики, моллюски, стрекозы и планарии. Лидировали хирономиды (43.4%) и олигохеты (19.3%) по плотности, а амфиподы (28.1), поденки (16.3) и ручейники (24.7%) — по биомассе. Категория субдоминантов по плотности была образована амфиподами, поденками, ручейниками; по биомассе — другими

двукрылыми, олигохетами, хирономидами. К второстепенным относились жуки, мошки, веснянки, и к ним присоединились другие двукрылые и блефариды по плотности. На плесах по биомассе господствовали личинки веснянок и других двукрылых. Количественные показатели других бентосных групп преобладали только на перекатах.

Из приведенных выше данных можно сделать вывод, что в ритрали лососевых рек преобладают личинки насекомых (73.9% общей плотности и 69.6% общей биомассы бентоса) и сообщества перекатов здесь наиболее продуктивные, что сопряжено с типом донных отложений, развитием эпипитических водорослей, малой глубиной, высокой скоростью течения, слабым заиливанием грунтов. Ведущую роль играют отряды веснянок, поденок, ручейников; среди двукрылых — представители семейства блефарид, мошек, хирономид (подсемейства Diamesinae, Orthocladinae). Обычны в ритрали планарии, нематоды, олигохеты. Показатели плотности и биомассы беспозвоночных увеличиваются от эпиритрали к гипоритрали. Во всех подзонах ритрали по биомассе лидировали амфиподы и ручейники, по плотности — хирономиды и олигохеты. Полученные результаты характерны для малых рек южной части Дальнего Востока, относящихся к умеренно холодноводному типу [36]. Большая биомасса амфипод связана с наличием опавшей листвы в ручье, составляющей круглогодично основу их питания. В совокупности благоприятному развитию донного населения в ритрали способствуют хорошие условия инсоляции, обилие аллохтонного и автохтонного детрита, высокая степень облесенности берегов и прозрачность воды.

Сезонная динамика зообентоса водотоков хр. Хехцир

Сезонная динамика группового состава, структуры, плотности и биомассы сообществ донных беспозвоночных водотоков хр. Хехцир ярко выражена (рис. 4).

На функционирование речных сообществ в зоне муссонного климата влияет, прежде всего, гидрологический и термический режим. В предмуссонный период (май–июнь) гидрологические условия были более или менее устойчивыми. Весной теплая погода часто и быстро сменялась холодной, и первым месяцем с положительной средней месячной температурой был апрель [27]. Именно в конце мая происходил вылет имаго многих видов веснянок, хирономид, ручейников, появлялось значительное количество молоди гидробионтов, и за счет выплода ранневесенних видов амфибиотических насекомых общая плотность и биомасса донных животных к началу лета начинали возрастать. Плотность и биомасса дон-

ных беспозвоночных в среднем составили соответственно 594 ± 37 экз/м² и 1.8 ± 0.5 г/м².

Лето преимущественно жаркое и влажное. В июне в отдельные годы отмечались засухи. Наибольшая влажность воздуха отмечалась в июле—августе [27]. В июне—середине июля происходил наибольший прогрев воды и наблюдался максимальный рост биомассы и плотности бентоса вследствие появления нового поколения и увеличения индивидуального веса водных организмов. В муссонный период (конец июля—август) выпало максимальное количество осадков, нарастала скорость течения воды, из грунта вымывались и сносились вниз по течению донные беспозвоночные и в связи с этим после летнего паводка происходило снижение их плотности и биомассы. Средние плотность и биомасса зообентоса составили соответственно 633 ± 30 экз/м² и 1.7 ± 0.3 г/м².

Осенью устанавливалась сухая, солнечная погода, понижалась температура воздуха, наступал меженный период. В первой половине ноября отмечалось резкое похолодание. Зимний период продолжительный, с холодной, ясной и сухой погодой [27]. В осенний и зимний периоды зафиксировано сокращение группового состава, общей биомассы и плотности зообентоса в результате миграций гидробионтов, смертности от абиотических факторов, перехода в крылатую фазу ряда видов амфибиотических насекомых, убыли по причине естественной смертности постоянных первичноводных обитателей. В послемуссонный период наблюдалась относительная стабилизация гидрологических условий, повышение температуры воды и отмечался некоторый рост плотности (октябрь) и биомассы (ноябрь) зообентоса. Отсутствие в период ледостава, в отличие от открытого периода, многих групп бентоса отчасти обусловлено небольшим числом проб, взятых зимой. Кроме того, личинки многих амфибиотических насекомых разных возрастов зимой зарываются в грунт, где температура намного выше, чем на поверхности [40]. Средние плотность и биомасса зообентоса в осенний период составили соответственно 711 ± 41 экз/м² и 1.8 ± 0.1 г/м², в зимний — 206 ± 61 экз/м² и 1.4 ± 0.6 г/м².

Очевидно, что вследствие сезонных расхождений жизненных циклов отдельных видов гидробионтов резкого сокращения плотности и биомассы бентоса нет. Максимальное обилие и разнообразие донных беспозвоночных приходится на апрель—июль, минимальное наблюдается в марте, что в первую очередь указывает на важную роль температуры воды. На протяжении всех сезонов лидерами по плотности и биомассе были амфиподы, за исключением весеннего периода, когда по плотности они относились к субдоминантам. Стабильно доминировали по плотности

реофильные хирономиды (подсемейства: Diamesinae — 1.5, Orthoclaadiinae — 18.4, Chironominae — 14.4, Tanypodinae — 0.2% общей плотности бентоса). Господство видов хирономид из подсемейств Orthoclaadiinae и Chironominae характерно для водотоков Дальнего Востока России [23, 59], байкальских ручьев, горных потоков Северной, Средней Европы, Альпийских областей [22]. Установленный для рек и ручьев хр. Хехцир характер сезонной динамики зообентоценозов в целом присущ многим горным и предгорным рекам мира. В [31] отмечено, что биологический режим этих водотоков определяется сочетанием следующих факторов: доминирование амфибиотических насекомых, массовый вылет которых определяет сезонный минимум плотности и биомассы; сезонная изменчивость пресса рыб-бентофагов, интенсивно питающихся в теплое время года; мощное весеннее половодье и летние дождевые паводки, угнетающие развитие зообентоса весной и летом; благоприятные гидрологические условия осенью и зимой (низкая устойчивая межень); направленные миграции отдельных видов донных животных, приводящие к обеднению одних зообентоценозов и пополнению других; изменение площади залитых водой грунтов, влекущее за собой концентрацию или рассредоточение беспозвоночных. В [44] показано, что уменьшение глубины и пересыхание русла обуславливают концентрацию бентосных организмов в небольших ямах и лужах, а также их гибель, но при постоянном уровне воды в течение трех месяцев донные животные вновь активно заселяют русло реки. Это указывает на наличие минимальных связей между подсистемами в речной системе, что обеспечивает высокую способность к выживанию систем [3]. Таким образом, несмотря на неустойчивый гидрологический режим, выявлена стабильность соотношений средних за сезон количественных показателей и основных систематических групп гидробионтов.

Межгодовая динамика зообентоса водотоков хр. Хехцир

Исследования проводились в период повышенной водности рек, который повторяется с цикличностью 10—15 лет. При этом в Дальневосточном регионе на фоне глобального потепления климата в последнее время наблюдаются как аномально многоводные, так и аномально маловодные годы и сезоны малой частоты повторяемости. Происходит смещение паводков во времени, что изменяет структуру донных сообществ [4]. Так, в нижнем течении р. Амур паводок в 2019 г. начался на 15 дней позже, чем в 2013 г., а паводок в 2020 г. — на 10 дней позже его предшественника [26]. В дождливые и холодные годы, отличающиеся повышенными расходами и низкой темпера-

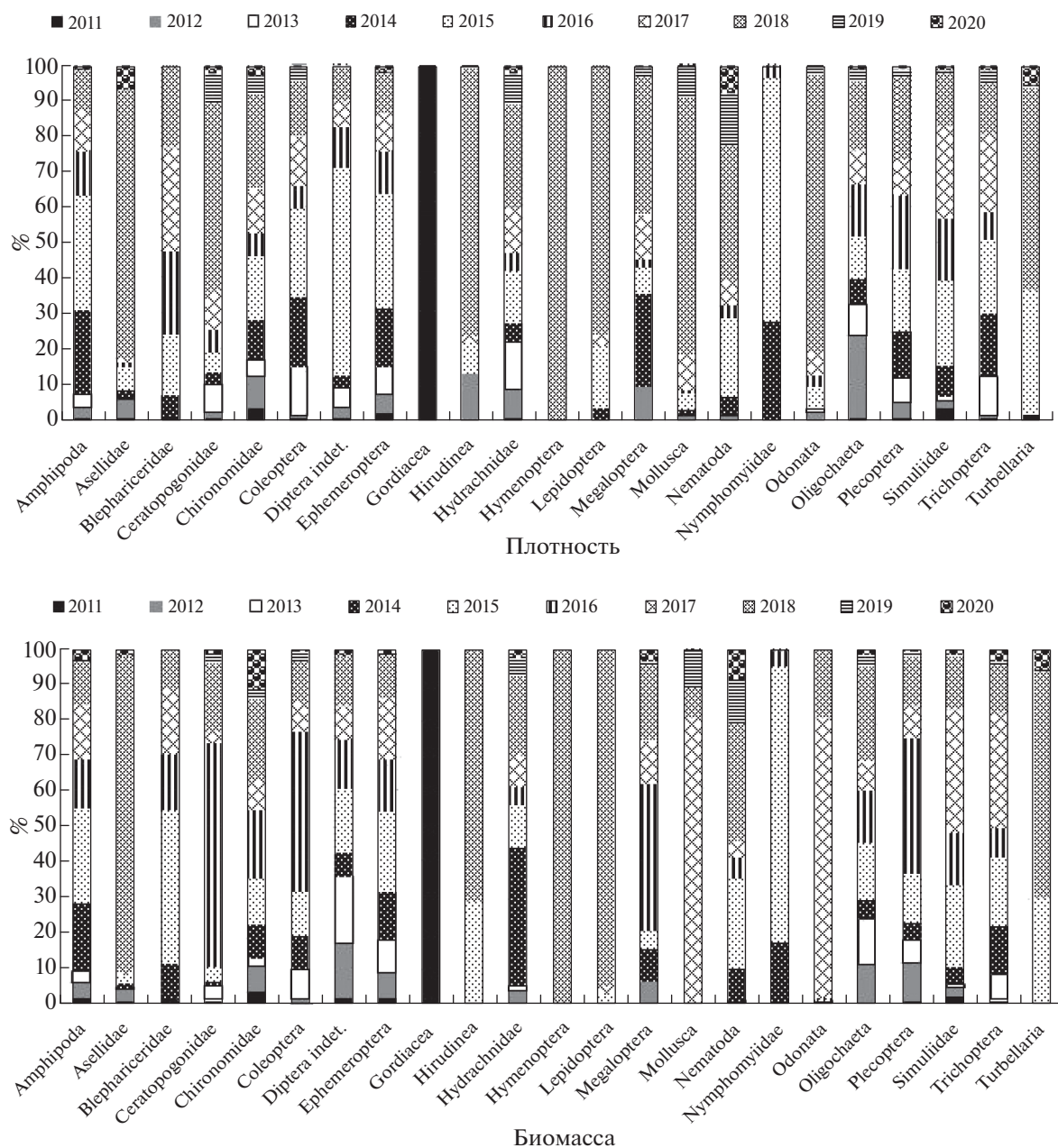


Рис. 5. Динамика плотности и биомассы зообентоса водотоков хр. Хехцир в 2011–2020 гг.

турой воды в реках, происходит качественное и количественное обеднение зообентоценозов; и наоборот, теплое и сухое лето, низкая и устойчивая межень способствуют их процветанию [31]. К примеру, в 2016 г. лето началось на две недели позже обычного, было дождливым и умеренно теплым; в 2017 г. оно наступило на неделю позже обычных сроков, было холодным и дождливым; в 2018 и 2019 гг. оно снова было холодным, очень дождливым и количество выпавших осадков в 1.5–2.5 раза превышало месячную норму [7–10]. Многолетние наблюдения за развитием зообен-

тоса водотоков хр. Хехцир выявили небольшие межгодовые изменения его таксономического и количественного состава (рис. 5).

В более холодный и дождливый 2016 г. доли куколок хирономид, личинок ручейников, амфипод в общей плотности и биомассе бентоса уменьшались, а доля личинок других двукрылых и веснянок увеличивалась, что обусловлено преобладанием холодолюбивых таксонов. В дальнейшем паводки, вызванные сильными дождями, повлекли за собой колебания количественных показателей гидробионтов. Так, через год

Таблица 2. Изменения структурных показателей донных сообществ по плотности и биомассе (%) водотоков хр. Хехцир в 2011–2020 гг. (А – амфиподы; Х – хирономиды; П – поденки; Рl – веснянки; Р – ручейники; О – олигохеты; ДД – другие двукрылые; Ж – жуки; М – мошки; Бл – блефариды; Н – нематоды; Вис – вислокрылки; Мол – моллюски; ВК – водяные клещи; $P_{зб}$ – продукция зообентоса; $P_{рыб}$ – потенциальная продукция рыб бентофагов)

Год	Доминанты, N/B	Субдоминанты, N/B	Второстепенные таксоны, N/B	$P_{зб}$, кал/ m^2	$P_{рыб}$, кг/га
2011	X 62.2/X 16.7; A 44.3	A 8.6; П 11.7; О 6.4; М 5.2/ДД 6.1; П 11.4; Р 13.4	Р 3.3/О 1.8; Рl 1.6; М 4.0	4.1	3.1
2012	X 41.0; О 41.2/A 37.9; ДД 17.2	A 6.9; П 7.3/X 10.8; П 12.5; О 11.9; Рl 5.1	Нет/М 1.1; Р 2.1	4.0	3.0
2013	X 30.6; О 21.0; Р 15.7/A 25.7; ДД 17.3; Р 23.7	A (10.7; П 14.0/П 14.2; О 12.1	Ж 3.0; ДД 1.4; Рl 1.7/X 2.4; Ж 1.1; Рl 2.6	4.7	3.5
2014	A 32.3; X 29.6/A 58.7; Р 19.0	П 13.1; О 7.4; Р 10.6/X 5.1; П 9.0	Ж 1.9; Рl 1.5; М 2.0/ДД 2.7; О 2.1	9.1	6.8
2015	A 27.0; X 30.0; П 15.9/A 52.3; Р 18.0	О 7.7; Р 7.6/П 9.3	Ж 1.4; ДД 3.9; Рl 1.2; М 3.3/Бл 1.5; X 4.3; ДД 4.4; О 4.1; Рl 1.5; М 2.7	8.7	6.5
2016	A 23.3; X 23.6; О 21.1/A 42.6	П 13.1; М 5.4; Р 6.2/X 9.8; ДД 5.6; П 9.6; О 6.0; Рl 6.7; Р 11.5	Бл 1.0; ДД 1.7; Рl 3.0/Ж 2.5; Вис 1.6; М 2.6	8.2	6.1
2017	A 17.6; X 36.1/Мол 66.9	П 9.4; О 10.5; М 6.5; Р 14.3/A 12.3; Р 12.1	Бл 1.0; Ж 1.4; Рl 1.2/X 1.2; П 3.0; М 1.6	31.2	23.3
2018	X 51.6/A 28.5; Мол 21.2	A 10.9; П 6.3; О 14.5; Р 6.2/X 9.1; П 6.2; О 8.4; Р 14.9	Ж 1.1; Рl 1.8; М 2.4/ДД 4.4; Рl 1.9; М 2.1	7.5	5.6
2019	X 61.9; О 16.8/Мол 82.8	Р 9.6/Нет	A 2.7; Ж 1.5; ВК 1.0; Н 2.2/A 4.3; X 3.8; О 3.3; Р 3.9	11.9	8.9
2020	X 55.6/A 41.2; X 26.7; Р 20.5	A 9.9; П 12.7; О 7.6; Р 6.2/Нет	Н 2.0; Рl 1.0; М 2.9/ДД 3.2; П 3.3; О 2.5; М 1.3	9.0	6.7

(в 2018 г.) наблюдалось увеличение доли личинок хирономид в общей плотности и доли амфипод, поденок, куколок ручейников в общей биомассе. В [3] отмечено, что в периоды паводков личинки насекомых и ракообразные способны пропускать очередные линьки, а в условиях межени – ускорять онтогенез.

Основной фон донных беспозвоночных составляли амфиподы, олигохеты, личинки хирономид, ручейников, других двукрылых, поденок, веснянок и мошек (табл. 2).

