



# ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ

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.



НАУКА

— 1727 —

# СОДЕРЖАНИЕ

Том 51, номер 3, 2024

## Водные ресурсы и режим водных объектов

- О времени проявления эпохи обильного речного стока в бассейне Волги  
*В. Ю. Украинцев, Э. П. Зазовская, А. Л. Захаров, Ф. Е. Максимов, А. Ю. Петров* 235
- Специальные инструменты структурно-гидрографического анализа речных систем в среде ArcMap  
*Б. И. Гарцман, А. Л. Энтин, Е. А. Шекман* 244
- Влияние временной агрегации данных наблюдений на результаты калибровки параметров и эффективность моделирования стока на примере малых водосборов (юг Приморского края, Россия)  
*С. Ю. Лупаков, А. Н. Бугаец, Л. В. Гончуков, В. В. Шапов, О. В. Соколов* 262

## Гидрофизические процессы

- Модельный анализ термического и ледового режима крупного равнинного водохранилища (на примере Новосибирского водохранилища)  
*А. Н. Семчуков, А. А. Цхай, В. В. Кириллов* 272

## Гидрохимия, гидробиология, экологические аспекты

- Оценка возможных изменений биогенной нагрузки на Онежское озеро под воздействием антропогенных и климатических факторов  
*С. А. Кондратьев, А. Ю. Брюханов, М. В. Шмакова, А. М. Расулова, Н. Е. Галахина, М. Б. Зобков, Э. В. Васильев, Н. С. Обломкова* 285
- Загрязнение и очищение вод Онежского озера от <sup>137</sup>Cs  
*Н. А. Бакунов, Д. Ю. Большианов, С. А. Правкин* 297
- Гидрохимические аномалии в реках Мурманской области  
*О. С. Решетняк* 303
- Качество прибрежной воды в оз. Байкал в пределах бух. Большие Коты, определяемое влиянием атмосферных осадков и выживаемостью индикаторных микроорганизмов  
*В. В. Мальник, А. С. Горшкова, И. В. Томберг, О. Г. Нецветева, Е. В. Моложникова, О. А. Тимошкин* 312
- Связь структуры макрозообентоса с гидрохимическими показателями в реках разного порядка бассейна Немана  
*В. П. Семенченко, В. Н. Корнеев, М. Д. Мороз, Г. М. Тищиков* 330
- Особенности качества воды малых рек Хабаровска во время половодья.  
1. Основные ионы и биогенные вещества  
*В. П. Шестеркин, И. С. Синькова, Н. М. Шестеркина* 336
- Параметры устойчивости водной толщи небольшого полимиктического озера в разные по погодным условиям годы  
*С. И. Смирнов, Р. Э. Здоровеннов, Т. В. Ефремова, Н. И. Пальшин, А. А. Смирновский, С. Р. Богданов, А. Ю. Тержевик, Г. Э. Здоровеннова* 345
- Исследование электропроводности природных вод в импульсном поле возрастающей напряженности (на примере Камского бассейнового округа)  
*Р. А. Файзуллин, В. А. Шигимага, А. С. Осокина* 361

## О ВРЕМЕНИ ПРОЯВЛЕНИЯ ЭПОХИ ОБИЛЬНОГО РЕЧНОГО СТОКА В БАССЕЙНЕ ВОЛГИ<sup>1</sup>

© 2024 г. В. Ю. Украинцев<sup>a, b</sup>, Э. П. Зазовская<sup>b, c</sup>, А. Л. Захаров<sup>b</sup>, Ф. Е. Максимов<sup>d</sup>,  
А. Ю. Петров<sup>d</sup>

<sup>a</sup>Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

<sup>b</sup>Институт географии РАН, Москва, 119017 Россия

<sup>c</sup>Центр прикладных изотопных исследований Университета Джорджии, Атланта, GA 30602 США

<sup>d</sup>Санкт-Петербургский государственный университет,  
Институт наук о Земле, Санкт-Петербург, 199034 Россия

\*e-mail: celerymors@gmail.com

Поступила в редакцию 15.11.2023 г.

После доработки 20.11.2023 г.

Принята к публикации 27.11.2023 г.

В бассейне р. Волги на поймах и низких террасах рек широко распространены большие палеоруслы, по размерам значительно превышающие современные. Это индикаторы повышенных величин речного стока в конце последней ледниковой эпохи. Для оценки временного интервала эпохи обильного стока необходимо определить возраст больших палеорусел. Для этих целей выполнено бурение больших палеорусел по всему бассейну Волги. Проведено датирование радиоуглеродным методом отложений русловой фации их аллювия. Большинство дат заключено в интервале времени 14.5–17.0 тыс. лет назад, из чего можно сделать вывод, что эпоха обильного речного стока приблизительно совпадает по времени с раннехвалынской трансгрессией Каспия.

**Ключевые слова:** большие палеоруслы, макроизлучины, плейнигляциал, последняя ледниковая эпоха, позднеледниковье, радиоуглеродное датирование.

**DOI:** 10.31857/S0321059624030015 **EDN:** AVDPEY

### ВВЕДЕНИЕ

Изменения поверхностного стока в прошлом за пределами периода инструментальных наблюдений изучаются разными методами — по положению культурных слоев археологических памятников [3, 10, 33, 35, 49, 50], по геоморфологическим следам экстремальных эрозионных событий [21, 39, 40, 41], по данным исторической географии [9, 32], путем количественных палеоклиматических реконструкций методом современных аналогов по палеофлористическим данным [2, 29]. Об изменениях расходов воды рек в геологическом прошлом можно судить по размерам древних речных русел. Размеры палеорусел на Восточно-Европейской равнине демонстрируют заметные изменения во времени [12, 16, 26, 27, 36, 43], что указывает на значительные изменения

речного стока [18, 20]. Эти изменения происходили в условиях резких температурных колебаний конца последней ледниковой эпохи. В период примерно с 26 до 19 тыс. лет назад (л. н.) имел место так называемый глобальный максимум последнего оледенения с самой низкой температурой. Основная часть ледниковой эпохи (плейнигляциал) еще продолжалась до ~14.7 тыс. л. н. Начавшееся после этого позднеледниковье включало две контрастные в температурном отношении эпохи — значительное потепление, состоявшее из двух фаз — бёллинг и аллерёд (14.7–12.9 тыс. л. н.), и похолодание, называемое поздним дриасом (12.9–11.7 тыс. л. н.) [30].

Среди древних речных русел, сохранившихся в рельефе поймы и низких террас, особое значение имеют так называемые большие палеоруслы, размеры которых (ширина палеоруслы, шаг излучин) превышают параметры современных рек в 2–5 раз и более. Большие палеоруслы меандрирующего типа получили название “большие меандры”, или “макроизлучины” [11]. Они широко

<sup>1</sup> Полевые работы выполнены на средства РФФ (проект 19-17-00215 “Исследование и моделирование возможных сценариев формирования экстремальных палеогидрологических явлений в бассейне Каспия в позднеледниковье”). Датирование проведено при финансовой поддержке проекта FMWS-2024-0005.

распространены в речных долинах Восточно-Европейской равнины [6–8, 12, 17, 29, 37, 47, 48] и Западной Сибири [19, 46].

В бассейне Волги большие палеоруслы распространены практически повсеместно [23, 47]. По их размерам сделаны количественные оценки слоя стока в конце последней ледниковой эпохи, показывающие, что годовой сток в разных частях речной системы Волги был выше современного в 1.5–2.5 раз, а в замыкающем створе перед вершинной дельты — в 1.7–2.0 раза [22, 47]. Показано, что такого роста стока было достаточно для поддержания уровня Каспийского моря на отметках, близких к максимальным уровням раннехвалынской трансгрессии Каспия; следовательно, для объяснения этой трансгрессии не следует обосновывать наличие сторонних источников воды, таких как талый ледниковый сток и межбассейновые переливы [15, 22, 34, 47]. Проблемой остаются временные границы этой эпохи обильного речного стока — насколько они соответствуют хронологии изменений уровня Каспия. Определить временной интервал этой эпохи можно путем инструментального датирования времени активного формирования больших палеорусел. Для центра Восточно-Европейской равнины это время оценивается в интервале 18–13 тыс. л. н. [42], однако в этой оценке по бассейну Волги учитываются лишь единичные даты [47], что не позволяет надежно судить о возрасте этой эпохи в данном бассейне. Цель настоящей работы — получить систематические данные о возрасте больших палеорусел в бассейне Волги и на этой основе установить интервал эпохи обильного речного стока в поздневалдайскую эпоху.

### ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Большие палеоруслы имеют разные размеры и облик даже у одних и тех же рек. Это связано с изменением стока и расходов воды в пространстве и времени и с зависящим от них типом русла [25]. Кроме того, с течением времени морфологические элементы рельефа поймы меняются, нивелируются, из-за чего некоторые черты рельефа смазываются или даже исчезают. Авторами статьи принята классификация больших палеорусел из работы [14]. Всего различается шесть типов больших палеорусел: унаследованные

макроизлучины, макроизлучины-староречья, меандровые цирки, прямолинейные, системы крупных грив и разветвленные.

В бассейне Волги больше всего унаследованных больших палеорусел — изгибов современного русла реки, повторяющих очертания крупных излучин, созданных ранее в условиях более высокого стока [23]. Особенно они характерны для узких речных долин, где у рек меньше пространства для русловых деформаций. Поскольку в таких случаях современные реки повторяют очертания своих древних русел, можно оценить лишь соотношение между шагами (половиной длины волны) макроизлучин и развитых на их фоне излучин современного русла (рис. 1а). Установить прямым измерением соотношение между древней и современной шириной русла не представляется возможным. Ширину реки в период формирования большого палеоруслы можно оценить лишь косвенным путем по гидролого-морфологическим зависимостям через шаг макроизлучины. Размеры унаследованных макроизлучин могут быть больше современных в 5–6 раз и более, но типичное соотношение в бассейне Волги — в 3–4 раза [22]. Большая величина соотношения шагов древних и современных излучин может наблюдаться также у меандровых цирков (примером может служить р. Танып около Тангатарово) (рис. 1в) и систем крупных грив (р. Большой Иргиз около Малой Быковки) (рис. 1д), для которых также невозможно измерить ширину русла. В других случаях шаг прослеживается четко и его ширина может быть получена путем прямых измерений, как, например, у рек Сок (большое количество хорошо сохранившихся макроизлучин-староречий) (рис. 1б), Весляна (большое прямолинейное русло около села Оныл) (рис. 1г) и Чагодоша (следы разветвленного русла в районе впадения р. Мережи) (рис. 1е).

В случае унаследованных макроизлучин нельзя однозначно оценивать их возраст как поздневалдайский (последняя ледниковая эпоха), особенно если их шпоры заняты высокими террасами или даже участками междуречья [23]. Кроме того, для определения возраста радиоуглеродным ( $^{14}\text{C}$ ) методом нужно найти аллювий, содержащий органические материалы (древесину, макроостатки растений и т. п.). В связи с этим объекты для бу-

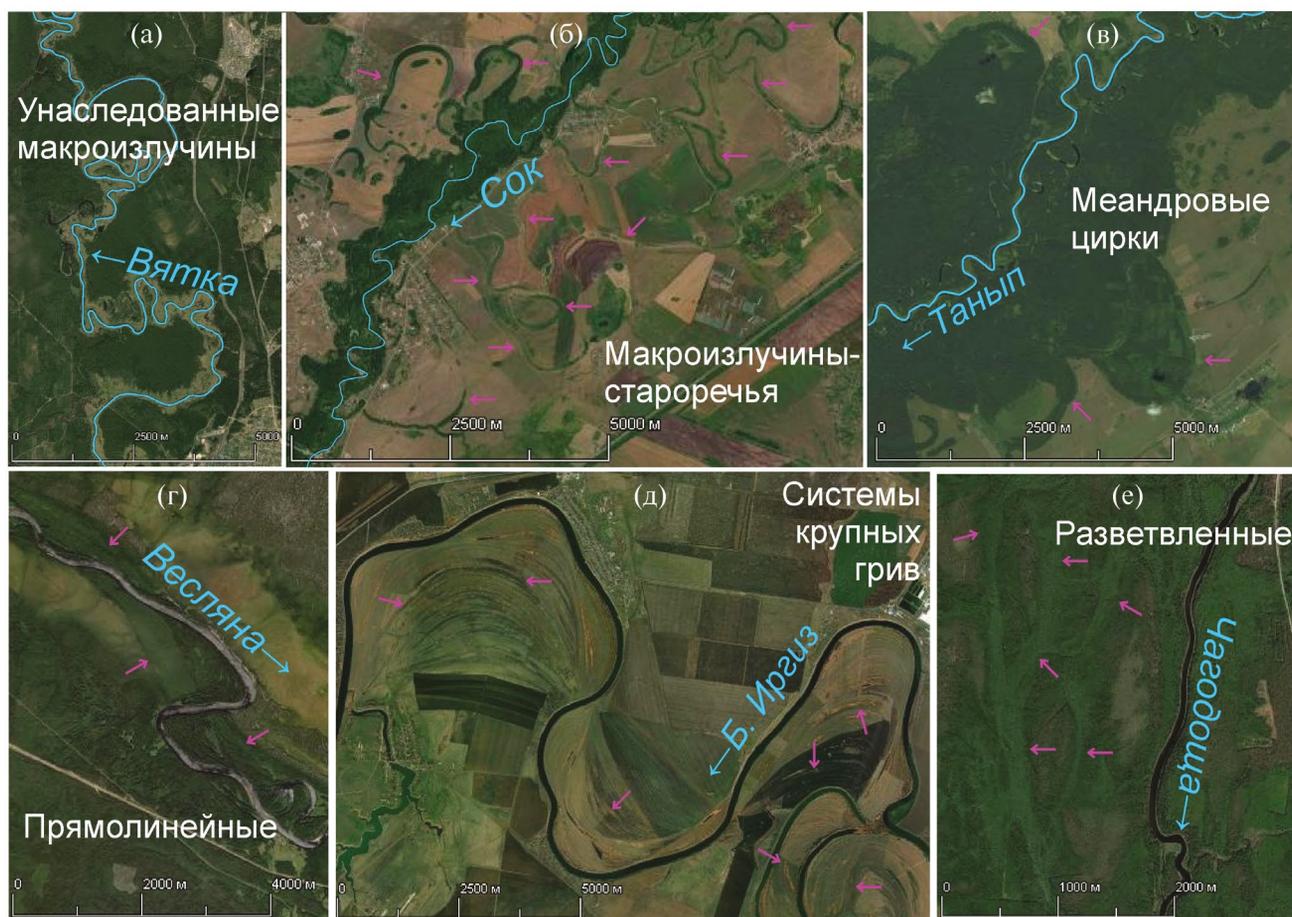


Рис. 1. Геоморфологические признаки обильного в прошлом речного стока в речных долинах бассейна Волги.

рения и дальнейшего определения возраста отби-  
рались из числа хорошо сохранившихся в рельефе  
палеорусел-староречий, сохранившихся на пой-  
мах в стороне от пояса горизонтальных деформаций  
современной реки.

#### МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для определения времени активного развития  
палеорула необходимо определить возраст его  
руслового аллювия. Для этого в больших пале-  
орулах осуществлялось бурение, а полученный  
кern расчленялся на генетические типы отложе-  
ний, в том числе проводился фациальный ана-  
лиз аллювия. Большая часть буровых работ была  
выполнена на буровой установке “Прайд Маунт  
80” (“Pride Mount 80”) на шасси УАЗ 3303 усо-  
вершенствованным шнековым способом. Шнек  
заворачивался на 1–2 м с обеспечением мини-  
мальной деформации отложений и затем подни-  
мался вместе с керном. Отложения оказывались

на поверхности в максимально ненарушенном  
состоянии с сохранившимися текстурами, ново-  
образованиями, неорганическими и органиче-  
скими включениями, доступными для их изуче-  
ния в состоянии *in situ* и отбора на разные виды  
анализов.

Выбор мест бурения проводился перед поле-  
выми выездами с использованием данных дис-  
танционного зондирования. На космоснимках  
отбирались наиболее представительные участки,  
где хорошо выражены палеорула с измеримыми  
параметрами. Из отобранных участков выбира-  
лись оптимальные с точки зрения транспортной  
доступности, а также хозяйственного использо-  
вания (отсутствие инженерных коммуникаций,  
путепроводов и т. п.). Окончательный выбор  
объектов для бурения проводился на местности.

Разрезы колонок расчленялись согласно клас-  
сическим представлениям об ожидаемой после-

довательности фаций в палеорусле [28] (сверху вниз): пойменная (как правило, суглинистая, маломощная, только в заполненных палеоруслах), старичная (гиттия, торф, суглинок), русловая (песок, гравий, галька – обычно в соответствии с крупностью современного аллювия). Возраст больших палеорусел определялся  $^{14}\text{C}$ -методом по органическим остаткам, содержащимся в русловом аллювии. Образцы на датирование отбирались на месте бурения из зачищенного керна. В некоторых редких случаях удавалось отобрать крупные образцы с достаточно большим содержанием органического вещества в виде рассеянной органики или растительных остатков. Радиоуглеродное датирование таких образцов проводилось жидко-сцинтилляционным (LSC) методом в лаборатории геоморфологических и палеогеографических исследований полярных регионов и Мирового океана СПбГУ (лабораторный индекс LU). Применялась стандартная методика [1]. Из образца выделялась и очищалась подходящая для датирования фракция путем поочередной обработки растворами  $\text{HCl}$  и  $\text{NaOH}$ . Далее выделенная фракция через пиролиз переводилась в элементарный углерод (уголь), из которого путем взаимодействия угля с металлическим литием при  $800^\circ\text{C}$  в вакууме получался карбид лития. При разложении карбида лития водой получали ацетилен, который на ванадий-алюмосиликатном катализаторе превращался в бензол. В очищенный бензол добавлялись сцинтилляторы 2.5-дифенилоксазол (PPO) и 1.4-ди-[2-(5-фенилоксазолил)]-бензол (POPOP). Активность радиоуглерода в образце бензола определяли на низкофоновом жидкостно-сцинтилляционном спектрометре “Квантулус 1220” (“Quantulus 1220”). По результатам измерений образца, фона и стандарта вычислялся радиоуглеродный возраст.

Чаще всего в керне удавалось найти лишь небольшие прослои дисперсной органики или растительные ткани, ветки, в которых масса органического углерода была недостаточной для измерения возраста LSC-способом. В таких случаях определение  $^{14}\text{C}$ -возраста проводилось с применением ускорительной масс-спектрометрии (AMS). Очистка образцов от посторонних примесей, выделение датирующей фракции, получение графита и прессование графитовых

мишеней для измерения  $^{14}\text{C}$ , графитизация стандартных образцов для измерений были проведены в ЦКП „Лаборатория радиоуглеродного датирования и электронной микроскопии“ Института географии РАН (лабораторный индекс  $\text{IGAN}_{\text{AMS}}$ ). Измерения проводились в Центре прикладных изотопных исследований Университета Джорджии (США).

После получения  $^{14}\text{C}$ -дат необходимо было привести их к астрономической шкале времени (откалибровать). Калибровка проводилась в среде OxCal 4.4 Online [44] по калибровочной кривой IntCal20 [45]. Калиброванные даты представлены как медианные значения возраста (календарных лет назад – кал. л. н.) со стандартным отклонением.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

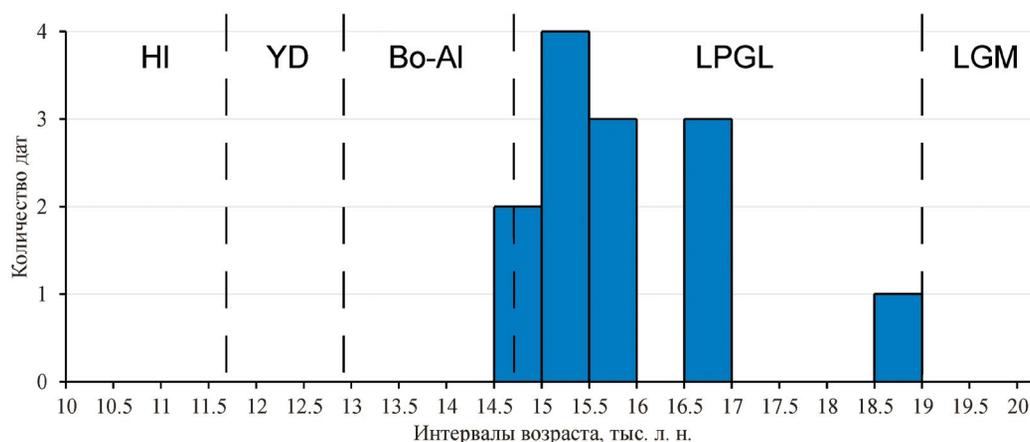
Всего по русловому аллювию больших палеорусел получено 11 дат (табл. 1). Дата на глубине 2.9 м на р. Пижме была сразу отброшена как инверсионная (вероятно, результат переотложения более древней органики). Распределение дат по интервалам возрастов показано на рис. 2, при этом от каждого палеорусла бралась одна, более древняя дата. В график на рис. 2 добавлено 5 дат по большим палеоруслам Дубны ( $15840 \pm 80$ ,  $15620 \pm 100$  и  $15310 \pm 80$  кал. л.н. [13]) и верхней Волги ( $16.7 \pm 1.5$  и  $15.4 \pm 1.0$  тыс. кал. л. н., ОСЛ-даты [38]).

Согласно полученным данным, возраст русловой фации аллювия изученных больших палеорусел в основном попадает в интервал 14.5–17.0 тыс. кал. л. н. Две даты из палеорусла р. Мокши имеют возраст  $\sim 18.7$  тыс. кал. л. н. Однако это палеорусло Мокши не имеет увеличенных по сравнению с современной рекой размеров, а значит, может отражать сток реки  $\sim 19$  тыс. л. н., не связанный с большими палеоруслами.

По литературным данным, обобщенным в работе [51], а также данным по бассейнам верхнего [7] и среднего Дона [11, 14], верхнего и среднего Днепра [12, 29, 36, 37], большие палеорусла формировались в Центральной и Восточной Европе 18–13 тыс. л. н. В работе [37] по причине более ранних дат начало фазы мощного речного сто-

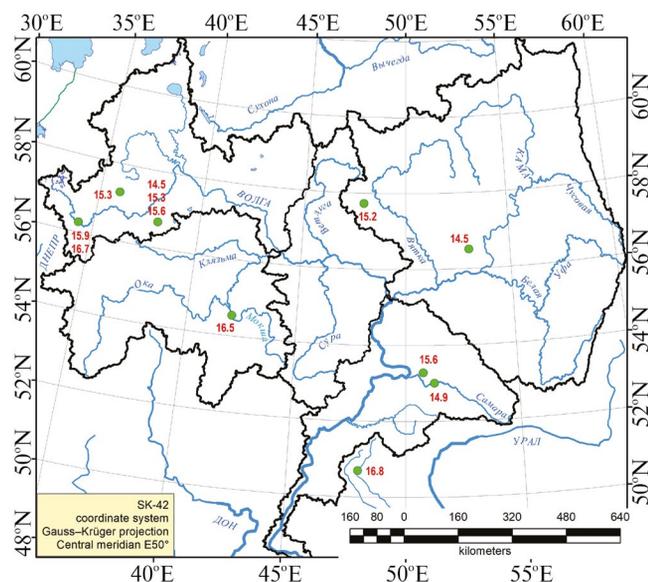
**Таблица 1.** Радиоуглеродные даты по аллювию больших палеорусел рек бассейна Волги и Северного Прикаспия (ТОС – рассеянное органическое вещество, или общий органический углерод)

№ точки, широта/долгота	Река	Глубина от поверхности, м	Датированный материал, вмещающие отложения	<sup>14</sup> C возраст, л. н. (BP)	Калиброванный возраст, л. н. (BP)	Лабораторный индекс
19552, 57.1849° с.ш. 36.3356° в. д.	Медведица (л. п. Волги)	1.25	ТОС в суглинке с кластерами песка	12805 ±35	15280 ±80	IGAN <sub>AMS</sub> 7353
Mk-19-03, 54.6765° с. ш. 41.9288° в. д.	Мокша	3.2–3.3	ТОС в переслаивании песка и суглинка	15075 ±40	18520 ±130	IGAN <sub>AMS</sub> 7719
		5.2–5.3		15410 ±40	18744 ±51	IGAN <sub>AMS</sub> 7720
20903, 54.5392° с. ш. 42.0455° в. д.		3.7	ТОС в песке с прослоями суглинка	13680 ±40	16530 ±90	IGAN <sub>AMS</sub> 9336
		4.4		13640 ±40	16470 ±80	IGAN <sub>AMS</sub> 9337
20910, 56.5050° с. ш. 53.0385° в. д.	Иж	4.2	Растительные макроостатки в переслаивании песка и суглинка	12400 ±40	14530 ±180	IGAN <sub>AMS</sub> 9678
20944, 57.7292° с. ш. 47.9323° в. д.	Пижма	2.9	ТОС в переслаивании песка и суглинка	13630 ±50	16460 ±91	IGAN <sub>AMS</sub> 9877
		4.35		12765 ±50	15224 ±86	IGAN <sub>AMS</sub> 9878
211041, 53.0011° с. ш. 51.2717° в. д.	Самара	6.7–6.9	Растительные макроостатки в песке	12630 ±160	14920 ±330	LU-10550
211046, 53.2775° с. ш. 50.7860° в. д.	Большой Кинель	4.4-4.6	Растительные макроостатки в песчанистом суглинке	13000 ±250	15560 ±400	LU-10552
211107, 50.6898° с. ш. 47.9882° в. д.	Большой Узень	9.0	Растительные макроостатки в переслаивании суглинка с алевроитом и тонким песком	13860 ±230	16800 ±330	LU-10558

**Рис. 2.** Гистограмма распределения дат по русловому аллювию больших палеорусел. Основные климатические эпохи последних 20 тыс. лет: до 19 тыс. л. н. – максимум последнего оледенения (LGM), до 14.7 – поздний плейстоценовый (LPGL), до 12.9 – потепление бёллинг-аллерёд (Bo–Al), до 11.7 – похолодание поздний дриас (YD), после 11.7 – современное межледниковье (голоцен; HI) (по [30]).

ка отнесено к более раннему периоду. В работе [31] даты ранее 18 тыс. л. н. (их всего две) по русловому аллювию трактуются как свидетельство переотложения органического материала в аллювии. Исходя из результатов настоящего исследования, можно считать, что большие палеоруслы в бассейне Волги формировались в период 17.0–14.5 тыс. кал. л. н., т. е. в конце плейстоцена — начале позднеледникового, и вскоре после начала потепления бёллинг-аллерёд их формирование прекратилось (рис. 2). В распределении дат имеется перерыв в интервале 16.0–16.5 тыс. л. н., но небольшой объем данных пока не позволяет уверенно трактовать это как свидетельство перерыва между двумя фазами обильного стока. Не наблюдается и территориальных различий времени формирования больших палеорусл: в разных природных зонах и в разных частях бассейна Волги даты систематически не различаются (рис. 3).

До сих пор практически не уделялось внимания изучению больших палеорусл долин рек, подтопленных водами раннехвалынского бассейна. Большие палеоруслы могли сформироваться там только после отступления моря. Согласно последним данным [4], основная фаза трансгрессии с наиболее высоким подъемом уровня длилась с 17 до 15 тыс. л. н., однако по-прежнему неясно, в какой период времени береговая



**Рис. 3.** Пространственное положение датированных больших палеорусл бассейна Волги и медианные значения  $^{14}\text{C}$  дат по русловому аллювию. Зеленые точки — скважины с датированным русловым аллювием, цифра рядом — возраст руслового аллювия.

линия находилась на абсолютной (абс.) высоте +22 м. По [5], максимум трансгрессии продолжался вплоть до 13.5 тыс. л. н., что несколько позже времени прекращения обильного стока (возраста самых молодых больших палеорусл) в бассейне Волги. Из русловой фации большого палеоруслы р. Большой Узень, располагающейся на высоте +23 м абс., получена  $^{14}\text{C}$ -дата ~16.8 тыс. л. н. (табл. 1), причем продатированный аллювий этого палеоруслы располагался на уровне +21 м абс. Из пойменного аллювия той же реки с уровня +24 м абс. получена  $^{14}\text{C}$ -дата ~16.6 тыс. л. н. [24]. Эти данные говорят в пользу того, что максимум трансгрессии был раньше 16.5–17 тыс. л. н., однако уверенно утверждать это на настоящем этапе нельзя, поскольку полученные данные пока единичны.

## ВЫВОДЫ

Большие палеоруслы в бассейне Волги формировались в конце позднего плейстоцена, в интервале времени 17.0–14.5 тыс. л. н., т. е. в конце плейстоцена — начале интерстадиала (потепления) бёллинг-аллерёд. Различий во времени формирования больших палеорусл по всему бассейну Волги не установлено. Даты по отложениям руслового аллювия больших палеорусл бассейна Волги хорошо соответствуют последним данным о времени раннехвалынской трансгрессии Каспия.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Арсланов Х.А. Радиоуглерод: геохимия и геохронология. Л.: Изд-во Ленинградского ун-та, 1987. 300 с.
2. Борисова О.К. Ландшафтно-климатические условия в центральной части Восточно-Европейской равнины в последние 22 тысячи лет (реконструкция по палеоботаническим данным) // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 6. С. 664–675. DOI: 10.31857/S0321059621060031
3. Карманов В.Н., Чернов А.В., Зарецкая Н.Е., Панин А.В., Волокитин А.В. Опыт применения данных палеоруслведения в археологии на примере изучения Средней Вычегды (европейский северо-восток России) // Археология, этнография и антропология Евразии. 2013. Т. 54. № 2. С. 109–119.
4. Курбанов Р.Н., Беляев В.Р., Свистунов М.И., Бутуз-

- ва Е.А., Солодовников Д.А., Таратунина Н.А., Янина Т.А. Новые данные о возрасте раннехвалынской трансгрессии Каспийского моря // Изв. РАН. Сер. географическая. 2023. Т. 87. № 3. С. 403–419. DOI: 10.31857/S2587556623030081
5. *Макшаев Р.Р., Ткач Н.Т.* Хронология хвалынского этапа развития Каспия по данным радиоуглеродного датирования // Геоморфология и палеогеография. 2023. Т. 54. № 1. С. 37–54. DOI: 10.31857/S2949178923010103
6. *Матлахова Е.Ю.* Макроизлучины реки Вороны как свидетельства мощного речного стока в позднеледниковье // Вестн. Московского ун-та. Сер. 5, География. 2021. № 2. С. 103–109.
7. *Матлахова Е.Ю., Панин А.В., Беляев В.Р., Борисова О.К.* Развитие долины Верхнего Дона в конце позднего плейстоцена // Вестн. Московского ун-та. Сер. 5, География. 2019. № 3. С. 83–92.
8. *Матлахова Е.Ю., Украинцев В.Ю., Панин А.В.* История развития долины р. Мокши в конце позднего плейстоцена // Геоморфология. 2022. Т. 52. № 3. С. 105–115. DOI: 10.31857/S0435428122050108
9. *Панин А.В., Иванова Н.Н., Голосов В.Н.* Речная сеть и эрозионно-аккумулятивные процессы в бассейне верхнего Дона // Вод. ресурсы. 1997. Т. 24. № 6. С. 663–671.
10. *Панин А.В., Нефедов В.С.* Анализ изменений уровня режима рек и озер в верховьях Волги и Западной Двины по археолого-геоморфологическим данным // Вод. ресурсы. 2010. Т. 37. № 1. С. 17–32. DOI: 10.1134/S0097807810010021
11. *Панин А.В., Сидорчук А.Ю.* Макроизлучины (“большие меандры”): проблемы происхождения и интерпретации // Вестн. Московского ун-та. Сер. 5, География. 2006. № 6. С. 14–22.
12. *Панин А.В., Сидорчук А.Ю., Баслеров С.В., Борисова О.К., Ковалюх Н.Н., Шеремецкая Е.Д.* Основные этапы истории речных долин центра Русской равнины в позднем валдае и голоцене: результаты исследований в среднем течении р. Сейм // Геоморфология. 2001. № 2. С. 19–34.
13. *Панин А.В., Сорокин А.Н., Бричева С.С., Матасов В.М., Морозов В.В., Смирнов А.Л., Солодков Н.Н., Успенская О.Н.* История формирования ландшафтов Заболотского торфяника в контексте инициального заселения Дубнинской низины (бассейн верхней Волги) // Вестн. археологии. 2022. Т. 57. № 2. С. 85–100. DOI: 10.20874/2071-0437-2022-57-2-7
14. *Панин А.В., Сидорчук А.Ю., Власов М.В.* Мощный поздневалдайский речной сток в бассейне Дона // Изв. РАН. Сер. географическая. 2013. № 1. С. 118–129.
15. *Панин А.В., Сидорчук А.Ю., Украинцев В.Ю.* Вклад талых ледниковых вод в формирование стока Волги в последнюю ледниковую эпоху // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 6. С. 656–663. DOI: 10.31857/S0321059621060146
16. *Сидорчук А.Ю., Борисова О.К., Ковалюх Н.Н., Панин А.В., Чернов А.В.* Палеогидрология нижней Вычегды в позднеледниковье и голоцене // Вестн. Московского ун-та. Сер. 5, География. 1999. № 5. С. 34–41.
17. *Сидорчук А.Ю., Борисова О.К., Панин А.В.* Поздневалдайские палеоруслы рек Русской равнины // Изв. РАН. Сер. географическая. 2000. № 6. С. 73–78.
18. *Сидорчук А.Ю., Панин А.В., Борисова О.К.* Климатически обусловленные изменения речного стока на равнинах Северной Евразии в позднеледниковье и голоцене // Вод. ресурсы. 2008. Т. 35. № 4. С. 406–416. DOI: 10.1134%2FS0097807808040027
19. *Сидорчук А.Ю., Панин А.В., Борисова О.К.* Позднеледниковые палеоруслы рек Западной Сибири // Изв. РАН. Сер. географическая. 2008. № 2. С. 67–75.
20. *Сидорчук А.Ю., Панин А.В., Борисова О.К.* Снижение стока рек равнин Северной Евразии в оптимум голоцена // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 1. С. 40–53. DOI: 10.1134/S032105961201004X
21. *Сидорчук А.Ю., Панин А.В., Борисова О.К., Еременко Е.А.* Геоморфологические подходы к оценке величины речного стока в геологическом прошлом (ст. 3. Анализ структуры сети водотоков) // Геоморфология. 2018. № 1. С. 18–32. DOI: 10.7868/S0435428118010029
22. *Сидорчук А.Ю., Украинцев В.Ю., Панин А.В.* Оценка годового стока Волги в позднеледниковье по данным о размерах палеорусел // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 6. С. 643–655. DOI: 10.31857/S0321059621060171
23. *Украинцев В.Ю.* Следы мощного речного стока в долинах рек бассейна Волги в поздневалдайскую эпоху // Геоморфология. 2022. № 1. С. 26–34. DOI: 10.31857/S0435428122010126
24. *Украинцев В.Ю., Панин А.В., Захаров А.Л., Кириллова И.В., Успенская О.Н., Янина Т.А.* Новые данные о строении речных долин северного Прикаспия // Исследования природы и общества в условиях глобальных трансформаций. Сб. материалов XV все-рос. молодежной науч. шк.-конф. “Меридиан”. М.: ИГ РАН, 2023. С. 240–246.