Пространственное распределение донных беспозвоночных водотоков хр. Хехцир согласуется с основными положениями концепции речного

континуума и динамики пятен, что характерно для рек Дальнего Востока России [4]. Ежегодно структура сообществ зообентоса меняется в основном на уровне субдоминантных и второстепенных таксонов, что говорит о разнообразии и сложности сообществ беспозвоночных, а также о чистоте воды. В [1] отмечено, что сложность сообществ уменьшается при загрязнении, эвтрофировании, ацидофикации вод.

Превалирование в бентосе ракообразных объясняется изобилием здесь аллохтонной органики, которая и определяет наиболее благоприятные условия для их развития [3], это характерно для ручьев Амурского бассейна, Приморья, евро-

пейских предгорных ручьев [18]. Средние плотность (1671 ± 102 экз/м²) и биомасса (7.3 ± 0.4 г/м²) амфипод почти в два раза превышают данные, полученные для р. Кедровой в Приморском крае [14]. Наряду с ракообразными важнейшую роль в донных сообществах играют личинки поденок Baetidae, Heptageniidae, ручейников Hydropsychidae, Rhyacophilidae, двукрылых Chironomidae и Simuliidae, что сопоставимо с другими районами Палеарктики [29], веснянок Perlodidae, Pteronarcyidae, Nemouridae, виды которых имеют обширный ареал, включая Дальний Восток, Забайкалье, Саяны, Монголию, Китай, Корею, Северную Европу и Северную Америку [35].

Плотность донных организмов варьировала от 3 до 39840 экз/м² (в среднем 637 ± 21 экз/м²), биомасса от <0.1 до 927.0 г/м² (в среднем 1.8 ± 0.2 г/м²). Внутригодовая вариабельность динамики биомассы была в пределах 4.1–14.1, в среднем 8.7: самые высокие значения выявлены в 2019 г., самые низкие – в 2013 г. В связи с невысокой средней биомассой зообентоса потенциальная продукция рыб-бентофагов в среднем за сезон составила ориентировочно всего 7.4 кг/га. В общем, донное население рек и ручьев хр. Хехцир имело сравнительно высокое развитие плотности и биомассы и наиболее близко к водотокам северных и южных районов Дальнего Востока России, северных областей Европейской части России, причем непосредственно в них гипотетически могут обитать или обитают виды рыб из отряда лососеобразных. Например, плотность беспозвоночных в водотоках северного Охотоморья составляла 16–33092 экз/м² [13], средняя биомасса бентоса в бассейне р. Буреи была 0.6 г/м² [44], р. Олы Магаданской области – 2.0 г/м² [38], реках северо-западной части Мурманской области – 2.1 г/м² [2]. В то же время для других территорий стран СНГ и сопредельных стран разными авторами были отмечены их либо более высокие, либо более низкие показатели. Так, плотность бентоса достигала, экз/м²: в водотоках северо-восточной Фенноскандии – 979, реках и ручьях о. Южного архипелага Новая Земля – от 766 до 18056, водотоках бассейна р. Аргуни – от 425 до 15 144, реках бассейна р. Буреи – 16–196306. Средняя плотность зообентоса составляла, экз/м²: в Чукотских водотоках – 1700, р. Кедровой – 15306, реках бассейна р. Буреи – 457, бассейне р. Цивили Чувашской республики – 1451, Карелии – 5750, Северного Урала – 26, Приполярного Урала – 17, Тимана – 30, о. Сахалин – 1072, канадских предгорных ручьях в Альберте – 1800, реках северо-западной части Мурманской области – 1481, горных ручьях Закарпатья – 170–679. Биомасса бентосных животных составляла, г/м²: для рек Камчатки – 11–13, горных ручьев Закарпатья – 1.8–6.3, о. Хоккайдо – 7.5, Тянь-Шаня – 2–12, бассейна оз. Иссык-Куль –

3.6–18.9, бассейна Онежского озера – 6.1–48.9, Татр – 10.7, Северной Швеции – 1.0–7.9, Латвии – 20–100, Канадского ручья – 3.6–8.2, бассейна р. Буреи – <0.1 –167.0, бассейна р. Зеи – 0.8–31.6, водотоков северо-восточной Фенноскандии – 4777.1, северного Охотоморья – 0.03–33.8, водотоках бассейна р. Аргуни – 1.2–70.5, рек и ручьев о. Южного архипелага Новая Земля – 0.2–7.5. Средняя биомасса бентоса составляла, г/м²: в р. Кедровой Приморского края – 34, реках Коми – 3.6–7.9, о. Сахалин – 13.5, Карелии и Шведской Лапландии – по 5.4, Чукотского п-ова – 3.3, Северного Урала – 5.2, Приполярного Урала – 8.0, реках Тимана – 15.4, бассейне р. Цивили Чувашской республики – 14.3 [3, 6, 11, 13, 14, 16, 17, 20, 34, 38, 40, 43, 51, 52]. Отметим, что верхний пояс хр. Хехцир покрывают ненарушенные хвойно-широколиственные леса, которые задерживают поверхностный сток с водосбора в речное русло. В водотоках в значительном количестве происходит образование хлорофилла *a* [47]. Благодаря этому, а также наличию естественных рефигиумов, в реках и ручьях наблюдаются благоприятные условия для обитания донных беспозвоночных, таксономическое разнообразие которых чрезвычайно велико, что сопоставимо с таковым в районах Дальнего Востока [11, 18, 36, 39], Сибири [12, 20], лососевыми реками северо-восточных областей Европейской части России [40], Новой Зеландии [57], а по обилию водных двукрылых – со всеми пресноводными экосистемами мира [53].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В бентосе водных объектов на Хехцире обнаружено 23 группы беспозвоночных (в том числе на хр. Большой Хехцир – 22, хр. Малый Хехцир – 19). Самыми распространенными оказались хирономиды, поденки, олигохеты (>90%). На долю моллюсков и амфипод приходилось соответственно 32.1 и 29.7% общей биомассы бентоса, а хирономид и амфипод – 37.0 и 19.1% общей его плотности.

Наиболее продуктивными следует считать реки и ручьи хребта, не пересыхающие в длительный меженный период, в частности перекаты. Гидрологические условия ритрали водотоков позволяют широко распространиться и достичь большого количественного развития группам литореофильных, стенобионтных, реобионтных, психрофильных организмов, среди которых преобладают личинки насекомых.

Межгодовые и сезонные изменения структуры и количественного состава зообентоса обусловлены, главным образом, метеорологическими особенностями года (количество осадков, температура воздуха) и характеризуются относительной стабильностью. К лету идет нарастание группового состава, плотности и биомассы за счет рождения нового поколения гидробионтов и интен-

сивного роста организмов. Как правило, в более прохладные и дождливые летние месяцы при подъеме уровня воды отмечалось их снижение, в более теплые и засушливые — повышение, но лидирующее положение из года в год по обоим показателям чаще всего занимали амфиподы, а по плотности стабильно доминировали хирономиды. В итоге, устойчивое чередование паводковых и межпаводковых периодов обеспечивает благополучное существование сообществ донных беспозвоночных при условии сохранения лесного покрова.

В целом, реки и ручьи хр. Хехцир относятся к одному из пресноводных экорегионов Дальнего Востока России, включенны в список “Global 200” и нуждаются в охране. Типичные лососевые водотоки хребта, где редко встречаются нижеамурский хариус, ленок острорылый и тупорылый и в начале 1980-х гг. на нерест заходили тихоокеанские лососи (реки Одыр, Цыпа, ручьи Соснинский, Золотой и др.), могут служить типовыми объектами для детального исследования лососевых экосистем. В дальнейшем полученные сведения станут основой изучения потоков вещества и энергии в водных экосистемах, функционирующих, в том числе, и при отсутствии лососей, но в которых в большом количестве происходит образование хлорофилла *a* и зообентоса.

Автор выражает благодарность С.В. Спиридонову и Р.С. Андроновой за организацию экспедиционных работ на ООПТ и А.М. Долгих, А.И. Лукину, А.Н. Кадышеву, Ю.Н. Кя, С.В. Лагутину, А.В. Готванскому, Э.Ю. Власову и многим другим сотрудникам “Заповедного Приамурья” за помощь в ходе выполнения работ; А.В. Остроухову (ИВЭП ДВО РАН) за изготовление карты.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.
2. Барышев И.А. Формирование зообентоса пороговых участков рек северо-запада Мурманской области в зоне повышенных концентраций тяжелых металлов // Тр. Кар НЦ РАН. 2010. № 1. С. 105–112.
3. Богатов В.В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 1994. 218 с.
4. Богатов В.В., Федоровский А.С. Основы речной гидрологии и гидробиологии. Владивосток: Дальнаука, 2017. 384 с.
5. Вишневская Т.М., Дубатов В.В. Новые находки большекрылых (Megaloptera, Corydalidae, Corydalinae) на юге Дальнего Востока России // Евразийский энтомолог. журн. 2010. Т. 9. Вып. 3. С. 345–351.
6. Гидроэкологический мониторинг зоны влияния Зейского гидроузла / Под ред. С.Е. Сиротского. Хабаровск: ДВО РАН, 2010. 354 с.
7. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2016 г. / Под ред. А.Б. Ермолина. Ижевск: Принт-2, 2017. 226 с.
8. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2017 году / Под ред. А.Б. Ермолина. Воронеж: Фаворит, 2018. 250 с.
9. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2018 году / Под ред. А.А. Сабитова. Хабаровск: Изд. дом “Гранд—Экспресс”, 2019. 256 с.
10. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2019 году / Под ред. А.А. Сабитова. Хабаровск: МПР Хабаровского края, 2020. 268 с.
11. Жирков И.А. Биogeография. Общая и частная: суши, моря и континентальных водоемов. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2017. 568 с.
12. Заика В.В. Фауна и население амфибионтных насекомых (Insecta Ectognatha: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata) водных потоков Алтае-Саянской горной области. Томск, 2012. 38 с.
13. Засыпкина И.А., Самохвалов В.Л. Зообентос водотоков северного Охотоморья. Магадан: Корлис, 2015. 327 с.
14. Кочарина С.Л., Макаренченко Е.А., Макаренченко М.А., Николаева Е.А., Тиунова Т.М., Тесленко В.А. Донные беспозвоночные в экосистеме лососевой реки юга Дальнего Востока // Фауна, систематика и биология пресноводных беспозвоночных. Владивосток: ДВО РАН СССР, 1988. С. 86–108.
15. Красная книга Хабаровского края: Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды растений, грибов и животных / Под ред. Б.А. Воронова, М.В. Крюковой, С.Д. Шлотгауэр. Воронеж: ИР, 2019. 604 с.
16. Крашенинников А.В., Гаврило М.В. Зообентос некоторых водоемов и водотоков острова Южный архипелага Новая Земля // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Владивосток: ИП Сердюк О.А., 2021. Вып. 9. С. 77–81.
17. Лабай В.С., Живоглядова Л.А., Полтева А.В. и др. Водотоки острова Сахалин: жизнь в текучей воде. Южно-Сахалинск: Сахалинский обл. краевед. музей, 2015. 236 с.
18. Леванидов В.Я. Биомасса и структура донных биоценозов малых водотоков Чукотского полуострова // Пресноводная фауна Чукотского полуострова. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1976. Т. 36 (139). С. 104–122.
19. Леванидов В.Я. Биомасса и структура донных биоценозов реки Кедровой // Пресноводная фауна заповедника “Кедровая падь”. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1977. Т. 45 (148). С. 126–159.
20. Леванидов В.Я. Воспроизводство амурских лососей и кормовая база их молоди в притоках Амура // Изв. ТИНРО. 1969. Т. 67. 242 с.
21. Леванидова И.М. Амфибиотические насекомые горных областей Дальнего Востока СССР. Фаунистика, экология, зоogeография Ephemeroptera, Plecoptera и Trichoptera. Л.: Наука, 1982. 215 с.

22. *Линевич А.А.* Хирономиды Байкала и Прибайкалья. Новосибирск: Наука, 1981. 153 с.
23. *Макарченко Е.А., Макарченко М.А., Зорина О.В., Сергеева И.В.* Первые итоги изучения фауны и таксономии хирономид (Diptera, Chironomidae) российского Дальнего Востока // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Владивосток: Дальнаука, 2005. Вып. 3. С. 394–420.
24. *Макарченко Е.А., Орел О.В., Яворская Н.М., Макарченко М.А.* Современное состояние изученности фауны хирономид (Diptera, Chironomidae) особо охраняемых природных территорий Дальнего Востока России // XIII Дальневосточная конф. по заповедному делу. Владивосток: Всемирный фонд дикой природы, 2020. Вып. 1. С. 59–63.
25. *Макарченко Е.А., Яворская Н.М.* Нимфомийиды (Diptera, Nymphomyiidae) бассейна р. Амур // Регион. проблемы. 2021. Т. 24. № 2–3. С. 122–125.
26. *Махинов А.Н., Ким В.И., Дугаева Я.Ю.* Особенности крупных паводков реки Амур в периоды высокой и низкой водности // Регионы нового освоения: современное состояние природных комплексов и их охрана. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2021. С. 178–182.
27. *Мельникова А.Б.* Флора Хехцира. Хабаровск, 2015. 258 с.
28. *Москвичева И.М.* Малакофауна водоемов Большехехцирского заповедника // Научные исследования в заповедниках Приамурья. Владивосток; Хабаровск: Дальнаука, 2000. С. 142–145.
29. *Палатов Д.М.* Реофильный макрозообентос Восточного Причерноморья. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 2018. М.: 25 с.
30. *Палатов Д.М., Чертопруд М.В.* Реофильная фауна и сообщества беспозвоночных тундровой зоны на примере Южного Ямала // Биология внутрен. вод. 2012. № 1. С. 23–32.
31. *Паньков Н.Н.* Структурные и функциональные характеристики зообентоценозов р. Сылвы (бассейн Камы). Пермь: ПГНИУ, 2004. 162 с.
32. *Попов В.Д.* К фауне мошек горных ландшафтов хвойно-широколиственных лесов // Ландшафты юга Дальнего востока. Новосибирск: Наука, 1973. С. 84–88.
33. *Пржевальский Н.М.* Путешествие в Уссурийском крае 1867–1869 гг. М.: ОГИЗ, Гос. изд-во геогр. лит., 1974. 311 с.
34. *Салтанова Н.В.* Хирономиды (Diptera, Chironomidae) в сообществах донных беспозвоночных бассейна Верхнего Амура. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Чита: ИПРЭК СО РАН, 2011. 25 с.
35. *Тесленко В.А., Яворская Н.М.* Новые сведения о фауне веснянок (Plesocoptera, Insecta) особо охраняемых природных территорий Хабаровского края // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Владивосток: ИП Сердюк О.А., 2021. Вып. 9. С. 159–174.
36. *Тиунова Т.М.* Динамика биомассы бентоса в экосистемах лососевых рек юга Дальнего Востока // Биологические ресурсы Дальнего Востока России: комплексный региональный проект ДВО РАН. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2007. С. 195–216.
37. Флора и растительность Большехехцирского заповедника / Под ред. *А.Б. Мельниковой*. Хабаровск: Изд. дом “Частная коллекция”, 2011. 192 с.
38. *Хаменкова Е.В., Тесленко В.А.* Структура сообществ макрозообентоса и динамика их биомассы в реке Ола (северное побережье Охотского моря, Магаданская область) // Зоологический журн. 2017. Т. 96. № 6. С. 619–630.
39. *Чебанова В.В.* Бентос лососевых рек Камчатки. М.: ВНИРО, 2009. 172 с.
40. *Шубина В.Н.* Бентос лососевых рек Урала и Тимана. СПб.: Наука, 2006. 401 с.
41. *Шуленина С.П., Дубовская О.П., Глущенко Л.А.* Зообентос оз. Пясино и прилегающих рек после аварийного разлива дизельного топлива в 2020 г. // Сиб. экол. журн. 2021. № 4. С. 488–498.
42. *Яворская Н.М.* Заповедник “Большехехцирский” (краткий очерк) // Биота и среда заповедных территорий. 2020. № 2. С. 85–102.
43. *Яворская Н.М.* Структура бентосных сообществ водотоков в районе строительства Нижне-Бурейской ГЭС // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. 2017. Вып. 7. Владивосток: ФНЦ Биоразнообразия ДВО РАН. С. 267–277.
44. *Яворская Н.М.* Структура сообществ донных беспозвоночных в малой реке Матрениха (бассейн р. Амур, Хабаровский край) при сезонном изменении уровня воды // Вода: химия и экология. 2015. № 6. С. 43–48.
45. *Яворская Н.М.* Структура сообществ донных беспозвоночных животных реки Левая (бассейн реки Амур) (Хабаровский край) // Амурский зоол. журн. 2015. Т. 7. № 1. С. 14–19.
46. *Яворская Н.М., Климин М.А.* Зообентос реки Правая (заказник “Хехцирский”, Хабаровский край) // Вестн. ДВО РАН. 2019. № 1. С. 34–43.
47. *Яворская Н.М., Климин М.А.* Пигментные характеристики водорослей перифитона и их использование для оценки состояния водотоков заповедника “Большехехцирский” (Хабаровский край) // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Владивосток: ИП Сердюк О.А., 2021. Вып. 9. С. 226–242.
48. *Яворская Н.М., Макарченко Е.А.* Новые данные по таксономии, распространению и биологии архаичных двукрылых *Nymphomyia rohdendorfi* Makarchenko, 1979 (Diptera, Nymphomyiidae) // Евразийский энтомол. журн. 2015. Т. 6. Вып. 14. С. 523–531.
49. *Яворская Н.М., Макарченко М.А.* Первые сведения по фауне хирономид (Diptera, Chironomidae) Большехехцирского государственного природного заповедника (Хабаровский край) // Евразийский энтомол. журн. 2009. Т. 8. Прил. 1. С. 93–96.
50. *Яворская Н.М., Макарченко М.А., Орел О.В., Макарченко Е.А.* Фауна комаров-звонцов (Diptera, Chironomidae) природного заповедника “Большехехцирский” (Хабаровский край) // Евразийский энтомол. журн. 2017. Т. 2. Вып. 16. С. 180–191.
51. *Яковлев В.А.* Оценка качества поверхностных вод на территории Фенноскандии // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 3. С. 337–346.

52. Яковлев В.А., Яковлева А.В. Биоразнообразие и количественные показатели зообентоса бассейна реки Цивиль (Чувашская республика) // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2014. Т. 23. № 2. С. 146–152.
53. Adler P.H., Courtney G.W. Ecological and Societal Services of Aquatic Diptera // Insects. 2019. V. 10 (70). P. 1–23.
54. Dynesius M., Nilson C. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northeast Third of the World // Sci. 1994. V. 266. P. 753–762.
55. http://szmn.eco.nsc.ru/Insecta_Great_Khekhtsy/index.htm
56. Illies J., Botosaneanu L. Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes considerees surtout du point de vue faunistique // Int. Verh. Limnol. 1963. V. 12. P. 1–57.
57. Pohe S.R. Aquatic invertebrate fauna of Matapouri, Northland (New Zealand). Thesis ... master MAppSc. New Zealand, 2008. 129 p.
58. Tatonova Y.V., Solodovnik D.A., Hung Manh Nguyen. Human parasites in the Amur river: the results of 2017–2018 field studies // Regional problems. 2018. V. 21. № 3 (1). P. 34–36.
59. Yavorskaya N.M., Makarchenko M.A., Orel O.V., Makarchenko E.A. An updated checklist of Chironomidae (Diptera) from the Amur River basin (Russian Far East) // J. Limnol. 2018. V. 77 (s1). P. 155–159.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 628.19(285.32)(477.75)

ВЛИЯНИЕ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ
НА СЕЗОННУЮ ЭКОГИДРОЛОГИЧЕСКУЮ ДИНАМИКУ
ВОСТОЧНОГО БАСЕЙНА ГИПЕРСОЛЕННОГО САКСКОГО ОЗЕРА
(РЕСПУБЛИКА КРЫМ)¹

© 2023 г. И. И. Руднева^a, *, В. В. Чабан^b, **, В. Г. Шайда^c, А. Л. Корепанов^d, ***

^aМорской гидрофизический институт РАН, Севастополь, 299011 Россия

^bКрымская ГГРЭС, Саки, Республика Крым, 296500 Россия

^cООО “Экосервис А+”, Москва, 107140 Россия

^dСевастопольский государственный университет, Севастополь,
Республика Крым, 299053 Россия

*e-mail: svg-41@mail.ru

**e-mail: vic_84@list.ru

***e-mail: akorepanov2006@rambler.ru

Поступила в редакцию 21.04.2022 г.

После доработки 04.07.2022 г.

Принята к публикации 03.08.2022 г.

Крымские соленые озера обладают высоким ресурсным потенциалом, используемым в разных видах человеческой деятельности — бальнеологии, химической промышленности, терапии, а в настоящее время это привлекательные туристические объекты. Сочетание биотических и абиотических факторов создает специфические условия для развития и существования биоты и для формирования уникального ионного состава рапы и донных отложений, которые применяются в бальнеологии и в производстве спа-продуктов. Сакское озеро — одно из наиболее крупных приморских соленых озер Крыма, расположенных на юго-западном побережье Черного моря. В озере под воздействием климатических условий и биоты сформировалась специфическая экосистема, имеющая характерный меняющийся в течение года ионный состав рапы и популяцию артемии. Содержание катионов и анионов в рапе увеличивалось в летний период в результате интенсивного испарения и снижалось в зимне-весенний сезон вследствие разбавления воды атмосферными осадками и талыми водами. Динамика популяции артемии также имела характерные сезонные особенности: жизненный цикл начинался в апреле, максимальное число разных жизненных стадий отмечено в мае — июне и окончание в ноябре — декабре. Искусственная регуляция водно-солевого режима водоема путем добавления морской воды в летний период способствовала поддержанию оптимальных условий, что обеспечивало активную жизнедеятельность биоты. Полученные данные могут отражать сезонную динамику процессов в соленом озере, обусловленную климатическими, сезонными и антропогенными факторами.

Ключевые слова: гиперсоленые озера, Крым, катионы, анионы, коэффициент метаморфизации, сезонные изменения, артемия.

DOI: 10.31857/S0321059623010133, **EDN:** EDWXGP

ВВЕДЕНИЕ

Гиперсоленые водоемы характеризуются сезонными циклическими флуктуациями физико-химических параметров, среди которых наиболее

значимые — температура, соленость, содержание растворенного кислорода и биогенов [27, 30, 34, 40]. Их постоянные колебания под действием специфических гидрометеорологических, гидрогеологических и гидрохимических факторов создают в таких водоемах особые условия для развития и функционирования биоты. При этом взаимодействии абиотических и биотических факторов в этих экосистемах приводит к формированию в них уникальных донных отложений — природных лечебных ресурсов. Их биоразнообразие крайне

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания МГИ РАН (тема 0555-2021-0004 “Фундаментальные исследования океанологических процессов, определяющих состояние и эволюцию морской среды под влиянием естественных и антропогенных факторов, на основе методов наблюдения и моделирования”, шифр “Океанологические процессы”).



Рис. 1. Схема расположения контрольной точки отбора проб в Восточном бассейне оз. Сакского.

ограниченно организмами, приспособленными к существованию в экстремальных условиях, к которым относятся прежде всего артемия и ряд галофильных бактерий, жизненный цикл которых также зависит от сезонных изменений [15, 18, 19, 24, 37].

Сакское озеро — одно из наиболее крупных приморских соленых озер Крыма (рис. 1). Климатические и биологические условия сформировали в нем специфическую экосистему, характеризующуюся переменной соленостью в различные сезоны года, наличием лечебных грунтов и рапы, которые интенсивно применяются в бальнеологии, косметологии и фармацевтике. В озере обитает популяция артемии, состав и численность которой также подвержены межгодовым и сезонным флуктуациям. Минеральные ресурсы озера в течение долгих лет используются в галургической промышленности и в бальнеологии [2, 5, 13]. С учетом народно-хозяйственного значения гидроминеральных ресурсов оз. Сакского представляются важными и актуальными исследования их сезонной динамики, а также факторов, влияющих на физико-химические характеристики рапы и илов.

В настоящее время оз. Сакское разделено на семь изолированных друг от друга бассейнов, два из которых используются в лечебных целях, остальные выполняют защитную функцию, препятствуют загрязнению паводковыми и сточными водами. Для охраны и рационального использования ресурсов озера в условиях интенсивного антропогенного воздействия создана сложная гидротехническая система (ГТС) его защиты, состоящая из разделительных дамб, обводных каналов, насосных станций и водodelителей. С помощью этих конструкций от лечебных бассейнов отводятся пресные воды из защитных водоемов и с расположенных поблизости подтопляемых территорий. Для поддержания необходимой минера-

лизации рапы в жаркое время года посредством ГТС из Каламитского залива Черного моря подается морская вода, ее гидрохимические параметры имеют сходство с таковыми рапы лечебных водоемов. Таким образом, искусственно регулируется водно-солевой баланс, что в свою очередь обеспечивает поддержание физико-химических параметров гидроминеральных ресурсов в установленных пределах, а также создает благоприятные условия для развития гидробионтов, что имеет особо важное значение в летне-осенний период при повышении температуры воздуха и воды и интенсивном испарении [1, 11, 12]. Важнейшую функцию выполняет Восточный бассейн оз. Сакского — участок промышленной добычи природных гидроминеральных ресурсов — лечебных грязей и рапы. В связи с интенсивной эксплуатацией данного водного объекта, усилением антропогенной нагрузки на прилегающие к нему территории и реконструкцией набережной и коммуникационных сетей города возникает необходимость активного сезонного мониторинга гидроминеральных и биологических ресурсов Восточного бассейна с целью их сохранения и оптимального использования в дальнейшем.

Цель настоящей работы — изучение сезонной динамики физико-химических параметров рапы Восточного бассейна оз. Сакского в период интенсивной застройки его берегов летом 2019 г., а также структуры и численности обитающей в нем популяции артемии.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Описание объекта исследования

Площадь водного зеркала Восточного бассейна оз. Сакского составляет 1,27 км². Максимальные глубины (0,7–2,0 м) зафиксированы в восточной части бассейна в районе добычи лечебных грязей. Среднегодовое значение уровня водоема — 1,02 м абс. При регулировании водного баланса Восточного бассейна необходимо стремиться к поддержанию оптимального уровня рапы в диапазоне от –0,8 до 1,05 м абс.

На протяжении последних пятидесяти лет Восточный бассейн оз. Сакского, участок добычи пелоидов (лечебных иловых сульфидных грязей) и озерной рапы был почти полностью исключен из естественной системы питания поверхностными и грунтовыми водами и привносимыми ими продуктами почвенной эрозии. В результате этого водоем практически трансформировался в грязевой бассейн, в котором геохимическая функция литосферы оказывает незначительное влияние на процесс формирования донных отложений, вследствие чего произошло некоторое приостановление естественного грязеобразования в последние годы [10].

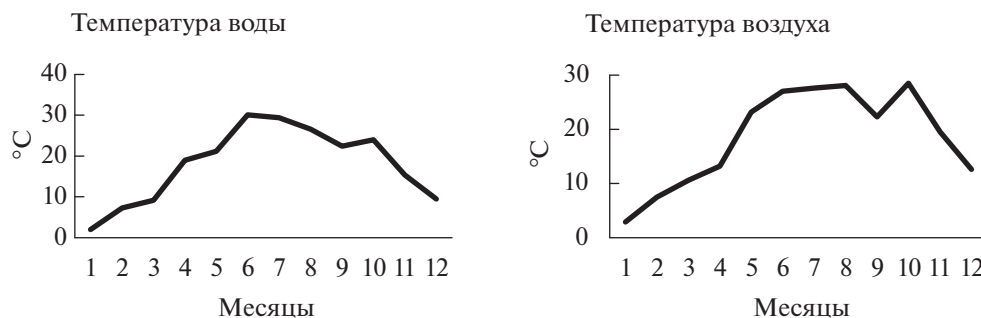


Рис. 2. Сезонные колебания температуры воздуха и рапы в Восточном бассейне оз. Сакского 2019 г.

Методы исследования

Пробы рапы отбирали ежемесячно в 2019 г. в контрольной точке Восточного бассейна оз. Сакского (рис. 1). Определение содержания гидрокарбонат-иона проводили титриметрическим методом с помощью 0.1 Н раствора соляной кислоты с индикатором метиловый оранжевый. Для анализа содержания карбонат-ионов применяли тот же метод, используя в качестве индикатора фенолфталеин. Содержание ионов кальция определяли комплексонометрическим методом титрования с трилоном Б с индикатором мурексидом. Содержание иона магния определяли комплексонометрическим методом в присутствии кальция с индикатором хромом темно-синим. Хлорид-ион определяли меркурометрическим методом титрования с азотнокислой ртутью(II) со смешанными индикаторами – дифенил карбазон и бромфеноловым синим. Сульфат-ион определялся гравиметрическим методом. Для определения ионного состава указанными методами использовали лабораторные весы “AXIS” типа “BTU210” и “AND” типа “HR-150AZ”, спектрофотометр “SPEKOL-11” и колориметр “КФК-2”. Определение суммы ионов натрия и калия проводили расчетным методом. Указанные лабораторные исследования проведены на базе Центральной испытательной лаборатории Крымской ГГРЭС по типовым методикам в соответствии с действующими нормативными документами [3, 8, 9].

pH, окислительно-восстановительный потенциал Eh и содержание кислорода оценивали в лабораторных условиях при помощи анализатора “Expert-001” (“Econix-Expert Моеха CoLtd”, Россия) с использованием соответствующих селективных электродов (“Вольта”, Россия). Соленость воды измеряли с помощью рефрактометра “PAL-06S” (“LTA GO”, Япония). Измерения проводили при комнатной температуре в трех повторностях, вычисляли среднее значение. Рассчитывали коэффициент метаморфизации (K_m) – величину, характеризующую степень отклонения солевого состава природных вод от состава нор-

мальной морской воды, – как соотношение содержаний сульфатов магния и хлоридов магния по следующей формуле:

$$K_m = \frac{MgSO_4}{MgCl_2}.$$

Исследование жизненных стадий популяций артемии проводили путем отбора проб рапы с помощью специального устройства объемом рабочей части 5 л. Пробы концентрировали с использованием мелкоячеистого фильтра и подсчитывали разные жизненные стадии рачка под бинокулярным микроскопом “МБС-9”, показатели – среднее из трех определений, экз/л [7].

Корреляции между исследованными показателями вычисляли с помощью компьютерной программы CURFVIT (версия 2).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Результаты исследований позволили установить характерную сезонную динамику метеорологических и гидрохимических параметров для Восточного бассейна оз. Сакского.

В 2019 г. температура воздуха существенно возросла в период с конца марта по апрель и достигала максимальных величин в июне–июле. Такая же динамика отмечена и для температуры рапы (рис. 2). В осенний период температура снижалась вплоть до отрицательных значений. Между температурой воды и температурой воздуха установлена высокая корреляция ($r = 0.77$).

Минерализация рапы и ее удельный вес также возрастали в летний сезон и достигали наивысших значений в июне и июле, после чего снижались (рис. 3). Однако значимой корреляционной связи между температурой воды и данными показателями не установлено.

Значения pH рапы слабо варьировали – в пределах 7.6–7.9, но в августе отмечено некоторое снижение этого показателя до 7.2 (рис. 4). Eh менялся в диапазоне от – 41.7 до – 33.1 мВ, при этом минимальное значение было зафиксировано в

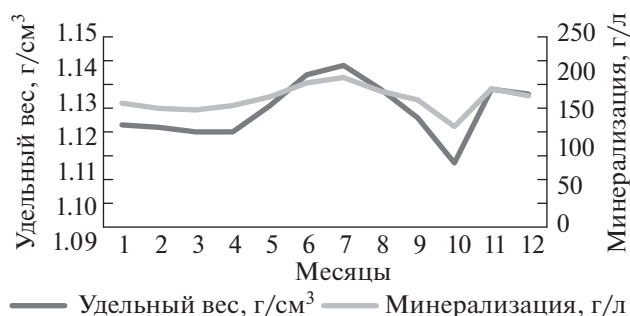


Рис. 3. Сезонные колебания минерализации рапы и ее удельного веса в Восточном бассейне оз. Сакского в 2019 г.

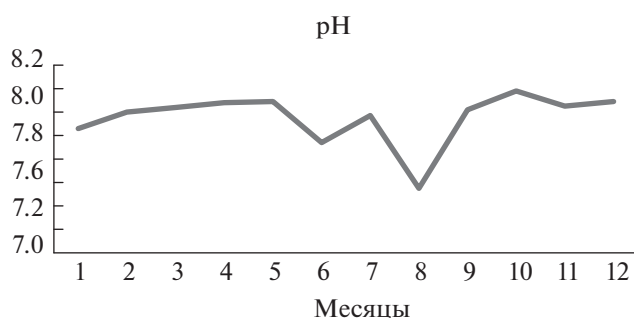


Рис. 4. Сезонные колебания pH рапы в Восточном бассейне оз. Сакского в 2019 г.