- DOI: 10.15356/Meridian2023
25. Чалов Р.С., Завадский А.С., Панин А.В. Речные излучины. М.: Изд-во Московского ун-та, 2004. 371 с.
  26. Чернов А.В. Морфология и история развития долины реки Москвы в позднеледниковье и голоцене // Геоморфология. 2021. Т. 52. № 4. С. 79–96. DOI: 10.31857/S0435428121040052
  27. Чернов А.В., Зарецкая Н.Е., Панин А.В. Эволюция и динамика верхней и средней Вычегды в голоцене // Изв. РГО. 2015. Т. 147. № 5. С. 27–49.
  28. Шанцер Е.В. Аллювий равнинных рек умеренного пояса и его значение для познания закономерностей строения и формирования аллювиальных свит // Тр. ин-та геол. наук АН СССР. 1951. № 135. 274 с.
  29. Borisova O., Sidorchuk A., Panin A. Palaeohydrology of the Seim River basin, Mid-Russian Upland, based on palaeochannel morphology and palynological data // Catena. 2006. V. 66. P. 53–73. DOI:10.1016/j.catena.2005.07.010
  30. Cohen K., Gibbard P. Global chronostratigraphical correlation table for the last 2.7 million years, version 2019 QI-500 // Quaternary Int. 2019. V. 500. P. 20–31. DOI: 10.1016/j.quaint.2019.03.009
  31. Gelfan A., Panin A., Kalugin A., Morozova P., Semenov V., Sidorchuk A., Ukraintsev V., Ushakov K. Hydroclimatic processes as the primary drivers of the Early Khvalynian transgression of the Caspian Sea: new developments // Hydrol. Earth System Sci. 2024. V. 28. P. 241–259. DOI: 10.5194/hess-28-241-2024
  32. Golosov V., Panin A. Century-scale stream network dynamics in the Russian Plain in response to climate and land use change // Catena. 2006. V. 66. P. 74–92. DOI: 10.1016/j.catena.2005.07.011
  33. Karmanov V., Zaretskaya N., Panin A., Chernov A. Reconstruction of Local Environments of Ancient Population in a Changeable River Valley Landscape (The Middle Vychehda River, Northern Russia) // Geochronometria. 2011. V. 38. № 2. P. 128–137. DOI: 10.2478/s13386-011-0018-5
  34. Kislov A., Panin A., Toropov P. Current status and palaeostages of the Caspian Sea as a potential evaluation tool for climate model simulations // Quaternary Int. 2014. V. 345. P. 48–55. DOI: 10.1016/j.quaint.2014.05.014
  35. Lapteva E., Zaretskaya N., Lychagina E., Trofimova S., Demakov D., Kopytov S., Chernov A. Holocene vegetation dynamics, river valley evolution and human settlement of the upper Kama valley, Ural region, Russia // Vegetation History and Archaeobotany. 2023. V. 32. P. 361–385. DOI: 10.1007/s00334-023-00913-5
  36. Panin A., Adamiec G., Arslanov K., Bronnikova M., Filippov V., Sheremetskaya E., Zaretskaya N., Zazovskaya E. Absolute chronology of fluvial events in the Upper Dnieper river system and its palaeogeographic implications // Geochronometria. 2014. V. 41. № 3. P. 278–293. DOI: 10.2478/s13386-013-0154-1
  37. Panin A., Adamiec G., Buylaert J.-P., Matlakhova E., Moska P., Novenko E. Two Late Pleistocene climate-driven incision/aggradation rhythms in the middle Dnieper River basin, west-central Russian Plain // Quaternary Sci. Rev. 2017. V. 166. P. 266–288. DOI:10.1016/j.quascirev.2016.12.002
  38. Panin A., Baranov D., Moska P. Rates of postglacial incision of the upper Volga river estimated by luminescence dating of the terrace staircase // Practical Geography and XXI Century Challenges. Moscow: Inst. Geogr. RAS Publ., 2018. P. 569–574. DOI:10.15356/IGRAS100CONF\_V1
  39. Panin A., Borisova O., Belyaev V., Belyaev Yu., Eremenko E., Fuzeina Y., Sheremetskaya E., Sidorchuk A. Evolution of the Upper Reaches of Fluvial Systems within the Area of the East European Plain Glaciated during MIS 6 // Quaternary. 2022. T. 5. № 1. P. 1–26. DOI: 10.3390/quat5010013
  40. Panin A., Borisova O., Konstantinov E., Belyaev Yu., Eremenko E., Zakharov A., Sidorchuk A. The Late Quaternary evolution of the upper reaches of fluvial systems in the southern East European Plain. Quaternary. 2020. № 4. A. 31. DOI: 10.3390/quat3040031
  41. Panin A., Fuzeina Yu., Karevskaya I., Sheremetskaya E. Mid-Holocene gullying indicating extreme hydroclimatic events in the center of the Russian Plain // Geographia Polonica. 2011. V. 84. P. 95–115. DOI: 10.7163/GPol.2011.1.6
  42. Panin A., Matlakhova E. Fluvial chronology in the East European Plain over the last 20 ka and its palaeohydrological implications // Catena. 2015. V. 130. P. 46–61. DOI: 10.1016/j.catena.2014.08.016
  43. Panin A., Sidorchuk A., Chernov A. Historical background to floodplain morphology: Examples from the East European plain // Floodplains: Interdisciplinary Approaches. London: Geol. Soc. Special Publ., 1999. V. 163. P. 217–229. DOI: 10.1144/GSL.SP.1999.163.01.17
  44. Ramsey C.B. Bayesian analysis of radiocarbon dates // Radiocarbon. 2009. V. 51. № 1. P. 337–360. DOI:10.1017/S0033822200033865
  45. Reimer P.J., Austin W.E., Bard E., Bayliss A., Blackwell P.G., Ramsey C.B., Butzin M., Cheng H., Edwards R.L., Friedrich M., Grootes P., Guilderson T.,

- Hajdas I., Heaton T., Hogg A., Hughen A., Kromer B., Manning S., Muscheler P., Palmer J., Pearson C., Plicht J., Reimer R., Richards D., Scott E., Southon J., Turney C., Wacker L., Adolphi F., Büntgen U., Capano M., Fahrni S., Fogtmann-Schulz A., Friedrich R., Köhler P., Kudsk S., Miyake F., Olsen J., Reinig F., Sakamoto M., Sookdeo A., Talamo S.* The IntCal20 Northern Hemisphere radiocarbon age calibration curve (0–55 cal kBP) // *Radiocarbon*. 2020. V. 62. № 4. P. 725–757. DOI: 10.1017/RDC.2020.41
46. *Sidorchuk A.* The Large Rivers of the Past in West Siberia: Unknown Hydrological Regimen // *Water*. 2023. V. 15. A. 258. DOI: 10.3390/w15020258
47. *Sidorchuk A., Panin A., Borisova O.* Morphology of river channels and surface runoff in the Volga River basin (East European Plain) during the Late Glacial period // *Geomorphology*. 2009. V. 113. P. 137–157. DOI: 10.1016/j.geomorph.2009.03.007
48. *Sidorchuk A., Panin A., Borisova O.* Surface runoff to the Black Sea from the East European Plain during Last Glacial Maximum–Late Glacial time // *Geology and Geoarchaeology of the Black Sea Region: Beyond the Flood Hypothesis*. Geological Society of America. Special Paper. 2011. P. 1–25. DOI: 10.1130/2011.2473(01)
49. *Syrovatko A., Panin A., Troshina A., Zaretskaya N.* Magnitude and chronology of extreme floods in the last 2 ka based on the stratigraphy of a riverine archeological site (Schurovo settlement, middle Oka River, Central European Russia) // *Quaternary Int.* 2019. V. 516. P. 83–97. DOI: 10.1016/j.quaint.2018.10.002
50. *Syrovatko A., Zaretskaya N., Troshina A., Panin A.* Radiocarbon chronology of the Schurovo burial mound cremation complex (Viking Times, Middle Oka River, Russia) // *Radiocarbon*. 2012. V. 54. № 3. P. 771–781. DOI: 10.1017/S0033822200047421
51. *Vandenbergh J., Sidorchuk A.* Large Palaeomeanders in Europe: Distribution, Formation Process, Age, Environments and Significance // *Palaeohydrology*. Cham: Springer, 2020. P. 169–186. DOI:10.1007/978-3-030-23315-0\_9

УДК 551.4:571.6

## СПЕЦИАЛЬНЫЕ ИНСТРУМЕНТЫ СТРУКТУРНО-ГИДРОГРАФИЧЕСКОГО АНАЛИЗА РЕЧНЫХ СИСТЕМ В СРЕДЕ ARCMAP<sup>1</sup>

© 2024 г. Б. И. Гарцман<sup>a, d, \*</sup>, А. Л. Энтин<sup>a, b</sup>, Е. А. Шекман<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

<sup>b</sup> Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, 119991 Россия

<sup>c</sup> Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия

<sup>d</sup> Институт природно-технических систем, Севастополь, 299011 Россия

\*e-mail: gartsman@inbox.ru

Поступила в редакцию 19.10.2023 г.

После доработки 14.11.2023 г.

Принята к публикации 27.11.2023 г.

Представлен набор инструментов для определения по цифровой модели рельефа и расчета характеристик различных структурных элементов речного бассейна: сети потенциальных тальвегов, водораздельных линий, частных водосборов. Инструмент “Stream Network Orders” позволяет построить на основе цифровой модели рельефа сеть тальвегов, используя разные формы функции инициации (в том числе с учетом климатических характеристик), и определить порядки в пределах полученной сети. Инструмент “Ridgeline Network Orders” устанавливает положения водораздельных линий и присваивает сегментам этих линий порядки на основе полных путей добегаания от водоразделов до устьев бассейновых систем. Реализовано два способа классификации: порядок по полной последовательности и порядок по триплетам старших порядков. Инструмент “Watershed Thickness Metrics” предназначен для расчета различных мер “толщины” речных бассейнов. Набор инструментов использует функциональные возможности модуля Spatial Analyst для ArcGIS Desktop.

**Ключевые слова:** цифровая модель рельефа, речная сеть, сеть водоразделов, порядок водотоков и водоразделов, функция инициации, толщина водосбора, эрозионный врез.

**DOI:** 10.31857/S0321059624030023 **EDN:** AUZWQM

### ВВЕДЕНИЕ

Развитие гидрологического моделирования в условиях нестационарного климата и динамичности ландшафтов бассейнов при дефиците данных наблюдений требует взаимоувязанного расширения теоретической и информационной базы. Необходимо привлечение нового массива данных — достаточно доступных и надежных, характеризующих неизученные бассейны и редкие гидрологические события, допускающих органичное развитие теории моделирования. Перспективные возможности в этом смысле предоставляет структурно-гидрографический анализ речных систем [5–7]. Работы [16, 18, 21, 22, 25] представляют ряд статистических и детермини-

рованных гидрологических моделей нового поколения с использованием данных о структуре и морфометрии речных систем.

Количество работ по данной тематике в России до настоящего времени невелико. Систематическая работа по ней велась в трудах дальневосточной и сибирской школ гидрологии [8, 10–12], а также сотрудников географического факультета МГУ [1, 14]. Интересна и пока уникальна монография [9], где динамика низкопорядковой речной сети рассматривается в палеогеографическом аспекте.

Современные методы исследования рельефа бассейнов и структуры речных систем — ключевой элемент таких исследований. В этом аспекте появление глобальных цифровых моделей рельефа (ЦМР) высокого разрешения создало принципиально новые технические и методиче-

<sup>1</sup> Работа выполнена в рамках государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0001, государственная регистрация № 122041100222–7).

ские возможности. Однако их реализация требует разработки программного инструментария целевой обработки ЦМР. В статье представлен ряд результатов разработки такого инструментария, отвечающего запросам не только гидрологии суши, но многих наук о Земле – линейка программных инструментов, реализующих преимущественно авторские методы и алгоритмы обработки ЦМР с привлечением иных видов пространственных данных.

С учетом характера публикации основное внимание уделяется детальному изложению алгоритмов, подробностям их программной реализации и особенностям практического применения. Фактически это элементы руководства для продвинутого пользователя и разработчика подобных инструментов. Инструменты предназначены для решения как известных, так и вновь сформулированных задач, в том числе:

“Stream Network Orders” – инструмент автоматической оцифровки и порядковой классификации речной сети по ЦМР на основе вариантов так называемой “функции инициации”;

“Ridgeline Network Orders” – инструмент автоматической оцифровки и порядковой классификации сети водоразделов по ЦМР на основе авторского метода [2];

“Watershed Thickness Metrics” – инструмент автоматического определения набора мер “толщины” речного бассейна на основе методов, предложенных в [4].

Инструменты реализованы как скрипты на языке Python с использованием возможностей ArcGIS Desktop 10.8. При их разработке, если явно не указано иное, используются инструменты группы Spatial Analyst. Обратная совместимость проверена для версий ArcGIS Desktop 10.5, 10.7. Набор инструментов расположен в свободном доступе с открытым кодом в [17]. Результаты работы инструментов демонстрируются ниже на примере фрагмента ЦМР “Shuttle radar topographic mission” (SRTM) площадью ~1200 км<sup>2</sup> (речной бассейн), с исходным разрешением 3", трансформированного в систему координат равновеликой конической проекции и

передискретизированного до пространственного разрешения 75 м.

## ВЫДЕЛЕНИЕ РЕЧНОЙ СЕТИ НА ОСНОВЕ ФУНКЦИЙ ИНИЦИАЦИИ

Речная сеть реконструируется по ЦМР на основе критерия определения точек истоков первичных водотоков. В простейшем случае задается пороговая величина водосборной площади, при превышении которой ячейка раstra ЦМР считается относящейся к водотоку [20]. Такой метод реализован как стандартный во всех современных ГИС, но он не позволяет достичь приемлемой географической достоверности, поскольку не учитывает сложный комплекс действующих факторов климата, рельефа, состава и строения пород.

Многие из этих факторов сложно параметризовать в геоинформационном анализе – если морфометрия рельефа определяется непосредственно по ЦМР, то информацию о других характеристиках необходимо получать дополнительно. Обобщение опыта решения данной задачи [22] показало, что общей формой “функции инициации” для определения истоков водотоков является выражение

$$a = \beta Q^m \Delta z^n, \quad (1)$$

где  $Q$  – расход воды;  $\Delta z$  – крутизна склона;  $\beta$ ,  $m$ ,  $n$  – параметры, подбираемые путем калибровки. Водосборная площадь  $A$ , обычно используемая в качестве функции инициации, представляет собой простейшую форму выражения (1), где  $\beta = 1$ ,  $m = 1$ ,  $n = 0$ ,  $A$  замещает (“surrogate”) величину расхода  $Q$  в предположении строго равномерно-го орошения водосбора осадками.

Версия выражения (1) при той же роли  $A$  – широко употребляемые в качестве функций инициации индекс напряжения сдвига (“shear stress”)

$$\tau \propto A^{0.5} \Delta z \quad (2)$$

и индекс энергии рельефа

$$E \propto A \Delta z. \quad (3)$$

В работе [3] предложен комплексный энергетический индекс  $CEI$  (Complex Energy Index):

$$CEI \propto A(P - ET)\Delta z, \quad (4)$$

где включены средние по водосбору годовые слои осадков  $P$  и эвапотранспирации  $ET$ . В формуле  $CEI$  в качестве меры расхода  $Q$  использован объем так называемого “климатического стока” в форме  $A(P - ET)$ , что делает ее существенно более физически содержательной, способной прямо учитывать разнообразие климатических условий.

Аналогичная замена возможна во всех вариантах функции инициации. Инструмент “Stream Network Orders” реализует единый алгоритм определения речной сети по ЦМР на основе подбора порогового значения функции инициации с возможностью выбора из нескольких форм этой функции [5, 22] – индексов, вычисляемых для каждого пиксела в пределах бассейна. Используются следующие индексы:

$A$  – водосборная площадь;

$A(P - ET)$  – объем климатического стока;

$A^{0.5}\Delta z$  – индекс напряжения сдвига (по площади водосбора);

$(A(P - ET))^{0.5}\Delta z$  – индекс напряжения сдвига (по объему климатического стока);

$A\Delta z$  – индекс энергии рельефа (по площади водосбора);

$A(P - ET)\Delta z$  – индекс энергии рельефа (по объему климатического стока).

Кроме перечисленных вариантов общей формулы (1), еще две величины могут использоваться в качестве функции инициации: средний врез  $H_c$  и порядок сегмента полной дренажной сети  $\omega^*$ .  $H_c$  каждой точки равен разности средней высоты ее водосбора и ее собственной высоты; способ вычисления  $H_c$  подробно излагается ниже. Под полной дренажной сетью понимается сеть линий тока, включающая все ячейки ЦМР; порядок ее сегмента также может

использоваться как критерий для реконструкции сети тальвегов.

Разнообразие встроенных в инструмент “Stream Network Orders” функций инициации позволяет выполнять сравнительный анализ полученных на их основе моделей речной сети. Исходные наборы данных для расчета – ЦМР (обязательный), наборы данных о среднегодовых слоях осадков и испарения (опциональные). Для выбранной функции инициации должно быть установлено пороговое значение. Все входные наборы растровых данных должны быть приведены к единой системе координат, иметь одинаковые число строк и столбцов, размер ячейки и координаты начала отсчета. Высоты на ЦМР должны быть представлены в метрах, а слои осадков и испарения – в миллиметрах.

Принципиальная схема скрипта представлена на рис. 1. Далее рассматриваются последовательность и особенности выполнения отдельных операций на примере одной из функций инициации, а именно  $CEI$  (4).

Расчет начинается с установки параметров среды геообработки: размера ячейки, экстенда (предельных значений координат), маски анализа, “шаблонного” раstra для растровых вычислений (“Snap Raster” в терминологии ArcGIS). Поскольку ранее было условлено, что все входные растры имеют одинаковую конфигурацию, соответствующие параметры назначаются на основе характеристик слоя ЦМР. Здесь же вычисляется площадь единичной ячейки раstra, необходимая на последующих этапах.

Анализ начинается с расчета крутизны склонов по ЦМР. Крутизна склона в виде тангенса угла его наклона входит в формулу  $CEI$ . Крутизна склона вычисляется при помощи инструмента “Уклон” (“Slope”), при этом выбирается вариант вычисления в процентах. Тангенс угла наклона вычисляется умножением уклона в процентах на 0.01. Далее вычисляется слой климатического стока как разность между осадками и испарением. Поскольку обе этих характеристики представлены в миллиметрах, результат вычитания переводится в метры умножением на 0.001 для корректного расчета объема стока.

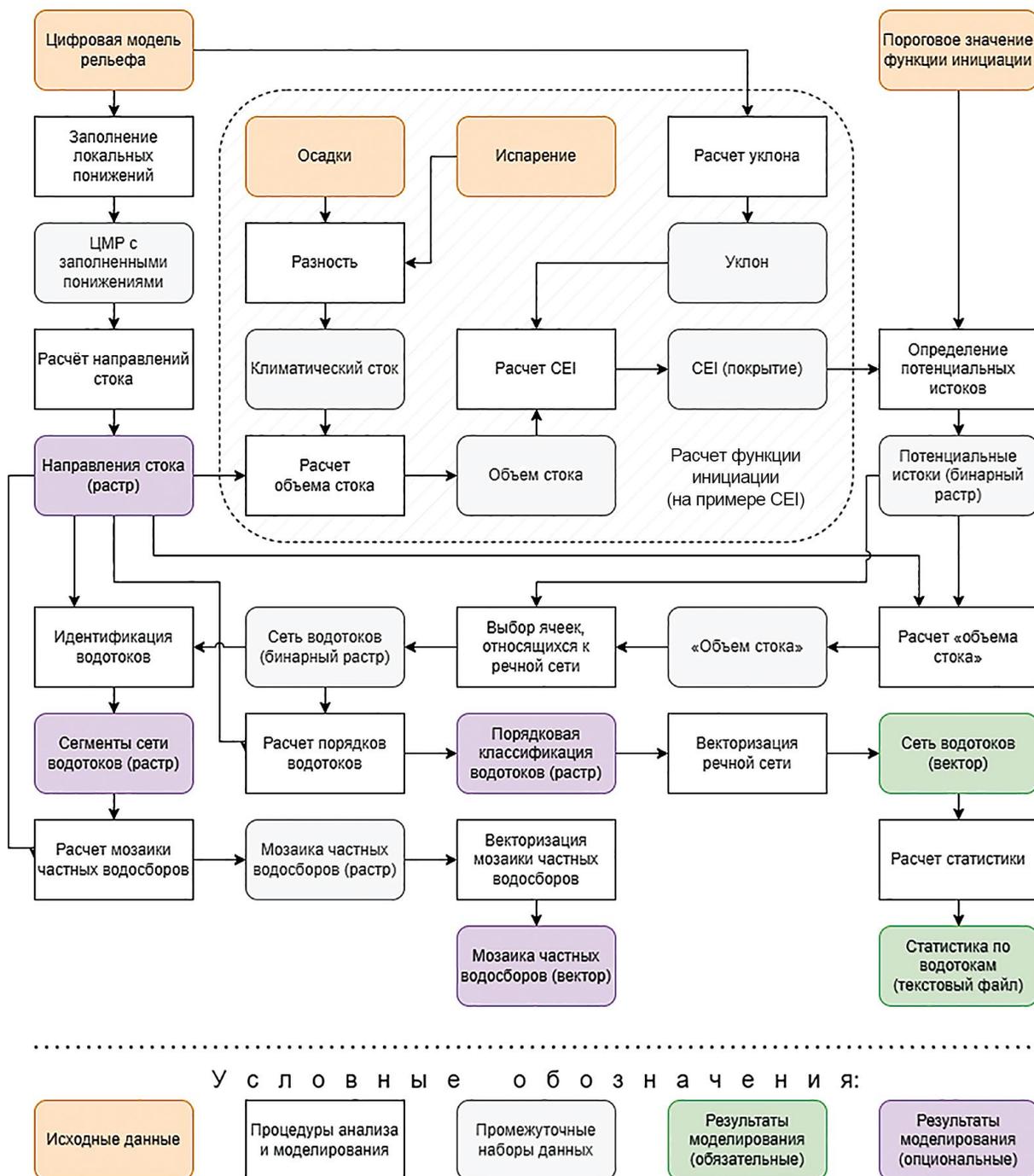


Рис. 1. Принципиальная схема работы инструмента “Stream Network Orders” (вариант с использованием *CEI*).

Получив растр климатического стока, переходим к гидрологическому моделированию на основе ЦМР. Исходная ЦМР получает гидрологически корректную форму путем заполнения локальных понижений с помощью инструмента “Заполнение” (“Fill”). Затем по “заполненной” ЦМР рассчитывается матрица направлений

стока (инструмент “Направление стока”, “Flow Direction”) по алгоритму D8, используемому по умолчанию. Ранее установлено [13], что для расчета полей морфометрических величин и векторных пространственных объектов, характеризующих гидрографическую сеть, пригодна только матрица направлений стока, вычислен-

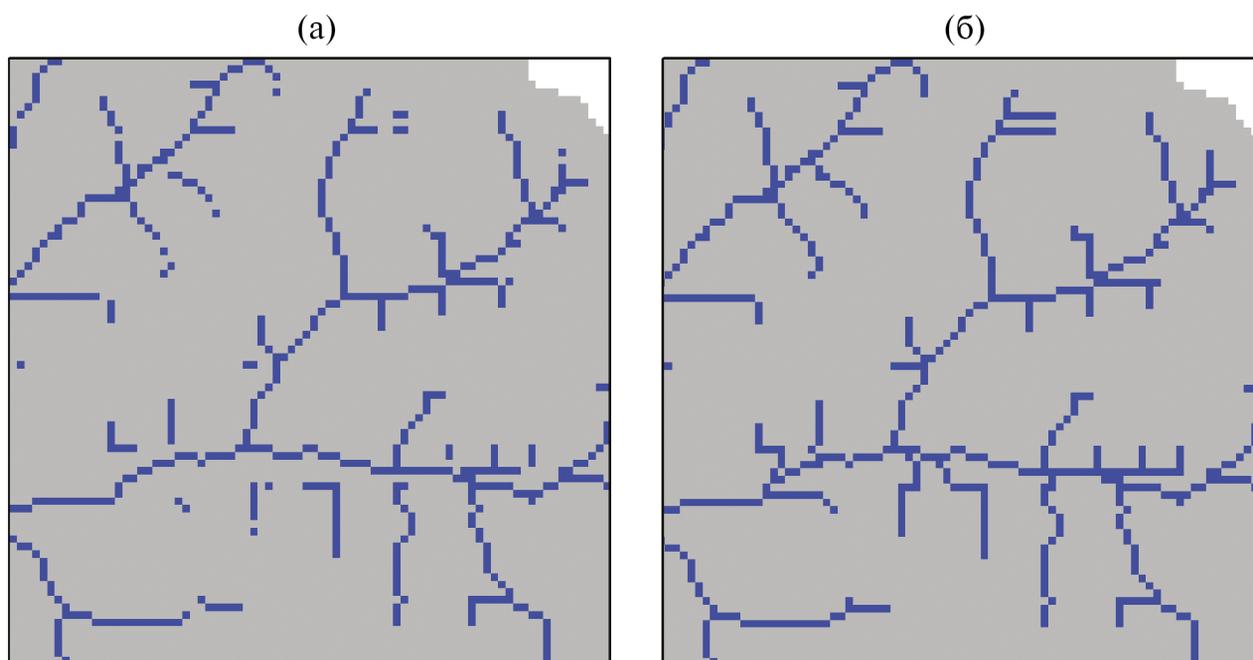
ная по алгоритму D8. По ней с использованием слоя климатического стока в качестве весовых коэффициентов выполняется расчет накопленного слоя стока (инструмент “Суммарный сток”, “Flow Accumulation”).

Накопленный слой стока представляет собой условную величину – результат суммирования слоев стока по водосборной площади каждой ячейки ЦМР, записанный в эту ячейку. Зная накопленный слой стока, тангенс угла наклона и площадь ячейки, вычисляем  $CEI$  в каждой ячейке согласно формуле (1). Для этого умножаем накопленный слой стока на площадь ячейки и получаем объем стока, а перемножив объем стока и тангенс угла наклона, получаем значения  $CEI$ . Перечисленные процедуры выполняются в скрипте в одно действие, объем стока не сохраняется как отдельная переменная.

Сравнение фактических значений  $CEI$  с заданным пороговым значением позволяет определить ячейки, где порог превышен, т. е. относящиеся к речной сети. Идентификация таких ячеек выполняется инструментом “Условие” (“Con”), условие отбора записывает в ячейку выходного растра значение “1”, если значение растра  $CEI$  в ней превышает пороговое значение, в противном случае

ничего не записывается. В результате получаем бинарный растр, в котором значения “1” присвоены ячейкам речной сети, однако эта речная сеть получается разорванной, фрагментированной, в отличие от сети, получаемой по наиболее часто используемой процедуре ГИС (с использованием водосборной площади  $A$ ).

Фрагментированность растра речной сети объясняется тем, что величины сложных форм индексов, в том числе включающих уклон, изменяются вдоль линий тока не монотонно, в отличие от площади водосбора; т. е.  $CEI$  вдоль линий тока может как расти, так и снижаться, в том числе ниже порогового значения (рис. 2а). Для восстановления непрерывной речной сети в виде древовидного графа выполняются дополнительные процедуры. Снова используется инструмент “Суммарный сток” (“Flow Accumulation”), где в качестве весовых коэффициентов применяется бинарный растр речной сети, полученный на предыдущем шаге. Таким образом, потоки непрерывно “трассируются” вниз по склону от ближайших к водоразделам ячеек, содержащих значения “1” (рис. 2б). В результате получается целостный растр речной сети, ячейки которого содержат ненулевые значения, определяемые числом вышележащих ячеек. Этот растр под-



**Рис. 2.** Создание полной сети: а – ячейки фрагментированной сети потенциальных водотоков, б – восстановленная (целостная) сеть водотоков.

вергается переклассификации с помощью инструмента “Условие” (“Соп”), в результате все ячейки речной сети получают значение “1”, а все остальные ячейки — “нет данных”. Процедура восстановления целостности сети применяется при использовании всех функций инициации, кроме монотонно возрастающих — площади водосбора и объема климатического стока.

На основе целостного растра речной сети создается два производных набора данных — растр с сегментированной сетью водотоков с помощью инструмента “Идентификация водотоков” (“Stream Link”) и растр с классификацией водотоков по порядкам Хортон–Стралера с помощью инструмента “Порядок водотоков” (“Stream Order”). Каждый из этих наборов данных может быть опционально сохранен как выходной результат для использования в работе других инструментов анализа.

В настройках скрипта может быть указано имя выходного набора данных о частных водосборах. В этом случае растр сегментированной сети используется вместе с растром направлений стока в качестве входных данных для инструмента “Водосборная область” (“Watershed”), который создает набор данных о частных водосборах сегментов сети. Этот набор конвертируется в полигоны инструментом “Растр в полигоны” (“Raster to polygon”), упрощение геометрических объектов при этом не проводится.

На основе растра порядков водотоков создается векторный полилинейный набор данных, представляющий сеть водотоков. Для этого применяется инструмент “Водоток в пространственный объект” (“Stream to Feature”) с опцией геометрического упрощения (“simplify polylines”). Полученные пространственные объекты — обязательный выходной набор данных скрипта. На их основе вычисляются суммарная длина сегментов водотоков, а также их общее число — сначала для всей сети в целом, затем для каждого порядка в отдельности. Полученные статистические показатели сохраняются в текстовом файле.

Результаты реконструкции сети водотоков с использованием разных пороговых значений функции инициации представлены на рис. 3. Если

конечная цель пользователя состоит в расчете статистических показателей речной сети, то достаточно указать в качестве выходных параметров только векторный набор данных о сети водотоков и путь к текстовому файлу. Если есть необходимость дальнейшего моделирования с использованием других скриптов из набора, следует сохранить растр направлений стока, любой из растров с сетью водотоков, а также растр частных водосборов.

### ПОРЯДКОВАЯ КЛАССИФИКАЦИЯ ВОДОРАЗДЕЛОВ

В отличие от порядковой классификации водотоков, понятие о порядках водоразделов слабо разработано. В гидрологии оно прослеживается лишь в неопределенном термине “главный водораздел”. В геоморфологии широко применяется построение вершинных и базисных поверхностей разного порядка, что имеет наиболее завершённую форму у В. П. Философова [15]. Строго “зеркальная” классификация водотоков и водоразделов предложена в работах [23, 24], существенный ее недостаток — неучет принципиального различия физического содержания структурных линий рельефа, водораздельных и тальвеговых. Следует отметить оригинальную методику классификации водоразделов на основе независимого анализа ЦМР [19] вне прямой связи с классификацией водотоков.