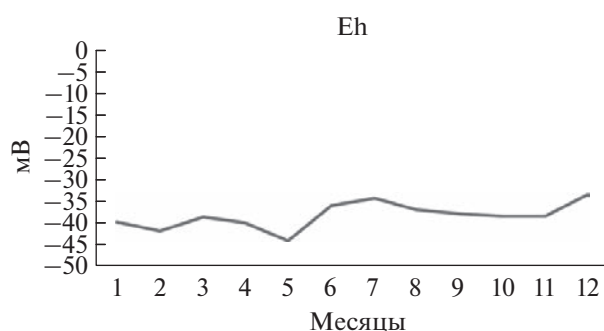


Рис. 5. Сезонные колебания Eh рапы в Восточном бассейне оз. Сакского 2019 г.

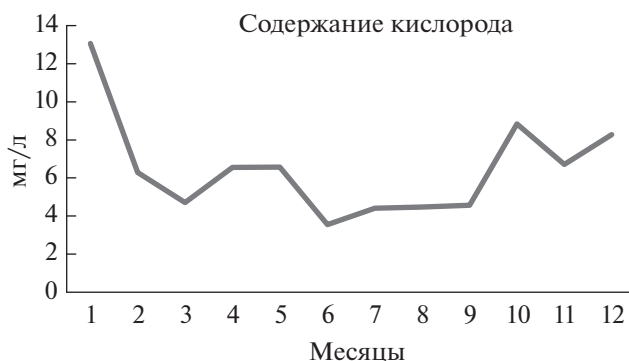


Рис. 6. Сезонные колебания содержания кислорода в рапе Восточного бассейна оз. Сакского в 2019 г.

мае (рис. 5). Содержание кислорода последовательно снижалось, самые низкие показатели были установлены в июне (3.55 мг/л), самые высокие — в январе (13.06 мг/л) (рис. 6). Не выявлено взаимосвязи между температурой рапы, pH и Eh, но обнаружена средняя корреляция с содержанием кислорода ($r = 0.36$). Слабая корреляция отмечена между минерализацией рапы, Eh и содержанием кислорода ($r = 0.21$ и $r = 0.18$ соответственно).

Содержание растворенных катионов и анионов в рапе Восточного бассейна оз. Сакского также менялось в зависимости от сезона. Как можно видеть по данным в табл. 1, 2, суммарное содержание катионов натрия и калия колебалось в пределах 41.07–61.27 г/дм³, максимальные значения отмечены в июле, минимальные — в октябре. Концентрация магния менялась от 5.94 до 8.52 г/дм³ от октября до июля. Содержание кальция возрастало к июню до 0.98 г/дм³, после чего снижалось до 0.57 г/дм³ в октябре и вновь увеличилось к концу года, оставаясь в пределах 0.76–0.84 г/дм³ в ноябре–марте. Таким образом, общая сумма исследуемых катионов возрастала в летний период, достигая максимальных величин в июле, после чего снижалась до минимальных величин в октябре и

вновь несколько увеличивалась в зимне-весенний период. Самая высокая корреляция ($r = 0.99$) установлена между минерализацией и суммарным содержанием ионов калия и натрия. Связь между минерализацией и концентрацией катионов магния также значительна ($r = 0.95$), но с содержанием катионов кальция она в 2 раза слабее ($r = 0.46$). Низкие корреляции отмечены между pH и содержанием исследуемых катионов ($r = 0.21$ – 0.25), тогда как с Eh связь не установлена.

Сезонная динамика содержания анионов в рапе Восточного бассейна оз. Сакского приведена в табл. 2. Концентрация хлоридов увеличивалась в весенне-летний период, достигая максимальных величин в июле (106.67 г/дм³), затем резко снижалась в октябре (73.48 г/дм³), далее возрастала в зимне-весенний период до 83.52–98.84 г/дм³. Такая же тенденция отмечена для сульфатов, концентрация которых варьировала от 10.84 г/дм³ в октябре до 19.12 г/дм³ в июне. Содержание карбонатов менялось в пределах 0.02–0.07 г/дм³, гидрокарбонатов — 0.15–0.26 г/дм³. Таким образом, максимальное суммарное содержание анионов отмечено в июле (125.92 г/дм³), а минимальное — в октябре (84.55 г/дм³). Между содержанием сульфатов и минерализацией рапы установлена высокая

Таблица 1. Содержание катионов в рапе Восточного бассейна оз. Сакского в 2019 г.

Дата отбора проб	Катионы									Сумма катионов	
	натрий + калий			магний			кальций				
	г/дм³	мг-экв	%-экв	г/дм³	мг-экв	%-экв	г/дм³	мг-экв	%-экв	г/дм³	мг-экв
09.01.2019	50.90	2212.92	78.34	6.99	572.00	20.25	0.80	40.00	1.41	58.69	2824.92
05.02.2019	48.05	2089.19	77.10	7.05	580.00	21.42	0.80	40.00	1.48	55.90	2709.19
04.03.2019	47.46	2063.28	77.11	6.97	573.3	21.43	0.78	39.20	1.46	55.21	2675.78
01.04.2019	48.91	2126.54	76.68	7.32	601.72	21.70	0.90	45.08	1.62	57.13	2773.34
13.05.2019	52.86	2298.23	77.39	7.61	626.22	21.09	0.90	45.08	1.52	61.37	2969.53
05.06.2019	58.69	2551.74	77.64	8.34	685.0	20.87	0.98	49.00	1.49	68.01	3286.74
01.07.2019	61.27	2663.77	78.15	8.52	700.70	20.56	0.88	44.10	1.29	70.67	3408.57
05.08.2019	61.93	2626.22	78.30	8.44	694.14	20.48	0.81	40.43	1.19	71.18	3360.79
02.09.2019	52.13	2266.71	78.22	7.26	597.52	20.62	0.67	33.52	1.16	60.06	2897.75
01.10.2019	41.07	1785.63	77.54	5.94	488.98	21.23	0.57	28.30	1.23	47.58	2302.91
06.11.2019	56.88	2472.85	78.48	7.74	636.35	20.19	0.84	41.97	1.33	65.46	3151.17
02.12.2019	53.82	2339.91	78.16	7.49	615.86	20.57	0.76	38.06	1.27	62.07	2993.83

Таблица 2. Содержание анионов в рапе Восточного бассейна оз. Сакского в 2019 г.

Дата отбора	Анионы												Сумма анионов	
	хлориды			сульфаты			карбонаты			гидрокарбонаты				
	г/дм³	мг-экв	%-экв	г/дм³	мг-экв	%-экв	г/дм³	мг-экв	%-экв	г/дм³	мг-экв	%-экв	г/дм³	мг-экв
09.01.2019	88.44	2494.50	88.30	15.64	325.63	11.53	0.07	2.33	0.08	0.15	2.46	0.09	104.30	2824.92
05.02.2019	84.66	2387.88	88.14	15.18	316.05	11.66	0.04	1.33	0.05	0.24	3.93	0.15	100.12	2709.19
04.03.2019	83.52	2355.70	88.04	15.16	315.64	11.80	0.02	0.67	0.02	0.23	3.77	0.14	98.93	2675.78
01.04.2019	86.55	2441.19	88.03	15.72	327.37	11.80	0.05	1.67	0.06	0.19	3.11	0.11	102.51	2773.34
13.05.2019	92.59	2611.55	87.95	16.94	352.70	11.88	0.06	2.0	0.07	0.20	3.28	0.10	109.79	2969.53
05.06.2019	102.22	2883.06	87.72	19.12	398.08	12.11	0.05	1.67	0.05	0.24	3.93	0.12	121.63	3286.74
01.07.2019	106.67	3008.69	88.27	18.97	394.96	11.59	0.02	0.66	0.02	0.26	4.26	0.12	125.92	3408.57
05.08.2019	105.92	2987.53	88.16	18.78	391.00	11.54	0.012	0.40	0.01	0.308	5.05	0.15	125.02	3383.98
02.09.2019	90.63	2556.36	88.22	16.16	336.46	11.61	0.03	1.0	0.03	0.24	3.93	0.14	107.06	2897.75
01.10.2019	73.48	2072.44	89.99	10.84	225.69	9.80	0.06	2.0	0.09	0.17	2.78	0.12	84.55	2302.91
06.11.2019	98.84	2787.80	88.47	17.20	358.11	11.36	0.03	1.0	0.03	0.26	4.26	0.14	116.33	3151.17
02.12.2019	93.99	2651.04	88.55	16.20	337.39	11.27	0.04	1.3	0.04	0.25	4.1	0.14	110.48	2993.83

корреляция ($r = 0.91$), значительная корреляция отмечена между минерализацией и концентрацией анионов хлора ($r = 0.57$), умеренная – с концентрацией гидрокарбонатов ($r = 0.32$), тогда как связь с содержанием карбонатов отсутствует. Умеренная корреляция выявлена между рН и содержанием сульфатов ($r = 0.33$), слабая – с содержанием хлоридов, с содержанием остальных анионов связь не обнаружена.

Сезонные изменения гидрохимических параметров рапы происходят не только под воздействием специфических метеорологических и

гидрогеологических условий, но и вследствие искусственного регулирования водно-солевого баланса, что установлено в Восточном бассейне оз. Сакского. На рис. 7, показывающем сезонные изменения содержания основных гипотетических солей – MgSO_4 , MgCl_2 и NaCl , отчетливо прослеживается продолжающийся рост рассчитанных концентраций этих компонентов после начала заправки морской воды в акваторию озера, которая в 2019 г. была начата в июне и закончена в октябре. Увеличение концентрации NaCl продолжалось в июне, в июле наблюдалась стабилизация минерализации, а с августа произошло

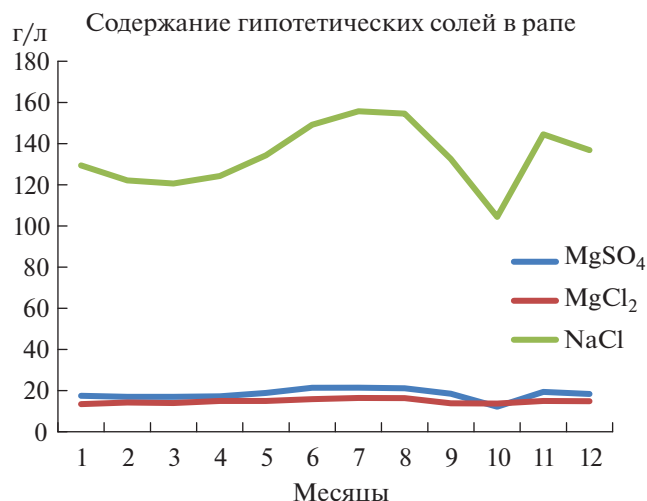


Рис. 7. Сезонные изменения содержания гипотетических солей в рапе Восточного бассейна оз. Сакского в 2019 г.

снижение концентрации. В то же время концентрация $MgSO_4$ и $MgCl_2$ продолжала увеличиваться до августа, падение этого показателя было отмечено с сентября по октябрь. Однако сезонные изменения коэффициента метаморфизации (K_M) не совпадали с установленными трендами содержания гипотетических солей в рапе в период подачи морской воды (рис. 8).

Таким образом, искусственная закачка 1 млн м³ морской воды с целью компенсации испарения (при среднем расчетном объеме Восточного бассейна 1.27 млн м³) оказала заметное влияние на гидрохимический состав рапы, которое проявилось не только в привнесении дополнительного объема солей в акваторию, но и в изменении их соотношения.

Сезонным изменениям также подвержена популяция артемии, обитающая в водоеме, что выразилось в колебаниях численности рачка и в соотношении его жизненных стадий (табл. 3; рис. 9). В течение года в водоеме присутствовали цисты рачка, причем число их варьировало, а локализация зависела от направления ветра. При этом часть цист концентрировалась по берегам озера. При повышении температуры воздуха и прогревании воды до 15–19°C в водоеме в массовом количестве появлялись личинки (науплии), вылупляющиеся из цист. Однако единичные экземпляры науплиев были отмечены и при более низкой температуре рапы ранней весной. В теплый период с мая по сентябрь выявлены взрослые особи, представленные в основном половозрелыми самками. В октябре–ноябре в рапе наряду с цистами обнаружено большое количество отмерших взрослых рачков, но встречались единичные личинки. В декабре при понижении температуры

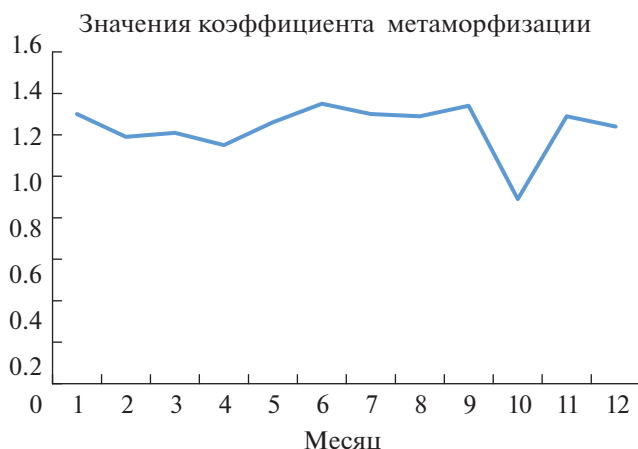


Рис. 8. Сезонные изменения коэффициента метаморфизации K_M в рапе Восточного бассейна оз. Сакского в 2019 г.

воздуха и воды в рапе присутствовали цисты рачка, которые также в значительных количествах концентрировались по берегам.

На рис. 9 представлена динамика соотношения количеств цист, науплиев и взрослых особей артемии в разные сезоны в воде Восточного бассейна оз. Сакского. Как можно видеть, во все сезоны доминировали цисты, кроме апреля, когда число науплиев и цист было представлено в равных количествах. Взрослые раки, которые были обнаружены в период с мая по сентябрь, составляли меньшую часть популяции артемии, число науплиев занимало промежуточное положение. Обращает на себя внимание тот факт, что в июле и сентябре в рапе отсутствовали взрослые артемии или были найдены мертвые особи и их фрагменты, что может свидетельствовать о неблагоприятных условиях для их существования в водоеме в данный период.

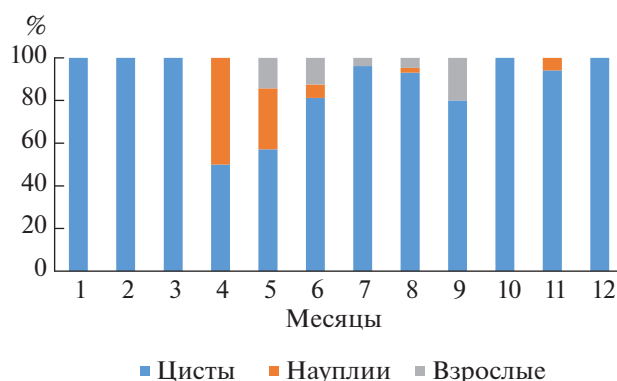


Рис. 9. Сезонные изменения соотношения различных жизненных стадий артемии в Восточном бассейне оз. Сакского в 2019 г.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Экологическое состояние озер зависит от многих факторов, включая межгодовые климатические флуктуации, сезонные изменения абиотических и биотических условий в озере и на прилегающей к нему территории, наличие грунтовых вод, расположение по отношению к уровню моря и степень близости к нему, атмосферные осадки, розы ветров, солнечное излучение и ионный состав воды [6, 22, 35, 38], а в настоящее время — также и антропогенная активность. Как показали исследования в последние годы, изменение климата с повышением температуры и сокращением количества атмосферных осадков существенно меняет гидрологический режим внутренних водоемов, что приводит к снижению в них объема воды. Кроме того, этому же способствует хозяйственная деятельность человека, которая также значительно модифицирует сформированный в течение длительного времени гидрологический режим озер. Совокупность этих двух факторов приводит к необратимым последствиям для водоема, подчас критическим, заканчивающимся их деградацией или исчезновением [22].

Климатические и сезонные изменения на территории, связанные прежде всего с колебаниями температуры, оказывают наибольшее влияние на озерные экосистемы, так как регулируют водный баланс, определяемый соотношением процессов испарения и поступления воды с осадками и грунтовыми водами. В связи с этим некоторые исследователи считают, что озера и их водный баланс — адекватные индикаторы изменения климата [33].

Результаты проведенных исследований позволили установить характерные сезонные колебания физико-химических параметров рапы Восточного бассейна оз. Сакского и их зависимость от гидрометеорологических факторов, в частности от температуры воздуха и количества атмосферных осадков. В летний период были отмечены самые высокие значения температуры воздуха и температуры воды, в результате интенсивного испарения повысились минерализация и удельный вес рапы, а также входящих в ее состав основных катионов и анионов, максимальная концентрация которых была установлена в июле и в августе. Вместе с тем между показателями — минерализацией рапы, ее удельным весом, pH и Eh — не обнаружены значимые корреляции с изменением температуры, тогда как с показателями содержания кислорода обнаружена умеренная связь ($r = 0.36$). Следует отметить, что гидрохимические показатели и содержание исследуемых катионов и анионов в рапе Восточного бассейна оз. Сакского соизмеримы с таковыми в воде других соленых озер Причерноморья [23].