Далее представлен алгоритм порядковой классификации водоразделов, сопряженной с классификацией водотоков, но учитывающей их физические различия [4]. Принципы классификации следующие. Для каждого элемента речной сети — водотока порядка  $N$  — существует бассейн порядка  $N$ , ограниченный внешней водораздельной линией до замыкающего створа водотока. Однако порядок  $N$  имеет не вся эта водораздельная линия, а лишь ее часть, определяемая путями добегания порядка  $N$ . Путем добегания назовем трассу движения условной капли дождя от точки выпадения по склону до ближайшего водотока, затем по последовательности водотоков — до замыкающего створа. Путь добегания порядка  $N$  можно обозначить непрерывной последовательностью участков  $x_0 \rightarrow x_1 \rightarrow x_2 \dots \rightarrow x_{N-1} \rightarrow x_N$ , где  $x_0$  — участок движения по склону,  $x_i$  — участок движения по водотоку порядка  $i$ .

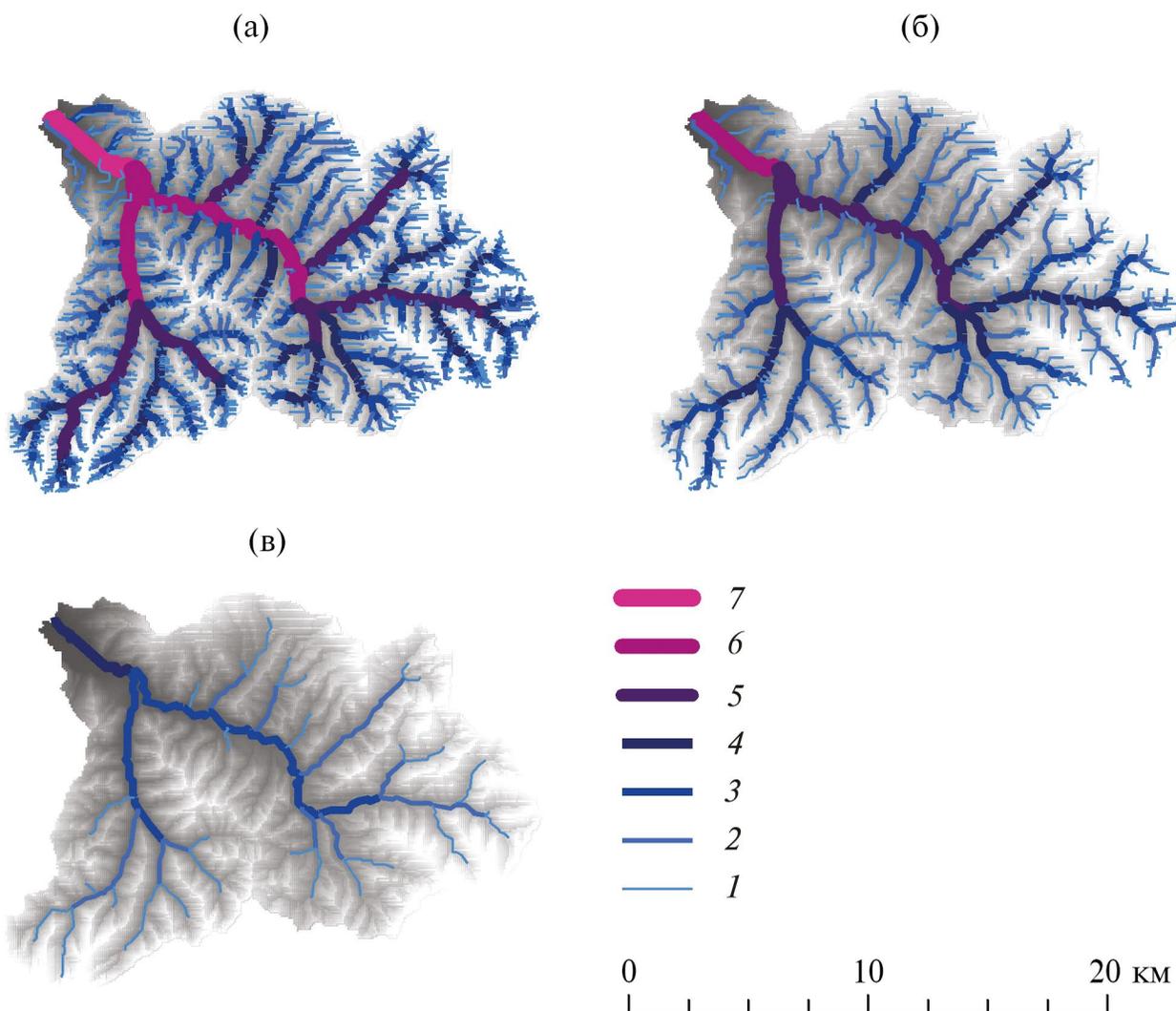


Рис. 3. Результаты расчета речной сети по *CEI* с использованием инструмента “Stream Network Orders”, пороговые значения: а – 5000, б – 20 000, в – 35 000. С 7 по 1 – порядок водотоков.

Все пути добегаания от любой точки водосбора порядка  $N$  будут начинаться с  $x_0$  и заканчиваться  $x_N$ , однако лишь те, в которых присутствует непрерывная последовательность всех порядков, будут иметь порядок  $N$ . Только участки водораздельной линии бассейна порядка  $N$ , от которых начинаются пути добегаания порядка  $N$ , образуют водораздел порядка  $N$ . Такое правило классификации водоразделов назовем “жестким”, в качестве альтернативы ему сформулировано более “мягкое”. Для выделения участков водораздела порядка  $N$  вместо только путей добегаания порядка  $N$  могут быть использованы все пути с наличием “триплета” порядка  $N$ , т. е. оканчивающиеся последовательностью  $\dots \rightarrow x_{N-2} \rightarrow x_{N-1} \rightarrow x_N$ . Особенности применения двух этих правил подробнее обсуждаются в [4]. Делинеация

и классификация водоразделов разных порядков выполняются последовательно от 1-го до старшего порядка в системе, при этом присвоение водоразделу более высокого порядка перекрывает все предыдущие. В результате формируется сеть разнопорядковых водоразделов, старший порядок которой равен старшему порядку сети водотоков.

Автоматическая порядковая классификация водоразделов в соответствии с изложенным подходом реализована в инструменте “Ridgeline Network Orders”, принципиальная схема работы которого показана на рис. 4.

Исходные данные для работы инструмента следующие: растр направлений стока и бинар-

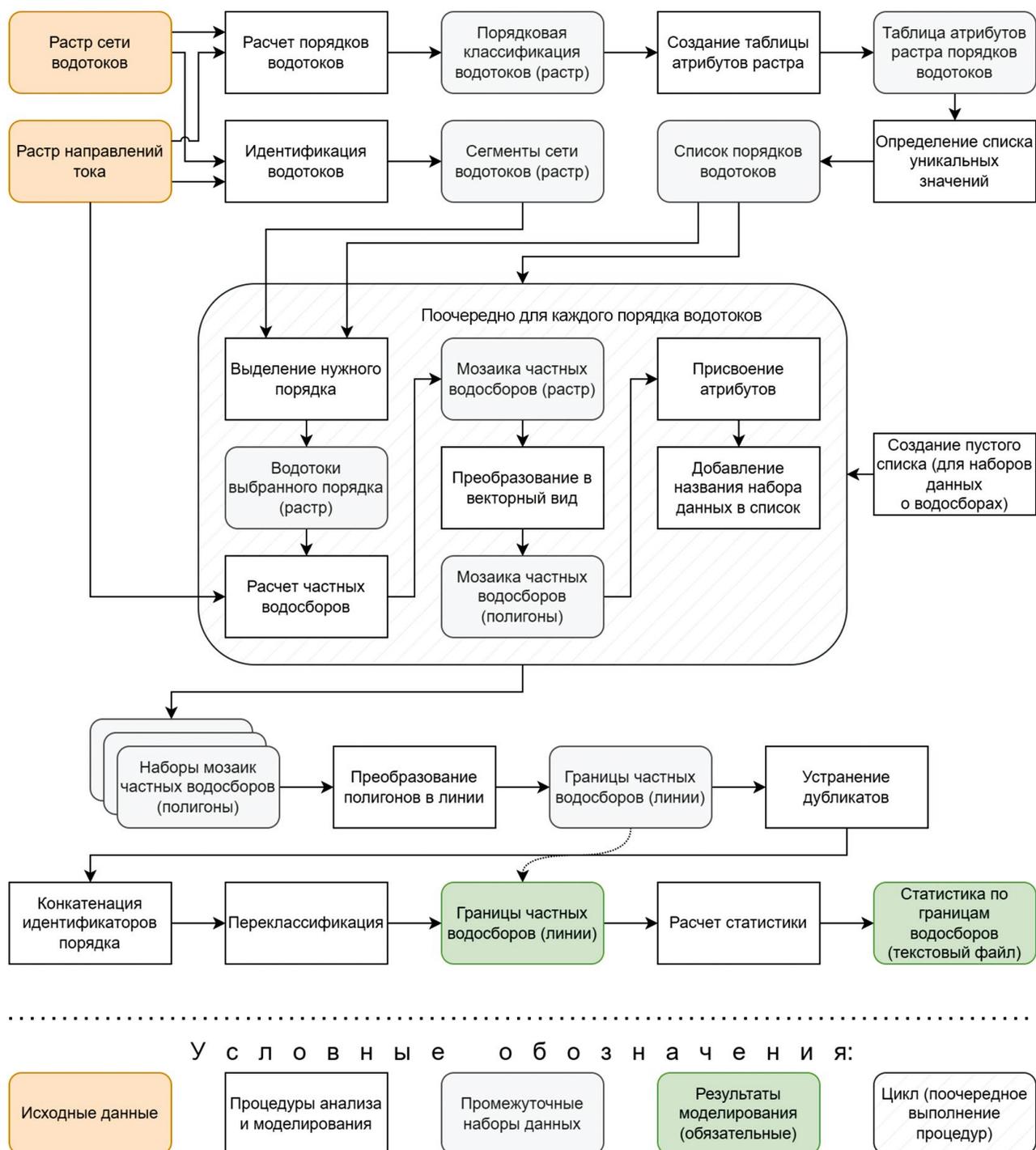


Рис. 4. Принципиальная схема работы инструмента “Ridgeline Network Orders”.

ный растр речной сети (без сегментирования водотоков). Оба растра получают опционально при работе со скриптом “Stream Network Orders”, описанным выше. Также можно использовать данные, полученные независимо, но необходимо, чтобы оба растра были согласованы друг с другом, т. е. получены на основе одной исходной

ЦМР. В самом скрипте это условие не проверяется.

Работа скрипта начинается с идентификации и расчета порядков водотоков на основе входных данных. Результат выполнения инструментов “Идентификация водотоков” (“Stream Link”) и

“Порядок водотоков” (“Stream Order”) – сегментированный растр речной сети с классифицированными по порядкам водотоками. Если на вход скрипта был подан уже обработанный таким образом растр, эта информация игнорируется и расчет выполняется заново. Затем с помощью инструмента “Построить атрибутивную таблицу растра” (“Build raster attribute table”) создается таблица атрибутов растра порядковой классификации водотоков, а затем из этой таблицы (посредством класса “SearchCursor”) извлекаются уникальные значения столбца, содержащего список номеров порядков водотоков в составе анализируемой сети.

Далее выполняется делинеация границ водосборных бассейнов для каждого сегмента водотока. Это делается в цикле поочередно для каждого порядка водотока в соответствии с ранее созданным списком. Внутри цикла с помощью инструмента “Условие” (“Con”) выбираются сегменты водотоков, относящихся к текущему порядку. Для выбранных сегментов строится растр водосборных бассейнов (“Водосборная область”, “Watershed”). Поскольку построение выполняется для каждого порядка отдельно, сегменты водотоков 1-го порядка, а также те сегменты водотоков последующих порядков, которые начинаются от слияния двух водотоков более низкого поряд-

ка, получают на этом шаге полные водосборы, а все остальные сегменты – частные водосборы.

Полученная мозаика водосборов векторизуется (“Растр в полигон”, “Raster to Polygon”), причем контуры при векторизации не подвергаются геометрическому упрощению (“no simplify polygons”) – это необходимо для сохранения топологически корректных границ между водосборными бассейнами, полученными на разных шагах цикла. Название векторного набора данных добавляется в список, созданный перед началом цикла. После векторизации в таблицу атрибутов полученного слоя добавляется новый столбец (“Добавить поле”, “Add Field”) с именем “Strahler\_Order\_*i*”, где *i* – порядок водотоков, обрабатываемый на текущем шаге. Название этого поля также добавляется в особый список, созданный перед началом цикла. В это поле для всех полученных объектов записывается текущий порядок водотоков. Цикл завершается, когда обработаны все порядки водотоков, основной результат его работы – совокупность наборов полигонов, описывающих водосборные бассейны каждого порядка (рис. 5). Поскольку все водосборы всех порядков вложены в общий бассейн, очевидно, что линии границ водосборов разных порядков многократно перекрываются – один и тот же физический водораздел одновременно

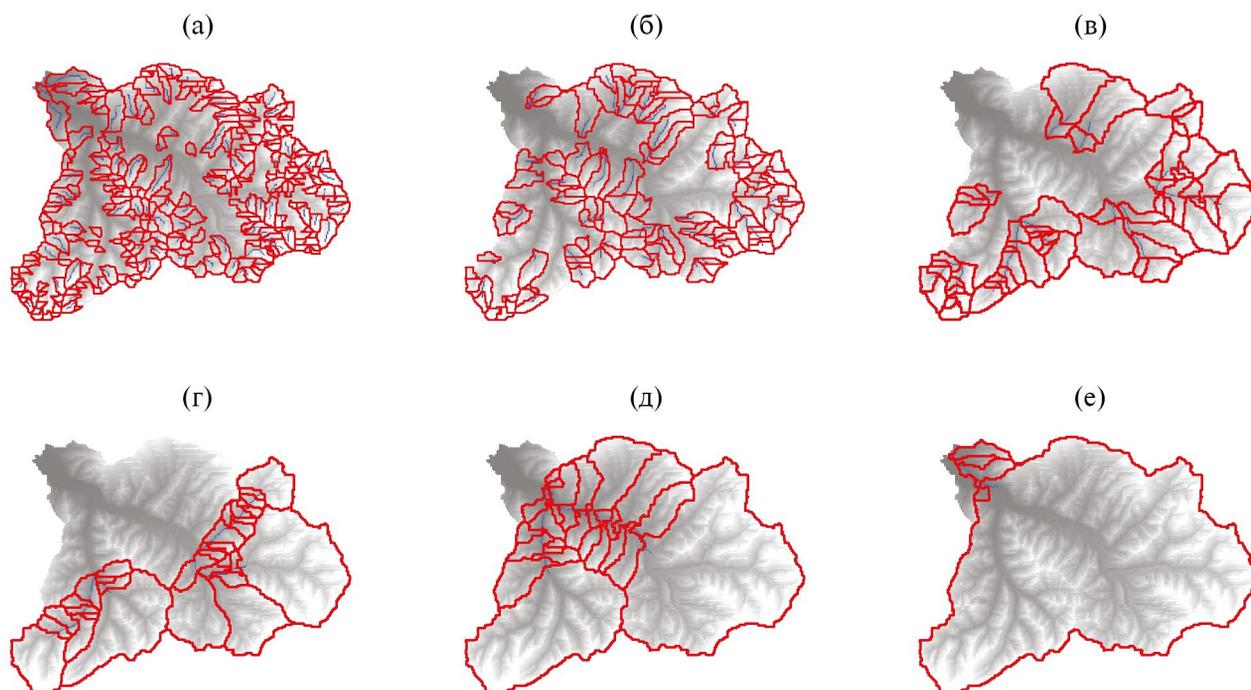


Рис. 5. Водосборные бассейны сегментов водотоков порядка: а – 1, б – 2, в – 3, г – 4, д – 5, е – 6.

может принадлежать многим водосборам разных порядков.

Наборы бассейнов разных порядков, рассчитанные в цикле, преобразуются в линейные объекты, соответствующие их границам, с помощью инструмента “Объект в линию” (“Feature to Line”) из набора “Управление данными” (“Data Management Tools”). В ArcGIS этот инструмент характеризуется важными особенностями, позволяющими использовать в качестве входных объектов бассейны сразу всех порядков, и после преобразования их границ в линии каждый сегмент границы будет иметь в таблице атрибутов информацию обо всех водосборных бассейнах, которые включают этот сегмент. Если какой-то сегмент не относится к мозаике бассейнов  $N$ -го порядка, то в соответствующем столбце таблицы атрибутов ему будет присвоено значение 0. Если несколько водосборных полигонов имеют общий сегмент границы, то инструмент “Объект в линию” создаст в этом месте несколько геометрически одинаковых линий — столько, сколько здесь сошлось полигонов. Пример такого результата приведен на рис. 6.

Набор данных, полученный в результате работы инструмента “Объект в линию”, фактически уже является выходным — все последующие

действия проводятся непосредственно над ним, другие наборы данных не создаются. Однако для получения финального результата необходимо проделать еще ряд операций. Сначала для того, чтобы в дальнейшем корректно оперировать сегментами сети водоразделов, необходимо удалить линии, у которых совпадает расположение и последовательность порядков — т. е. идентичные объекты. Сначала удаляются все “лишние” столбцы таблицы атрибутов: сохраняются только OBJECTID, Shape (системные поля), Shape\_Length (поле, формируемое автоматически), а также поля, содержащие порядки водотоков — их список был составлен в цикле ранее. Удаление столбцов производится инструментом “Удалить поле” (“Delete Field”) из набора “Управление данными” (“Data Management Tools”). Непосредственно удаление идентичных объектов выполняется с помощью инструмента “Удалить идентичные” (“Delete Identical”); для проверки идентичности используются поля с порядками и системное поле “Shape”, содержащее геометрическое описание объекта.

После удаления идентичных объектов проводится конкатенация (“склеивание”) номеров порядков водотоков, записанных в отдельных столбцах таблицы атрибутов. Порядок конкатена-

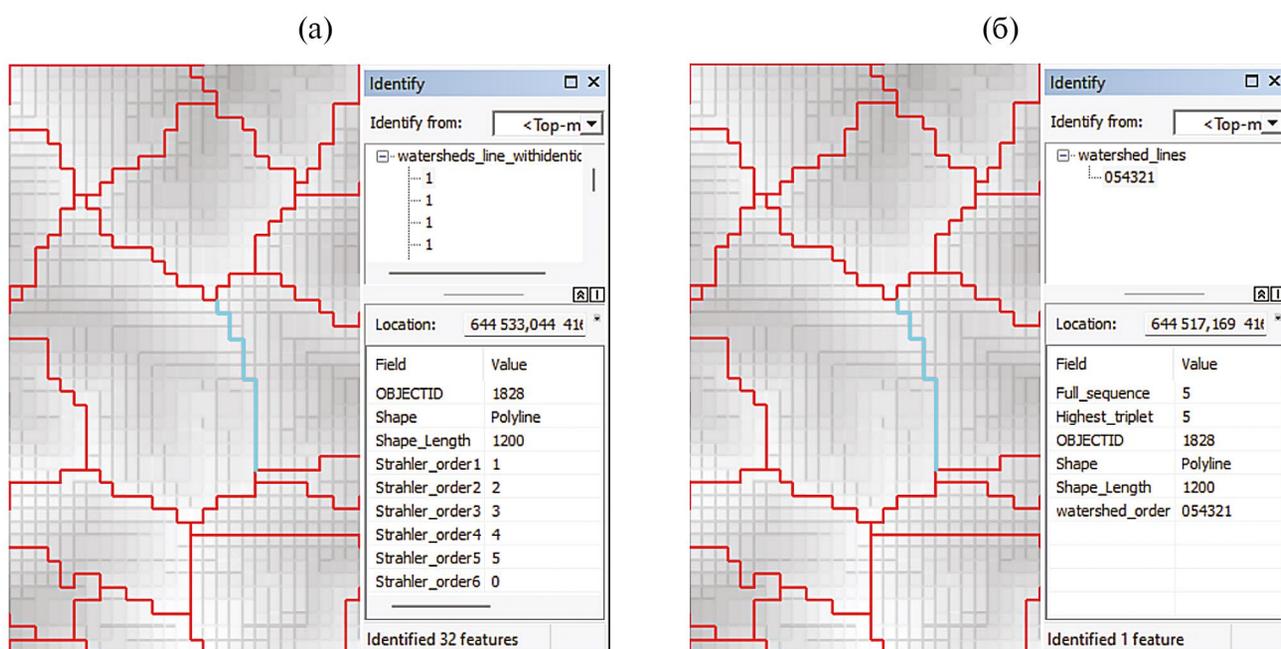


Рис. 6. Слияние границ частных водосборов. Несколько объектов, совпадающих геометрически, но отличающихся значениями порядков (а), объединяются в один объект с формированием полной последовательности порядков (б).

ции — слева направо по убыванию порядков (например, {54301}). Операция выполняется с помощью “Калькулятора полей” (“Field Calculator”), вызываемого из скрипта, при этом выражение для вычисления формируется стандартными средствами языка Python. Результат конкатенации сохраняется в новый столбец, он используется для последующей переклассификации и присвоения порядков водоразделов по обоим предлагаемым принципам: по полному пути добегания и по триплетам старшего порядка.

Переклассификация выполняется следующим образом. Сначала средствами языка

Python формируются все возможные шаблоны поиска последовательности с учетом общего числа порядков сети. Например, если всего в сети 5 порядков, то полные последовательности будут выглядеть так: {54321}, {04321}, {\*0321}, {\*021}, {\*01}; последовательности триплетов так: {543\*}, {0432\*}, {\*0321}, {\*021}, {\*01}. Знак ‘\*’ здесь означает служебный символ, заменяющий любую последовательность символов. Шаблоны поиска формируются непосредственно в скрипте, поскольку число порядков (и, следовательно, число возможных шаблонов) принципиально не ограничено для произвольных исходных данных. Наглядный пример пе-

**Таблица 1.** Переклассификация последовательности в целевое значение (для сети 5-го порядка)

Последовательность порядков	Подходящий шаблон для полного пути добегания	Порядок по полному пути добегания	Подходящий шаблон для порядков по триплетам	Порядок по триплету старшего порядка
54321	54321	5	543*	5
54320	—	—	543*	5
54301	*01	1	543*	5
54300	—	—	543*	5
54021	*021	2	*021	2
54020	—	—	—	—
54001	*01	1	*01	1
54000	—	—	—	—
50321	*0321	3	*0321	3
50320	—	—	—	—
50301	*01	1	*01	1
50300	—	—	—	—
50021	*021	2	*021	2
50020	—	—	—	—
50001	*01	1	*01	1
50000	—	—	—	—
04321	04321	4	0432*	4
04320	—	—	0432*	4
04301	*01	1	*01	1
04300	—	—	—	—
04021	*021	2	*021	2
04020	—	—	—	—
04001	*01	1	*01	1
04000	—	—	—	—
00321	*0321	3	*0321	3
00320	—	—	—	—
00301	*01	1	*01	1
00300	—	—	—	—
00021	*021	2	*021	2
00020	—	—	—	—
00001	*01	1	*01	1

реклассификации для максимального порядка, равного 5, приведен в табл. 1. Для каждой заданной последовательности также заранее устанавливается целевой класс, который записывается в новый столбец таблицы атрибутов: “Full\_sequence” – для полной последовательности, “Highest\_triplet” – для триплета старшего порядка.

Далее проводится непосредственно переклассификация. Сначала с помощью инструмента “Выбрать в слое по атрибуту” (“Select Layer by Attribute”) выбираются объекты в наборе сегментов по заданному шаблону, а затем с помощью калькулятора полей – присвоение порядка. После переклассификации порядков проводится расчет числа сегментов и их суммарной длины для каждого порядка водораздела. Результат этого расчета записывается в отдельный текстовый файл.

Результат работы инструмента “Ridgeline Network Orders” – набор пространственных данных о положении водоразделов (полилинейной геометрии) с атрибутами, включающими полные последовательности порядков в явном виде, варианты порядков после переклассификаций, а также текстовый файл с данными по числу сегментов водоразделов и их суммарной длине. Пример результата приведен на рис. 7.

### ХАРАКТЕРИСТИКИ “ТОЛЩИНЫ” БАССЕЙНОВ

Инструмент “Watershed Thickness Metrics” рассчитывает несколько характеристик вертикальной протяженности (“толщины”) бассейнов, предложенных в работе [2]. Термин “толщина” речного бассейна употребляется в кавычках как не имеющий пока строгого определения. Его смысл выражают несколько специальных терминов – врез долины, падение водотока, вертикальное расчленение рельефа, мощность зоны аэрации и т. п. Все они характеризуется существенными смысловыми нюансами и нуждаются в дальнейшей систематизации.

Рассчитываются следующие основные характеристики:

$\Delta H_e$  – “толщина по экстремумам”, средневзвешенная по площади разность минимальных и максимальных отметок частных водосборов в пределах бассейна;

$\Delta H_w$  – “толщина по водоразделам”, аналогично, средневзвешенная разность средних высот водоразделов и тальвегов частных водосборов;

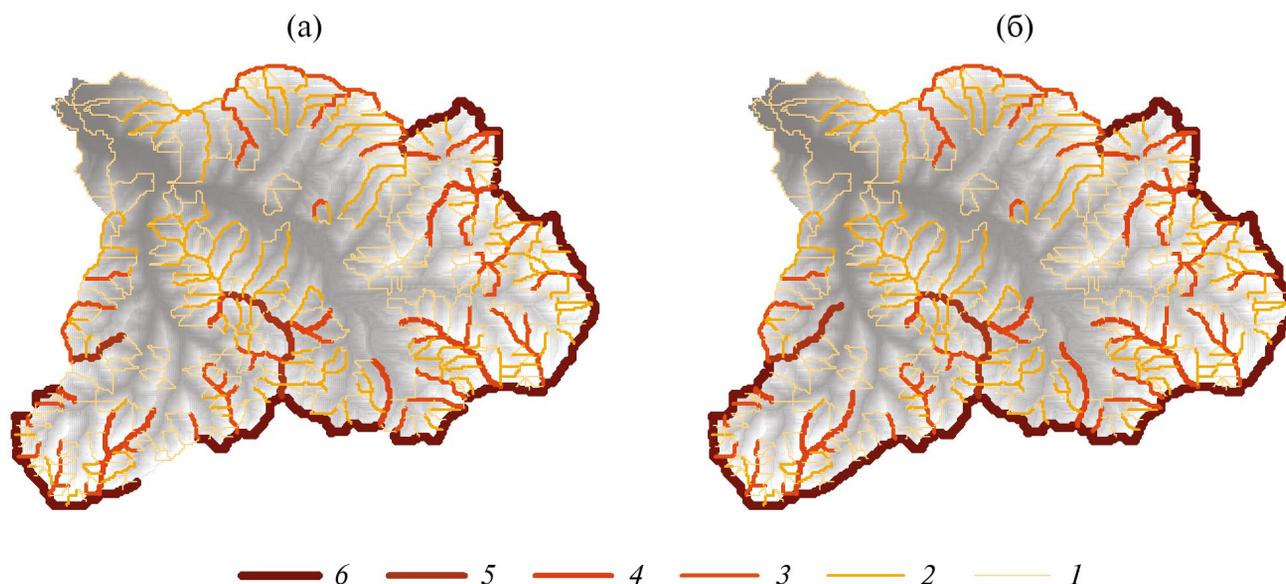


Рис. 7. Результат определения положения и порядковой классификации водораздельных линий: а – по полной последовательности, б – по триплетам старших порядков. Условные обозначения – водоразделы с 6 по 1 порядок.

$\Delta H_a$  — “толщина по средним”, средневзвешенная разность средних высот склонов и тальвегов частных водосборов;

$\Delta H_c$  — средняя глубина эрозионного вреза (либо среднее превышение водосбора) в точке, разность средней высоты водосбора этой точки и ее собственной высоты.

Каждая из мер “толщины” — удельная характеристика, путем умножения на площадь бассейна она позволяет перейти к оценке его “объема” —  $V_e, V_w, V_a, V_c$  соответственно. Физический смысл и методы расчета перечисленных характеристик подробно обсуждаются в [2].

Первые три характеристики вычисляются однотипно. Путем стандартной обработки ЦМР [6] площадь бассейна представляется в форме мозаики частных водосборов, с каждым из которых связан элементарный водоток — сегмент речной сети. Мера  $\Delta H_e$  вычисляется по формуле

$$\Delta H_e = \frac{\sum_{i=1}^N (H_{\max,i} - H_{\min,i}) A_i}{\sum_{i=1}^N A_i}, \quad (5)$$

где  $H_{\max,i}, H_{\min,i}$  — максимальная и минимальная отметки рельефа  $i$ -го частного водосбора,  $A_i$  — его площадь. При вычислении  $\Delta H_w$  и  $\Delta H_a$  вместо  $H_{\max}$  используются средние высоты водоразделов и средние высоты поверхности склонов частных водосборов соответственно, и в обоих случаях вместо  $H_{\min}$  — средние высоты связанных с частными водосборами водотоков. Дробность разбивки бассейна на частные водосборы определяется пороговым значением функции инициации и существенно влияет на величины трех описываемых характеристик (но не на их соотношения). Четвертая характеристика,  $\Delta H_c$ , вычисляется по всем значениям ячеек ЦМР бассейна и не зависит от разбиения его на частные водосборы; концептуально метод ее расчета очевиден.

На вход скрипта “Watershed Thickness Measures” подается несколько наборов данных, обязательных и подключаемых опционально. К обязательным наборам относятся растровая ЦМР и растр сети водотоков. Опционально можно использовать готовый растр направлений

стока и готовый полигональный набор данных о частных водосборах, но если они не заданы, то вычисляются в процессе работы инструмента. Требуемые наборы данных могут быть получены в результате работы скрипта “Ordered Stream Network” либо независимо, но обязательно на основе той же ЦМР, которая используется в настоящем инструменте.

Работа скрипта начинается с подготовительных операций, блок-схема выполнения которых представлена на рис. 8. Исходная ЦМР подвергается процедуре заполнения локальных понижений инструментом “Заполнение” (“Fill”). Затем, если готовый растр направлений стока не задан, он вычисляется на основе заполненной ЦМР (инструмент “Направление стока”, “Flow Direction”, алгоритм D8). Далее вычисляется накопленная водосборная площадь (инструмент “Суммарный сток”, “Flow Accumulation”). Если на входе задан набор данных о водосборах, то создается его дубликат (поскольку изменения в исходном наборе данных считаются нежелательными), а если нет — водосборы вычисляются. С использованием растра направлений стока проводится сегментация растра сети водотоков (“Идентификация водотоков”, “Stream Link”), затем эти сегменты и направления стока используются для создания растра частных водосборов (“Водосборная область”, “Watershed”), которые конвертируются в векторный набор данных (“Растр в полигоны”, “Raster to polygon”).

На этом же предварительном этапе рассчитываются зональные статистические характеристики высот по полигонам водосборов (инструмент “Зональная статистика в таблицу”, “Zonal Statistics as Table”). Полученная таблица присоединяется (“Join”) к полигонам водосборов, в качестве ключа связи используется уникальный идентификатор (OBJECTID). Также на предварительном этапе рассчитываются площадь ячейки растра и общая площадь бассейна, необходимые на последующих этапах. После завершения подготовки выполняется расчет характеристик “толщины” бассейна. Схемы процедур расчета приведены на рис. 9.

Наиболее просто вычисляется “толщина по экстремумам”  $\Delta H_e$ , она основана на амплитуде

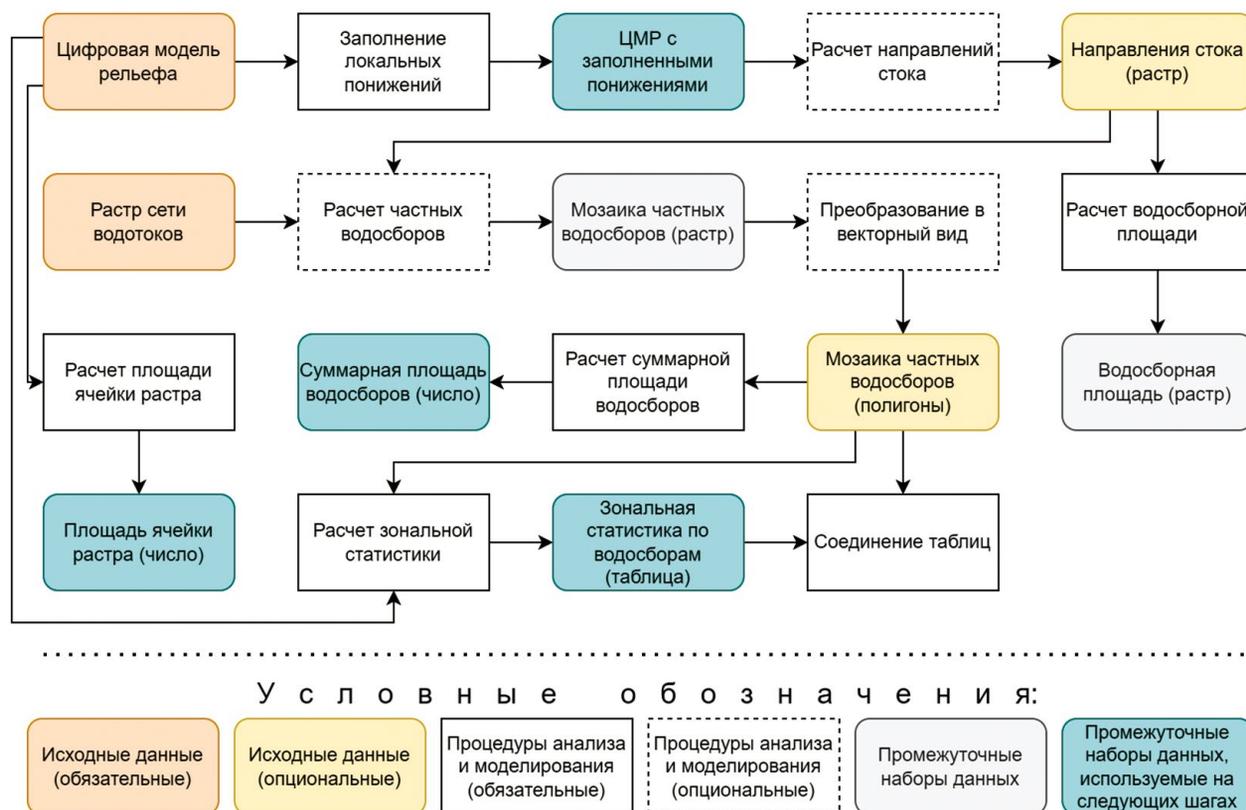


Рис. 8. Предварительная обработка данных для инструмента “Watershed Thickness Measures”.

высот (“Range”) в пределах частных водосборов, входящей в зональные статистические характеристики высот. Сначала в таблице атрибутов частных водосборов создается новое поле, куда копируются амплитуды высот из таблицы зональной статистики. Для каждого частного водосбора амплитуда высот умножается на его площадь, что дает “объем по экстремумам”  $V_{e_i}$ , также записываемый в новое поле таблицы атрибутов. Вся работа с таблицей атрибутов проводится с помощью “Калькулятора полей” (“Field Calculator”). После заполнения таблицы атрибутов определяется средневзвешенная величина  $\Delta H_e$  для бассейна – все  $V_{e_i}$  суммируются, и сумма делится на общую площадь бассейна. Полученные интегральные характеристики записываются в текстовый файл. Схема вычисления “толщины по экстремумам” показана на рис. 9а.

После вычисления  $\Delta H_e$  аналогично выполняется расчет “толщины по средним”  $\Delta H_a$  – средневзвешенной разности средних высот водотоков и соответствующих им частных водосборов. Для этого нужно получить высоты отдельно по тем

ячейкам ЦМР, которые принадлежат сети водотоков – их вырезка выполняется инструментом “Извлечь по маске” (Extract by Mask), маской выступает исходная речная сеть. Затем проводится расчет зональных статистических характеристик по вырезанной ЦМР (инструмент “Зональная статистика в таблицу”, “Zonal Statistics as Table”), в качестве зон берутся контуры частных водосборов. Полученная таблица также присоединяется (“Join”) к полигонам водосборов по уникальному идентификатору (OBJECTID), как это выполнено на предварительном этапе. Затем расчет  $\Delta H_a$  выполняется аналогично  $\Delta H_e$  – с помощью калькулятора полей вычисляются разности средних высот соответствующих сегментов водотоков, затем – частные “объемы по средним”  $V_{a_i}$  и средневзвешенная величина  $\Delta H_a$  для всего водосбора. Схема расчета приведена на рис. 9б.

В третьем блоке алгоритма выполняется расчет “толщины по водоразделам”  $\Delta H_w$  – средневзвешенной разности средних высот водоразделов и тальвегов частных водосборов. Высоты

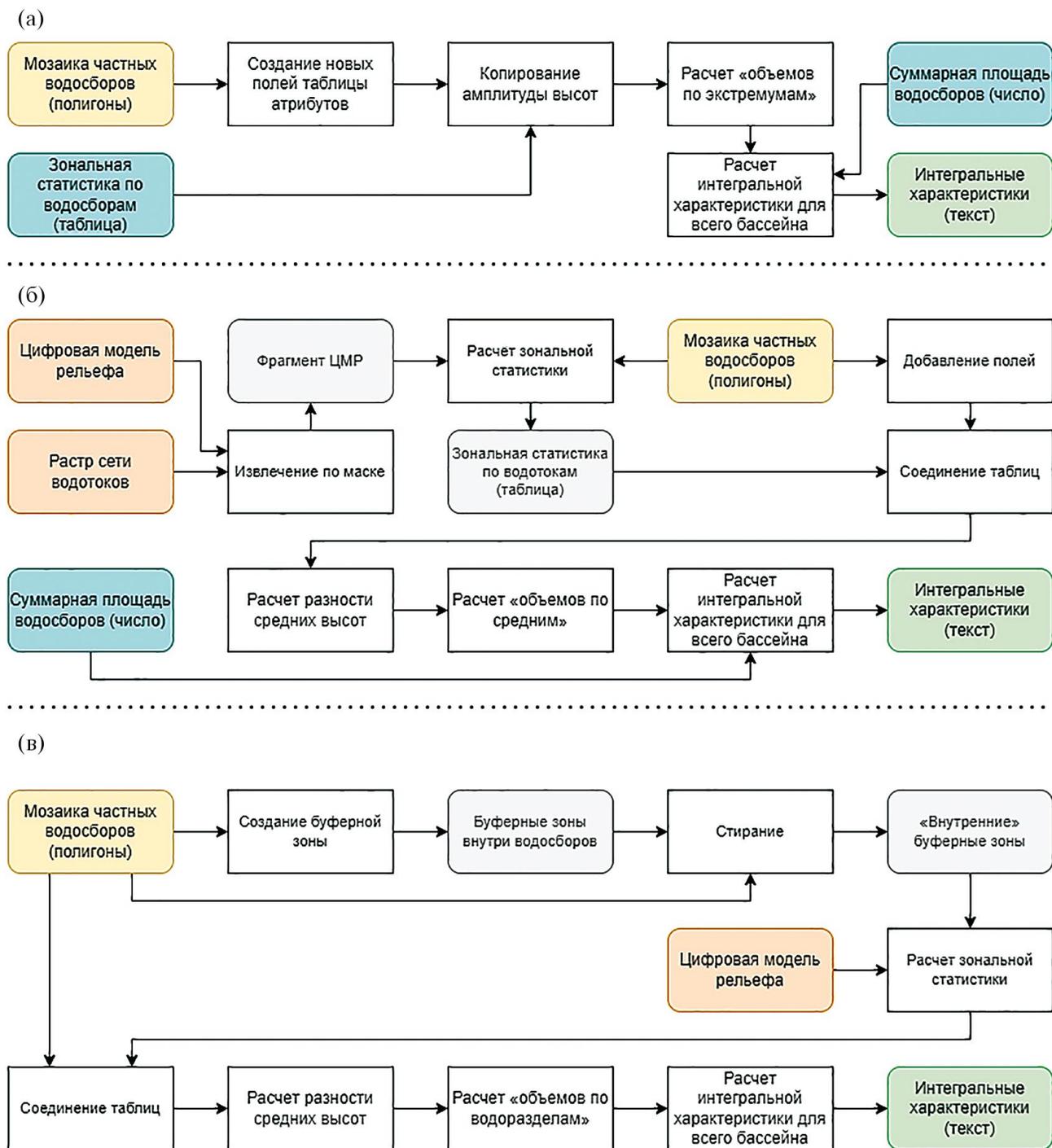
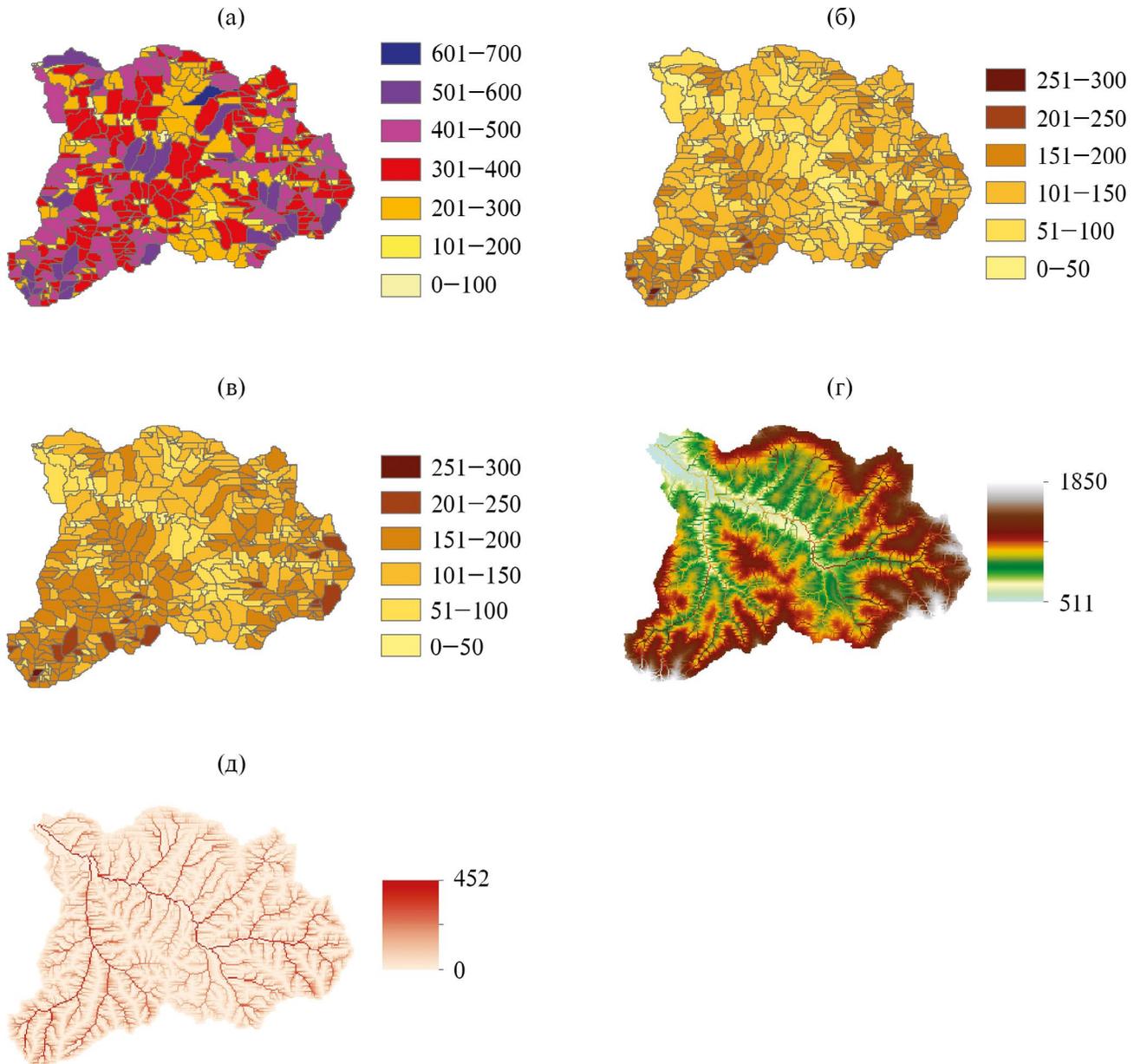


Рис. 9. Расчет характеристик толщины бассейнов: а – “толщины по экстремумам”  $\Delta H_e$ , б – “толщины по средним”  $\Delta H_a$ , в – “толщины по водоразделам”  $\Delta H_w$ .

талъвегов рассчитаны на предыдущем этапе. Для определения средних высот водоразделов сначала для каждого частного водосбора выполняется построение области, примыкающей к водораздельной линии (внутреннего буфера). Построение проводится с помощью инструмента “Буфер”

(“Buffer”); чтобы сделать внутренний буфер, его ширина, равная диагонали ячейки ЦМР, задается со знаком “минус”. Применяя инструмент “Стирание” (“Erase”) для вычисления геометрических разностей исходных полигонов частных водосборов и их внутренних буферов, получаем



**Рис. 10.** Результаты расчета характеристик “толщины” бассейнов: а –  $\Delta H_e$ , б –  $\Delta H_a$ , в –  $\Delta H_w$ , г – средней высоты бассейна  $\bar{H}$ , д – глубины эрозионного вреза  $\Delta H_c$ .

полигональные объекты заданной ширины, прилегающие к границам каждого частного водосбора. Эти полигоны используются для расчета зональных статистических характеристик высот (инструмент “Зональная статистика в таблицу”, “Zonal Statistics as Table”), в том числе средней высоты водоразделов. Полученные характеристики присоединяются к исходным контурам частных водосборов. Дальнейший расчет  $\Delta H_w$  для водосбора выполняется полностью аналогично описанному выше для  $\Delta H_e$  и  $\Delta H_a$ . Схема расчета приведена на рис. 9в.

Вместе с характеристиками, относящимися к мозаике частных водосборов, инструмент “Watershed Thickness Metrics” вычисляет также среднюю высоту водосбора и глубину эрозионного вреза  $\Delta H_c$  в каждой ячейке исходной ЦМР. Сначала на основе ранее полученного растра направлений стока рассчитывается сумма высот ячеек ЦМР, составляющих водосбор каждой ячейки. Это делается с помощью инструмента “Суммарный сток” (“Flow Accumulation”), в качестве весовой матрицы задается исходная ЦМР. Этот растр делится на растр накопленной

водосборной площади, в результате чего получаем растр средних высот водосбора для каждой ячейки ЦМР, который может быть опционально сохранен как выходной набор данных. Растр  $\Delta H_c$  вычисляется вычитанием высот исходной ЦМР из раstra средних высот водосбора, он является обязательным выходным параметром инструмента. Результаты расчета характеристик “толщины” бассейнов с помощью инструмента “Watershed Thickness Measures” показаны на рис. 10.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представлен набор инструментов обработки ЦМР с размером пиксела 1–3", ставших широкодоступными в последние 20 лет. Эти ЦМР по детальности и точности отображения рельефа примерно соответствуют картам среднего масштаба, т. е. позволяют выполнять его подробный анализ для решения научных и инженерных задач. Назревшая проблема – развитие инструментария для детального и разнообразного автоматизированного анализа таких ЦМР в комплексе с другими типами геоданных. Это может обеспечить новыми видами информации и методическими возможностями большинство наук о Земле, поскольку рельеф для них – фундаментально значимый фактор.

Набор инструментов, представленных в настоящей работе, позволяет построить на основе ЦМР сети водотоков и водоразделов, а также связанные с водотоками контуры частных водосборов. Инструменты также вычисляют ряд структурных характеристик (порядки сегментов тальвегов и водоразделов, “толщину” водосборов) для отдельных объектов и для сетей в целом.

Представленные инструменты рассматриваются авторами как начало обширной программы разработки методов и технологий анализа структуры речных систем и морфологии их бассейнов. Перспективы работы связаны как с совершенствованием имеющихся и созданием новых инструментов, реализующих частные методы и процедуры обработки, так и с разработкой комплексных процедур анализа таких сложных и экстремально динамичных природных объектов, как речные системы.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеевский Н.И.* Масштабные изменения характеристик системы поток-русло по длине рек // *Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов. Материалы 3-й всерос. конф.* Барнаул, 2010. С. 4–6.
2. *Гарцман Б.И., Белякова П.А., Сучкова К.В., Шекман Е.А., Энтин А.Л.* Меры вертикальной протяженности речных систем как индикаторы условий их формирования (на примере гор Крыма и Черноморского побережья Кавказа) // *Вод. ресурсы.* 2022. Т. 49. № 4. С. 448–459.
3. *Гарцман Б.И., Шекман Е.А.* Возможности моделирования речной сети на основе ГИС-инструментария и цифровой модели рельефа // *Метеорология и гидрология.* 2016. № 1. С. 86–98.
4. *Гарцман Б.И., Шекман Е.А., Ли К.Т.* Порядковая классификация речных водоразделов на основе обработки цифровых моделей рельефа // *География и природ. ресурсы.* 2016. № 4. С. 164–173.
5. *Гарцман Б.И.* Анализ геоморфологических условий формирования первичных водотоков на основе цифровых моделей рельефа // *География и природ. ресурсы.* 2013. № 1. С. 136–147
6. *Гарцман Б.И., Бугаец А.Н., Тегай Н.Д., Красноперев С.М.* Анализ структуры речных систем и перспективы моделирования гидрологических процессов // *География и природ. ресурсы.* 2008. № 2. С. 116–123.
7. *Гарцман Б.И., Галанин А.А.* Структурно-гидрографический и морфометрический анализ речных систем: теоретические аспекты // *География и природ. ресурсы.* 2011. № 3. С. 27–37.
8. *Гарцман И.Н.* Топология речных систем и гидрографические индикационные исследования // *Вод. ресурсы,* 1973. № 3. С. 109–124.
9. *Еременко Е.А., Панин А.В.* Ложбинный мезорельеф Восточно-Европейской равнины. М.: МИРОС, 2010. 192 с.
10. *Казанский Б.А.* Теоретические закономерности распределения речных структур // *Тр. ДВНИГМИ.* Вып. 63. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 85–90.
11. *Карасев, М.С., Худяков Г.И.* Речные системы (на примере Дальнего Востока). М.: Наука, 1984. 143 с.
12. *Корытный Л.М.* Бассейновая концепция в природопользовании. Иркутск: ИГ СО РАН, 2001. 163 с.
13. *Кошель С.М., Энтин А.Л.* Современные методы расчета распределения поверхностного стока по цифровым моделям рельефа // *Геоморфологи. Современные методы и технологии цифрового моделирования*

- рельефа в науках о Земле. Вып. 6. М.: Медиа-Пресс, 2016. С. 24–34.
14. Сидорчук А.Ю. Фрактальная геометрия речных сетей // Геоморфология. 2014. № 1. С. 3–14.
15. Философов В.П. Основы морфометрического метода поисков тектонических структур. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 1975. 232 с.
16. Gupta V.K. Emergence of statistical scaling in floods on Channel networks from complex runoff dynamics // Chaos, Solitons and Fractals. 2004. V. 19. Iss. 2. P. 357–365.  
<https://github.com/aentin/ArcPyStreamScape>
17. Lee K.T., Chang C.H. Incorporating subsurface-flow mechanism into geomorphology based IUH modeling // J. Hydrol. 2005. V. 311. Iss. 1–4. P. 91–105.
18. Lindsay J.B., Seibert J. Measuring the significance of a divide to local drainage patterns // Int. J. Geogr. Inform. Sci. 2012. V. 27. Iss. 7. P. 1453–1468.
19. O'Callaghan J.F., Mark D.M. The extraction of drainage networks from digital elevation data // Computer vision, graphics, and image processing. 1984. V. 28. Iss. 3. P. 323–344.
20. Reggiani P., Sivapalan M., Hassanizaden S.M., Gray W.G. Coupled equations for mass and momentum balance in a stream network: Theoretical derivation and computational experiments // Proc. R. Soc. Lond. A. 2001. V. 457. P. 157–189.
21. Rodriguez-Iturbe I., Rinaldo A. Fractal river basins: chance and self-organization. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1997. 547 p.
22. Werner C. Formal analysis of ridge and channel patterns in maturely eroded terrain // Annals of the Association of American Geomorphology. 1988. V. 78. Iss. 2. P. 253–270.
23. Werner C. Several duality theorems for interlocking ridge and channel networks // Water Res. Res. 1991. V. 27. Iss. 12. P. 3237–3247.
24. Yen B.C., Lee K.T. Unit hydrograph derivation for ungauged watersheds by stream order laws // J. Hydrol. Engin. 1997. V. 2. Iss. 1. P. 1–9.

УДК 551.4:571.6

# ВЛИЯНИЕ ВРЕМЕННОЙ АГРЕГАЦИИ ДАННЫХ НАБЛЮДЕНИЙ НА РЕЗУЛЬТАТЫ КАЛИБРОВКИ ПАРАМЕТРОВ И ЭФФЕКТИВНОСТЬ МОДЕЛИРОВАНИЯ СТОКА НА ПРИМЕРЕ МАЛЫХ ВОДОСБОРОВ (ЮГ ПРИМОРСКОГО КРАЯ, РОССИЯ)<sup>1</sup>

© 2024 г. С. Ю. Лупаков<sup>a, \*</sup>, А. Н. Бугаец<sup>a</sup>, Л. В. Гончуков<sup>b, c</sup>, В. В. Шамов<sup>a</sup>, О. В. Соколов<sup>b</sup><sup>a</sup>Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия<sup>b</sup>Дальневосточный региональный научно-исследовательский гидрометеорологический институт, Владивосток, 690091 Россия<sup>c</sup>Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

\*e-mail: rbir@mail.ru

Поступила в редакцию 18.08.2023 г.

После доработки 20.10.2023 г.

Принята к публикации 27.11.2023 г.

Представлены результаты исследования влияния временной агрегации (1, 3, 6, 12 и 24 ч) входных данных на эффективность и значения параметров концептуальной гидрологической модели HBV на основе специальных натуральных наблюдений, выполненных на четырех малых экспериментальных водосборах (3.1–26.3 км<sup>2</sup>) в бассейне р. Правая Соколовка (Верхнеуссурийский стационар, верховья р. Уссури, юг Приморского края) в период 2012–2022 гг. Показано, что с уменьшением расчетного шага качество моделирования, рассчитанное с помощью коэффициента Нэша–Сатклифа, постепенно снижается. Для всех исследуемых водосборов модель демонстрирует высокую эффективность при расчете гидрографов высоких паводков, при этом не воспроизводит внутрисуточные колебания расходов воды (0.1–1.0 мм слоя) в период межени. Модельные доли генетических составляющих стока, при которых происходит постепенный переход к доминированию одной из генетических составляющих, не зависят от расчетного шага и имеют относительно постоянные значения. В то же время с увеличением расчетного шага по времени абсолютные значения модельных расходов воды, выраженные в мм слоя, также последовательно увеличиваются приблизительно в два раза. Закономерности изменения значений параметров блока формирования и трансформации стока HBV, а также максимальных измеренных сумм осадков от временного шага для дождей  $\geq 20$  мм/сут хорошо описываются степенными зависимостями с показателями 0.3–0.6. Сделано предположение о том, что для дождей высокой интенсивности наличие зависимости максимальных сумм осадков от временного интервала агрегации может оказывать влияние на значения параметров моделей типа HBV.

*Ключевые слова:* экспериментальные наблюдения, модель HBV, шаг по времени, параметры.

DOI: 10.31857/S0321059624030035 EDN: AUWZYQ

## ВВЕДЕНИЕ

Исследование эффектов влияния временного масштабирования на результаты гидрологического моделирования подразумевает всесторонний анализ множества научных и технических вопросов, связанных с изучением взаимосвязей между процессами, временным масштабом измерений и расчетов [16], а также зависимости значений параметров [26, 28, 37] и структуры мо-

дели [13] от временного шага. В ряде работ показано, что при переходе от суточного к внутрисуточным шагам по времени диапазон значений и чувствительность параметров модели могут изменяться [19, 21, 24, 26, 28, 37], при этом эффективность моделирования может как увеличиваться, так и снижаться [14, 20, 22, 36, 38].

Большинство концептуальных гидрологических моделей включают в себя компоненты, имитирующие быструю (поверхностный), промежуточную (почвенный) и базовую (грунтовый) компоненты, составляющие результирующий гидрограф стока. Особенность реализации многих подобных моделей заключается в том, что их

<sup>1</sup> Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и образования РФ в рамках Государственного задания Тихоокеанского института географии Дальневосточного отделения Российской академии наук (тема 122020900184-5 и FWMW-2024-0003).

уравнения не имеют параметров, которые явно зависят от величины временного шага моделирования. Все потоки, как правило, выражены в единицах слоя (мм), и сама величина расчетного шага используется только для преобразования единиц измерений (в основном результирующего расхода) в удобную для гидрологов форму (например, м<sup>3</sup>/с).

Таким образом, с одной стороны, концептуальные гидрологические модели могут быть использованы с любым расчетным шагом по времени, с другой стороны, параметры уравнений, входящие в блоки, имитирующие динамику различных генетических компонентов стока, могут иметь неявный временной масштаб, наличие которого связано с решением проблем согласованности функционирования компонентов модели на разных временных шагах [23]. В связи с этим для одних и тех же водосборов по мере уменьшения временного шага моделирования одни параметры могут демонстрировать низкую чувствительность либо нечеткие тенденции (например, блока моделирования грунтовых вод), другие (например, блоков моделирования почвенного и поверхностного стока) при определенном диапазоне расчетных шагов могут демонстрировать стабилизацию значений [26, 28, 37].

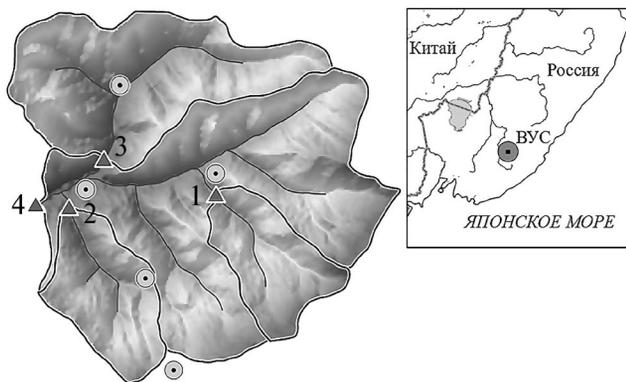
В целом, влияние временного масштаба моделирования на оценки компонентов водного баланса и параметры моделей изучено недостаточно [17, 20]. Поскольку в детерминированных моделях используется предположение о том, как метеорологические переменные и речной сток распределяются внутри расчетного интервала (например, постоянная интенсивность дождя в течение расчетного шага), зависимость от времени некоторых гидрологических параметров связана с усреднением непрерывно измеряемых значений интенсивности осадков и расхода воды. Очевидно, что подобное усреднение как измеренных входных (метеорологических) данных, управляющих моделью, так и измеренных выходных данных (как правило, расходов воды в замыкающем створе), используемых для оценки параметров с помощью калибровки, связано с потерей информации о действительной динамике некоторых процессов исследуемых гидроло-

гических систем [25, 27, 29, 39, 32]. В результате значения параметров даже простой модели типа “осадки–сток” могут существенно различаться в зависимости от временного шага измеряемых данных.

Актуальная задача – оценка временной зависимости параметров моделей, их характерных временных интервалов, определение и регионализация (по бассейновому принципу) зависящих и не зависящих от шага моделирования параметров. Настоящая статья посвящена исследованию возможностей применения концептуальной гидрологической модели HBV с внутрисуточным шагом по времени на основе данных специальных полевых наблюдений, выполненных на малых экспериментальных водосборах в период 2012–2022 гг. [4]. При различных временных агрегациях исходных данных (1, 3, 6, 12 и 24 ч) были определены показатели эффективности моделирования, проанализированы зависимости значений откалиброванных параметров и переменных состояния модели от временного шага. Показаны характерные величины долей генетических составляющих паводкового стока, при которых водосбор переходит к различным состояниям увлажненности и соответствующим режимам формирования стока.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследуемая территория относится к Верхнеуссурийскому биоценологическому стационару ФНЦ Биоразнообразия наземной биоты Восточной Азии ДВО РАН (44°02' с.ш., 134°11' в.д.), расположенному в верховьях реки Уссури в Чугуевском районе Приморского края. В качестве объектов исследования выбраны четыре малых водосбора (рис. 1): ручьи Березовый (площадь 3.1 км<sup>2</sup>), Еловый (3.5 км<sup>2</sup>), Медвежий (7.6 км<sup>2</sup>) и р. Правая Соколовка (26.3 км<sup>2</sup>). Рельеф территории – среднегорный, диапазон высот в пределах выбранных речных бассейнов составляет 500–1100 м. Ширина долины р. Правая Соколовка в нижней части достигает 400–500 м, в верхней – 50 м; ширина долины ручьев в верховьях и в приустьевых участках изменяется от нескольких до десятков метров. Особенности почвенно-растительного покрова связаны с выраженной вертикальной зональностью: верхний пояс представлен горными буротаежными и гор-



**Рис. 1.** Картограмма района исследования – территория Верхнеуссурийского стационара (ВУС), треугольниками показаны замыкающие створы: 1 – Березовый, 2 – Еловый, 3 – Медвежий, 4 – Правая Соколовка, круглыми значками – осадкомеры и метеостанции.

но-подзолистыми почвами темнохвойных лесов, нижний пояс – горнолесными бурыми почвами хвойно-широколиственных лесов [1].

Климат района определяется влиянием восточноазиатского муссона. Среднегодовая температура воздуха составляет  $0.7^{\circ}\text{C}$ , максимальные и минимальные отметки достигаются в июле–августе ( $38^{\circ}\text{C}$ ) и январе ( $-45^{\circ}\text{C}$ ) соответственно. За год в среднем выпадает 750–800 мм осадков, большая их часть приходится на теплый период (апрель–октябрь), при этом внутригодовое распределение осадков неравномерное (40–170% сезонной нормы). Суточные максимумы осадков находятся в диапазоне 100–200 мм и связаны с влиянием тропических циклонов, преимущественно в августе–сентябре. Гидрологический режим территории относится к дальневосточному типу с высокими летними паводками и относительно невысоким половодьем. Суточные максимумы слоя стока достигают 30–50 мм. Высота снежного покрова обычно  $\leq 1$  м, максимальная глубина промерзания – в пределах 0.5–1.5 м.

Полевые наблюдения выполнялись в теплый период года (май–октябрь) с 2012 по 2022 г. на водосборах ручьев Березового, Елового, Медвежьего и р. Правая Соколовка. Для мониторинга уровня воды на приустьевых контрольных участках устанавливались цифровые регистраторы “Solinst LT Levelogger Junior” (Канада). Метеорологические характеристики (темпера-

тура и влажность воздуха, осадки, солнечная радиация, показатели ветрового режима) измерялись с помощью трех автоматических метеостанций “Delta-T WS-1” (Великобритания) и двух “HP2000” (Китай), дополнительно использовались два автоматических осадкомера “Delta-ОНМ” (Италия), устанавливаемые на водоразделах и в долинах ручьев. Расходы воды в замыкающих створах измерялись вручную с помощью электромагнитного регистратора скорости потока “SEBA FlowSens” (Германия). Непрерывные серии расходов получены с использованием кривых “расход–уровень”  $Q = f(H)$ . Все измерения проводились с 10- или 15-минутным интервалом (в редких случаях с часовым), которые затем приводились к часовому разрешению. В холодный период года для моделирования использовались данные метеостанции Чугуевка (31939), расположенной в 30 км к СЗ от исследуемых водосборов в долине р. Уссури, также с часовым разрешением.

Для моделирования речного стока использована стандартная версия концептуальной модели HBV с сосредоточенными параметрами [15], которая состоит из трех основных блоков (рис. 2): 1) расчета аккумуляции и таяния снежного покрова; 2) состояния увлажнения водосбора и испарения; 3) формирования и трансформации стока. Входные данные модели – атмосферные осадки  $P$  (мм), температура воздуха  $T$  ( $^{\circ}\text{C}$ ) и потенциальная эвапотранспирация  $PET$  (мм). В модели HBV слой снеготаяния и жидких осадков пополняет концептуальную емкость, имитирующую динамику почвенной влаги (рис. 2). В зависимости от ее текущего влагосодержания  $SM$  (мм) и максимального значения  $FC$  (мм) рассчитывается испарение, величина которого зависит от соотношения  $SM/FC$ , если оно выше порогового параметра  $LP$ , то действительное испарение  $AET$  (мм) приравнивается к потенциальному  $PET$  (мм), в ином случае  $AET = PET \min((SM(t)/FC LP), 1)$ .