Таблица 3. Сезонная динамика изменения числа жизненных стадий артемии, экз/л (числитель — среднее из трех определений, знаменатель — пределы) в воде Восточного бассейна оз. Сакского в 2019 г.

Месяцы	Цисты	Науплии	Взрослые раки
1	$\frac{2}{2-3}$	0	0
2	$\frac{60}{7-112}$	0	0
3	$\frac{16}{7-24}$	0	0
4	$\frac{2}{1-7}$	$\frac{2}{1-5}$	0
5	4	2	1
6	$\frac{13}{12-13}$	$\frac{1}{0.5-0.8}$	$\frac{2}{1-2}$
7	$\frac{25}{19-31}$	0	1
8	$\frac{40}{10-71}$	1	2
9	$\frac{2}{0-4}$	0	1
10	$\frac{14}{8-19}$	0	0
11	$\frac{8}{6-9}$	1	0
12	$\frac{5}{3-6}$	0	0

Учитывая тот факт, что гиперсолёные водоемы обладают важнейшими ресурсами и приобретают все большую популярность для целей рекреации и туризма, исследования сезонной динамики их водно-солевого баланса имеют значение для их сохранения и рационального использования [5, 13, 14, 17]. В связи с этим совершенно очевидно, что для поддержания надлежащего состояния лечебных илов и жизнедеятельности биоты в летний сезон, характеризующийся экстремальными температурой и испарением, необходимо поддерживать определенный уровень минерализации, что достигается искусственным регулированием водно-солевого баланса водоема посредством ГТС.

Как показано выше, в наиболее широком диапазоне происходят изменения концентрации хлоридов, что связано не только с ее сезонными естественными колебаниями, но и с искусственным регулированием водно-солевого режима

озера. Вследствие интенсивного естественного наполнения водоема пресными метеорными и грунтовыми водами происходит значительное снижение концентрации хлоридов в весенний период, а с начала июня рапа начинает интенсивно испаряться. В этом случае для искусственного поддержания необходимого технологического объема бассейна осуществляется закачка морской воды. Интенсивное испарение с одновременным привнесением дополнительных солей обеспечивает высокие концентрации хлоридов в летне-осенний период. При этом исследователи обращают особое внимание на соотношение катионов кальция и магния, уменьшение содержания которых может свидетельствовать об антропогенном воздействии на водоем [23]. Однако сезонные колебания этого показателя в рапе Восточного бассейна были крайне незначительны (0.10–0.12), что подтверждает эффективность мер по регуляции водно-солевого режима бассейна с помощью соответствующих ГТС. Описанная выше тенденция сезонного изменения концентрации хлоридов характерна и для других определяемых ионов, прежде всего для натрия и магния.

Вероятно, искусственное регулирование минерализации рапы в Восточном бассейне оз. Сакского путем подачи морской воды существенно меняет естественные природные процессы, при повышении температуры характеризующиеся усиленным испарением и повышением солёности вплоть до осаждения соли на дне и на берегах водоема [7, 21, 36]. Отмечена высокая корреляция между минерализацией и содержанием катионов в рапе – суммарной концентрацией калия и натрия $r = 0.99$, концентрацией магния $r = 0.95$; более низкая – с концентрацией ионов кальция $r = 0.46$.

Увеличение содержания минералов в рапе в жаркий период может негативно сказаться на биоте, особенно в случае наличия в воде тяжелых металлов, попадающих туда в том числе в результате техногенной активности [16, 17, 21, 29]. Следует отметить, что для экосистем соленых озер важны не только концентрация различных ионов, но и их соотношение. Изменение этого показателя может существенным образом повлиять на жизнедеятельность биоты, включая популяцию артемии, фитопланктон и микробные сообщества, играющие важную роль в процессах образования лечебных грязей [14, 20, 31]. Настоящие исследования показали, что цисты артемии присутствовали в рапе Восточного бассейна в течение всего года. Число их существенно варьировало в зависимости от сгонно-нагонных явлений, а также от оседания их на дно и концентрирования по берегам водоема, что отмечено и другими исследователями [4, 25, 26]. Науплии в рапе в массовом количестве появлялись в апреле, когда температура воды поднималась выше $+10^{\circ}\text{C}$, хотя

единичные экземпляры встречались и в феврале–марте. Эти личинки вылуплялись из цист, которые были продуцированы самками осенью перед массовым отмиранием, что обеспечило сохранение их в рапе и дальнейшее воспроизводство популяции рачка при благоприятных условиях (температуре и солёности) [37]. В мае–июне в популяции появлялись взрослые половозрелые самки и происходил процесс живорождения. В этот период температура повышалась и условия для жизнедеятельности рачка ухудшались, что обусловлено снижением концентрации кислорода, истощением кормовой базы (фитопланктона), а затем и возрастом солёности. В июле–сентябре число науплиев и взрослых особей резко снижалось, так как температурный режим воды и высокая солёность неблагоприятны для данных жизненных стадий рачка, и в октябре доминировали цисты. В ноябре при выпадении осадков и распреснении бассейна опять появлялись науплии, но снижение температуры в декабре не позволило им развиваться до взрослых особей. В это время в водоеме было отмечено много органических остатков, фрагментов и отмерших взрослых раков, которые оседали на дно и способствовали образованию лечебных илов. Таким образом, жизнедеятельность артемии в водоеме проявляла четкую зависимость от условий, формирующихся под действием климатических и сезонных факторов, в том числе от температуры рапы, концентрации солей и содержания кислорода в воде, а также от кормовой базы. Следует отметить, что в настоящее время с учетом важности артемии как стартового корма для объектов аквакультуры вопросам оптимизации выращивания и добычи рачка в естественных и искусственных условиях уделяется много внимания. Исследователи изучают влияние различных факторов на развитие артемии, в том числе непосредственно зависящих от климата [28], соотношения и содержания компонентов рапы [32], состава пищи [20, 39], а также роль рачка в процессах формирования лечебных илов, что очень важно для сохранения и рационального использования ресурсов соленых озер [26]. Таким образом, полученные данные позволяют понять особенности сезонной динамики экогидрологических условий Восточного бассейна оз. Сакского – важнейшего источника гидроминеральных и лечебных ресурсов Крыма.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты исследований показали четкую зависимость динамики экогидрологических условий Восточного бассейна оз. Сакского от природных (климатических) факторов и от искусственной регуляции водоема, которая позволила поддержать в нем оптимальный уровень минерализации и условия для жизнедеятельности биоты

в летний период. Это имело особое значение в наиболее критический сезон — июль—август, характеризующийся интенсивным испарением и высокой температурой воды, превышающей +30°C. В летние месяцы был установлен самый высокий уровень минерализации рапы, содержания в ней катионов и анионов. При этом искусственная закачка 1 млн м³ морской воды с целью компенсации испарения (при среднем расчетном объеме Восточного бассейна 1.27 млн м³) оказала положительное влияние на гидрохимический состав рапы — привнесение дополнительного объема солей в акваторию без существенного изменения их соотношения. Рост концентрации NaCl отмечен в июне, в июле происходила стабилизация минерализации, а в августе установлено ее снижение. Иная закономерность обнаружена для MgSO₄ и MgCl₂, их содержание продолжало увеличиваться до августа, затем происходило падение этого показателя с сентября по октябрь. Вместе с тем сезонные изменения коэффициента метаморфизации K_м не совпадали с установленными трендами содержания гипотетических солей в рапе в период подачи морской воды. Жизнедеятельность артемии в водоеме проявляла четкую зависимость от условий, формировавшихся под действием климатических, сезонных и антропогенных факторов, — прежде всего от температуры, концентрации солей и содержания кислорода, а также от кормовой базы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Иванов В.В., Малахов А. М. Генетическая классификация лечебных грязей (пелоидов). М.: Гидрометеоиздат, 1963. С. 38—61.
2. Котова И.К., Каюкова Е.П., Мордохай-Болтовская Л.В., Платонова Н.В., Котов С.Р. Закономерности формирования состава иловых грязей Мертвого моря и соляных озер Крыма // Вестн. СПбГУ. 2015. Сер. 7. № 2. С. 85—100.
3. Критерии оценки качества лечебных грязей при их разведке, использовании и охране. Методические указания № 10—11/40 от 11.03.1987 г. М.: Минздрав СССР, 1987.
4. Литвиненко Л.И., Куцанов К.В., Разова Л.Ф., Гадиадуллина А.Ш., Герасимов А.Г., Бражников Е.В. Внутри- и межпопуляционная изменчивость цист и взрослых стадий артемии (Branchiopoda: Anostraca) в сибирских популяциях (морфометрия) // Морской биол. журн. 2021. 6 (2). С. 33—51.
5. Любчик В.Н., Ежов В.В. Лечебные грязи Крыма. Евпатория, 2018. 102 с.
6. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А. Формирование химического состава вод озер в условиях изменения окружающей среды. М.: Наука, 2010. 268 с.
7. Руднева И.И., Шайда В.Г. Сезонная динамика гиперсоленого озера Ойбург (Крым) как модель для изучения последствий изменения климата // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 4. С. 426—437.
8. СанПиН 2.1.5.980-00 Гигиенические требования к охране поверхностных вод.
9. СанПиН 2.1.5.2582-10 Санитарно-эпидемиологические требования к охране прибрежных вод морей от загрязнения в местах водопользования населения.
10. Хохлов В.А., Гулов О.А. Научная летопись Сакского озера. Симферополь: Доля, 2001. С. 27—36.
11. Чабан В.В. Влияние техногенных изменений геологической среды на экологическое состояние Сакского соленого озера // Вестн. Днепропетровского нац. ун-та. Сер. Геология. География. 2013. Т. 2. Вып. 16. С. 77—84.
12. Чабан В.В. Применение биоиндикатора *Artemia salina* при экологическом изучении соленых озер Крымского полуострова (на примере озер Евпаторийской группы) // Строительство и техногенная безопасность. 2012. № 43. С. 102—105.
13. Шибанов С.Э. Гигиеническая оценка грязевых месторождений Крыма и необходимость системы мониторинга их качества // Вестн. физиотерапии и курортологии. 2018. № 21 (1). С. 131.
14. Akhmedenov K.M. Tourist and recreational potential of the salt lakes of Western Kazakhstan // GeoJ. Tourism Geosites. 2020. V. 30. № 2. P. 782—787.
15. Aljohny B.O. Halophilic bacterium — a review of new studies (Review) // Biosci. Biotechnol. Res. Asia. 2015. V. 12. Is. 3. P. 2061—2069.
16. Banerji S., Mitra D. Grey water footprint of domestic households in Salt Lake City, India: an overview // Water Utility J. 2017. V. 15. P. 15—27.
17. Chapra S.C., Dove A., Warren G.T.J. Long-Term trends of Great Lakes Major ion chemistry. // J. Great Lakes Res. 2012. V. 38. P. 550—560.
18. Di Meglio, Santos L., Gomariz F., Almansa M., Lopez C.C., Anton J., Nercessian D. Seasonal dynamics of extremely halophilic microbial communities in three Argentinian salterns (Article) // FEMS Microbiol. Ecol. 2016. V. 92. Is. 12. Article number fiw184.
19. Edbeib M.F., Wahab R.A., Huyop F. Halophiles: biology, adaptation, and their role in decontamination of hypersaline environments (Review) // World J. Microbiol. Biotechnol. 2016. V. 32. Iss. 8. Article number 135.
20. Gajardo G., Beardmore J.A. The brine shrimp *Artemia*: adapted to critical life conditions // Frontiers Physiol. 2012. V. 3. Article 185.
21. Golan R., Gavrieli I., Ganor J., Lazarc B. Controls on the pH of hyper-saline lakes — A lesson from the Dead Sea // Earth Planetary Sci. Lett. 2016. V. 434. P. 289—297.
22. Irwandi H., Rosid M.S., Mart T. The effects of ENSO, climate change and human activities on the water level of Lake Toba, Indonesia: a critical literature review // Geosci. Lett. 2021. V. 8. № 21. P. 1—13.
23. Lazar V., Iordache F., Curutiu C., Ditu L.M., Holban A., Gheorghe I., Marinescu F., Ilie M., Ivanov A., Dobre D., Chifiriuc M. Physico-chemical and microbiological assessment of organic pollution in Play Salty lakes from protected regions // J. Environ. Protect. 2017. V. 8. P. 1474—1489.
24. Li S.-Y., Xin Y.-J., Bao Ch. X., Hou J., Cui H.-L. *Haloprofundus salilacus* sp. nov., *Haloprofundus halobius* sp.

- nov. and *Haloprofundus salinisoli* sp. nov.: three extremely halophilic archaea isolated from salt lake and saline soil // *Extremophiles*. 2022. V. 26. Article number 6.
25. Litvinenko L., Litvinenko A., Boyko E., Korentovich M., Zenkovich P. Experimental studies to increase the natural resources of brine shrimp *Artemia* in hyperhaline reservoirs // *IOP Conf. Series: Earth Environ. Sci.* 2021. P. 937. Article 022073.
 26. Litvinenko L.I., Litvinenko A.I., Boiko E.G., Kutsanov K.V., Korentovich M.A. The impact of *Artemia* cysts harvest in the formation of therapeutic mud in salt lakes // *J. Sib-FU. Biol.* 2020. V. 13. № 4.
 27. Lomakin P.D. Features of the Oceanological Values Fields in the Sivash Bay (The Sea of Azov) // *Physical Oceanogr.* 2021. V. 28. № 6. P. 647–659.
 28. Monteiro R. Evidence of the effects of dissolved carbon dioxide on hatching rates of *Artemia salina* cysts // *Wheaton J. Develop. Biol. Res.* 2021. Iss. 6. P. 1–6.
 29. Ogah S.Ph.I. Heavy metals in Keana salt lake and some sources of drinking water within the Keana salt lake community, Nasarawa State, Nigeria // *Sci. J. Anal. Chemv.* 2020. V. 8. № 2. P. 56–59.
 30. Oliveira U.O., Araujo A.S.R., Belloo-Klein A., Da Silva R.S.M., Kucharski L.C. Effects of environmental anoxia and different periods of reoxygenation on oxidative balance in gills of the estuarine crab *Chasmagnathus granulatus* // *Comp. Biochem. Physiol.* 2005. Pt B. V. 140. P. 51–57.
 31. Pepenel I., Cracium N., Julea V., Florea A., Pop C.E., Stoian G. Biochemical parameters of salt lakes sapropelic sludge from Buzau Country protected area, with different degrees of microbiological attrition // *Sci. Annals Danube Delta Inst.* 2020. V. 25. P. 101–111.
 32. Pillard D.A., Tapp K.L. Influence of feeding and organism age on the acute toxicity of sodium bromide to *Artemia salina* // *Ecotoxicol.* 2021. V. 30. P. 914–918.
 33. Reyes-Garcia V., Fernandez-Lamasares A., Guese M., Graces A., Mallo M., Villa-Gomes M., Vlasca M. Local indicators of climate change the potential contribution of local knowledge to climate research // *Clim. Change*. 2016. V. 7. № 1. P. 109–124.
 34. Sagasti A., Schaffner L.C., Duffy J.E. Effects of periodic hypoxia on mortality, feeding and predation in an estuarine epifaunal community // *J. Experiment. Mar. Biol. Ecol.* 2001. V. 258. P. 257–283.
 35. Siniscalchia A.G., Koppriob G., Raniolob L.A., Gomez E.A., Diaza M.S., Lara R.J. Mathematical modelling for eco-hydrological management of an endangered endorheic salt lake in the semiarid Pampean region, Argentina // *J. Hydrol.* 2018. V. 563. P. 778–789.
 36. Sirota I., Arnon A., Lensky N.G. Seasonal variations of halite saturation in the Dead Sea // *Water Resour. Res.* 2016. V. 52. Iss. 9. P. 7151–7162.
 37. Sorgeloos P., Roubach R. Past, present and future scenarios for SDG-aligned brine shrimp *Artemia* aquaculture // *FAO Aquaculture News*. 2021. № 63. P. 55–56.
 38. Turner J.V., Rosenb M.R., Coshellc L., Woodbury R.J. Cyclic heliothermal behaviour of the shallow, hypersaline Lake Hayward, Western Australia // *J. Hydrol.* 2018. V. 560. P. 495–511.
 39. Vahdat S., Oroujlou M. Use of agriculture by-products (brans and meal) as food for *Artemia franciscana* (Kellogg, 1906) and effects on performance and biochemical compositions // *J. Survey in Fish. Sci.* 2021. V. 7. № 3. P. 23–40.
 40. Xinyi F., Yihong I Y., Lin M., Xiaoying I., Zhehui I H., Jijie L., Liu L., Fushun W. Coupling effects of hydrological characteristics and nutrient load in sediments on the trophic state of reservoirs // *Acta Geochim.* 2021. V. 40. P. 640–649.