Для расчета формирования стока используется схема с верхней  $S1$  и нижней  $S2$  емкостями. Пополнение  $S1$  (Recharge) зависит от отношения текущего влагосодержания  $SM$  (мм), максимального значения  $FC$  (мм) и коэффициента  $BETA$ :  $(SM(t)/FC)^{BETA}$ ; пополнение  $S2$  определяется

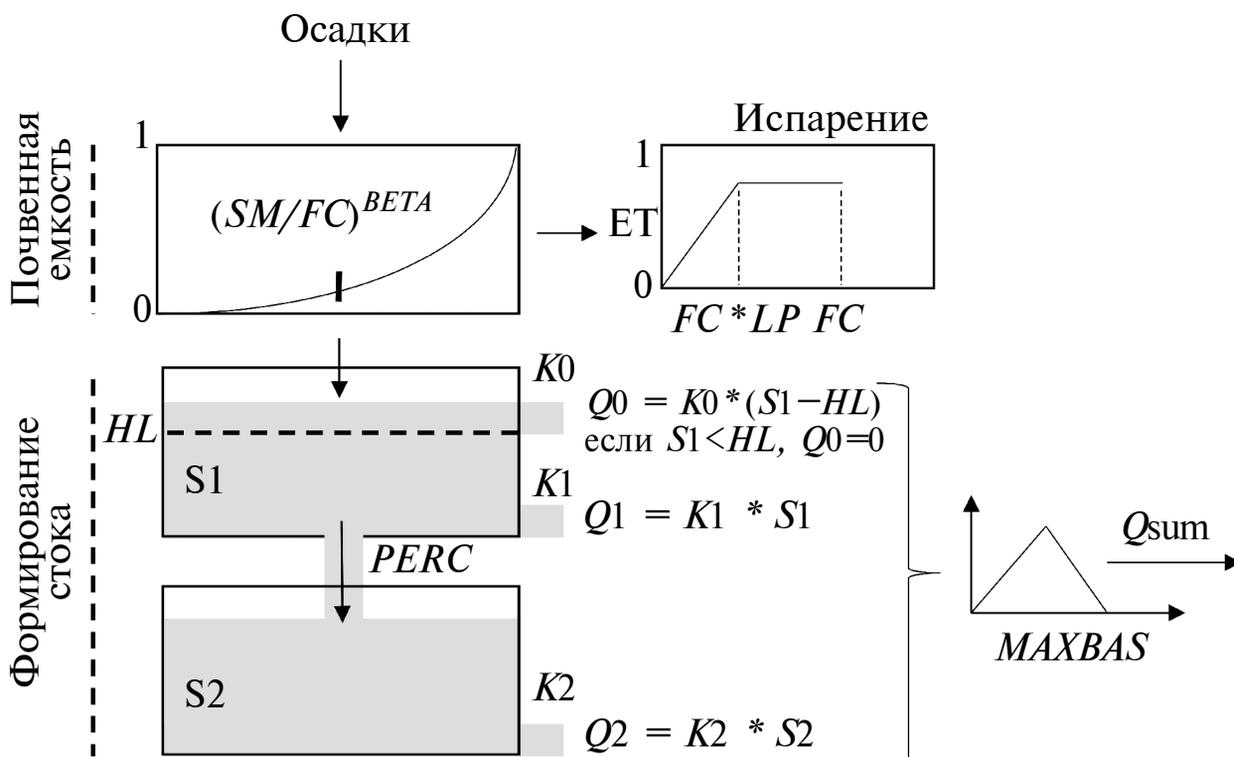


Рис. 2. Общая схема модели HBV.

максимальной скоростью просачивания  $PERC$  (мм) из емкости  $S1$ . Рассчитывается три вида оттоков из стокоформирующих емкостей –  $Q0$ ,  $Q1$  и  $Q2$ , которые обычно интерпретируются как поверхностный, внутриводный и грунтовый соответственно. Для описания каждого компонента стока используется линейное уравнение вида  $Qn(t) = Kn S(t)$ , где  $Qn$  – отток из соответствующей емкости ( $S1$  или  $S2$ ),  $Kn$  – коэффициент рецессии,  $S(t)$  – текущий влагозапас емкости (мм). Формирование  $Q0$  возможно только при достижении порогового значения  $HL$  (мм) верхней емкости  $S1$ . Сумма всех компонентов стока ( $Q0$ ,  $Q1$  и  $Q2$ ) на каждый расчетный шаг преобразуется в гидрограф в замыкающем створе с помощью треугольной трансформационной функции с основанием  $MAXBAS$  ( $\geq 1$ ), выраженным в единицах расчетного шага модели [35].

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Для целей данного исследования исходные измеренные данные по осадкам и температуре воздуха часового разрешения агрегированы по временным интервалам 3, 6, 12 и 24 ч. Потенци-

альная эвапотранспирация рассчитана методом Пенмана–Монтейса [12] с тем же временным разрешением. Моделирование выполнено непрерывно за период 2018–2021 гг. для руч. Березового, 2011–2022 гг. – для руч. Елового, 2015–2022 – для руч. Медвежьего, 2018–2022 гг. – для р. Правая Соколовка. Во всех случаях для расчета начальных условий использовался один год. Поскольку изначально модель HBV была разработана для суточного расчетного шага, калибровка модели была выполнена с последовательным уменьшением интервала агрегации входных данных от 24 до 1 ч с помощью метода GAD (Genetic Algorithm and Powell) [34], состоящего из нескольких последовательных этапов: 1) с помощью генератора случайных чисел создается множество наборов значений параметров; 2) для каждого набора вычисляется значение целевой функции; 3) из исходного набора параметров создается новый набор, каждый член которого получен из комбинации двух родительских наборов, выбранных на основе значения целевой функции. Результирующий набор параметров определяется с помощью алгоритма минимизации целевой функции Пауэлла [34].

В качестве целевой функции при расчетах стока использовался традиционно применяемый в гидрологии коэффициент Нэша–Сатклифа ( $NSE$ ) [31]. В соответствии с [30], результаты моделирования стока “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  $NSE > 0.75$ .

Согласно [30], все расчеты относятся к категории “хорошо” и “очень хорошо”, за ис-

ключением двух случаев (руч. Еловый, 1 и 3 ч) (табл. 1). В целом следует отметить, что с уменьшением расчетного шага эффективность моделирования постепенно снижается. Для водосборов, имеющих минимальную площадь, ручьев Березового и Елового ( $3.1\text{--}3.5\text{ км}^2$  соответственно) – заметное снижение значений  $NSE$  происходит при уменьшении расчетного шага моделирования до 1–3 ч, для остальных водосборов (Медвежьего ( $7.6\text{ км}^2$ ), и Правой Соколовки ( $26.3\text{ км}^2$ )) – при расчетном шаге 3–6 ч. Пример

Таблица 1. Оценки эффективности гидрологического моделирования ( $NSE$ )

Водосбор	Шаг по времени, ч				
	1	3	6	12	24
Березовый	0.72	0.80	0.79	0.80	0.79
Еловый	0.55	0.60	0.70	0.67	0.69
Медвежий	0.77	0.76	0.78	0.78	0.82
Правая Соколовка	0.71	0.68	0.74	0.76	0.81

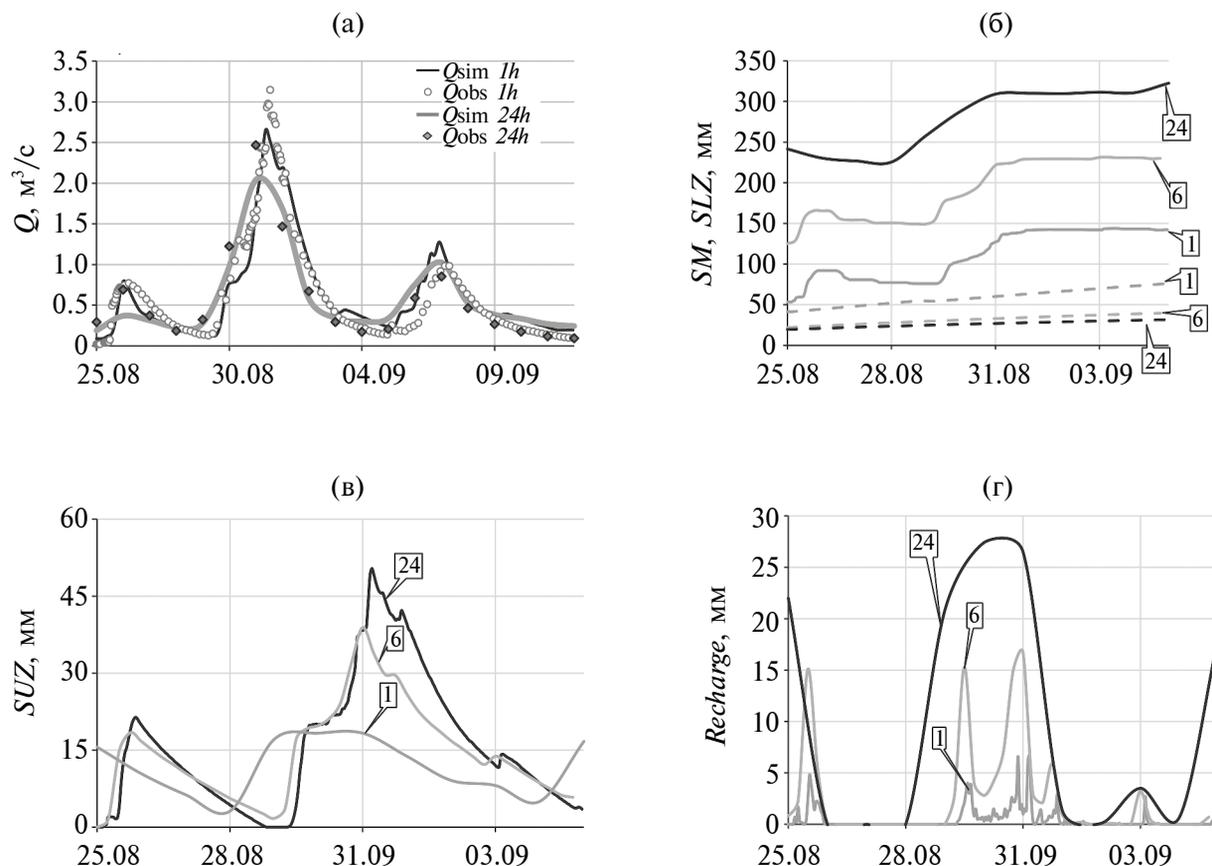


Рис. 3. Динамика: а – измеренных ( $Q_{obs}$ ) и рассчитанных ( $Q_{sim}$ ) расходов 1–24-часового разрешения (1 и 24 ч соответственно), б – влагозапаса концептуальной почвенной емкости ( $SM$ , линии) и емкости  $S2$  ( $SLZ$ , пунктир), в – влагозапаса емкости  $S1$  ( $SLZ$ , пунктир), г – пополнения емкости  $S1$  ( $Recharge$ ) 1-, 6- и 24-часового разрешения (указано в сносках) для руч. Медвежьего за период прохождения выдающегося паводка 2016 г.

гидрографов измеренного и рассчитанного стока, динамики влагозапаса емкости ( $SM$ ), ее пополнения ( $Recharge$ ), а также верхней и нижней стокоформирующих емкостей ( $SUZ$  и  $SLZ$ ) за период выдающегося паводка 2016 г. представлен на (рис. 3). С уменьшением расчетного шага значения измеренных и смоделированных расходов воды ( $m^3/c$ ) увеличиваются, появляется заметное расхождение по времени между максимумами, а абсолютные значения переменных состояния модели снижаются.

Изменение полученных в результате калибровки при разных расчетных шагах значений параметров модели достаточно хорошо описывается степенными зависимостями. Для параметров блока формирования стока ( $FC$ ,  $LP$ ,  $BETA$ ,  $PERC$  и  $HL$ ) (рис. 4) некоторые из этих зависимостей (в основном для водосборов с меньшей площадью) могут существенно отклоняться от общей области изменения, например  $FC$  и  $LP$  для Березового (рис. 4),  $PERC$  для Елового,  $BETA$  для Медвежьего. Значения пороговой величины  $HL$  (рис. 4), при которой начинает формироваться быстрый (поверхностный)

сток, для часового расчетного интервала близки (15–22 мм) для всех водосборов. Для суточного расчетного шага амплитуда значений  $HL$  составляет 23–50 мм.

С увеличением расчетного шага и абсолютных величин вертикальных потоков (мм) значения коэффициентов рецессии  $K0$  и  $K1$  также существенно возрастают от минимальных  $0.01 < K0 < 0.05$  при расчетном шаге 1 ч до 0.5 (Березовый, Еловый) и 0.8 (Медвежий, Правая Соколовка) при моделировании с суточным временным разрешением (рис. 4). Значения параметра  $K2$ , полученные для водосборов Елового и Березового (0.01–0.23), практически на порядок больше (0.001–0.12), чем для водосборов Медвежьего и Правой Соколовки. Максимальные значения параметра  $MAXBAS$  (основание треугольной трансформационной функции) при моделировании с суточным разрешением составляют 57–69 ч. При уменьшении расчетного шага значение  $MAXBAS$  практически линейно уменьшается до 1–8 ч, что примерно соответствует данным региональных исследований о времени реакции склона на осадки [3, 6].

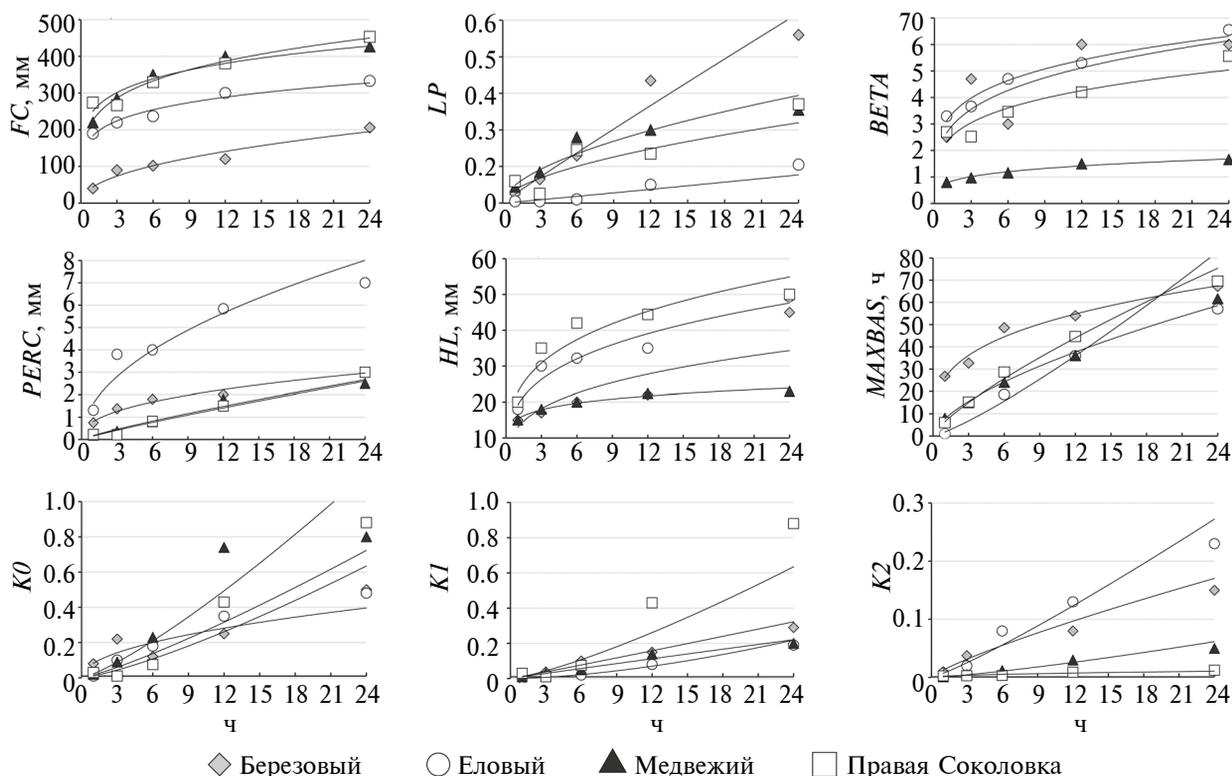


Рис. 4. Зависимости откалиброванных значений параметров HBV от шага по времени.

## ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Характерная особенность малых рек Приморья – хорошо выраженные внутрисуточные колебания расходов воды в меженные периоды с минимумом днем и максимумом в ночные часы [3], преимущественно связанные с интенсивностью эвапотранспирации [8]. Подобные колебания расходов воды (0.1–1.0 мм слоя) при расчетном шаге 1, 3 и частично 6 ч модель не смогла воспроизвести ни на одном из водосборов. При этом динамика входных рядов *PET* и рассчитанного *AET* имеет хорошо выраженный внутрисуточный ход. Из этого можно заключить, что основной источник ошибок при расчете меженного стока – недостаточная точность и репрезентативность измерений метеоэлементов, входящих в уравнения расчета испарения, а также учет влияния биотических факторов приповерхностного влагооборота на речной сток [3]. При формировании высоких паводков объем стока значительно превышает потери [5, 7], эффективность моделирования паводковых событий существенно возрастает, и расчетные гидрографы паводковых сезонов достаточно хорошо соответствуют данным измерений.

Анализ результатов моделирования позволяет сделать вывод, что эффективность модели *HBV* и полученные в результате калибровки ее параметры связаны с расчетным шагом по времени. Параметры модели, которые принято связывать с гидрологическими характеристиками водосбора, в целом, остаются в интервале физически обоснованных величин. Увеличение расчетного интервала ведет к закономерному увеличению вертикальных потоков (мм) в модели и снижению интенсивности (мм/с) влагообмена. В первую очередь это относится к параметрам блока образования стока и влагоемкостным характеристикам речного бассейна. Очевидно, что гидрофизические характеристики почвы мало изменяются во времени и для рассматриваемых временных масштабов могут считаться постоянными, при этом соответствующие параметры модели *HBV* демонстрируют достаточно четкие связи с временным шагом моделирования, которые хорошо описываются степенными зависимостями с показателями 0.3–0.6 (рис. 4).

Полученные зависимости могут нарушаться для малых водосборов, что в целом соответствует результатам предыдущих исследований, в которых на основе химического анализа и гидрологического моделирования достоверно показано, что для расположенных рядом объектов исследования процессы формирования стока не являются гидрологически подобными, и параметры различных моделей не могут переноситься по принципам географической близости на соседние водосборы [10, 18]. Например, значения параметра *FC*, по смыслу близкого к полевой влагоемкости почвы, полученные для водосборов руч. Медвежьего и р. Правая Соколовка, достаточно близки и находятся в диапазоне 220–450 мм, для руч. Елового – 190–330 мм, что может быть сравнимо с имеющимися данными о влагоемкостных характеристиках почв [1]. Для руч. Березового значения *FC* заметно ниже (40–206 мм), что объясняется различиями характеристик подстилающей поверхности водосбора [10, 18].

При изменении расчетного шага моделирования динамика компонентов стока также

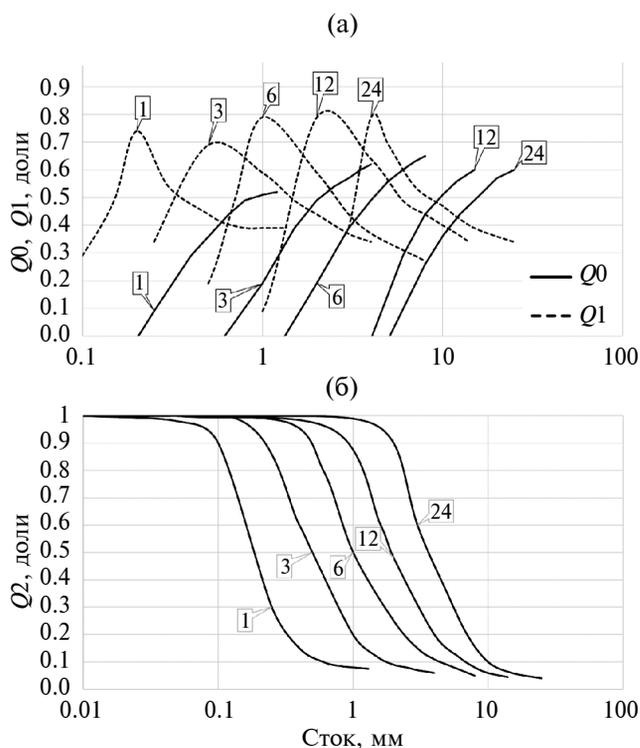


Рис. 5. Распределение модельных компонентов стока от расхода в замыкающем створе (мм) для руч. Медвежьего: а – поверхностного ( $Q_0$ ) и почвенного ( $Q_1$ ); б – грунтового ( $Q_2$ ) стока. В сносках показаны значения расчетного шага по времени.

подчинена закономерностям, выражающимся в наличии характерных пороговых диапазонов расходов воды, достижение которых связано с изменением режима стокоформирования. На рис. 5 для всех расчетных шагов показаны обобщенные кривые долей модельных компонентов стока в расчетном гидрографе, для построения которых в качестве исходных данных использовался смоделированный сток в замыкающем створе и формирующие его компоненты —  $Q_0$ ,  $Q_1$ ,  $Q_2$  (поверхностный, почвенный и грунтовый соответственно).

В период межени сток формируется в основном грунтовыми водами ( $Q_2$ ). При средних условиях увлажнения доля грунтовых вод постепенно снижается до минимума, одновременно возрастает доля почвенного стока  $Q_1$ . Поверхностный сток  $Q_0$  появляется при достижении пороговой величины  $HL$  влагозапаса емкости  $S_1$ , его доля растет до наступления пика расхода. Доли генетических компонентов, при которых водосбор переходит из одного режима формирования стока в другой, остаются относительно постоянными. В то же время характерные пороговые значения постепенно, приблизительно вдвое увеличиваются при возрастании расчетного шага моделирования от 1 до 24 ч.

Снижение доли грунтовых вод и начало формирования почвенного стока для водосборов площадью 3.1–3.5 км<sup>2</sup> при различных расчетных шагах наблюдаются при достижении расходов 0.4–3.0 мм. Для водосборов с площадью 7.6–26.3 км<sup>2</sup> диапазон уменьшается до 0.05–2.0 мм. Максимальное абсолютное значение  $Q_1$ , при котором происходит формирование поверхностного стока, для этих же водосборов составляет 1.3–8.0 и 0.1–5.0 соответственно. Точка пересечения графиков долей стока  $Q_0$  и  $Q_1$ , соответствующая переходу к доминированию поверхностного стока и формированию высоких паводков, для всех расчетных шагов моделирования остается приблизительно постоянной — 0.45–0.5. В то же время при увеличении расчетного шага по времени от 1 до 24 ч абсолютные значения модельных расходов воды (мм) увеличиваются в ~2 раза (рис. 5). В целом, полученные соотношения долей генетических компонентов стока согласуются с региональными представлениями о сто-

коформировании и результатами ранее выполненных исследований, в которых также делается вывод о существовании особого, критического расхода воды в замыкающем створе, который отражает наполнение условных бассейновых емкостей и начало формирования поверхностного стока на водосборе [2, 9, 11].

Полученные степенные зависимости для параметров модели хорошо коррелируют с распределением максимальной интенсивности осадков для различных интервалов агрегации данных наблюдений. В течение сильных дождей сумма осадков за сутки может достигать 100 мм и более, при этом сумма осадков за час обычно не превышает 20–30 мм. Связь максимальных измеренных сумм осадков с временным шагом для дождей  $\geq 20$  мм/сут за весь период наблюдений (2011–2022 гг.) по аналогии с параметрами модели также может быть описана степенной зависимостью с показателем 0.3–0.6 (рис. 6). Таким образом, можно предположить, что наличие зависимости максимума осадков наиболее интенсивных дождей от интервала агрегации данных оказывает существенное влияние на значения параметров концептуальных моделей типа HBV. Этим же эффектом может быть объяснен противоречивый результат ранее проведенных исследований, когда значения параметров гидрологических моделей для разных физико-географических условий могут быть как связаны [19, 21, 24, 38], так и не связаны с расчетным шагом по времени [28, 33, 37]. Если описанные выше связи между суммами осадков максимальной интенсивности для разных расчетных интервалов существуют, то параметры модели при переходе от базового суточного шага к более дробной дискретизации данных

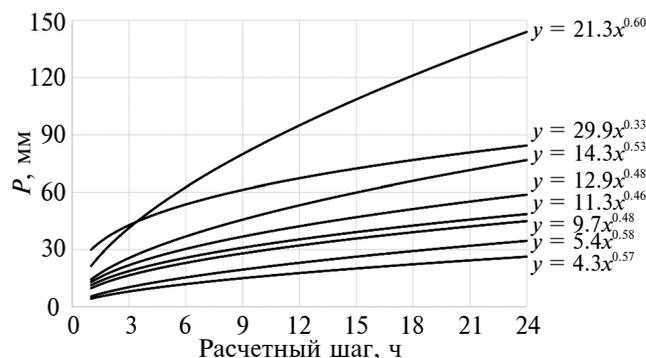


Рис. 6. Обобщенные зависимости максимальных измеренных сумм осадков  $P$  от временного шага для дождей  $\geq 20$  мм/сут.

по времени, вероятно, будут изменяться подобным образом.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ результатов моделирования позволяет сделать вывод, что эффективность модели HBV и полученные с помощью ее калибровки параметры связаны с расчетным шагом по времени. В целом, с уменьшением расчетного шага по времени эффективность моделирования постепенно снижется. Для всех исследуемых водосборов в период межени модель не воспроизводит внутрисуточные колебания расходов воды (0.1–1.0 мм слоя), что связано с точностью и репрезентативностью данных измерений метеозаписей, входящих в уравнения расчета эвапотранспирации. Соотношение долей генетических компонентов стока, при котором водосбор переходит к доминированию поверхностной составляющей (формирование паводка), не зависит от расчетного шага и относительно постоянно для всех исследуемых водосборов. В то же время при последовательном увеличении расчетного шага по времени абсолютные значения всех модельных компонентов стока (мм) также последовательно увеличиваются в ~2 раза. Зависимости параметров блока формирования и трансформации стока HBV, а также максимальных измеренных сумм осадков от временного шага для дождей  $\geq 20$  мм/сут хорошо описываются степенными функциями с показателями 0.3–0.6. Это дает основание предположить, что для района исследований зависимость максимальных сумм осадков высокой интенсивности от временного интервала агрегации данных наблюдений может влиять на значения параметров моделей типа HBV.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. 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. Т. 55. № 9. С. 1085–1096.
2. Гарцман Б.И. Дождевые наводнения на реках юга Дальнего Востока: методы расчетов, прогнозов, оценок риска. Владивосток: Дальнаука, 2008. 223 с.
3. Гарцман Б.И., Шамов В.В. Натурные исследования стокоформирования в дальневосточном регионе на основе современных средств наблюдений // Вод. ресурсы. 2015. Т. 42. С. 589–599.
4. Гарцман Б.И., Шамов В.В., Губарева Т.С., Лупаков С.Ю., Бугаец А.Н., Кожевникова Н.К., Болдескул А.Г., Луценко Т.Н., Пшеничникова Н.Ф., Гончуков Л.В. Условия формирования стока: комплексные исследования на экспериментальных водосборах в верховьях р. Уссури // ДАН. Науки о Земле. 2023. Т. 511. № 2. С. 127–133.
5. Гарцман Б.И., Шамов В.В., Третьяков А.С. Система водно-балансовых моделей малого речного бассейна // География и природ. ресурсы. 1993. № 3. С. 27–36.
6. Гарцман И.Н., Лыло В.М., Черненко В.Г. Паводочный сток рек Дальнего Востока. Л.: Гидрометеоздат, 1971. 264 с.
7. Горчаков А.М. Исследование элементов водного баланса и его структуры в Приморье. Л.: Гидрометеоздат, 1983. 182 с.
8. Губарева Т.С., Лупаков С.Ю., Гарцман Б.И., Шамов В.В., Рубцов А.В., Кожевникова Н.К. Возможности оценивания бассейновой транспирации на основе измерения стволового сокодвижения: постановка задачи // Гидросфера. Опасные процессы и явления. 2019. Т. 1. № 4. С. 504–532.
9. 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.
10. Лупаков С.Ю., Бугаец А.Н., Шамов В.В. Оценка параметров гидрологической модели HBV по данным полевых наблюдений на экспериментальных водосборах (юг Приморского края) // География и природ. ресурсы. 2022. Т. 43. № 3. С. 158–166.
11. 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.
12. Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. Crop evapotranspiration: Guide-lines for computing crop water requirements. Rome, Italy: FAO-56, 1998. 300 p.
13. Atkinson S.E., Woods R.A., Sivapalan M. Climate and landscape controls on water balance model complexity over changing landscapes // Water Resour. Res. 2002. V. 38 P. 1314.
14. Bastola S., Murphy C. Sensitivity of the performance of a conceptual rainfall-runoff model to the temporal

- sampling of calibration data // *Hydrol. Res.* 2013. V. 44 (3). P. 484–494.
15. Bergstrom S. Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments. Norrköping, Sweden: SMHI, 1976. 134 p.
  16. Blöschl G., Sivapalan M. Scale issues in hydrological modelling: a review // *Hydrol. Processes.* 1995. V. 9. P. 251–290.
  17. Brighenti T.M., Bonuma N.B., Srinivasan R., Chaffe P.L.B. Simulating sub-daily hydrological process with SWAT: a review // *Hydrol. Sci. J.* 2019. V. 64. P. 1415–1423.
  18. Bugaets A., Gartsman B., Gubareva T., Lupakov S., Kalugin A., Shamov V., Gonchukov L. Comparing the runoff decompositions of small experimental catchments: end-member mixing analysis (EMMA) vs. Hydrological modelling // *Water.* 2023. V. 15. P. 752–774.
  19. Cullmann J., Mishra V., Peters R. Flow analysis with WaSiM-ETH – Model parameter sensitivity at different scales // *Advances in Geosci.* 2006. V. 9. P. 73–77.
  20. Fichi A., Perrin C., Andreassian V. Impact of temporal resolution of inputs on hydrological model performance: An analysis based on 2400 flood events // *J. Hydrol.* 2016. V. 538. P. 454–470.
  21. Finnerty B.D., Smith M.B., Seo D.J., Koren V., Moglen G.E. Space-time scale sensitivity of the Sacramento model to radar-gage precipitation inputs // *J. Hydrol.* 1997. V. 203 (1–4). P. 21–38.
  22. Fuentes-Andino D., Hundedcha Y., Lindstrom G., Olsson J. Exploring the potential for parameter transfer from daily to hourly time step in the HYPE model for Sweden // *Hydrol. Sci. J.* 2022. V. 67. P. 1988–2001.
  23. Haddeland I., Lettenmaier D.P., Skaugen T. Reconciling simulated moisture fluxes resulting from alternate hydrologic model time steps and energy budget closure assumptions // *J. Hydrometeorol.* 2006. V. 7 (3). P. 355–370.
  24. Jie M.-X., Chen H., Xu C.-Y., Zeng Q., Chen J., Kim J.-S., Guo S., Guo F.-Q. Transferability of conceptual hydrological models across temporal resolutions: approach and application // *Water Resour. Management.* 2018. V. 32 (4). P. 1367–1381.
  25. Kandel D.D., Western A.W., Grayson R.B. Scaling from process timescales to daily time steps: A distribution function approach // *Water Resour. Res.* 2005. V. 41 (2). P. 1–16.
  26. Kavetski D., Fenicia F., Clark M.P. Impact of temporal data resolution on parameter inference and model identification in conceptual hydrological modeling: Insights from an experimental catchment // *Water Resour. Res.* 2011. V. 47 (5). W05501.
  27. Krajewski W.F., Lakshmi V., Georgakakos K.P., Jain S.C. A Monte Carlo study of rainfall sampling effect on a distributed catchment model // *Water Resour. Res.* 1991. V. 27 (1). P. 119–128.
  28. Littlewood I.G., Croke B.F.W. Data time-step dependency of conceptual rainfall–streamflow model parameters: an empirical study with implications for regionalization // *Hydrol. Sci. J.* 2008. V. 53 (4). P. 685–695.
  29. Morel-Seytoux H.J. Soil aquifer stream interactions – a reductionist attempt toward physical-stochastic integration // *J. Hydrol.* 1988. V. 102. P. 355–379.
  30. 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.
  31. Nash J.E., Sutcliffe J.V. River flow forecasting through conceptual models: Pt I. A discussion of principles // *J. Hydrol.* 1970. V. 10. P. 282–290.
  32. Paschalis A., Fatichi S., Molnar P., Rimkus S., Burlando P. On the effects of small scale space-time variability of rainfall on basin flood response // *J. Hydrol.* 2014. V. 514. P. 313–327.
  33. Reynolds J.E., Halldin S., Xu C.Y., Seibert J., Kauffeldt A. Sub-daily runoff predictions using parameters calibrated on the basis of data with a daily temporal resolution // *J. Hydrol.* 2017. V. 550. P. 399–411.
  34. Seibert J. Multi-criteria calibration of a conceptual runoff model using a genetic algorithm // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2000. V. 4. P. 215–224.
  35. Seibert J., Vis M. Teaching hydrological modelling with a user-friendly catchment-runoff-model software package // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2012. V. 16. P. 3315–3325.
  36. Shuai P., Chen X., Mital U., Coon E.T., Dwivedi D. The effects of spatial and temporal resolution of gridded meteorological forcing on watershed hydrological responses // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2022. V. 26. P. 2245–2276.
  37. Wang Y., He B., Takase K. Effects of temporal resolution on hydrological model parameters and its impact on prediction of river discharge // *Hydrol. Sci. J.* 2009. V. 54 (5). P. 886–898.
  38. Wawrzyniak T., Osuch M., Nawrot A., Napiorkowski J.J. Run-off modelling in an Arctic unglaciated catchment (Fuglebekken, Spitsbergen) // *Annals Glaciol.* 2017. V. 58. P. 36–46.
  - Woolhiser D.A., Goodrich D.C. Effect of storm rainfall intensity patterns on surface runoff // *J. Hydrol.* 1988. V. 102. P. 335–354.