УДК 502.08;504.06

ТОЧНОСТЬ ИЗМЕРЕНИЙ В ПРАКТИКЕ УПРАВЛЕНИЯ КАЧЕСТВОМ ВОДЫ¹

© 2023 г. В. И. Данилов-Данильян^а, Е. Г. Ларина^а, *, О. М. Розенталь^а

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: ek184@yandex.ru

Поступила в редакцию 17.11.2021 г.

После доработки 28.06.2022 г.

Принята к публикации 03.08.2022 г.

Известно, что погрешность конечного результата измерения может увеличиваться на каждом этапе лабораторной процедуры, а также вследствие выборочного характера частных измерений. Преодоление этих трудностей требует четкого взаимодействия гидрологов и химиков-аналитиков с целью получения достоверной информации о составе и свойствах природных вод в условиях их крайней нестабильности. В статье фиксируется внимание на деталях, существенных как для заказчика-гидролога, так и исполнителя — химика-аналитика. Показаны различные варианты заключений о соответствии/несоответствии качества вод установленным требованиям. Рассчитана стоимость достоверных измерений, и предложены варианты оптимизации выплат предприятия за сброс. Даны рекомендации заказчикам исследований по выбору компетентной аналитической лаборатории.

Ключевые слова: оценка соответствия, контроль качества вод, предельно допустимая концентрация, точность результатов измерения, погрешность измерений, платность водопользования, достоверная вероятность, теорема Байеса.

DOI: 10.31857/S0321059623010066, **EDN:** EDXLHN

ВВЕДЕНИЕ

Современные технологии водопользования безопасны и эффективны только при условии удержания контролируемых показателей состава и свойств воды в установленных пределах, гарантией чего является безошибочная оценка соответствия (“conformity assessment” [19]). Поэтому точная водно-экологическая информация становится все более значимой для бизнеса и органов государственного управления. В частности, контроль качества воды необходим для выбора систем водоочистки, оценки выполнения гигиенических и гидробиологических требований, выполнения требований технологических инструкций, стандартов и нормативно-правовых актов. Решение любой из этих задач затрудняется вследствие многообразия и непостоянства анализируемых показателей, необходимости их оценивания в сложной водной матрице, нестабильности и неоднородности отбираемых для анализа проб и ограниченного порога обнаружения многих веществ. Трудности связаны также с отсутствием единых подходов химиков-аналитиков и гидрологов к постановке и решению водно-экологических задач, с недооценкой значимости точных

результатов измерений для принятия водохозяйственных решений, недопониманием технологиями многофакторных характеристик точности измерений, неспособностью корректно поставить измерительные задачи, а также неумением и даже нежеланием участвовать в планировании химико-аналитического эксперимента.

Данная работа подготовлена с целью содействовать полноценному взаимодействию гидрологов и химиков-аналитиков, необходимому для обеспечения достоверной информации о составе и свойствах воды с учетом особенностей получения таких данных — для этого требуются усилия не только лаборатории, но также и лиц, ответственных за водохозяйственные решения. Заказчики измерений (гидрологи, гидротехники, которым адресована статья) обычно плохо представляют себе источники неизбежной погрешности результатов, не обращают на них внимания, не склонны ни к тщательному выбору лаборатории, вызывающей наибольшее доверие, ни к требованиям по постановке измерительной задачи (технического задания (ТЗ)), ни к анализу лабораторных данных. В научных исследованиях все это приводит к уверенности авторов в выводах, которые на самом деле нельзя признать обоснованными, а в практических делах создает одну из суще-

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания Института водных проблем РАН (тема FMWZ-2022-0002).

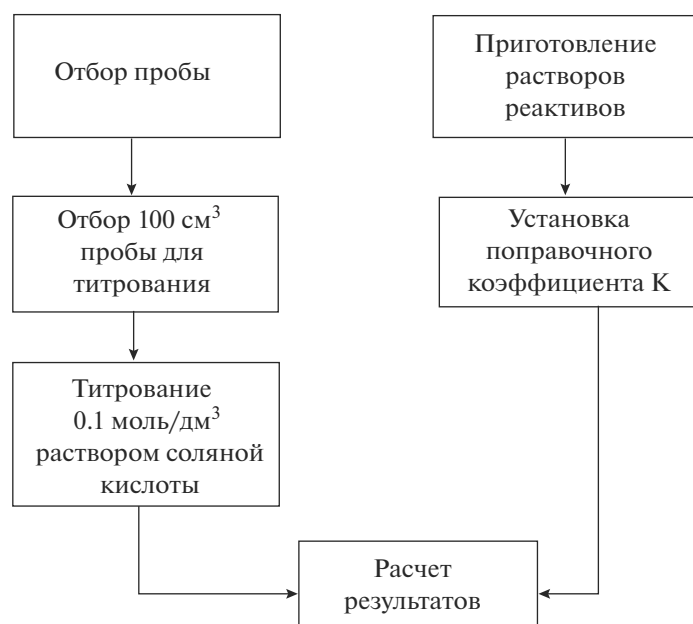


Рис. 1. Методика измерений свободной щелочности в природных водах титриметрическим методом.

ственных причин появления ошибочных водохозяйственных решений и экономических потерь, для снижения которых в статье предложены (в качестве первого шага) некоторые рекомендации для заказчиков измерений.

Уточним основные понятия, необходимые для взаимопонимания между заявителями и химико-аналитической лабораторией:

точность методов и результатов измерения — близость измеренного и истинного значений показателя, обеспечивается прецизионностью методов и правильностью результатов измерений;

оценка соответствия — доказательство того, что заданные требования к качеству воды выполнены/нарушены;

аккредитация аналитической лаборатории — официальное признание того, что лаборатория компетентна в проведении аналитических работ в соответствующей области (так называемые области аккредитации);

оценивание компетентности лаборатории — оценка соответствия лаборатории критериям аккредитации в заявленной области аккредитации;

методика (метод) измерений — совокупность описанных операций, выполнение которых обеспечивает получение результатов измерений с установленными показателями точности.

ОСОБЕННОСТИ КОНТРОЛЯ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД

При лабораторном исследовании качества воды, как правило, используются косвенные анали-

тические методы (за исключением таких, как гравиметрический, титриметрический). Исследуются, например, оптическая плотность, интенсивность аналитического сигнала, характеристики хроматографических пиков и т. п. Далее строятся градуировочные характеристики функциональной зависимости контролируемых показателей от содержания искомого компонента в пробе, что позволяет перевести результаты прямых измерений сигнала в значение искомой характеристики. Нетрудно продемонстрировать измерительную процедуру на примере.

Пример 1

Измерение свободной щелочности в природной воде методом титрования пробы раствором соляной кислоты выполняется по схеме, показанной на рис. 1.

Процесс измерений здесь включает следующие стадии:

- 1) измерение объема отобранной пробы;
- 2) определение поправочного коэффициента K для приведения концентрации кислоты точно к 0.1 моль/дм^3 ;
- 3) приготовление раствора соляной кислоты концентрации 0.1 моль/дм^3 ;
- 4) приготовление раствора натрия углекислого концентрации 0.1 моль/дм^3 ;
- 5) титрование пробы со смешанным индикатором до фиолетовой окраски;
- 6) регистрация объема израсходованной кислоты.

Таблица 1. Нормы погрешности измерений в зависимости от ПДК загрязняющих воду веществ [2]

Нормы погрешности, $\pm$, %	ПДК для питьевой воды, мг/дм ³	ПДК природных и сточных вод, мг/дм ³
80	>000005	>00001
70	0.000005–0.00001	0.00001–0.0001
60	0.00001–0.0001	0.0001–0.001
50	0.0001–0.001	0.001–0.01
40	0.001–0.01	0.01–0.1
30	0.01–0.1	1–10
20	1–10	100–500
15	>10	500–1000

Выполнение каждой стадии вносит вклад в суммарную погрешность (неопределенность) измерения. Эта величина особенно велика при необходимости оценивать концентрацию в пределах <10 мг/дм³ (табл. 1), что характерно для концентрации в природной воде цветных металлов, жидких углеводородов, пестицидов, галогенорганических соединений, полихлорированных бифенилов, хлорфенолов, продуктов фармацевтических производств.

При формировании задания химико-аналитической лаборатории необходимо учитывать и другой, не менее значимый источник погрешности, обусловленный выборочным контролем показателей качества воды, характеризующихся высокой пространственно-временной нестабильностью. Читателю, заинтересованному в более детальном изучении данной проблемы, следует обратиться к большому количеству имеющихся научных публикаций, таких как обзоры [27, 28].

Следующий пример иллюстрирует факты ошибочной оценки качества природных вод.

Пример 2

На рис. 2 приведены результаты измерений одного из самых распространенных загрязняющих веществ природной воды, полученные на одном и том же гидрохимическом створе (на р. Исети в мае–октябре 2013 г. в 7 км ниже Екатеринбурга) лабораториями Уральского управления Росгидромета и центра испытаний “Акваметрия” (аттестат об аккредитации № РОСС RU.0001.03ЭП00).

Первая лаборатория осуществляла исследования один раз в месяц, а вторая чаще — два раза в неделю. При этом данные о составе воды у каждой из лабораторий отсутствовали вплоть до следующего измерения, поэтому водопользователь, обратившийся к одной из лабораторий, должен был ориентироваться на предыдущее измерение, что и отражено на рисунке горизонтальными отрезками кусочно-линейных кривых.

Из рис. 2 видно, что только в четырех случаях, когда забор проб для обеих лабораторий осуществлялся одновременно, результаты Росгидро-

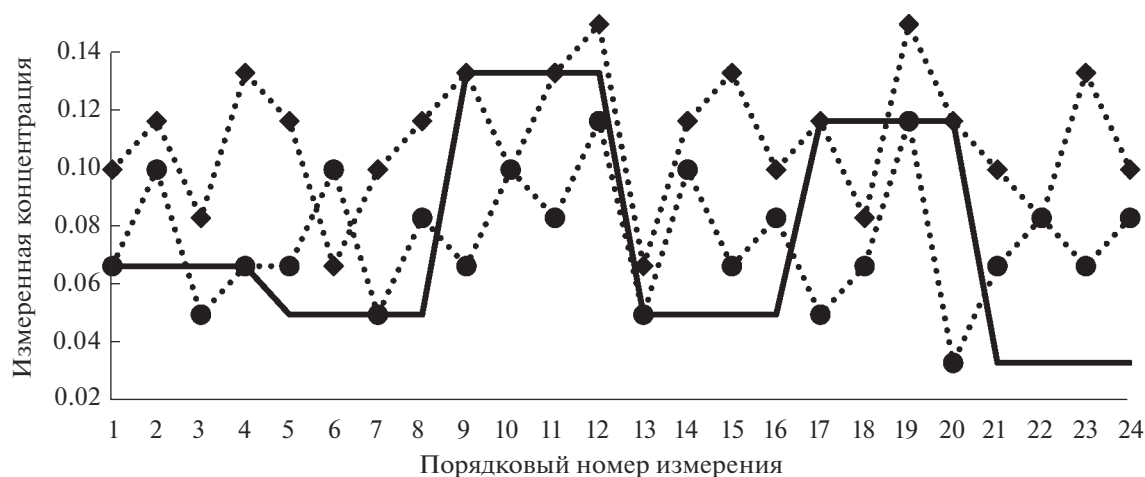


Рис. 2. Результаты ежемесячных измерений концентрации железа (мг/дм³), полученные по ежемесячным данным гидрохимического поста (сплошная линия) и еженедельных наблюдений ЦСИ “Акваметрия”, выполненных в начале каждой рабочей недели (круглый маркер) и в конце недели (прямоугольный маркер).

мета и “Акватрии” практически совпадали. В то же время при ежемесячных измерениях, выполненных лабораторией Росгидромета, часть случаев перехода воды из категории, соответствующей нормативу воды, в категорию несоответствующую и обратно оставались незамеченными. Таково следствие недостаточной репрезентативности данных, которое может показаться заказчику лабораторных исследований неприемлемым. Впрочем, могут быть недостаточными и еженедельные измерения. Во всяком случае, если они выполнялись в начале недели, то средняя концентрация поллютанта составляла 0.08 мг/дм^3 , а если в конце, то на 40% больше. Возможно, эта разница обусловлена преобладающими сбросами загрязняющих веществ предприятиями выбранного промышленного региона в конце недели, однако для данной работы существенно, что в обоих случаях велик разброс результатов.

С учетом того, что здесь ПДК железа составляет 0.1 мг/дм^3 [17], из рис. 2 следует:

по данным лаборатории Росгидромета вода соответствует установленному нормативу с вероятностью $16/24 \approx 0.7$ и не соответствует с вероятностью ~ 0.3 ;

по данным лаборатории “Акватрия”, в начале недели вода является соответствующей с вероятностью $22/24 \approx 0.9$ и несоответствующей с вероятностью ~ 0.1 ; в конце недели соответствие наблюдается с вероятностью $8/24 \approx 0.3$, а несоответствие — с вероятностью ~ 0.7 .

Соотношение последних двух результатов ($0.3/0.7$) прямо противоположно такому же соотношению по данным Росгидромета ($0.7/0.3$), что указывает на высокий уровень неопределенности данных [7], вряд ли пригодных для принятия водохозяйственных решений.

Статистически достоверный результат лабораторного эксперимента требует его правильного планирования, обеспечивающего необходимую точность результата при минимальном количестве проведенных опытов. Однако такого планирования в условиях повышенных погрешностей измерений и пространственно-временной нестабильности контролируемых показателей лаборатория выполнить не может без технического задания, предусматривающего минимально допустимый уровень достоверности измерительной информации, необходимый при решении конкретной водохозяйственной задачи.

Отметим, что приводимые в данной статье методические указания полезны при контроле качества не только природных, но и сточных вод. Однако статистические методы, обычно связываемые с моделью черного ящика, для случая природных вод подходят практически безоговорочно, между тем как формирование сточных вод представляет собой, скорее, “серый”, а не чер-

ный, ящик из-за специфики действия технологических факторов. Поэтому в случае сточных вод требуется специально убедиться в корректности применения стандартных статистических методов и при необходимости модифицировать постановку задачи.

ЭЛЕМЕНТЫ ТЕХНИЧЕСКОГО ЗАДАНИЯ НА ЛАБОРАТОРНЫЙ ЭКСПЕРИМЕНТ, НЕОБХОДИМЫЕ ДЛЯ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ТРЕБУЕМОЙ ДОСТОВЕРНОСТИ ДАННЫХ

Не существует жестких стандартов на формирование технического задания для химико-аналитических лабораторий. Однако для успешного использования полученных результатов необходимо обеспечить их достаточную достоверность.

В условиях повышенной изменчивости контролируемых показателей единичные измерения могут адекватно характеризовать разве что лабораторное смещение (оценка которого входит в задачу планирования эксперимента) [9], но никак не качество воды. Выполнение повторных измерений, конечно, снижает риск ошибки, но все же и результаты $n > 1$ измерений позволяют получить не истинные значения контролируемых показателей, а их оценки. Таковы средняя концентрация исследуемого загрязнения $\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i$ и

дисперсия $S^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (C_i - \bar{C})^2$. Если n не превышает 20–30, то с вероятностью γ можно доверять только результатам выше верхней (В) и ниже нижней (Н) границы доверительного интервала: $C_{ВН} = \bar{C} \pm t_{(1+\gamma)/2} \frac{S}{\sqrt{n}}$ ($t(n-1)$ — распределение Стьюдента). Далее вопрос о приемке/браковке воды зависит от уровня норматива, например ПДК. При $C_{В} < \text{ПДК}$ вода соответствует установленному требованию (зона приемки), при $C_{Н} > \text{ПДК}$ — не соответствует (зона браковки), а при $C_{Н} > \text{ПДК} > C_{В}$ характеристика $\bar{C}$ находится в зоне неопределенности (рис. 3).