УДК 556.555.4

# МОДЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ТЕРМИЧЕСКОГО И ЛЕДОВОГО РЕЖИМА КРУПНОГО РАВНИННОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (НА ПРИМЕРЕ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)<sup>1</sup>

© 2024 г. А. Н. Семчуков<sup>a, \*</sup>, А. А. Цхай<sup>a, b</sup>, В. В. Кириллов<sup>a</sup><sup>a</sup> Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения РАН, Барнаул, 656038 Россия  
<sup>b</sup> Алтайский государственный технический университет им. И.И. Ползунова, Барнаул, 656038 Россия

\*e-mail: a.semchukov@inbox.ru

Поступила в редакцию 18.07.2023 г.

После доработки 07.11.2023 г.

Принята к публикации 25.11.2023 г.

На основе программного комплекса Дельфт3Д (Delft3D), дополненного ледовым модулем, создана трехмерная численная модель термических процессов в Новосибирском водохранилище. По результатам расчета за 1981 г. выполнен анализ термического и ледового режима водохранилища в годовом цикле. Результаты расчета температуры воды сопоставлены с данными наблюдений и усреднены для поверхностного, придонного и среднего слоев характерных районов водохранилища. Модель может быть использована как основа для моделирования экологических процессов и принятия управленческих решений по оптимизации использования водных ресурсов водохранилища.

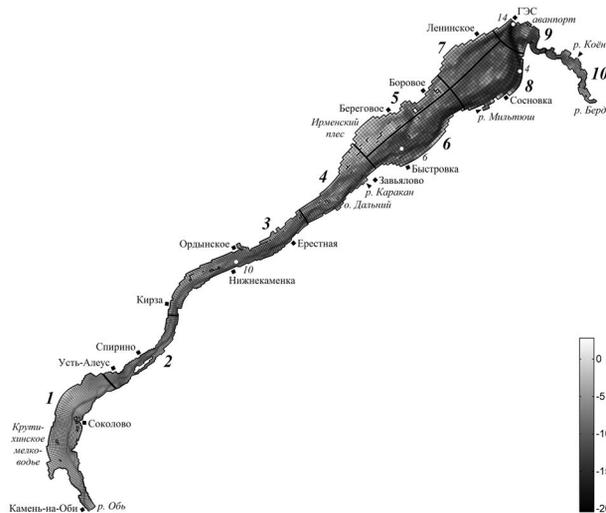
**Ключевые слова:** Новосибирское водохранилище, математическое моделирование, гидротермический режим, термический режим, ледовый режим, температура воды, лед, трехмерная модель.

DOI: 10.31857/S0321059624030044 EDN: AUUODK

## ВВЕДЕНИЕ

Самое крупное в Западной Сибири Новосибирское водохранилище относится к водохранилищам руслового типа с сезонным регулированием стока и представляет собой пойму р. Оби, затопленную при строительстве Новосибирской ГЭС, условно делится на речную часть протяженностью ~120 км (от г. Камень-на-Оби до с. Завьялово) и озерную часть протяженностью 65 км (от с. Завьялово до плотины ГЭС, рис. 1). Не считая р. Оби, водохранилище имеет >40 мелких притоков и один крупный, р. Бердь, впадающую в него в районе плотины и образующую Бердский залив. При нормальном подпорном уровне (НПУ) 113.5 м площадь зеркала водохранилища равна 1070 км<sup>2</sup>, объем – 8.8 км<sup>3</sup>, максимальная ширина ~18 км, максимальная глубина – до 25 м. Уровень мертвого объема (УМО) – 108.5 м, полезный объем – 4.4 км<sup>3</sup> [2].

Средний многолетний коэффициент водообмена за 1959–2001 гг. составил 6.64 [12].



**Рис. 1.** Расчетная сетка, уровень дна в ее ячейках относительно НПУ (м), характерные районы Новосибирского водохранилища. Кружки – рейдовые вертикали, малые цифры – их номера, большие цифры – номера районов.

<sup>1</sup> Работа выполнена в рамках государственного задания ИВЭП СО РАН и при поддержке РФФИ (проект 18-41-22002 р\_а).

Водоохранилище — важный источник водоснабжения городов Новосибирска и Бердска, а также других населенных пунктов, расположенных на его берегу, объект электроэнергетики, рекреации, транспортного и рыбохозяйственного использования, что придает большое значение исследованию и прогнозированию состояния его водной экосистемы, а значит и термического режима.

Сложная морфометрия дна водоохранилища вследствие сочетания затопленного русла р. Оби с относительно большими глубинами и обширных застойных мелководных зон — определяющий фактор пространственной неоднородности гидрологических характеристик.

В настоящее время большое внимание уделяется математическому моделированию термического режима крупных равнинных водоохранилищ. Примерами таких работ могут служить публикации [14, 15, 35]. Однако Новосибирское водоохранилище в этом отношении исследовано недостаточно.

В свое время в ИВЭП СО РАН была создана плановая, т. е. двумерная горизонтальная модель течений и термического режима Новосибирского водоохранилища, позволившая выявить влияние мелководий на распределение температуры воды [9]. Однако расчеты проводились только для безледного периода при постоянных расходах притоков и постоянном среднем уровне воды, т. е. фактически решалась модельная задача. Вертикальное распределение температуры (стратификация) не учитывалось, поскольку модель предполагала усреднение по глубине. Также В.А. Шлычковым по моделям различной размерности были выполнены расчеты течений, русловой деформации, переноса взвешенных наносов и консервативной примеси в Новосибирском водоохранилище без учета влияния температуры [11]. В частности, выполнен расчет трехмерного распределения скоростей течения в районе плотины ГЭС. В [7, 23] приведены результаты расчетов течений в рассматриваемом водоеме по плановой модели.

В [24] представлена трехмерная модель термогидродинамических процессов в Новосибир-

ском водоохранилище и приведены результаты предварительных расчетов распределения температуры воды по акватории и глубине в 1981 г. В расчетах использовался упрощенный рельеф ложа водоохранилища, верхняя часть которого лишь частично вошла в расчетную область. Ход уровня воды искусственно ограничивается диапазоном УМО и НПУ, хотя в 1981 г. произошло снижение уровня по сравнению с УМО на 1.28 м. Кроме того, при расчете толщины льда не учитывался снежный покров.

Цель данной работы — создание трехмерной модели термического и ледового режимов Новосибирского водоохранилища в рамках проекта по созданию математической модели водной экосистемы данного водоема. Для этого использовался программный комплекс Дельфт3Д (Delft3D) [17], дополненный ледовым модулем, описывающим изменения толщин льда и снега на нем за счет происходящих в них термических процессов и представляющим из себя модификацию ледового модуля разработки компании “Дельтарез” (“Deltares”) [19, 20, 22].

Модель использована для расчета изменения распределения температуры воды и толщины льда на различных участках водоохранилища с ноября 1980 г. по декабрь 1981 г., а также для определения сроков установления ледового покрова и очищения ото льда. С учетом задач моделирования качества воды результаты расчетов были усреднены для поверхностного, придонного и среднего слоев десяти характерных районов водоохранилища (рис. 1). Также был рассчитан водообмен между ними.

#### КРАТКОЕ ОПИСАНИЕ МОДЕЛИ

В основе программного комплекса Дельфт3Д (Delft3D) лежит классическая трехмерная модель течений и термогалинного режима относительно неглубокого водоема, т. е. уравнения Рейнольдса в гидростатическом приближении и приближении Буссинеска (многослойные уравнения мелкой воды), дополненные моделями турбулентного обмена, уравнениями переноса примеси и тепла, уравнением состояния и соответствующими граничными условиями [17]. Уравнения модели записываются в криволинейной орто-

гональной системе координат, определяемой в плане линиями используемой расчетной сетки. Программный комплекс позволяет учитывать осушение и затопление дна (ячеек расчетной сетки) при изменении уровня воды.

В расчетный период половодья 1981 г. перепад между уровнями гидрологического поста Камень-на-Оби, находящегося в зоне выклинивания подпора, и верхнего бьефа (т. е. плотины ГЭС) составлял  $>7$  м [5, 6], что близко к средней глубине водоема. Годовое изменение уровня в верхнем бьефе составило 6.5 м, а существенная стратификация наблюдалась только в приплотинной части водохранилища в июне [6].

Поэтому в связи со значительными перепадами уровня воды расчет велся в  $\sigma$ -координатах. Замена переменных:  $\sigma = (z - \xi) / (\xi - z_b)$  ( $\xi$  – уровень свободной поверхности воды,  $z_b$  – уровень дна) позволяет при расчете разделить водоем во всех точках на одинаковое число слоев одинаковой относительной толщины. Использование  $\sigma$ -координат открывает возможность вести расчет течений со значительным изменением уровня воды во времени и пространстве, однако в этом случае может хуже описываться стратификация, так как имеет место искусственное перемешивание по вертикали, особенно при использовании грубой расчетной сетки.

Для расчета горизонтального обмена использовались постоянные коэффициенты турбулентной вязкости и турбулентной теплопроводности. Вертикальный турбулентный обмен рассчитывался с помощью алгебраической модели [16, 17], причем плотность воды определялась по формуле ЮНЕСКО [17, 27]. Соппротивление трения о дно определялось исходя из коэффициента Маннинга  $n = 0.025 \text{ с/м}^{1/3}$  (значение, широко используемое для расчета течения в реках) [17].

Тепловой поток через свободную поверхность воды и интенсивность испарения в безледный период вычислялись по “Океанической” (“Ocean”) модели [17, 18]. Учитывалась зависимость от поверхностной температуры и метеорологических элементов: температуры воздуха, облачности, относительной влажности, скорости ветра, интенсивности и температуры осадков, а также солнеч-

ной радиации, определяемой в зависимости от географической широты и времени.

Используемый ледовый модуль представляет из себя модификацию ледового модуля разработки компании “Дельтарез” (“Deltares”) [19, 20, 22], который, в свою очередь, основан на модели ЛИМ-3 (LIM-3) [26]. Он состоит [22] из термодинамического блока, основанного на однослойной концепции льда со снегом сверху [29], и динамического блока на основе упруговязкопластической реологии морского льда [21]. Первый блок описывает процессы роста и таяния снежно-ледового покрова, а второй – его трансформацию за счет внешних механических нагрузок, причем расчет последнего может быть отключен пользователем, что и сделано в этой работе.

Термодинамический блок был полностью переработан. Как и в оригинале, предполагается квазистационарное распределение температуры по толще снежно-ледового покрова, что вызывает необходимость нахождения равновесной температуры его верхней поверхности исходя из непрерывности теплового потока на ней. Однако в оригинале при решении соответствующего уравнения температура считалась неизвестной величиной только в радиационном компоненте теплового потока от снежно-ледового покрова в атмосферу, а во всех других компонентах использовалось ее значение на предыдущем временном шаге. Предварительные расчеты показали, что при резком изменении погоды это может привести к нефизическому изменению толщины льда. Поэтому в переработанном блоке, согласно методике [28, 34], температура считается неизвестной во всех компонентах теплового потока.

Нарастание и таяние льда происходили снизу. Также сверху происходит таяние снега или льда, когда невозможно найти равновесную температуру ниже температуры замерзания.

На границе между водой и льдом тепловой поток считался пропорциональным разности между поверхностной температурой воды и температурой замерзания. Остальные граничные условия на поверхности раздела вода–лед по сравнению с оригинальным модулем не менялись.

Программный комплекс основан на использовании неявного конечно-разностного метода переменных направлений (ADI) второго порядка точности по времени и пространству [17, 25]. Для описания адвективных членов в уравнениях движения и переноса тепла был применен “Циклический” (“Cyclic”) метод [17, 30].

Программный комплекс использует так называемую разнесенную сетку, т. е. в серединах ячеек определяются уровень воды, температура, толщины льда и снега, а на границах ячеек – нормальные к ним компоненты скорости. В данных расчетах уровень дна также задавался в центрах ячеек (и считался постоянным во всей ячейке). При этом для уровня дна на границе между двумя ячейками выбиралось наибольшее значение.

#### ПОСТРОЕНИЕ РАСЧЕТНОЙ СЕТКИ, ПОДГОТОВКА ВХОДНЫХ ДАННЫХ И ОБРАБОТКА ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ

Для расчетов термического и ледового режима Новосибирского водохранилища построена ортогонализованная криволинейная конечно-разностная сетка, содержащая 6195 ячеек (исключая постоянно неактивные ячейки, т. е. острова), а именно – до 396 ячеек вдоль русла Оби и до 43 ячеек в поперечном направлении (рис. 1). С понижением уровня воды в холодное время года часть ячеек осушалась и переставала быть активной. 65 границ между двумя соседними ячейками рассматривались как так называемые “Узкие дамбы” (“Thin dams”), т. е. переток воды через них был запрещен, так как там находились узкие острова, дамбы или косы. По вертикали водохранилище разбивалось на 15 слоев одинаковой относительной толщины.

Наиболее интенсивное течение в водохранилище имеет место на затопленном русле р. Оби [2]. При построении сетки в явном виде русло выделялось в речной части, а также частично и в озерной части водохранилища, насколько это не противоречило требованию ортогональности сетки и выделению границ между районами, для которых выполнялись расчеты качества воды. Сетка сгущалась в речной части водохранилища, особенно там, где затопленное русло было наиболее узким или резко поворачивало. Линейные

размеры ячеек менялись в диапазоне 150–1155 м, а соотношение длин их сторон было  $\leq 2$ .

Уровень дна в ячейке получался как среднее арифметическое попадающих в нее отметок уровня согласно цифровой модели рельефа ложа водохранилища (ЦМР), построенной в ИВЭП СО РАН. Основой для построения ЦМР была карта водного пути, уточненная и дополненная данными промерных работ, проведенных экспедиционными отрядами ИВЭП СО РАН в 2008–2010 гг. [8, 13] (рис. 1).

Выделение русла важно прежде всего потому, что к весне маловодного года (каким был и расчетный 1981 г.) в речной части водохранилища затопленные пойменные территории почти полностью осушаются, и оно редуцируется практически до этого русла.

В озерной части в силу относительной грубой сетки не всегда удавалось добиться соответствия ее линий затопленному руслу. Поэтому в некоторых случаях для предотвращения резкого изменения уровня дна вдоль этих линий он сглаживался.

В расчетах учитывался вклад рек Оби (гидрологический пост (гп) Камень-на-Оби), Берди (гп Старый Искитим), Коён (гп Нижний Коён), Каракан (гп Рождественка), Мильтюш (гп Улыбино), а также стока через плотину ГЭС [3, 5].

Расчет велся с 0 ч 1 ноября 1980 г. до 0 ч 1 января 1982 г. по астрономическому времени. Шаг по времени составлял 2 мин.

Для упрощения задания начальных условий и уменьшения влияния ошибки в их задании на ход расчета начальный момент выбирался так, чтобы водохранилище было полностью свободно ото льда, но дата была близка к дате начала ледостава, а поверхностная температура, соответственно, к температуре замерзания.

Расчет начинался с состояния покоя. Начальный уровень воды задавался постоянным по всей акватории и равным 112.23 м БС, что соответствует уровню в верхнем бьефе на 1 ноября 1980 г. Начальная температура воды также считалась

одинаковой по всему водохранилищу и равной  $3.7^{\circ}\text{C}$ , что примерно соответствует средневзвешенной поверхностной температуре на эту дату [4].

Использовались среднесуточные расходы притоков и стока через плотину ГЭС, а также среднедекадные значения температуры притоков [3, 5], которые присваивались серединам суток и декад соответственно.

В связи с малым количеством пунктов наблюдений для всего водохранилища использовались средневзвешенные значения данных 8-срочных наблюдений метеостанций (мс) Огурцово и Камень-на-Оби [1]. Однако скорость и направление ветра не усреднялись из-за неоднозначности такой процедуры для векторных величин. Вместо этого использовались их значения для мс Огурцово.

Гидрологические и метеорологические данные интерполировались линейно, за исключением скорости и направления ветра, которые считались кусочно-постоянными. В начальный момент времени расходы считались нулевыми.

В водном балансе водохранилища имеется существенная невязка [6]. Пробные расчеты показали значительное превышение расчетного уровня воды в верхнем бьефе по сравнению с наблюдаемыми. Можно предположить, что это вызвано, прежде всего, неточностью определения расхода р. Оби на гп Камень-на-Оби, особенно в половодье, когда речной поток сильно нестационарен и существенная часть воды идет по пойме. Поэтому применена специальная итерационная процедура для коррекции величин расхода р. Оби.

Сначала проводился расчет течения по плановому варианту модели (1 слой по глубине, без расчета температуры, осадки, испарение и лед не учитывались). Потом вычислялись скорости изменения объема водохранилища в предположении, что уровень воды везде равен соответственно наблюдаемым и расчетным уровням в верхнем бьефе (которые предварительно сглаживались, чтобы устранить высокочастотные колебания, связанные с ветровыми нагонами). Разница этих

скоростей и определяла искомую поправку на расход р. Оби, после чего вся процедура повторялась. После двух итераций расчетный уровень в верхнем бьефе стал практически неотличим от наблюдаемого, а уровень в районе Камня-на-Оби также стал близок к наблюдаемому (ошибка  $\leq 0.4$  м при годовом изменении уровня в 4.8 м). При расчете по полной модели уровень отличается не сильно ( $\sim 10$  см), так как испарение и осадки в значительной степени компенсируют друг друга [6].

Для расчетов качества воды результаты расчетов усредняются по 30 боксам, представляющим собой упомянутые выше 10 районов водохранилища, разделенных на 3 слоя по глубине. Из 10 районов 7 расположены по длине водохранилища вдоль его русла, 2 района расположены на мелководье у левого берега озерной части водохранилища и один – в Бердском заливе (рис. 1). Такое выделение районов в водохранилище объясняется сходством протекания там экологических процессов. Предполагается, что верхний и нижний слои имеют толщину 1 м, если глубина  $> 3$  м (при наличии льда под глубиной понимается расстояние от его нижней границы до дна). При меньшей глубине толщина слоев одинакова.

Для каждого бокса рассчитывались его среднесуточные параметры, в частности, геометрические характеристики, температура воды и водообмен с другими боксами. Для этого каждая активная (не осушенная) ячейка расчетной сетки разбивалась по глубине на 3 слоя так, как описано выше. Температура воды в боксе получается усреднением по соответствующим слоям ячеек с учетом их объемов.

#### РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТА ТОЛЩИНЫ ЛЬДА ЗИМОЙ 1980–1981 гг.

С начала расчета водохранилище охлаждается, и при переходе воды через точку замерзания начинает формироваться ледовый покров. В целом расчетная последовательность формирования ледового покрова для зимы 1980–1981 гг. соответствует порядку, реально наблюдавшемуся в другие годы [2]. Уже 3–6 ноября появляются забереги, прежде всего на левобережных мелководьях: на расположенном около входного ство-

ра Крутихинском мелководье, в районе пгт Ордынского, в отделенном островами Ирменском плесе в озерной части водохранилища, а также у устья р. Берди в Бердском заливе и в протоке за островом в районе с. Спирино (рис. 1).

К 7 ноября расчет показывает ледовые явления на большей части акватории водохранилища. Исключение составляют участки затопленного русла р. Оби в озерной части водохранилища примерно от с. Быстровка до плотины ГЭС в силу большой глубины и в речной части от входного створа до с. Усть-Алеус в силу относительно высокой температуры вод р. Оби. 8–9 ноября водохранилище от д. Ерестной до плотины в основном свободно ото льда, за исключением левобережных мелководий.

Затем ледовые поля в речной части водохранилища начинают продвигаться вдоль русла в сторону плотины, а в озерной – распространяются от левого берега на мелководье в центре приплотинного участка водохранилища. Появляется лед у аванпорта шлюза. К 17 ноября устанавливается устойчивый ледовый покров около места впадения р. Оби (к тому времени этот участок водохранилища из-за падения уровня воды редуцируется до бывшего русла реки); а к 18–19 ноября – и на всей акватории водохранилища, за исключением небольшой полыньи около плотины ГЭС, которая, по расчету, сохраняется вплоть до начала декабря.



Рис. 2. Расчетная толщина (м) льда на Новосибирском водохранилище 7 апреля 1981 г.

Если по аналогии с [34] считать началом ледостава дату установления устойчивого льда толщиной 3 см, то ошибка в его дате составляет  $\leq 1$  сут для всех гп (Соколово, Спирино, о. Дальний, Ордынское, Ерестная, Боровое, Сосновка, Верхний бьеф), за исключением гп Завьялово, где в расчете оно происходит на 6 дней позже, чем по данным наблюдений [6]. Это может быть объяснено тем, что наблюдения там могли производиться в устье р. Каракан, где ледостав начинался раньше. Таким образом, расчетная дата установления ледового покрова в среднем отличается от даты по данным наблюдений меньше чем на сутки.

Максимальная расчетная толщина льда зимой 1980–1981 гг. достигается в первой декаде апреля. В большинстве случаев она составляет 60–80 см (рис. 2). Наибольшая толщина (80 см) в речной части достигается в районе Камня-на-Оби, а в озерной – в глубоководных районах у правого берега и плотины ГЭС (до 73 см). Здесь ледовый покров устанавливается позже всего; следовательно, толщина термоизолирующего снежного покрова наименьшая. Наименьшая расчетная толщина льда ( $< 60$  см) получена в относительно мелководном районе в центре приплотинного участка водохранилища.

В целом толщина льда в данном расчете была занижена особенно в озерной части водохранилища, что может быть частично объяснено локальными особенностями мест измерений, не передаваемыми в масштабе модели, и использованием усредненных по пространству начальных данных и метеоданных, в том числе интенсивности осадков.

Максимальная расчетная толщина льда у берега вблизи гидрологических постов в среднем на 17% меньше измеренной. Среднеквадратичное отклонение в этом случае составляет 19%. Если же сравнивать расчетную толщину льда с имеющимися для нескольких дат измеренными величинами по ледовым профилям (пгт Ордынское – с. Нижнекаменка, с. Береговое – с. Быстровка, с. Ленинское – п. Сосновка, Верхний бьеф) то среднеарифметическое отклонение составляет 8%, а среднеквадратичное – 18% от средней измеренной толщины.

Расчетный порядок освобождения водохранилища ото льда также в основном соответствует описанному в литературе [2], т. е. освобождение происходит вдоль течения Оби и Берди, причем в речной части — прежде всего вдоль затопленного русла. В конце первой декады апреля начинается половодье, и речная часть водохранилища выходит за пределы старого русла. Быстро затапливается Крутихинское мелководье, и постепенно начинают затапливаться мелководья на левобережье, в центре озерной части и в Бердском заливе.

К 22 апреля водохранилище очищается ото льда в районе сел Соколово и Спирино. К 23 апреля — в районе пгт Ордынское, д. Ерестная, о. Дальний, с. Завьялово и устья р. Берди. К 24–25 апреля ото льда очищается протока у с. Боровое, Бердский залив и озерная часть водохранилища, за исключением прилегающего к плотине района и района п. Сосновка, где это происходит 26–27 апреля. Согласно [6], очищение ото льда действительно позднее всего происходит именно у гп Сосновка.

Для гидрологических постов верхней части водохранилища — Соколово, Спирино, Ордынское — по расчету, очищение ото льда происходит на 2–3 дня позже, чем указано в ежегоднике [6]. Для расположенных в озерной части постов Боровое и Сосновка — на 5–6 дней раньше, но все равно позже указанных там дат окончания ледостава. Для постов Ерестная, о. Дальний, Завьялово и Верхний бьеф отклонение составляет 1 день. Кроме того, сложно однозначно выделить расчетное время очищения водохранилища ото льда вблизи того или иного гидрологического поста. Приведенные даты относятся к глубоким местам, но на осушенных и вновь затапливаемых отмелях лед может, согласно расчету, сохраняться и в первую декаду мая. Средние даты очищения водохранилища ото льда по данным расчета и наблюдений совпадают.

#### РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТА ТЕМПЕРАТУРЫ ВОДЫ В БЕЗЛЕДНЫЙ ПЕРИОД 1981 г.

Расчетное распределение температуры по акватории водохранилища носит сложный характер, обусловленный распространением речной

воды с медленно меняющейся температурой вдоль русел рек Оби и Берди, быстрым нагревом и быстрым охлаждением воды на левобережных мелководьях (прежде всего на Крутихинском мелководье, в окрестностях Ирменского плеса и в меньшей степени в районах с. Кирза — пгт Ордынское и с. Боровое) при изменении погоды и даже времени суток, а также переносом этих тепловых пятен в глубоководные районы озерной части водохранилища, где температура воды меняется медленнее всего.

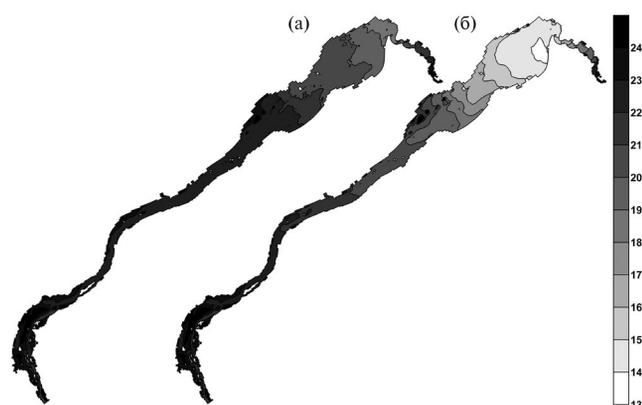
В целом, выполняется приведенный в [2, 10] порядок изменения температуры воды в водохранилище.

В начале весны вода на мелководьях холоднее, чем в русле реки, и тепло от г. Камень-на-Оби к плотине распространяется быстрее у правого берега.

На приплотинном участке (между п. Сосновка и плотиной ГЭС) тепло быстрее распространяется в центре водохранилища, в то время как в глубоководном районе у правого берега сохраняется зона пониженной температуры. К началу мая она исчезает, и далее распространение тепла на этом участке водохранилища зависит от метеорологических условий: при похолодании и северном ветре теплая вода там распространяется ближе к левому и правому берегам, обтекая расположенную в центре отмель.

Уже к началу июня порядок меняется и с прогревом мелководий в озерной части водохранилища температура у левого берега, как правило, выше, чем у правого.

Расчет не показывает существенной стратификации для начала весеннего прогрева. Небольшая обратная стратификация локально образуется при ночном охлаждении ранее прогретой воды. Но к началу июня поверхностная температура в озерной части водохранилища уже заметно выше, чем придонная. К середине июня разница между ними в районе рейдовой вертикали № 4 (упомянутый глубоководный район у правого берега между п. Сосновка и Бердским заливом) (рис. 1) достигает  $\sim 6^\circ\text{C}$ , что соответствует максимальной разности, наблюдавшейся на этой вертикали в июне [6] (рис. 3). Преиму-



**Рис. 3.** Поверхностная (а) и придонная (б) расчетная температура воды Новосибирского водохранилища в полдень 14 июня 1981 г. (°С).

шественно по ночам в этом месте при глубине ~14 м образуется верхний перемешанный слой толщиной в среднем 2–3 м. Со временем стратификация уменьшается и толщина этого слоя увеличивается вплоть до гомотермии.

Наибольшее число измерений температуры воды на различных глубинах имеется для рейдовой вертикали № 14, расположенной непосредственно у плотины ГЭС. Соответствующие графики для моментов наибольшей стратифи-

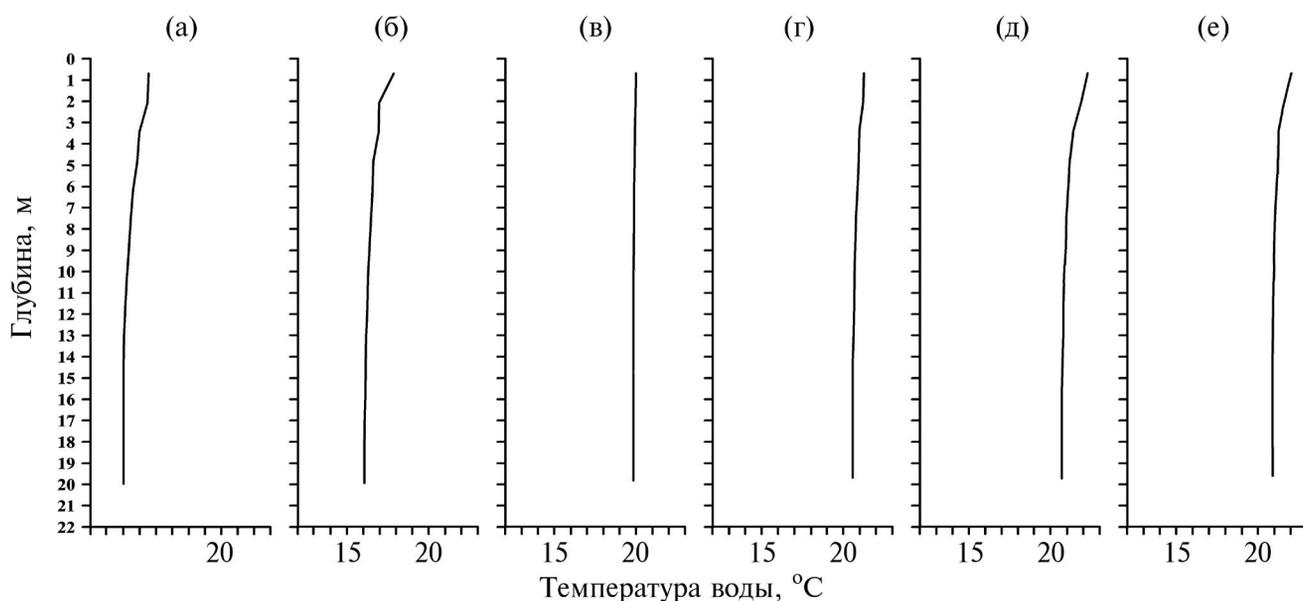
кации приведены на рис. 4. Видно, что в июне есть некоторое отклонение результатов расчета от натуральных данных, что может быть связано как с особенностями вертикального распределения величин стока через плотину ГЭС в силу близкого расстояния от нее, не соответствующего масштабу модели, так и с искусственным перемешиванием в  $\sigma$ -координатах.

В середине июня разница между расчетными значениями поверхностной температуры в речной части водохранилища (в районе с. Спирино) и около плотины ГЭС составляет 7°С.

Затем продвижение тепла к плотине становится более равномерным по ширине водоема.

В середине последней декады месяца в районе Ирменского плеса и около пгт Ордынского по всей ширине водохранилища имеются обширные зоны с температурой воды ~25°С, в то время как в районе плотины она составляет ~20°С. При этом небольшая стратификация заметна даже в речной части водохранилища.

В конце июня – начале июля происходит похолодание и относительная монотонность изменения температуры воды во времени и по



**Рис. 4.** Вертикальное распределение расчетной (сплошная линия) и измеренной (точки) температуры воды на рейдовой вертикали № 14 (у плотины ГЭС) Новосибирского водохранилища для моментов наибольшей стратификации по данным измерений. а – 10 июня, б – 19 июня, в – 1 июля, г – 20 июля, д – 10 августа, е – 20 августа.

длине водохранилища нарушается. В июле и августе температура поверхности воды на большей части акватории составляет 19–24°C, различается по пространству не более чем на 2–3°C. В некоторые моменты температура в отдельных точках мелководий со слабым водообменом (в основном на Крутихинском мелководье, где она меняется быстрее всего в силу очень малой глубины) >30°C или <17°C. Разность поверхностной и придонной температуры в озерной части водохранилища также ≤2°C либо вовсе отсутствует.

Летом 1981 г. было два длительных похолодания: в конце июня – начале июля и в конце июля – начале августа, когда температура на левобережных мелководьях и в речной части водохранилища была ниже, чем в озерной части. Причем в первом случае приплотинный участок еще недостаточно прогрелся, поэтому отмечался явно выраженный “остров” тепла у правого берега примерно от о. Дальнего до п. Сосновка.

С конца августа начинается осеннее охлаждение, мелководья охлаждаются быстрее русла и, тем более, – глубоководных районов озерной части. Поэтому температура от г. Камень-на-Оби к плотине быстрее уменьшается вдоль левого берега. В отличие от весеннего прогрева, в осеннем охлаждении мелководья играют большую роль, чем р. Обь и другие притоки, поэтому температура по длине водохранилища уменьшается не монотонно, и ее поперечный градиент более выражен.

В первой декаде октября на мелководьях, а в третьей – и на основной акватории водохранилища имеет место обратная стратификация, причем первоначально она сочетается с небольшой прямой стратификацией на приплотинном участке, который охлаждается последним. Поверхностная, а затем и придонная температура на этом участке, по результатам расчета, достигает точки замерзания в начале декабря и далее не повышаются. В действительности в декабре–январе в этом районе зафиксирована придонная температура 1–1.5°C [6]. Это может быть объяснено, в том числе, отсутствием учета теплообмена с дном. Действительно, в [2] отмечено, что начало ледостава происходит в условиях, близких к

гомотермии, но затем начинается прогрев придонных слоев воды за счет отдачи тепла грунтом.

Как и следовало ожидать, влияние р. Берди на термический режим водохранилища носит локальный и не всегда выраженный характер, распространяясь вдоль правого берега до плотины, незначительно увеличивая там температуру воды весной и в начале лета и уменьшая ее осенью. В июле–сентябре в средней части Бердского залива имеет место существенное локальное понижение температуры за счет поступления холодной воды р. Коён. Влияние других учтывавшихся притоков на термический режим водохранилища менее заметно.

Расчетная температура воды была сопоставлена с данными наблюдений на всех гидрологических постах и рейдовых вертикалях [6]. Сравнение со среднедекадными данными гидрологических постов проводилось для всех декад с апреля по ноябрь включительно, для чего расчетные значения поверхностной температуры также усреднялись подекадно. Распределение температуры по глубине (0.1, 2, 5, 10, 15 м и у дна) в [6] дано для рейдовых вертикалей № 10, 6, 4, 14, находящихся на затопленном русле реки или около него соответственно в районах пгт Ордынского, с. Быстровка, п. Сосновка и плотины ГЭС (рис. 1). Для первых трех вертикалей наблюдения проводились в конце или второй половине практически каждого месяца, а для последней – в конце каждой декады. В этом случае сравнение проводилось с конца мая по конец октября.

Для рейдовых вертикалей средняя расчетная температура на 0.1°C меньше измеренной, а среднеквадратичное отклонение составляет 1.05°C. Если сравнивать усредненные по глубине значения (причем для усреднения измеренных значений температуры используется измеренная глубина), то средняя расчетная температура будет на 0.19°C меньше измеренной, а среднеквадратичное отклонение составит 0.71°C.

Как правило, весной и осенью расчетная температура меньше, а летом – больше измеренной. Это может быть объяснено как отсутствием учета теплообмена с дном, так и недостаточно хорошей передачей температурной стратификации.

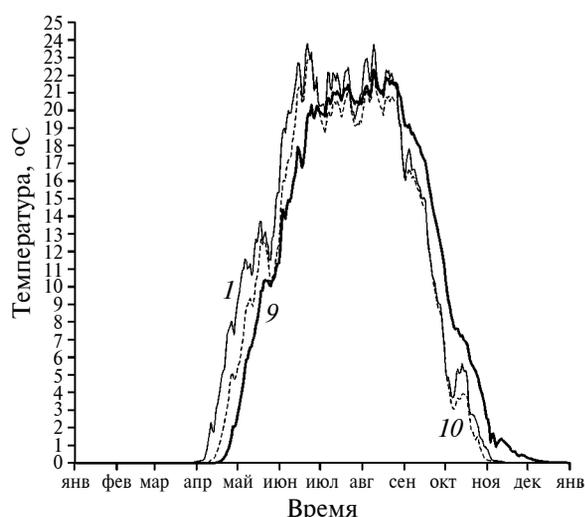
Для гидрологических постов средняя расчетная температура на  $0.18^{\circ}\text{C}$  меньше измеренной, а среднеквадратичное отклонение составляет  $0.84^{\circ}\text{C}$ . В данном случае ошибка может быть связана также со сравнительно грубой дискретизацией расчетной области, что наиболее заметно в прибрежных районах. Причем явной закономерности в изменении знака ошибки со временем не наблюдается. В целом ошибка для речной части меньше, чем для озерной, так как в речной части точнее отслеживается затопленное русло р. Оби, поэтому дискретизация там менее грубая.

Несоответствие расчетной температуры измеренной также может быть вызвано ошибками в расчете времени очищения ото льда, неправильной оценкой расхода р. Оби и усреднением метеоданных по акватории.

#### РЕЗУЛЬТАТЫ УСРЕДНЕНИЯ ТЕМПЕРАТУРЫ ПО БОКСАМ

На рис. 5 даны графики годового хода расчетной среднесуточной температуры воды для поверхностных боксов некоторых районов водохранилища (рис. 1). Все графики ведут себя в соответствии с описанием, данным в предыдущем разделе.

Вода нагревается в апреле–июне и охлаждается с конца августа по начало ноября для речной части водохранилища или начало декабря для



**Рис. 5.** Расчетная температура воды Новосибирского водохранилища для поверхностных боксов районов 1 (1), 9 (9) и 10 (10) за 1981 г.

озерной. В июле–августе поверхностная температура колеблется в пределах  $19\text{--}24^{\circ}\text{C}$  (в среднем  $21\text{--}22^{\circ}\text{C}$ ), причем в приплотинной части (районы 7, 8, 9) ее значения и амплитуда колебаний меньше, чем в районах, расположенных ближе к устью р. Оби, а максимум достигается в августе. В районах 2, 3, 4, 6, 10 максимум поверхностной температуры достигается во второй половине июня, а в районах 1 и 5 июньский и августовский пики примерно равнозначны.

Чем выше по течению р. Оби находится район, тем раньше он нагревается весной (разница поверхностной температуры районов 1 и 9, расположенных около входного створа и плотины соответственно, может достигать  $6.5^{\circ}\text{C}$ ) и охлаждается осенью. Мелководный район 5, большей частью расположенный за Новопичуговскими и Боровскими островами и включающий Ирменский плес, в апреле–мае нагревается медленнее, чем расположенный рядом глубоководный район 6 (разница поверхностной температуры может достигать  $2\text{--}3^{\circ}\text{C}$ ), а позже — быстрее. Осенью он также охлаждается быстрее. Разница в поверхностной температуре между расположенными ближе к плотине районами — мелководным 7-м и глубоководным 8-м — менее выражена в силу разной морфологии районов 5 и 7 и близости последнего к плотине. Термический режим Бердского залива, т. е. района 10, близок к речной части водохранилища, но в июле–августе он холоднее приплотинной части на  $\sim 1^{\circ}\text{C}$ .

По расчетам, заметная прямая стратификация в озерной части водохранилища имеет место с мая по начало сентября, достигая наибольшего значения в июне, а обратная — в конце октября — в ноябре. Средний бокс обычно ближе по температуре к придонному, чем к поверхностному, причем температура в первых двух меняется гораздо медленнее, чем в третьем. Наибольшая стратификация отмечена в глубоководном районе 8, где находится гидрологический пост Сосновка и рейдовая вертикаль 4. Разность температуры поверхностного и придонного боксов там достигает  $\sim 1.5^{\circ}\text{C}$  в мае,  $4.5^{\circ}\text{C}$  в июне, до  $2^{\circ}\text{C}$  в июле–августе и  $-1.5\text{--}-2^{\circ}\text{C}$  в ноябре (рис. 6).

С удалением района от района 8 стратификация уменьшается, особенно в период весенне-

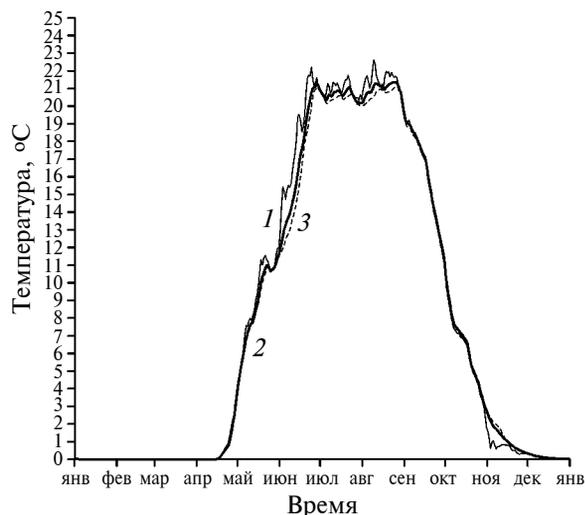


Рис. 6. Расчетная температура воды Новосибирского водохранилища для поверхностного (1), среднего (2) и придонного (3) боксов района 8 за 1981 г.

летнего прогрева. Существенной стратификации в мае в других районах не наблюдается. В июне разность температуры поверхностного и придонного боксов достигает соответственно 3,5, 2,5 и 1,5°C в районах 9 (у плотины ГЭС), 6 и 10 (Бердский залив). В речной части водохранилища эта разность еще меньше: ~1 и <1°C в районах 4 и 3. Июньская стратификация там не превышает июльскую и августовскую, что понятно, так как в начале лета в речной части половодье способствует перемешиванию. Район 2 практически полностью перемешан по вертикали в течение всего года.

Отмеченные термические эффекты стали существенными факторами формирования качества воды в исследуемом объекте [31–33].

Необычная ситуация наблюдается в самом верхнем районе 1, большую часть которого составляет Крутихинское мелководье. Температура поверхностного и придонного боксов там практически одинакова, но температура среднего бокса может быть меньше при прогреве и больше при охлаждении, причем в период осеннего охлаждения разность может достигать 0,5–1°C. Это связано со способом разбиения на боксы по вертикали. Для поверхностного и придонного боксов удельный вес мелководий значительно больше, чем для среднего. В значительно мень-

шей степени этот эффект наблюдается в районе 10 и других районах, преимущественно в апреле и сентябре–октябре.

Разницы температуры поверхностного и придонного боксов в равноудаленных от плотины районах 7 и 8 примерно одинаковы (с точностью до 0,5°C), так как граница между ними не точно отражает деление водохранилища на глубоководную акваторию и мелководье, оба района имеют как глубокие, так и мелкие зоны. В мелководном районе 5, содержащем Ирменский плес, это разность все же несколько (до 0,5–1°C) меньше, чем в соседнем глубоководном районе 6, при этом разность температур среднего и придонного боксов заметно меньше, чем в районе 6.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Как показано выше, модель в основном адекватно описывает изменение распределения температуры воды и толщины льда в Новосибирском водохранилище в годовом цикле. Результаты расчета в целом качественно соответствуют описанию термического режима этого водохранилища для характерного года [2, 10] и количественно соответствуют данным наблюдений за 1980–1981 гг. [6].

Полученные результаты могут быть использованы для моделирования водной экосистемы и тем самым помочь выявить закономерности изменения важных параметров качества воды, таких как, например, концентрация растворенного кислорода. В дальнейшем предлагаемая модель может служить основой для выработки рекомендаций по оптимизации использования водных ресурсов водохранилища и управлению режимом его наполнения и сработки для обеспечения устойчивого водоснабжения и предотвращения неблагоприятных экологических ситуаций.

Авторы выражают благодарность А.Т. Зиновьеву (ИВЭП СО РАН) — за ценные советы, К.В. Марусину (ИВЭП СО РАН) — за предоставленную цифровую модель рельефа ложа водохранилища, Эрику де Годе (Erik de Goede) (Дельтарез (Deltares)) — за полезные обсуждения.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Веселов В.М., Прибыльская И.Р.* Специализированный архив метеоданных для климатических исследований. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2019. [Электронный ресурс]. <http://aisori.meteo.ru/ClimateR> (дата обращения: 09.09.2019)
2. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Новосибирское водохранилище и озера бассейна Средней Оби / Под ред. *В.А. Знаменского, М.Я. Кунявского*. Л.: Гидрометеиздат, 1979. 156 с.
3. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. 1980 г. Ч. 1. Реки и каналы. Т. 6. Бассейн Карского моря (западная часть). Вып. 0–3. Река Обь и ее бассейн до устья р. Иртыш. Новосибирск: ЗСУГМС, 1982. 536 с.
4. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. 1980 г. Ч. 2. Озера и водохранилища. Т. 6. Бассейн Карского моря (западная часть). Вып. 0–3. Река Обь и ее бассейн до устья р. Иртыша. Новосибирск: ЗСУГМС, 1982. 109 с.
5. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. 1981 г. Ч. 1. Реки и каналы. Т. 1. Вып. 10. Бассейны Оби (без бассейна Иртыша), Надыма, Пура, Таза. Новосибирск: ЗСУГМС, 1984. 540 с.
6. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. 1981 г. Ч. 2. Озера и водохранилища. Т. 1. Вып. 10. Бассейн Карского моря. Новосибирск: ЗСУГМС, 1983. 97 с.
7. *Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б., Марусин К.В.* Влияние Новосибирского водохранилища на уровни воды реки Оби в период весеннего половодья (территория города Камень-на-Оби) // *Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление*. 2020. № 4. С. 6–18.
8. Карта Новосибирского водохранилища. Новосибирск: Обское гос. бассейновое упр. вод. путей и судоходства, 2007.
9. *Квон В.И., Квон Д.В., Зонов С.Д., Карамышев В.Б., Филатова Т.Н.* Численный расчет сезонных изменений термической структуры в равнинных водохранилищах // Совместный вып. журн. “Вычислительные технологии” и журн. “Региональный вестник Востока”. По материалам международ. конф. “Вычислительные и информационные технологии в науке, технике и образовании”. 2003. Ч. 4. С. 277–282.
10. Комплексные исследования Новосибирского водохранилища / Под ред. *Ю.И. Подлипского, Т.С. Чайковской*. М.: Гидрометеиздат, 1985. 134 с.
11. Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища / Отв. ред. *О.Ф. Васильев*. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2014. 393 с.
12. *Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Орлова Г.А., Булычева Т.М.* Формирование гидролого-гидрохимического режима верхней Оби на участке Новосибирского водохранилища в условиях изменения природно-техногенной ситуации // *Сиб. экол. журн.* 2003. Т. 10. № 2. С. 171–179.
13. *Федорова Е.А.* Особенности осадконакопления в котловинах водохранилищ равнинного и предгорного типа на примере Новосибирского и Красноярского водохранилищ. Дис. ... канд. геогр. наук. М.: МГУ, 2016. 178 с.
14. *Филатов Н.Н.* Разработка новых моделей термогидродинамики и экосистемы Ладожского озера // Современное состояние и проблемы антропогенной трансформации экосистемы Ладожского озера в условиях изменяющегося климата / Под ред. *С.А. Кондратьева*. М.: РАН, 2021. С. 491–493.
15. *Филатов Н.Н., Исаев А.В., Савчук О.П.* Оценка состояния и прогнозирование изменений гидрологического режима и экосистем крупных озер // *Тр. КарНЦ РАН*. 2019. № 3. С. 99–113.
16. *Davies A.M., Gerritsen H.* An intercomparison of three-dimensional tidal hydrodynamic models of the Irish Sea // *Tellus A*. V. 46. № 2. P. 200–221.
17. Delft3D-FLOW. User Manual. Version 4.05. Delft: Deltares, 2023. 701 p. [Электронный ресурс]. [https://content.oss.deltares.nl/delft3d4/Delft3D-FLOW\\_User\\_Manual.pdf](https://content.oss.deltares.nl/delft3d4/Delft3D-FLOW_User_Manual.pdf) (дата обращения: 17.05.2023)
18. *Gill A.E.* Atmosphere-ocean dynamics. New York: Acad. Press, 1982. 652 p.
19. *Goede E.D. de, Graaff R.F. de, Wagner T., Sheets B.* Modelling of ice growth and transport on a regional scale, with application to Fountain Lake // *Proc. 33<sup>rd</sup> Int. Conf. Offshore Mechanics Arctic Engineering*. San Francisco: Am. Soc. Mechanical Engineers, 2014. V. 45561. P. V010T07A037.
20. *Graaff R.F. de, Lindfors A., Rasmus K., Morelissen R.* Modelling of a Thermal Discharge in an Ice-covered Estuary in Finland // *Proc. OTC Arctic Technol. Conf.* Copenhagen: OTC, 2015. P. OTC–25521.
21. *Hunke E.C., Dukowicz J.K.* An elastic-viscous-plastic

- model for sea ice dynamics // *J. Physi. Oceanogr.* 1997. P. 849–1867.
22. *Koshelev K.B., Goede E.D. de, Zinoviev A.T., Graaff R.F. de.* Modelling of thermal stratification and ice dynamics with application to Lake Teletskoye, Altai Republic, Russia // *Water Resour.* 2021. V. 48. № 3. P. 368–377.
  23. *Kravtchenko V.V.* A 2D numerical model of Novosibirsk reservoir flows using a mixed finite element method // *Bull. Novosibirsk Computing Center. Ser. Numerical modeling in atmosphere, ocean, and environment studies.* 2016. № 19. P. 11–16.
  24. *Kravtchenko V.V., Golubeva E.N., Tskhai A.A., Tarhanova M.A., Kraineva M.V., Platov G.A.* The Novosibirsk reservoir hydrothermal regime model // *Bull. Novosibirsk Computing Center. Seri. Numerical modeling in atmosphere, ocean, and environment studies.* 2019. № 17. P. 31–50.
  25. *Leendertse J.J.* Aspects of a computational model for long-period water-wave propagation. Santa Monica: RAND, 1967. 187 p.
  26. *Lietaer O., Fichet T., Legat V.* The effects of resolving the Canadian Arctic Archipelago in a finite element sea ice model // *Ocean Modelling.* 2008. P. 140–152.
  27. *Millero F.J., Poisson A.* International one atmosphere equation of state of seawater // *UNESCO technical papers in marine science.* 1981. V. 38. P. 13–18.
  28. *Rayan P.J., Harleman D.R.F., Stolzenbach K.D.* Surface heat loss from cooling ponds. // *Water Resour. Res.* 1974. V. 10. № 5. P. 930–938.
  29. *Semtner A.J.Jr.* Numerical simulation of the Arctic Ocean circulation // *J. Phys. Oceanogr.* 1976. P. 409–424.
  30. *Stelling G.S., Leendertse J.J.* Approximation of convective processes by cyclic AOI methods // *Estuarine and coastal modeling. Proc. 2nd Conf. Estuarine Coastal Modelling.* Tampa: ASCE, 1992. P. 771–782.
  31. *Tskhai A.A., Ageikov V.Yu.* Spatiotemporal Model of the Ecosystem of the Novosibirsk Reservoir // *Geogr. Natural Resour.* 2022. V. 43. Suppl. 1. P. S85–S91.
  32. *Tskhai A.A., Ageikov V.Yu., Semchukov A.N.* Ecohydrological mechanism of phytoplankton distribution in the water body // *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* V. 866. Proc. 3rd Int. Sci. Conf. “Sustainable and Efficient Use of Energy, Water and Natural Resources”. St. Petersburg, 2021. [Электронный ресурс]. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/866/1/012040/pdf> (дата обращения: 20.09.2023)
  33. *Tskhai A.A., Ageikov V.Yu., Semchukov A.N.* Modeling of the spatial distribution of the components for the ecosystem of the Novosibirsk reservoir // *Proc. All-Russian Conf. Int. Participation “Spatial data processing for monitoring of natural and anthropogenic processes” (SDM–2021).* Novosibirsk, 2021. P. 557–566. [Электронный ресурс]. [http://ceur-ws.org/Vol-3006/66\\_regular\\_paper.pdf](http://ceur-ws.org/Vol-3006/66_regular_paper.pdf) (дата обращения: 20.09.2023)
  34. *Wake A., Rumer R.R.* Modeling ice regime of Lake Erie // *J. Hydraulics Division.* 1979. V. 105. № 7. P. 827–844.
  35. *Zhang Y.J., Wu C., Anderson J., Danilov S., Wang Q., Liu Y., Wang Q.* Lake ice simulation using a 3D unstructured grid model // *Ocean Dynamics.* 2023. V. 73. P. 219–230.

УДК 556.512

## ОЦЕНКА ВОЗМОЖНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ БИОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ОНЕЖСКОЕ ОЗЕРО ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ<sup>1</sup>

© 2024 г. С. А. Кондратьев<sup>а, \*</sup>, А. Ю. Брюханов<sup>б</sup>, М. В. Шмакова<sup>а</sup>, А. М. Расулова<sup>а</sup>,  
Н. Е. Галахина<sup>с</sup>, М. Б. Зобков<sup>с</sup>, Э. В. Васильев<sup>б</sup>, Н. С. Обломкова<sup>б</sup>

<sup>а</sup>Институт озераведения РАН, Санкт-Петербург, 199178 Россия

<sup>б</sup>Институт агроинженерных и экологических проблем сельскохозяйственного производства – филиал Федерального научного агроинженерного центра ВИМ, Санкт-Петербург, 196634 Россия

<sup>с</sup>Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск, 185000 Россия

\*e-mail: 3718470@gmail.com

Поступила в редакцию 13.08.2023 г.

После доработки 15.09.2023 г.

Принята к публикации 25.11.2023 г.

Собрана информация об основных источниках биогенной нагрузки на водосборе Онежского озера, а также имеющихся данных натуральных наблюдений за поступлением азота и фосфора в озеро. С использованием методов математического моделирования выполнена оценка сельскохозяйственной нагрузки на озеро и возможного ее снижения в результате внедрения наилучших доступных технологий в сельскохозяйственное производство. Показано, что уменьшение сельскохозяйственной нагрузки после внедрения наилучших доступных технологий едва ли существенно повлияет на экологическое состояние Онежского озера. Проведены имитационные расчеты увеличения поступления в озеро N и P от рыбноводческих хозяйств водосбора при условии сохранения темпов роста рыбозаведения на водных объектах водосбора к 2050 г. Показано, что в этом случае можно ожидать возрастание биогенной нагрузки на озеро на 3.9% по P и на 1.9% по N по сравнению с настоящим временем. При этом наиболее значимое увеличение выноса биогенных элементов может быть характерно для Заонежья: 11.2% по P и 10.6% по N. Дана оценка возможного изменения поступления N и P в озеро к концу XXI в. в результате изменения стока с водосбора при условии реализации двух RCP-сценариев. Это RCP 2.6 и RCP 8.5 – лучший и худший с точки зрения воздействия на окружающую среду. Реализация сценария RCP 2.6 может привести к повсеместному снижению биогенной нагрузки на озеро до 12.9% по N и 20.5% по P за счет уменьшения стока. При реализации экологически неблагоприятного сценария RCP 8.5 можно ожидать увеличения стока и соответствующего увеличения выноса N на 16.9% и P – на 26.7% со всего водосбора.

**Ключевые слова:** водосбор, Онежское озеро, биогенная нагрузка, моделирование, сельскохозяйственное производство.

**DOI:** 10.31857/S0321059624030056 **EDN:** AURPVY

### ВВЕДЕНИЕ

Онежское – второе по величине пресноводное озеро Европы, испытывающее антропогенное влияние вследствие поступления сточных вод, сельско- и лесохозяйственной деятельности на его водосборе, развития форелеводства и поступления веществ со свалок и селитебных территорий [9]. Еще в прошлом десятилетии по содержанию общего P<sub>общ</sub> озеро достигло верхней границы для олиготрофных водоемов [11]. В этой связи цель

настоящей работы – современная оценка биогенной нагрузки на Онежское озеро как на всем водосборе, так и на отдельных его частях (подбассейнах), а также выполнение имитационных расчетов возможных изменений поступления N и P в экосистему озера в результате антропогенных и климатических воздействий. Для достижения поставленной цели решены следующие задачи:

– проведен сбор информации об основных источниках биогенной нагрузки на водосборе Онежского озера, а также данных натуральных наблюдений за поступлением N и P в озеро; дана оценка вклада различных подбассейнов в фор-

<sup>1</sup> Работа выполнена при поддержке РНФ (проект 22-17-00193).

мирование современной суммарной биогенной нагрузки на озеро;

– выполнена оценка сельскохозяйственной нагрузки на озеро, а также возможного снижения нагрузки в результате внедрения наилучших доступных технологий (НДТ) в сельскохозяйственное производство;

– проведены расчеты возможного увеличения поступления N и P с водосбора в озеро к 2050 г. при сохранении темпов роста рыбоводства на водных объектах водосбора;

– дана оценка возможного изменения поступления N и P в озеро к концу XXI в. в результате реализации региональных климатических сценариев.

Онежское озеро и его крупнейший приток Илекса-Водла – верхнее звено самой большой европейской озерно-речной системы р. Невы. Озеро дренирует значительную территорию, различную по геологическому строению, рельефу, орографии и гидрографии. Территория бассейна Онежского озера вытянута в широтном направлении и асимметрична: озеро делит ее на 2 неравные части – западную (64%) и восточную

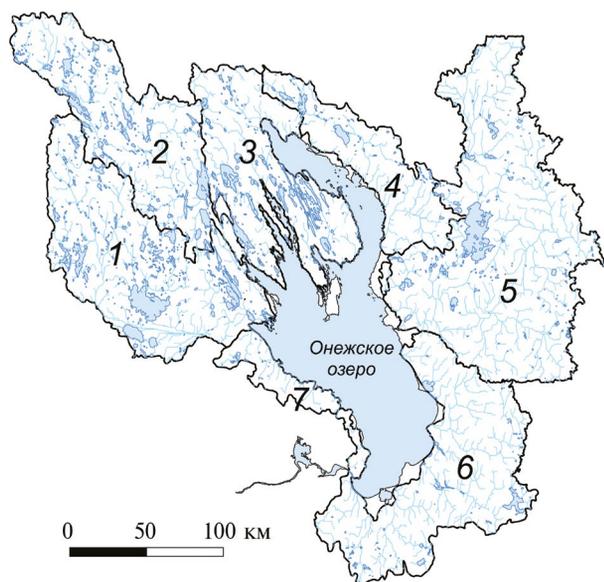
(36%), это определяет неравномерность времени добегания воды для разных притоков (рис. 1).

В естественном состоянии озеро принимало сток с водосборного бассейна площадью 53 100 км<sup>2</sup>. Площадь самого водоема составляла 9720 км<sup>2</sup>. После строительства в 1953 г. на р. Свири Верхнее-Свирской ГЭС озеро стало водохранилищем с водосборной площадью, равной 57 300 км<sup>2</sup>, и площадью зеркала 9840 км<sup>2</sup> [3]. Приблизительно 70% территории бассейна относится к Республике Карелии, остальная часть расположена в Ленинградской, Вологодской и Архангельской областях. Более половины бассейна занято водосборами трех главных его притоков: рек Шуи (площадь водосбора 10 100 км<sup>2</sup>), Суны (7 700 км<sup>2</sup>), Водлы (13 700 км<sup>2</sup>). Вытекает из озера одна р. Свирь – крупнейший приток Ладожского озера [3].

Изучаемая территория водосбора относится к Европейской сельскохозяйственной провинции среднетаежной зоны, для которой характерны низкая биоклиматическая продуктивность и избыточное увлажнение. Сельскохозяйственное производство здесь сосредоточено в основном в южной части водосбора и представлено личными подсобными и фермерскими хозяйствами.

В последние годы в Карелии получило бурное развитие товарное рыбоводство на внутренних водоемах (преимущественно форелеводство). По объему производимой продукции Карелия занимает первое место в России. Сконцентрировано рыбоводство главным образом в северо-западных частях территории водосбора (Заонежье, водосборы Шуи и Суны).

Наиболее крупные точечные источники биогенной нагрузки (Петрозаводский и Медвежьегорский промузлы, Кондопожский ЦБК) сбрасывают очищенные и недостаточно очищенные сточные воды непосредственно в Онежское озеро. Более мелкие точечные сбросы на территории водосбора приурочены к очистным сооружениям населенных пунктов (г. Суоярви, поселки Шуя, Эссойла, Пиндуши, Новая Вилга, Марциальные воды, Пудож и др.)



**Рис. 1.** Гидрографическая структура бассейна Онежского озера: водосборы рек Шуи (1) и Суны (2), Заонежье (3), водосборы восточных притоков (4), р. Водлы (5), южных (6) и западных (7) притоков.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Основной инструмент решения поставленных задач – математическая модель выноса биогенных элементов с водосбора и формирования биогенной нагрузки на водные объекты ILLM, она разработана сотрудниками Института озераведения (ИНОЗ) РАН и модифицирована при участии сотрудников Института агроинженерных и экологических проблем сельскохозяйственного производства (Филиал ФНАЦ ВИМ) [1, 8, 10]. Согласно принятой схеме расчета, основные составляющие внешней нагрузки валовых (нефильтрованных) форм N и P на водный объект – рассредоточенная эмиссия биогенных элементов подстилающей поверхностью, не подверженной в настоящее время сельскохозяйственному воздействию, нагрузка, сформированная в результате сельскохозяйственной деятельности, сбросы точечных источников загрязнения в гидрографическую сеть водосбора и непосредственно в водоем водоприемник, а также массообмен с атмосферой. Эффективное средство расчета нагрузки на полях сельхозпредприятий – блок модели, предложенный специалистами ИАЭП, достоинство которого – расчет выноса биогенных элементов не только с учетом доз внесения удобрений и выноса азота и фосфора с урожаем, но и в зависимости от типов почв на территории сельскохозяйственного водосбора, их механического состава, удаленности поля от водного объекта. Кроме того, модель позволяет давать оценку снижения биогенной нагрузки при использовании наилучших доступных технологий ведения сельскохозяйственного производства. Модель работает с шагом по времени в 1 год. В материалах Хельсинкской комиссии [12] представлено описание моделей, которые могут использоваться для расчета внешней нагрузки на водные объекты бассейна Балтийского моря. В их число входит и модель ILLM.

Как правило, значительная часть химических веществ, поступивших на водосбор от различных источников, не достигает замыкающих створов крупных рек, так как удерживается различными звеньями гидрографической сети. Один из рекомендованных Хельсинкской комиссией методов расчета удержания химических веществ водосборами и их гидрографической сетью [12] – эмпирическая зависимость, связывающая безразмерный коэффициент удержания  $k$  с модулем

стока  $q$  (л/(км<sup>2</sup> с)):  $k = 1 - 1/(1 + aq^b)$  ( $a$  и  $b$  – безразмерные эмпирические параметры,  $a = 26.6$ ,  $b = -1.71$ ) [18]. При отсутствии стока ( $q = 0$ ) имеет место максимальное удержание, выраженное коэффициентом  $k = 1$ , вынос отсутствует, все биогенные вещества, поступившие на водосбор, на нем и остаются. С увеличением стока вынос увеличивается, соответственно – удержание биогенных веществ водосбором и его гидрографической сетью уменьшается.

В качестве входной информации для выполнения расчетов необходимы сведения о подстилающей поверхности разного типа, формирующей рассредоточенный вынос биогенных элементов со стоком; об интенсивности точечных источников, сбрасывающих стоки в гидрографическую сеть водосбора; об атмосферных выпадениях азота и фосфора; о количестве произведенной продукции на рыбноводческих фермах; о количестве домашних животных и птицы, а также внесенных минеральных и органических удобрений.

С целью информационного обеспечения модели проведена классификация типов подстилающей поверхности водосбора. Дифференциация земного покрова проводилась на основе коллекций многоспектральных спутниковых снимков. В данном исследовании использовалась коллекция Copernicus Global Land Service Collection 3 (CGLS-LC100) [13, 14], которая основана на спутниковых снимках PROBA-V, Sentinel-2, Landsat 7, 8. Для базовой классификации поверхности зданий и инфраструктуры, леса и гидрографической сети использовалась цифровая модель рельефа WorldDEM™, составленная по данным спутников TanDEM-X и TerraSAR-X. Пространственное разрешение данных коллекции CGLS-LC100 составляет 100 м. Детальная дифференциация подстилающей поверхности на водосборе проводилась в соответствии с рекомендациями Продовольственной и сельскохозяйственной Организации объединенных наций (FAO) [18]. Анализ подстилающей поверхности показал, что на различные типы леса приходится >80% площади всего водосбора, постоянные водоемы занимают ~7% (наибольшая доля – в районе Заонежья и наименьшая – в районе западных притоков). На сельскохозяйственные угодья приходится ~1% площади всего водосбора, при этом

наибольшая доля возделываемых территорий приходится на водосборы южных притоков и р. Шуи. Урбанизированные территории составляют <0.1% площади водосбора и распределены неравномерно по его подбассейнам. Для расчета нагрузки на водный объект наиболее приемлемым было выделение пяти классов: поймы, луга, лесостепь; сельскохозяйственные угодья; города и другие антропогенные ландшафты; лес, болото; постоянные водные объекты. Для каждого типа подстилающей поверхности на основе анализа данных из [8] приближенно оценены эмиссионные характеристики поступления  $N_{\text{общ}}$  и общего  $P_{\text{общ}}$  в сток.

Для оценки вклада точечных источников в формирование биогенной нагрузки на озеро была предпринята попытка использования данных статистических форм 2ТП-водхоз, которая закончилась неудачно ввиду их абсолютной информационной неадекватности. Как отмечено в работе [9], "... данные статотчетности "2ТП-водхоз" для расчета нельзя использовать. Во-первых, в них отсутствуют сведения по содержанию  $P_{\text{общ}}$  и  $N_{\text{общ}}$ , необходимые для оценки биогенной

нагрузки на озеро. Во-вторых, нет уверенности в достоверности значений...". Поэтому в настоящей работе при расчетах внешней нагрузки на озеро использованы данные по содержанию  $N$  и  $P$  в сточных водах точечных источников, полученные специалистами ИВПС КарНЦ РАН за многолетний период, а именно: 738 тN/год и 65.3 тP/год для всего водосбора с последующим распределением по подбассейнам пропорционально их площади. Также на основе данных работы [9] задавались значения атмосферных выпадений: 0.046 тN/(км<sup>2</sup> год) и 0.0013 тP/(км<sup>2</sup> год).