Водопользователю необходимо решить, каким образом предполагается устанавливать соответствие или несоответствие контролируемого показателя нормативу C_N (например, ПДК). На этом основании заказчик лабораторного исследования должен установить приемлемый уровень максимального размера зоны неопределенности и наименьшую допустимую доверительную вероятность. Во многих случаях эти характеристики лимитированы точностью измерительного оборудования, но в практике водного контроля с его повышенной погрешностью контролируемых показателей и с малым объемом выборок это чаще всего не так. Здесь указанные показатели зависят

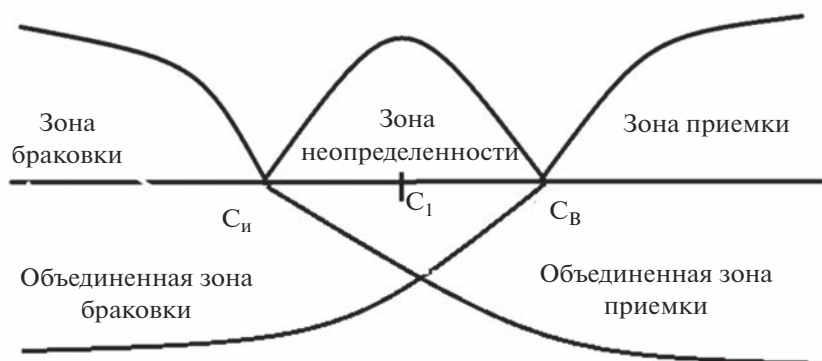


Рис. 3. Шкала значений концентрации воды, ограничивающая зоны браковки и приемки воды [10].

преимущественно от числа повторных измерений проб воды и от частоты пробоотбора.

Из выражения для границ доверительного интервала видно, что увеличение числа измерений n сопровождается уменьшением разности $C_B - C_H$. Это либо снижает долю проб воды неустановленного качества, либо повышает доверительную вероятность и, тем самым, достоверность вывода о соответствии/несоответствии контролируемого показателя нормативу.

Снижение погрешности измерений достигается путем их дублирования $n_1 > 1$ раз, а повышение достоверности выборочного контроля — увеличением количества отбираемых для исследования проб n_2 . В обоих случаях затраты прямо пропорциональны n , а их достоверность — $\frac{1}{\sqrt{n}}$, независимо от индекса (1 или 2) при n . При составлении технического задания это позволяет ограничиться рассмотрением влияния одной только погрешности измерений на соотношение цены и качества водно-экологического исследования.

Пример 3

Требуется оценить количество необходимых измерений n_1 для обеспечения решений о соответствии или несоответствии содержания загрязняющего вещества в воде установленному нормативу (ПДК), если разность $|C - \text{ПДК}|$ не должна превышать $0.4C$ (случай а); $0.2C$ (б); $0.08C$ (в). Принять, что погрешность измерения есть средняя величина для приоритетных веществ в воде [8]: $\bar{\delta} = 40\%$.

Решение. Если $\left|1 - \frac{\text{ПДК}}{C}\right| = 0.4$ (случай а), то результатам каждого проведенного измерения можно доверять, так как приведенная разность $\geq \bar{\delta}$. В этом случае измерения каждой пробы про-

водятся однократно ($n_1 = 1$). Если же $\left|1 - \frac{\text{ПДК}}{C}\right| = 0.2$ и 0.08 , то, чтобы “отличить” выполнение установленных требований от их нарушения, погрешность измерений необходимо понизить приблизительно в $\frac{0.4}{0.2} = 2$ и в $\frac{0.4}{0.08} = 5$ раз, для чего выполнять повторные измерения $n_1 = 2 \times 2 = 4$ и 25 раз соответственно.

Таким образом, чтобы корректно отличить выполнение установленных требований от их нарушения при абсолютной погрешности измерений, превышающей разность между оценкой концентрации и ПДК, целесообразно проведение повторных анализов.

Приведем еще более общий пример.

Пример 4

Оценка соответствия/несоответствия воды водоемов и водотоков установленным требованиям осуществляется по программам [2] и может быть ошибочной в силу изложенных выше причин. Пусть требуется при относительной погрешности измерений $\bar{\delta}$, принятой в примере 1, и содержания контролируемых веществ на уровне 0.9ПДК вычислить вероятность ошибочного заключения о несоответствии (ложноотрицательного заключения) и стоимость Z_n ее снижения путем n -кратных измерений каждой пробы, если общее количество ежегодных измерений составляет:

4 (в основные фазы водного режима, программа 1),

12 (ежемесячно по аммонии, нитратам, нитритам, фосфатам, железу, кремнию, программа 2),

12 (ежемесячно по нефтепродуктам, СПАВ, фенолам, пестицидам, программа 3),

36 (ежедекадно, программа 4),

365 (ежедневно, программа 5).

Таблица 2. Стоимость (руб.) измерительного контроля качества воды в зависимости от числа измерений, указанных в индексе при Z , и риск r (%) ложноотрицательных заключений в зависимости от погрешности измерений, указанной в индексе при r

1	2	3	4	5	6	7
Программа исследований	$Z_n = 1$	r_{δ}	$Z_n = 4$	$r_{\delta/2}$	$Z_n = 25$	$r_{\delta/5}$
1	36000–55977	30	144000–223908	13	900000–1399425	<2.5
2	38100		152400		952500	
3	162144		648576		4053600	
4	252000–468000		1008000–1872000		6300000–11700000	
5 (сокращенная)	120085		480340		3002125	

Решение. Учитываем, что затраты на проведение измерений прямо пропорциональны n , а их достоверность равна $\frac{1}{\sqrt{n}}$. Стоимость однократных измерений каждой пробы Z_1 оцениваем по типовому прайс-листу (табл. 2, 2-й столбец). Тогда вероятность ошибочных заключений убывает, а стоимость измерений увеличивается с ростом n , как это приведено в табл. 2 (столбцы 5, 7 и 4, 6 соответственно).

Как видно, достоверные измерения недешевы, хотя существенную экономию может дать разработка индивидуальных программ контроля отдельных показателей в зависимости от погрешности измерений каждого из них. Дополнительная трудность связана с тем, что в условиях современного (повышенного) антропогенного давления экосистемы многих водных объектов изменяются быстрее, чем накапливается информация об этих изменениях. В этом случае сохраняется вероятность ошибочного заключения при недостаточно высокой периодичности измерений. Так, при исследовании по программе 1 (табл. 2) значениям r можно доверять, только если разность ($C - \text{ПДК}$) каждого контролируемого показателя меняет свой знак не чаще, чем в основные фазы водного режима. При исследовании по программам 2 и 3 — если такая смена знаков происходит не чаще, чем ежемесячно, и т. д. Тем временем на малых и средних реках с интенсивным водопользованием состав воды меняется почти непрерывно, и тогда сомнительны даже результаты измерений, выполненных еженедельно (рис. 1).

Любое производственное предприятие заинтересовано в минимизации выплат за сброс загрязняющих веществ. Между тем органы государственного водного контроля при принятии решений руководствуются стандартами [3, 5] и не учитывают погрешность измерений, что может привести к ошибочному обнаружению сверхнормативных сбросов. Поэтому предприятие, уверенное в выполнении установленных требований, может предложить проверяющему органу проведение неоднократных измерений проб воды

за свой счет при условии, чтобы соответствующие расходы не превысили ожидаемого ущерба вследствие возможных санкций. В условиях несовершенства указанных документов данное предложение, снижающее риск принятия ложноотрицательных решений госконтроля, экономически обосновано при условии $nZ_1 < rZ^*$, где левая часть неравенства — стоимость n измерений, правая — ущерб вследствие санкций, Z^* — норматив платы за сброс.

Пример 5

Выполняется анализ сточной воды по критерию минимизации выплат за сброс загрязнения.

Пусть предприятие ежедневно сбрасывает в водный объект 1 кг ртути. Оценка концентрации этого вещества в сточной воде, выполненная в соответствии с [12], равна 0.475 мкг/дм^3 , что меньше ПДК = 0.5 мкг/дм^3 . Предприятие не возражает против “лимитного” норматива платы за сброс, составляющего $Z^* = 73\,553\,403 \text{ руб./т}$ [14], но опасается назначения двукратного (сверхлимитного [15]) норматива платы вследствие ложноотрицательного заключения органа государственного водного контроля и поэтому готово провести дополнительные измерения, снижающие риск такого заключения. Оценить экономически целесообразное количество измерений, если погрешность измерения $\delta = \pm 50\%$ в рассматриваемом диапазоне концентраций [3], а стоимость одного измерения $Z_1 = 1186 \text{ руб.}$ (по данным аналитического центра ЗАО РОСА).

Решение. Результаты оценки стоимости измерений и ожидаемой платы $r \times Z^*$ с учетом ее норматива представлены в табл. 3.

Как видно, при $n \sim 1$ вполне вероятно, что правильный вывод о соответствии содержания ртути нормативу может быть не принят ($r = 42\%$), и предприятие переплатит сверх “лимитного” норматива более 30 тыс. руб. К сожалению, даже четырехкратные измерения мало исправят ситуацию. Из табл. 3 видно, что снизить риск необоснованно взимаемых средств до приемлемого

уровня порядка 10% могут только многократные измерения ($n = 10-12$), стоимость которых соизмерима с платой за сброс.

ВЫБОР ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ЛАБОРАТОРИИ

Техническая компетентность лаборатории для выполнения испытаний показателей качества воды — важнейшее условие принятия безошибочных водохозяйственных решений. Признаки компетентности лаборатории проявляются в том, что проведенные ею измерения (испытания) удовлетворяют следующим критериям:

- 1) обеспечивают достоверность и сопоставимость результатов;
- 2) строго соответствуют международной системе единиц СИ;
- 3) демонстрируют соблюдение международно признанных действующих систем качества;
- 4) обеспечивают соблюдение прозрачных процедур проверки компетентности, подтверждаемых документально;
- 5) обеспечивают оценку показателей точности на основе валидированных, прошедших аттестацию и допущенных в установленном порядке к применению методик анализа путем:

демонстрации адекватности процесса измерений требованиям нормативных документов на методики выполнения измерений;

применения методов внутрилабораторного контроля, форм и алгоритмов контроля стабильности получаемых в лаборатории результатов анализа;

экспериментальной проверки технической компетентности при инспекционном контроле за аккредитованной лабораторией с учетом результатов ее участия в программах проверки квалификации лаборатории.

В соответствии со стандартом [4] система менеджмента лаборатории должна располагать возможностью демонстрировать способность проводить испытания с необходимой точностью, использовать программы проверки квалификации, предусматривающие участие в сравнительных испытаниях, в том числе по международным программам по линии Комиссии “Кодекс Алиментариус” (Codex Alimentarius [21]), Мониторинга морской среды QUASIMEME (Quality Assurance of Information in Marine Environmental Monitoring) [24]), Независимого Института межлабораторных испытаний IIS (Institute for Interlaboratory Studies, Нидерланды [23]), Программы проверки квалификации FAPAS (Food Analysis Performance Assessment Scheme [22]) и др.

При выборе подходящей лаборатории необходимо удостовериться в ее возможности получения результатов с точностью, отвечающей требо-

Таблица 3. Оптимизация числа измерений содержания ртути в воде по критерию цена—качество

n	$\pm\delta$, %	C , мкг/дм ³	r , %	Z_n , руб.	$r \times 2Z_L$, руб.
1	50	0.24–0.71	42	1186	61784
4	25	0.36–0.59	34	4744	50016
12	14.5	0.38–0.55	10	14232	14710

ваниям нормативных документов для методик выполнения измерений, а также методов внутрилабораторного контроля. Следует иметь в виду, что важнейшие элементы в системах такого контроля следующие:

оперативный контроль процедуры испытаний (на основе оценки погрешности результатов испытаний при реализации отдельно взятой контрольной процедуры);

контроль стабильности результатов испытаний (на основе контроля стабильности среднеквадратического отклонения внутрилабораторной прецизионности, погрешности, среднеквадратического отклонения повторяемости);

экспериментальный контроль значимых составляющих бюджета неопределенности результатов испытаний (для методик с поэтапной оценкой значимости показателя точности);

выбор приемлемой программы экспериментальной проверки технической компетентности при оценивании технической компетентности лаборатории.

Современной версией [4] введен термин “риск” как новое понятие в практике лаборатории. Риск определен в стандартах [26] как “следствие влияния неопределенности на достижение поставленных целей”. В связи с этим следует обратить внимание на то, что есть разница между общим риском, связанным с лабораторной деятельностью, и риском, ассоциированным с правилом принятия решения (риском по принятию решения по измерениям). Последний риск находится прежде всего под управлением пользователя результатами измерений, который устанавливает и правила принятия решения, и уровень неопределенности информации. Соответственно, он принимает на себя риск, связанный с заявлением о качестве воды.

Как лаборатории, так и пользователю результатов измерений надо помнить, что в соответствии с российскими и международными правилами [11] может потребоваться оценка не только погрешности измерений, но и так называемой неопределенности измерений, принятой в международной практике [6, 13].

Таблица 4. Некоторые значения $t_{1-\gamma}^{\frac{1-\gamma}{2}}$ при различных объемах выборки и различных доверительных вероятностях

N	γ		
	0.8	0.9	0.95
10	1.37	1.81	2.23
20	1.32	1.72	2.07
30	1.31	1.70	2.04
50	1.30	1.67	2.01
100	1.29	1.66	1.98

ПРАВИЛА ПРИНЯТИЯ РЕШЕНИЙ О КАЧЕСТВЕ ВОДЫ

Чаще всего результаты измерений концентрации загрязняющих воду веществ используются с целью оценки их соответствия установленным требованиям, например ПДК. Обычно применяется одностороннее ограничение, но хорошо известно и двустороннее для показателей физиологически полноценной воды. Таковы общая минерализация, жесткость, содержание микроэлементов, водородный показатель и т. д. Во всех этих случаях из-за погрешности измерений и недостаточной репрезентативности данных непосредственное сопоставление результатов измерений с нормативом неприемлемо, а возникающий риск ошибочной оценки тем выше, чем меньше объем измерительной информации.

Как правило, техническое задание, стандарт или спецификация не включают в себя правила принятия решения о качестве воды [18], так что лаборатории и заказчику нелегко установить правильное заключение по результатам измерений. Особенно непросто, если все-таки имеется регламентирующий документ, но он содержит ошибочные требования. Таков, например, Федеральный закон “О водоснабжении и водоотведении” [20], в ст. 23 которого определено, что “вода, подаваемая абонентам с использованием централизованной системы холодного водоснабжения, считается соответствующей установленным требованиям в случае, если уровни показателей качества воды не превышают нормативов качества питьевой воды более чем на величину допустимой ошибки метода определения”. Данное правило учета показателей точности допускает многократное превышение концентрации загрязняющих веществ над ограничивающим нормативом [1]. С другой стороны, существует международный документ [29], в котором прописаны правила принятия решения при обнаружении веществ, для которых установлены предельно допустимые пороговые значения. Можно также обратиться к Руководству [25]. Этот документ содержит лишь

общие требования к выбору подходящего правила принятия решения, т. е. технического задания он заменить не может, но полезна основная идея предлагаемого подхода, заключающаяся в предложении использовать так называемую “защитную полосу”.

Использование такой “полосы” создает возможность сделать превентивные выводы о возможном недопустимом снижении качества воды и, тем самым, снизить вероятность принятия ошибочного водохозяйственного решения. Для этого в зависимости от поставленной задачи с обеих сторон доверительного интервала или с одной его стороны вводится дополнительная “предупреждающая” граница, более жестко лимитирующая требования к качеству воды.

Такое “дублирование” границ доверительного интервала можно выполнить, задавая повышенное, против допустимого, значение доверительной вероятности γ , характеризующей степень надежности того, что действительное значение измеряемой величины лежит внутри заданного интервала. В частности, для построения защитной полосы можно задать одно значение γ на уровне предельно допустимого риска ошибочной оценки соответствия, а другое – на “предупреждающем” уровне.

Так, в рамках принятой в настоящее время нестрогой оценки качества воды при интервальном оценивании правило соответствия может быть представлено в виде неравенства: $C_H = \bar{C} - t_{(1+\gamma)/2} \frac{S}{\sqrt{n}} < C_N$. Здесь табулированный коэффициент $t_{(1+\gamma)/2} = -t_{(1-\gamma)/2}$ при нормальном законе распределения контролируемого показателя повышается с ростом γ со скоростью, зависящей от объема выборки (табл. 4).

Отсюда нетрудно убедиться в том, что вода будет соответствовать установленным требованиям в 95% случаев, если результат измерения находится на уровне $\bar{C} - \frac{2S}{\sqrt{n}}$, и в 80% – если на уровне $\bar{C} - \frac{1.4S}{\sqrt{n}}$ или несколько более при повышении n .

Необходимо отметить, что контролируемые показатели качества воды не обязательно описываются нормальным распределением; реальные распределения чаще всего характеризуются “тяжелыми правыми хвостами”. Поэтому выбор для оценки доверительных интервалов распределения Стьюдента не может быть универсальным, и в данной научно-методической работе оно используется как простейшая иллюстрация правил принятия решений о качестве воды.

Устанавливая нижнюю предельно допустимую доверительную границу $C_H(\gamma_1)$ на уровне соответ-

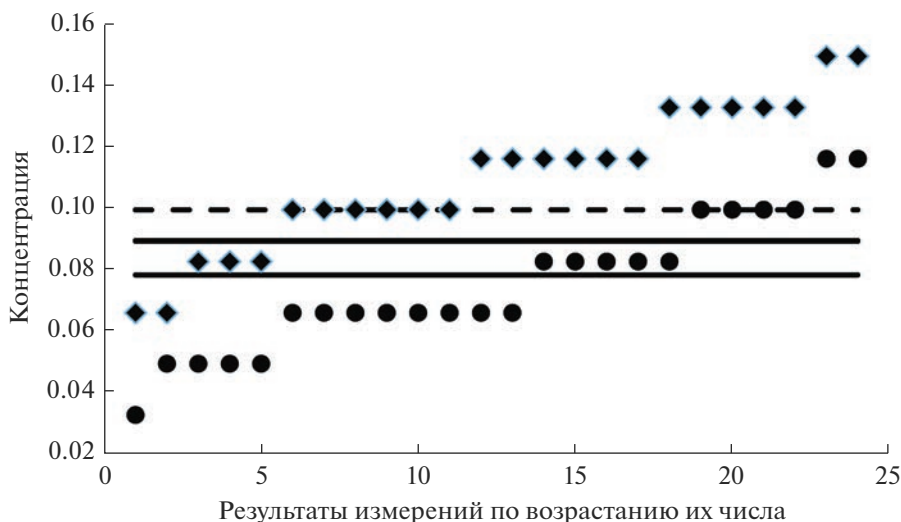


Рис. 4. Защитная полоса, ограниченная сплошными линиями, позволяющая предупредить превышение ПДК (штриховая линия) для концентрации железа (мг/дм^3), по данным ЦСИ “Акваметрия” (рис. 2), представленным в виде вариационных рядов.

ствующего значения γ_1 и предупреждающую границу $C_N(\gamma_2)$ при более строгой доверительной вероятности $\gamma_2 > \gamma_1$, водопользователь получает возможность своевременно предпринять превентивные действия при обнаружении нежелательного снижения качества воды.

Пример 6

Необходимо построить защитную полосу, воспользовавшись данными Росгидромета, приведенными на рис. 2. Принять, что более высокий (предупреждающий) уровень качества воды задан при доверительной вероятности $\gamma_2 = 0.95$, а предельно допустимый уровень – при $\gamma_1 = 0.8$.

Решение. Статистическая граница концентрации, гарантирующая соответствие с вероятностью γ , равна $C(\gamma_{1,2}) = C_N - t_{(1+\gamma_{1,2})/2} \frac{S}{\sqrt{n}}$. Здесь, в соответствии с концентрацией железа по данным Росгидромета, $S = 0.04 \text{ мг/дм}^3$. При этом $C(\gamma_1 = 0.8) = 0.09 \text{ мг/дм}^3$; $C(\gamma_2 = 0.95) = 0.08 \text{ мг/дм}^3$, так что ширина защитной полосы составляет $C_N(\gamma_1 = 0.8) - C_N(\gamma_2 = 0.95) \approx 0.01 \text{ мг/дм}^3$.

Результаты наблюдений приведены на рис. 4 для наглядности с использованием вариационных рядов измерений, выполненных ЦСИ “Акваметрия”. Учитывая, что $C_N = 0.1 \text{ мг/дм}^3$, видим, что концентрация железа трижды оказывалась в защитной полосе при измерениях в начале недели и пять раз – при измерениях в конце недели, что безусловно позволяло предпринять своевременно необходимые меры для нормализации качества воды в источниках. В то же время при

использовании результатов ежемесячных наблюдений Росгидромета никаких превентивных мероприятий реализовать не удалось бы.

С использованием защитных полос заявление о соответствии может быть представлено в виде:

качество воды “соответствует” установленным требованиям – результат измерения в поле допуска, т. е. ниже защитной полосы;

качество воды “условно соответствует” – результат измерения частично лежит внутри защитной полосы, частично в поле допуска;

вода “условно не соответствует” – результат измерения частично оказался выше защитной полосы;

вода “не соответствует” – результат измерения выше защитной полосы (рис. 5).

Можно варьировать ширину защитной полосы, например увеличивать ее, задавая пониженные значения γ_1 и повышенные значения γ_2 . Подобные манипуляции требуют от лиц, принимающих водохозяйственные решения, определения допустимого уровня риска ошибочной оценки показателей качества воды. При недооценке этого легко попасть в метрологическую ловушку, пример которой приведен ниже.

Пример 7

Демонстрируется необходимость оценивать риск и не доверяться интуитивному принятию результатов лабораторного протокола.

Пусть контрольно-надзорный орган проверил качество сточных вод предприятия. Проверку проводили в лаборатории, результаты которой в 99% случаев правильные, а риск ошибки – всего 1%. Пусть и стоки предприятия в 99% случаев

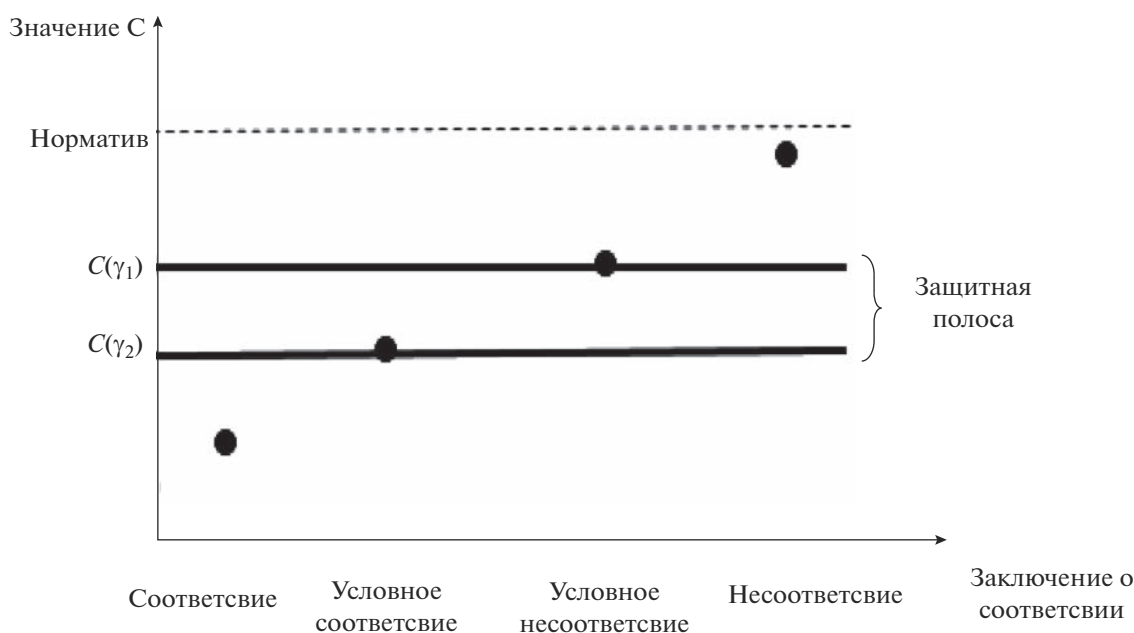


Рис. 5. Графическое представление защитной полосы.

удовлетворяют установленным требованиям, и только в одном случае из 100 могут быть несоответствующими.

Зная все эти цифры, на предприятии не сомневаются в отсутствии проблем. Однако неожиданно орган водного контроля так “повезло”, что он обнаруживает несоответствие. Контролирующий орган приходит к выводу о нарушении правил водоотведения, что дает право на санкции с уверенностью 99%.

В ответ предприятие настаивает на безошибочности результатов априорных исследований, свидетельствующих о риске нарушения требований в 1%, требует проверить апостериорный результат путем учета априорных данных с помощью теории вероятностей. И показывает, что тогда вероятность нарушения всего лишь 50%. Это уже не 99% и свидетельствует о недоказанности нарушения, так что для решения вопроса о санкциях анализ воды следует повторить.

Но чтобы это доказать, чтобы не попасть в метрологическую ловушку, нужно уметь пользоваться одной из основных теорем теории вероятностей — теоремой Байеса, которая позволяет определить вероятность какого-либо события при условии, что произошло другое статистически зависимое событие:

$$P(B|E) = \frac{P(B)P(E|B)}{P(E)},$$

B — утверждение, которое проверяется; E — доказательства; $P(B)$ — вероятность, что B истинно; $P(E)$ — вероятность, что E истинно; $P(B|E)$ — веро-

ятность того, что истинно B в случае истинности E ; $P(E|B)$ — вероятность того, что истинно E в случае истинности B . При этом B — сточная вода бракуется; E — результат измерения указывает на нарушение; $B|E$ — вода бракуется, поскольку результат измерения указывает на нарушение; $E|B$ — несоответствие зафиксировано при том, что оно фактически имеет место.

Количественные значения данных: $P(B) = 0.01$ — вероятность забраковать сточную воду при условии, что в 99% случаев она соответствует установленным требованиям; $P(E|B) = 0.99$ — вероятность зафиксировать несоответствие при том, что оно фактически имеется (погрешность измерения составляет 0.01).

При указанных значениях имеем: $P(E) = (0.01 \times 0.99) + (0.99 \times 0.01) = 0.0198$ — вероятность того, что зафиксировано несоответствие, которое может быть или не быть. Здесь учтено, что риск несоответствия стоков 1% (априорная информация), а риск ошибки контроля также 1%. Поэтому вероятность результата, указывающего на несоответствие воды, получаем перемножением вероятности ошибки контроля и вероятности априорного соответствия воды установленным требованиям: 0.01×0.99 плюс вероятность правильного контроля, умноженная на вероятность того, что вода несоответствующая: 0.99×0.01 .

В результате получаем интересующую нас вероятность: $P(B|E) = P(E|B)P(B)/P(E) = 0.99 \times 0.01 / 0.0198 = 50\%$.

Таким образом, результат оказывается равным не 99%, а 50%, так что вероятности заключений о

несоответствии или соответствии воды — одинаковые, и требуется дальнейший анализ.

Из примера видно, как важно иметь представление о том, насколько вероятен результат оценки. Плохо, если водопользователь обращается к априорной информации и, если указано, что вероятность ошибки 1%, думает, что решение практически безошибочно. Нужна и апостериорная информация. Для ее учета следует использовать подход Байеса, который, между прочим, вообще не допускает, что событие может происходить с вероятностью 100%. Так что для идеального контроля качества воды, в котором нет места для ошибки, корректная оценка соответствия не работает.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ массивов экспериментальных данных о качестве воды необходим для получения заключений водного контроля о выполнении/нарушении установленных требований в рамках концепции приемлемого риска. При этом обнаружение фактов отсутствия нарушений установленных требований (нормативов качества) — функция корректного производственного водного контроля, а наличия таких нарушений — задача органов контрольно-надзорного органа. Необходимо учитывать, что правило “если нарушений не обнаружено, то установленные требования выполняются” не эквивалентно правилу “если требования выполняются, то нарушений не будет обнаружено”, которое более строго свидетельствует о качестве воды. Это объясняется тем, что в случае интервального оценивания установление факта отсутствия нарушений требует существенно большего объема измерений, чем обнаружение фактов собственно нарушений.

В целом получение достоверной информации о качестве воды предполагает готовность водопользователя задать пределы риска получения ошибочной информации исходя из собственных потребностей и ресурсных возможностей. На этом основании следует формулировать техническое задание на проведение водного контроля и подобрать лабораторию, способную продемонстрировать способность адекватно выполнять аналитические процедуры. Такова непростая задача, в конечном счете направленная на получение достоверных водно-экологических данных.

В свою очередь выбранная компетентная лаборатория должна согласовать с заказчиком уровень приемлемого для него риска ложной оценки соответствия/несоответствия качества воды нормативам и удостовериться, что она четко понимает поставленную задачу.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Авербух А.И., Розенталь О.М.* Анализ правил аналитического контроля качества вод в нормативно-правовых актах // Аналитика и контроль. 2015. Т. 19. № 4. С. 381–386.
2. ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. М.: Изд-во стандартов, 1982. 10 с. <https://docs.cntd.ru/document/1200012472>
3. ГОСТ 27384-2002 Вода. Нормы погрешности измерений показателей состава и свойств. М.: Стандартинформ, 2010. <https://docs.cntd.ru/document/1200030884>
4. ГОСТ ИСО/МЭК 17025-2019 Общие требования к компетентности испытательных и калибровочных лабораторий. М.: Стандартинформ, 2021. <https://docs.cntd.ru/document/1200166732>
5. ГОСТ Р 51232-98 Вода питьевая. Общие требования к организации и методам контроля качества. М.: Стандартинформ, 2008. <https://sudrf.cntd.ru/document/1200003120>
6. ГОСТ Р 54500.1 — 2011/ Руководство ИСО/МЭК 98-1:2009 Неопределенность измерения. Ч. 1. Введение в руководства по неопределенности измерения. М.: Стандартинформ, 2012. <https://docs.cntd.ru/document/1200088854>
7. ГОСТ Р 57554-2017 Охрана природы. Гидросфера. Учет показателей точности измерений контролируемых показателей при оценке соответствия качества воды установленным требованиям. М.: Стандартинформ, 2019. <https://docs.cntd.ru/document/1200146340>
8. ГОСТ Р 58525-2019 Охрана природы. Гидросфера. Качество воды. Правила установления периодичности контроля. М.: Стандартинформ, 2019. <https://docs.cntd.ru/document/1200168432>
9. ГОСТ Р ИСО 5725-3-2002. Точность (правильность и прецизионность) методов и результатов измерений. Ч. 2, 3. М.: Стандартинформ, 2009. <https://docs.cntd.ru/document/1200029977>
10. *Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М.* Методология достоверной оценки качества воды. III. Оценка качества пресной воды в условиях непостоянства контролируемых показателей // Экология и пром-сть России. 2022. Т. 26. № 1. С. 60–65.
11. *Ерошина О.А., Болдырев И.В.* ГОСТ ИСО/МЭК 17025—2019: правило принятия решения // Контроль качества продукции. 2020. № 9. С. 8—13.
12. Методические указания по отбору проб для анализа сточных вод от 18.04.2008 ПНД Ф 12.15.1-08. <http://gostrf.com/normadata/1/4293831/4293831616.htm>
13. Неопределенность измерения. Ч. 3. Руководство по выражению неопределенности измерения. Дополнение 1. Трансформирование распределений с использованием метода Монте-Карло. М.: Стандартинформ, 2018. <https://docs.cntd.ru/document/1200146872>
14. Постановление Правительства РФ от 13.09.2016 № 913 “О ставках платы за негативное воздействие на окружающую среду и дополнительных коэффициентах (с изменениями на 24 января 2020 года)”. <https://docs.cntd.ru/document/420375216?section=text>

15. Постановление Правительства РФ от 27.12.2019 № 1904 “О внесении изменений в постановление Правительства Российской Федерации от 3 марта 2017 г. № 255”. <https://docs.cntd.ru/document/564085020>
16. Приказ Минприроды РФ от 13.04.2009 № 87 “Об утверждении Методики исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства”. <https://docs.cntd.ru/document/902159034>
17. Приказ Минсельхоза России от 13 декабря 2016 года № 552 “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. <https://docs.cntd.ru/document/420389120>
18. Розенталь О.М. Риск-ориентированный контроль качества воды. М.: Науч. мир, 2017. 268 с.
19. Руководство JCGM 106:2012. Роль неопределенности измерений при оценке соответствия / Пер. с англ. под ред. В.А. Слаева, А.Г. Чуновкиной. СПб.: Профессионал, 2014. 54 с.
20. Федеральный закон “О водоснабжении и водоотведении” от 07.12.2011 № 416-ФЗ. http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_122867
21. <https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/ru/>
22. <https://fapas.com/>
23. https://www.iisnl.com/home_pagina.php
24. <https://www.wepal.nl/en/wepal/About-us.htm>
25. ILAC G8:09/2019 Guidelines on decision rules and statements of conformity (Руководящие указания по правилам принятия решений и заявлениям о соответствии). https://ilac.org/latest_ilac_news/revised-ilac-g8-published/
26. ISO 31000:2018. Risk management — Guidelines. IDT <https://iso-management.com/wp-content/uploads/2019/03/ISO-31000-2018.pdf>
27. Nicklow J., Reed P., Savic D., Dessalegne T. et al. State of the Art for Genetic Algorithms and Beyond in Water Resources Planning and Management // J. Water Resour. Planning Management. 2010. July. V. 136. Iss. 4. P. 412–432.
28. Tiyasha, Tran Minh Tung, Zaher M. Y. A survey on river water quality modeling using artificial intelligence models // J. Hydrol. 2020. V. 585. № 6. P. 1–62.
29. WADA Technical document — TD2019DL. V. 2.0. Decision limits for the confirmatory quantification of threshold substances. https://www.wada-ama.org/sites/default/files/resources/files/td2019dl_v2_finalb.pdf