Данные по объемам товарной продукции рыбоводства в Карелии получены из [4–6] и в Ассоциации форелеводов Карелии. При этом принято, что на водосборе Онежского озера выращивается 33% всей карельской форели [9]. В пределах рассматриваемого водосбора наибольшее количество товарной форели производится в бассейне р. Суны (старое русло р. Суны и Кондопожский канал) – 46% производимой на водосборе озера. На водоемах Заонежья выращивается 35% всей форели, а в бассейне

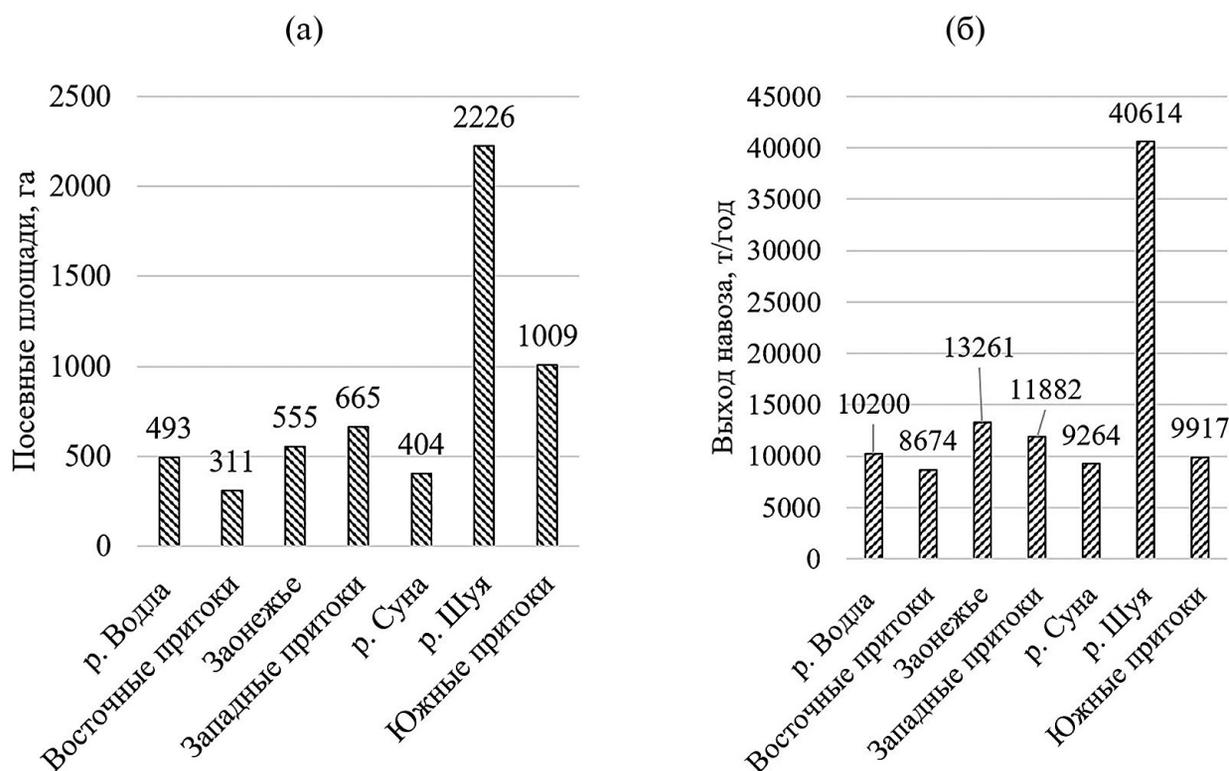


Рис. 2. Посевные площади (а) и выход навоза в животноводстве (б) изучаемых подбассейнов.

р. Шуи – 19%. Эти величины приняты постоянными для распределения объемов выращивания форели по подбассейнам на водосборе озера при выполнении расчетов на перспективу. По данным [6], от 1 т товарной продукции рыбоводства в водные объекты поступает 8 кг  $P_{\text{общ}}/\text{год}$  и 50 кг  $N_{\text{общ}}/\text{год}$ . По данным ХЕЛКОМ [17] – 7 кг  $P_{\text{общ}}/\text{год}$  и 50 кг  $N_{\text{общ}}/\text{год}$ . Собранная информация позволила установить тренды возрастания рыбопродуктивности и соответствующей биогенной нагрузки на водные объекты за последние годы как на всем водосборе, так и на трех основных рыбопроизводящих подбассейнах: Заонежье и водосборах Суны и Шуи.

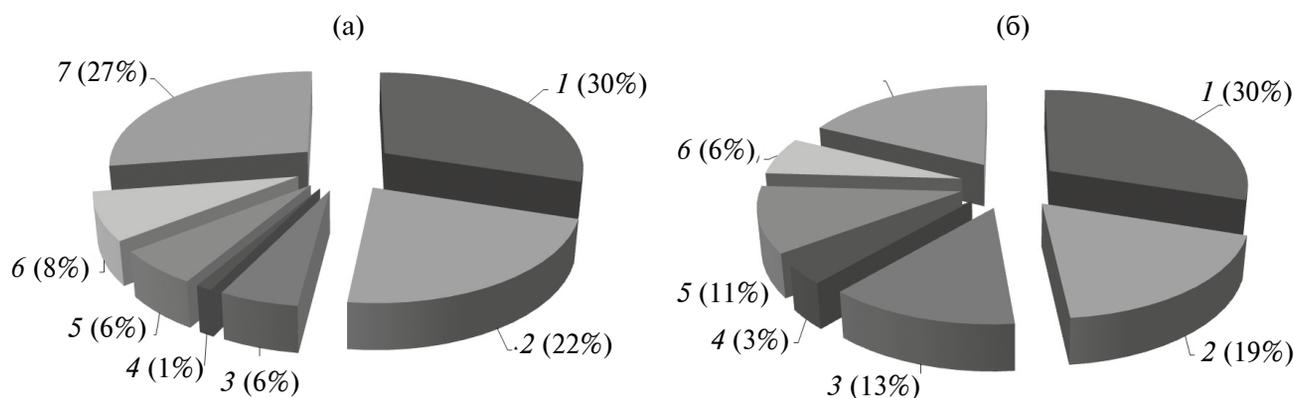
В результате сбора данных для оценки поступления  $N$  и  $P$  в водные объекты изучаемых подбассейнов от сельскохозяйственного производства за последние годы сформирована база данных о по-

головье животных, наличии органических удобрений на полях и содержании в них азота и фосфора. Также определены координаты размещения крупных сельскохозяйственных товаропроизводителей, получены данные о количестве  $N$  и  $P$  в составе используемых минеральных удобрений, оценена площадь возделываемых сельскохозяйственных земель, рассчитано удельное поступление  $N_{\text{общ}}$  и  $P_{\text{общ}}$  на один га возделываемых сельскохозяйственных земель. На рис. 2 представлено распределение по изучаемым подбассейнам посевных площадей и объемов образуемого навоза в животноводстве. Из приведенных данных следует, что наибольшая сельскохозяйственная активность характерна для водосбора р. Шуи.

Для верификации модели по всему водосбору Онежского озера и по отдельным его подбассейнам использовались данные, представленные

**Таблица 1.** Вынос  $P_{\text{общ}}$  и  $N_{\text{общ}}$  (т/год) с изучаемых подбассейнов по данным мониторинга Росгидромета и натуральных исследований ИВПС КарНЦ РАН

Год	$P_{\text{общ}}$	$N_{\text{общ}}$												
	Водла		Шуя		Суна		Запад		Заонежье		Восток		Юг	
2000	183	3283	133	1979	30	1309	7	358	33	1102	49	686	166	1931
2001	183	3330	141	2111	30	1313	7	374	33	1097	50	705	166	1982
2002	145	2665	106	1594	27	1173	5	277	30	988	40	570	130	1596
2003	173	3056	120	1785	29	1248	7	331	32	1058	45	630	158	1780
2004	233	4123	174	2581	38	1636	9	474	41	1386	61	853	210	2403
2005	194	3546	141	2109	34	1507	7	374	38	1264	54	753	177	2118
2006	157	2814	94	1411	28	1234	5	257	31	1038	42	589	145	1665
2007	194	3535	148	2208	33	1446	7	392	36	1220	53	752	175	2109
2008	249	4395	178	2696	30	1303	10	533	41	1362	68	947	220	2536
2009	183	3315	138	2080	27	1179	9	444	39	1319	58	813	195	2260
2010	152	2769	115	1740	23	1035	7	382	34	1140	51	721	169	2020
2011	139	2557	119	1806	21	939	6	338	34	1155	46	652	156	1836
2012	204	3636	159	2381	36	1528	7	387	36	1221	55	774	188	2177
2013	152	2728	102	1556	25	1113	5	282	34	1136	46	652	154	1833
2014	155	2867	70	1067	23	1058	5	260	29	975	37	523	120	1466
2015	150	2719	97	1463	27	1178	5	243	26	884	35	499	118	1400
2016	155	2795	146	2173	26	1172	7	339	35	1165	52	732	179	2060
2017	231	4110	182	2725	32	1390	8	416	38	1277	57	804	198	2267
2018	186	3344	132	2005	27	1231	7	362	36	1208	50	696	163	1958
2019	193	3460	100	1520	24	1083	5	276	30	1017	44	620	151	1749
2020	227	4130	163	2483	35	1564	6	301	32	1064	45	627	151	1764
2021	172	3093	127	1903	31	1353	7	343	34	1141	46	650	158	1834



**Рис. 3.** Долевой вклад выноса фосфора (а) и азота (б) с изучаемых подбассейнов в суммарную нагрузку на Онежское озеро в 2021 г. (год средней водности): 1 – р. Водла, 2 – р. Шуя, 3 – р. Суна, 4 – западные притоки, 5 – Заонежье, 6 – восточные притоки, 7 – южные притоки.

в табл. 1 и полученные в результате синтеза материалов государственного мониторинга Росгидромета и натурных исследований ИВПС КарНЦ РАН на притоках Онежского озера.

На рис. 3 представлены доли выноса Р и N с подбассейнов в суммарной биогенной нагрузке на Онежское озеро в 2021 г. (год средней водности). Нетрудно видеть, что основные поставщики биогенных элементов в озеро – южные притоки, а также реки Шуя и Водла.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

*Оценка сельскохозяйственной нагрузки на озеро, а также возможного снижения нагрузки в результате внедрения НДТ в сельскохозяйственное производство*

Как отмечено выше, при расчете выноса N и P в первичные звенья гидрографической сети водосбора Онежского оз. и его подбассейнов использовалась модель, в состав которой входит блок, реализующий методику ИАЭП по детальному описанию выноса биогенных элементов с сельскохозяйственных территорий [1]. По этой методике в расчетах учитываются следующие основные факторы выноса биогенных элементов с сельскохозяйственных полей:

- содержание N и P в почве, доля их выноса в общем содержании в почве;
- количество N и P в составе минеральных удобрений и коэффициент их эмиссии;
- количество N и P в составе органических удобрений и коэффициент их эмиссии;

- удаленность контура сельскохозяйственных угодий от водных объектов;
- тип почв по происхождению;
- тип почв по механическому составу;
- структура сельхозугодий (соотношение площадей пашни и многолетних трав, лугов, пастбищ, залежи);
- использование НДТ ведения сельскохозяйственного производства.

Один из основных способов повышения экологической безопасности интенсивного сельскохозяйственного производства – переход на наилучшие доступные технологии. К числу НДТ относятся [2] технологические процессы, методы, порядок организации производства продукции и энергии, выполнения работ или оказания услуг, включая системы экологического и энергетического менеджмента, а также проектирования, строительства и эксплуатации сооружений и оборудования, обеспечивающие уменьшение и (или) предотвращение поступления загрязняющих веществ в окружающую среду, образования отходов производства по сравнению с применяемыми. НДТ ведения сельскохозяйственного производства подразумевает выполнение следующих действий:

- ленточное внесение удобрений; поверхностная или внутриводочная инъекция при внесении жидкого навоза;
- заделка навоза, нанесенного на поверхность почвы, путем вспашки или использования почвообрабатывающих машин, таких как культиваторы или дисковые бороны, в зависимости от типа почвы и условий; навоз полностью смешивается с почвой или зарывается;

– соблюдение определенного расстояния между полями, куда вносится навоз, с оставлением необработанной полосы земли вдоль водных объектов;

– исключение внесения навоза, когда риск образования стоков представляется значительным; в частности, навоз не следует вносить, когда поле залито паводковой водой, замерзло или покрыто снегом, почвенные условия (например, насыщенность влагой или уплотненность) в сочетании с уклоном поверхности и/или полевой дренажной системой таковы, что высок риск образования стоков или дренажа, а также можно ожидать образования стоков на основе прогнозируемых атмосферных осадков;

– соблюдение норм внесения навоза с учетом содержания N и P в навозе и характеристик

почвы, содержания в ней питательных веществ, сезонных потребностей выращиваемых культур и погодных или полевых условий, которые могут привести к образованию стоков;

– проверка рабочего состояния техники для внесения навоза и настройка ее на норму внесения;

– применение герметичных навозохранилищ;  
– временное накопление твердых органических удобрений на ровных полевых площадках перед внесением на расстоянии  $\geq 500$  м от водных объектов.

Внедрение НДТ – наиболее эффективный способ обеспечения нормативов качества окружающей среды, нормативов допустимого воздействия на окружающую среду при условии экономической целесообразности и техниче-

**Таблица 2.** Результаты возможного снижения биогенной нагрузки на водосборную территорию в пределах административных районов за счет внедрения НДТ в сельскохозяйственное производство (прочерк – данные отсутствуют)

Подбассейн	Административный район	Посевная площадь, га	N, т/год	N с НДТ, т/год	P, т/год	P с НДТ, т/год
р. Водла	Вытегорский	12.39226	–	–	–	–
	Каргопольский	146.0362	0.67	0.65	0.025	0.025
	Онежский	67.5219	0.54	0.51	0.026	0.025
	Плесецкий	179.6136	1.50	1.46	0.063	0.062
	Пудожский	86.99711	3.15	2.59	0.131	0.116
Восточные притоки	Медвежьегорский	294.8519	2.61	2.41	0.074	0.071
	Пудожский	15.66942	0.10	0.08	0.003	0.003
	Сегежский	0.049371	–	–	–	–
Заонежье	Кондопожский	250.6559	3.79	3.54	0.110	0.106
	Медвежьегорский	303.8892	5.71	5.27	0.163	0.156
Западные притоки	Прионежский	664.9832	13.60	12.85	0.324	0.314
р. Суны	Кондопожский	313.3065	5.96	5.56	0.198	0.191
	Медвежьегорский	43.19305	0.33	0.31	0.013	0.012
	Муезерский	7.398676	0.39	0.36	0.014	0.013
	Пряжинский	16.98511	–	–	–	–
	Суоярвский	22.84966	0.38	0.34	0.013	0.012
р. Шуя	Кондопожский	103.2816	2.40	2.24	0.069	0.066
	Прионежский	417.3859	9.01	8.51	0.376	0.365
	Пряжинский	1659.646	20.16	19.06	0.694	0.673
	Суоярвский	45.43776	1.01	0.90	0.041	0.039
Южные притоки	Бабаевский	7.218894	0	0	0	0
	Вытегорский	980.805	16.87	16.38	0.518	0.510
	Подпорожский	12.63172	0.40	0.35	0.018	0.017
	Пудожский	8.123309	0.17	0.14	0.006	0.006
	Сумма	5660.923	88.75	83.51	2.879	2.782

ской возможности их применения. Используемая в настоящей работе модель позволяет давать количественную оценку снижению сельскохозяйственной нагрузки на водосбор до и после внедрения НДТ.

В качестве исходных для выполнения расчетов сельскохозяйственной нагрузки биогенными элементами на первичную гидрографическую сеть использованы показатели за 2021 г. Результаты расчетов сельскохозяйственной нагрузки для основных административных регионов в пределах территории водосбора Онежского озера как в современных условиях, так и при условии внедрения НДТ представлены в табл. 2.

После детальной оценки сельскохозяйственной составляющей внешней биогенной нагрузки на отдельные подбассейны и водосбор Онеги в целом проведен расчет поступления N и P в озеро с учетом вклада других компонентов нагрузки, а также удержания биогенных элементов водосбором и первичными звеньями его гидрографической сети. Согласно расчетам по модели ILLM, нагрузка на озеро со всего водосбора в 2021 г. составляла 572.2 тP/год и 10615.7 тN/год. При этом, согласно тем же расчетам, снижение нагрузки на озеро при условии внедрения НДТ в сельскохозяйственное производство на водосборе может составить <0.01% от величины выноса в 2021 г. как по N, так и по P. Наиболее значимый вклад в снижение нагрузки на озеро за счет внедрения сельскохозяйственных НДТ вносит водосбор р. Шуи – 1.6 т/год (0.08%) по N<sub>общ</sub> и 0.1 т/год (0.08%) по P<sub>общ</sub>. В такой ситуации можно утверждать, что возможные изменения сельскохозяйственной нагрузки за счет внедрения НДТ едва ли окажут существенное влияние на экологическое состояние Онежского озера. Тем не менее внедрение НДТ в сельское хозяйство региона, особенно южной его части, – эффективное средство оздоровления малых рек и водоемов, расположенных вблизи сельхозугодий.

При обсуждении перспектив улучшения экологического состояния водных объектов за счет снижения антропогенной нагрузки часто встречаются рекомендации снижения доз внесения биогенных элементов с удобрениями как одного из средств снижения риска антропогенного

эвтрофирования водоемов. Однако очевидно, что в ситуации, когда на поля вносится меньше питательных веществ, чем выносится с урожаем, что характерно для сельскохозяйственных угодий на водосборе Онежского озера, снижение вносимых удобрений ведет к снижению производства сельскохозяйственной продукции. При этом в реальности руководители предприятий в первую очередь заботятся о повышении объемов производства и изыскивают средства для увеличения доз внесения удобрений. В такой ситуации внедрение НДТ – единственный действующий механизм сочетания снижения негативного воздействия на окружающую среду с увеличением производства сельхозпродукции и минимизацией трудо- и энергозатрат. А методы математического моделирования – эффективный инструмент количественной оценки воздействия различных компонентов сельскохозяйственного производства на окружающую среду и поиска оптимального их сочетания для достижения поставленных целей. На основе моделирования можно выявлять участки с максимальным риском биогенной нагрузки на водные объекты и разрабатывать для них перечень мероприятий по минимизации негативного воздействия. Мероприятия могут включать не только НДТ, но ряд технологических и ландшафтных решений, например создание природных биофильтров, специальных мелиорационных сооружений, применение специализированной техники для внесения удобрений и т. д.

*Оценка возможного увеличения поступления азота и фосфора с водосбора в озеро к 2050 г. при сохранении темпов роста рыбоводства на водных объектах водосбора*

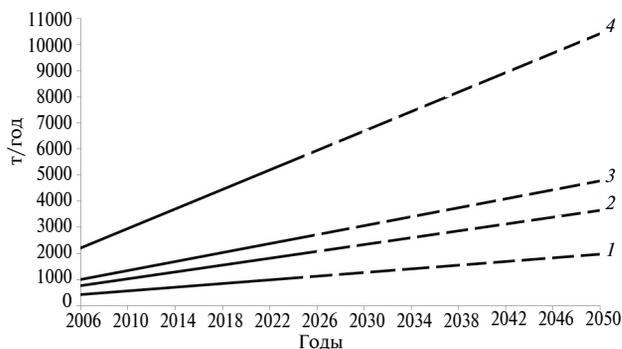
На водосборе Онежского озера рыболовческие хозяйства сосредоточены главным образом в Заонежье, а также на водосборах рек Суны и Шуи. Зная количество выращенной рыбы, нетрудно рассчитать поступление N и P в водные объекты исходя из известных оценочных значений биогенной нагрузки [6]. Однако значительная часть химических веществ, поступивших на водосбор от различных источников, не достигает замыкающих створов крупных рек, так как удерживается различными звеньями первичной гидрографической сети. В соответствии с материалами ХЕЛ-

КОМ [16] расчеты удержания необходимы прежде всего для того, чтобы количественно оценить соотношение между сбросами на поверхность водосбора и выносом химических веществ в водные объекты. Указанные расчеты могут выполняться с использованием следующих средств:

- результатов непосредственных измерений на входе и выходе изучаемых водных систем, позволяющих на основании данных натурных наблюдений оценивать коэффициенты удержания;
- математических моделей удержания биогенных веществ в озерах с последующим распространением результатов на всю озерно-речную сеть бассейна, участвующую в удержании;
- математических моделей, описывающих удержание гидрографической сетью, включающей как реки, так и озера.

В [16] отмечены и значительные трудности проведения необходимых измерений. При решении настоящей задачи для оценки удержания N и P водосбором и его первичной гидрографической сетью использовалась модель ILLM [8], откалиброванная по данным натурных наблюдений как для всего водосбора Онежского озера, так и для его подбассейнов (табл. 1). На рис. 4 представлены графики, построенные на основе восстановленных сотрудниками ИВПС КарНЦ РАН величин товарной продукции рыбоводческих ферм Заонежья, водосборов рек Суны и Шуи, всего водосбора озера за период 2006–2023 гг., а также результаты линейной экстраполяции графиков на период до 2050 г.

Результаты пересчета массы продукции рыбоводства в биогенную нагрузку на водные объекты водосборов использовались в качестве входной информации для расчетов по математической модели. На основе результатов моделирования



**Рис. 4.** Продукция рыбоводческих ферм водосбора р. Шуи (1), Заонежья (2), водосбора р. Суны (3) и всего водосбора озера (4) за период 2006–2023 гг., а также результаты линейной экстраполяции графиков на период до 2050 г.

составлена табл. 3, иллюстрирующая возможное увеличение биогенной нагрузки по N и P на Онежское озеро со стороны водосбора и отдельных подбассейнов к 2050 г. в предположении сохранения темпов развития рыбоводства на водных объектах водосбора.

Из табл. 3 следует, что при сохранении темпов развития рыбоводства на водных объектах водосбора Онежского озера в 2050 г. можно ожидать возрастание нагрузки на озеро на 3.9% по P и на 1.9% по N по сравнению с 2021 г. Из подбассейнов наиболее значимое увеличение выноса биогенных элементов может быть характерно для Заонежья: 11.2% по P и 10.6% по N. Увеличение рыбоводства на акватории озера в настоящей работе не рассматривалось.

*Оценка возможного изменения поступления азота и фосфора в озеро к концу XXI в. в результате реализации региональных климатических сценариев*

Для оценки последствий воздействия возможных климатических изменений на вынос N и P с водосбора Онежского озера взяты результа-

**Таблица 3.** Увеличение биогенной нагрузки на Онежское озеро со стороны водосбора и отдельных подбассейнов к 2050 г. в предположении о сохранении темпов развития рыбоводства на водных объектах водосбора (по результатам моделирования)

Объект	P <sub>общ</sub>			N <sub>общ</sub>		
	2021	2050	%	2021	2050	%
Водосбор р. Шуи	127.0	132.6	4.4	1910.0	2018.6	5.7
Водосбор р. Суны	32.5	36.0	10.7	1344.3	1398.9	4.1
Заонежье	33.1	36.8	11.2	1133.4	1253.9	10.6
Весь водосбор Онежского озера	572.2	594.8	3.9	10615.7	10777.5	1.5

ты моделирования стока с использованием двух RCP-сценариев [7] – RCP 2.6 и RCP 8.5 – соответственно лучший и худший с точки зрения воздействия на окружающую среду [15, 19–23]. Сценарий RCP 2.6 требует, чтобы выбросы CO<sub>2</sub> начали неуклонно снижаться и достигли нуля к 2100 г. Выбросы CH<sub>4</sub> должны уменьшиться наполовину, при этом уровень выбросов SO<sub>2</sub> составит ~10% от уровня 1980–1990 гг. В сценарии RCP 8.5 выбросы продолжают расти в течение всего XXI в. теми же темпами, что и сейчас. Числа (2.6 и 8.5) при аббревиатурах сценариев указывают на дополнительное количество энергии излучения (Вт/м<sup>2</sup>/с), которое будет аккумулировано атмосферой в результате выбросов парниковых газов. Для оценки массы выноса биогенных элементов с водосбора в зависимости от изменяющегося стока здесь также использовалась математическая модель ILLM [8], прошедшая калибровку как для всего водосбора Онежского озера, так и для всех его подбассейнов по данным измерений Росгидромета и ИВПС КарНЦ. В качестве входной информации в модели использовались данные об изменении стока, представленные в табл. 4.

Результаты расчетов выноса  $N_{\text{общ}}$  и  $P_{\text{общ}}$ , зависящего от возможных изменений стока в результате реализации климатических сценариев RCP 2.6 и RCP 8.5, содержатся в табл. 5.

Нетрудно видеть, что реализация лучшего сценария антропогенного воздействия на окружающую среду (RCP 2.6) на всех объектах может привести к повсеместному снижению биоген-

**Таблица 4.** Изменение слоя стока (%) с изучаемых водосборов при условии реализации климатических сценариев RCP 2.6 и RCP 8.5 для периода 2086–2100 гг. по данным работы [7]

Объекты исследования	RCP 2.6	RCP 8.5
р. Водла	–18	18
р. Суна	–6.3	4.3
р. Шуя	–7.3	16
Весь водосбор	–10.5	12.8

ной нагрузки на озеро за счет снижения стока. В целом для водосбора Онежского озера такое снижение может составить 12.9% по N и 20.5% по P. При реализации экологически неблагоприятного сценария (RCP 8.5) следует ожидать увеличения стока и соответствующего увеличения выноса N на 16.9%, P – на 26.7% со всего водосбора. Для отдельных подбассейнов рассчитанные возможные изменения биогенного выноса могут быть более значительными (в процентном отношении).

В то же время можно заметить, что какие-либо оценки и прогнозы развития социально-экономической деятельности человека на перспективу до 2100 г. – весьма неблагоприятное занятие. Скорее всего изменение климата в результате деятельности человека будет происходить по некоему промежуточному сценарию, так как, с одной стороны, человечество предпринимает значительные усилия по снижению выбросов в атмосферу, с другой – едва ли удастся даже к концу XXI в. достигнуть внедрения “зеленых технологий” во все сферы хозяйственной де-

**Таблица 5.** Рассчитанные изменения выноса  $N_{\text{общ}}$  и  $P_{\text{общ}}$  с водосборов рек Шуи, Суны и Водлы в конце XXI в. по сравнению с 2021 г. в соответствии с климатическими сценариями RCP 2.6 и RCP 8.5

Объекты	2021 г.	2086–2100 гг. RCP 2.6	%	2086–2100 гг. RCP 8.5	%
р. Водла					
N, т/год	3101.01	2416.4	-22.1	3797.0	22.4
P, т/год	179.0	121.0	-32.4	239.1	33.6
р. Суна					
N, т/год	1344.3	1206.7	-10.2	1438.7	7.0
P, т/год	32.5	18.1	-44.3	42.2	29.8
р. Шуя					
N, т/год	1910	1751.0	-8.3	2262.1	18.4
P, т/год	127.0	114.7	-9.7	154.0	21.3
Весь Водосбор					
N, т/год	10615.7	9245.3	-12.9	12410.0	16.9
P, т/год	572.2	454.7	-20.5	724.7	26.7

тельности на всей планете. Следовательно, и прогностическая оценка последствий климатических изменений будет промежуточной между оценками, сделанными в настоящей работе по двум экстремальным сценариям.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании представленных результатов можно сделать вывод о том, что цель работы достигнута и поставленные задачи решены. Проведен сбор информации об основных источниках биогенной нагрузки на водосборе Онежского озера, а также данных натурных наблюдений Росгидромета и ИВПС КарНЦ РАН за поступлением азота и фосфора в озеро, которые использовались при калибровке модели формирования биогенной нагрузки и проведении последующих вычислений.

Выполнена оценка сельскохозяйственной нагрузки на озеро, а также возможного снижения нагрузки в результате внедрения НДТ в сельскохозяйственное производство. Согласно расчетам по модели ILLM, нагрузка на озеро со всего водосбора в 2021 г. составляла 572.2 тР/год и 10615.7 тN/год. При этом снижение нагрузки на озеро при условии внедрения НДТ в сельскохозяйственное производство на водосборе может составить <0.01% от объема выноса в 2021 г. как по N, так и по P. Наиболее значимый вклад в снижение нагрузки на озеро за счет внедрения сельскохозяйственных НДТ вносит водосбор р. Шуи – 1.6 т/год (0.08%) по  $N_{\text{общ}}$  и 0.1 т/год (0.08%) по  $P_{\text{общ}}$ . В такой ситуации можно утверждать, что возможные изменения сельскохозяйственной нагрузки за счет внедрения НДТ едва ли окажут существенное влияние на экологическое состояние Онежского озера. Тем не менее внедрение НДТ в сельское хозяйство региона, особенно в южной его части, – эффективное средство оздоровления малых рек и водоемов, расположенных вблизи сельхозугодий.

Проведены расчеты возможного увеличения поступления N и P с водосбора и его подбассейнов в озеро к 2050 г. при сохранении темпов роста рыбоводства на водных объектах водосбора. Показано, что в этом случае можно ожидать возрастания биогенной нагрузки на озеро на 3.9% по P и на 1.9% по N по сравнению с 2021 г. Из всех под-

бассейнов наиболее значимое увеличение выноса биогенных элементов может быть характерно для Заонежья – 11.2% по P и 10.6% по N.

Дана оценка возможного изменения поступления N и P в озеро к концу XXI в. из-за изменения стока с водосбора согласно двум сценариям – RCP 2.6 (лучший с точки зрения влияния на окружающую среду) и RCP 8.5 (худший). Сценарий RCP 2.6 может привести к снижению биогенной нагрузки на озеро из-за снижения стока, на водосборе Онежского озера снижение может составить 12.9% по N и 20.5% P. При неблагоприятном сценарии RCP 8.5 возможны увеличение стока и соответствующий рост выноса N на 16.9% и P на 26.7%. В реальности изменение климата произойдет по промежуточному сценарию, и соответствующие изменения биогенного выноса будут также промежуточными.

### СПИСОК ЛИТАРАТУРЫ

1. Брюханов А.Ю., Кондратьев С.А., Обломкова Н.С., Огуздин А.С., Субботин И.А. Методика определения биогенной нагрузки сельскохозяйственного производства на водные объекты // Технологии и технические средства механизированного производства продукции растениеводства и животноводства. 2016. № 89. С.175–183.
2. ГОСТ Р 56828.15-2016 “Наилучшие доступные технологии. Термины и определения.
3. Государственный водный кадастр. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Т. 1. РСФСР. Вып. 7. Бассейны рек Балтийского моря, Онежского и Ладожского озер. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 220 с.
4. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2019 году. Петрозаводск, 2020. 248 с.
5. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2020 году. Петрозаводск, 2021. 277 с.
6. Китаев С.П., Ильмаст Н.В., Стелигова О.П. Методы оценки биогенной нагрузки от форелевых ферм на водные экосистемы. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. 38 с.
7. Кондратьев С.А., Шмакова М.В. Воздействие будущих климатических изменений на сток с водосбора Онежского озера // Тр. КарНЦ РАН. 2022. № 6. С. 41–49.

8. Кондратьев С.А., Шмакова М.В. Математическое моделирование массопереноса в системе водосбор – водоток – водоем. СПб.: Нестор-История, 2019. 246 с.
9. Лозовик П.А., Бородулина Г.С., Карпечко Ю.В., Кондратьев С.А., Литвиненко А.В., Литвинова И.А. Биогенная нагрузка на Онежское озеро по данным натуральных наблюдений // Тр. КарНЦ РАН. Сер. Лимнология. 2016. № 5. С. 35–52.
10. Поздняков Ш.Р., Брюханов А.Ю., Кондратьев С.А., Игнатьева Н.В., Шмакова М.В., Минакова Е.А., Расулова А.М., Обломкова Н.С., Васильев Э.В., Терехов А.В. Перспективы сокращения выноса биогенных элементов с речных водосборов за счет внедрения наилучших доступных технологий (НДТ) сельскохозяйственного производства (по результатам моделирования) // Вод. ресурсы. 2020. № 5. С. 588–602.
11. Сабьлина А.В. Поступление в Онежское озеро органического углерода, общего фосфора и общего азота с речным стоком и вынос с водами р. Свири в 1965–2008 годах // Тр. КарНЦ РАН. 2016. № 9. С. 68–77.
12. Applied methodology for the PLC-6 assessment // Baltic Marine Environment Protection Commission / Ed. Lars M. Svendsen. Finland: HELCOM, 2019. 59 p.
13. Buchhorn M., Lesiv M., Tsendbazar N.-E. et al. Copernicus Global Land Cover Layers-Collection 2. Remote Sensing 2020. V. 12. № 108. P. 1044. <https://doi.org/10.3390/rs12061044>
14. Tsendbazar N.E., Tarko A., Linlin L. et al. Copernicus Global Land Service: Land Cover 100 m. Version 3. Globe 2015–2019. Validation Rep. Zenodo, Geneva, Switzerland, 2020. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3938974>
15. Vuuren D.P., Jae K., Kainuma M. et al. The representative concentration pathways: an overview // Climatic Change. 2011. V. 109. P. 5–31.
16. Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea (PLC-Water). Helsinki: HELCOM Publ., 2015. 143 p.
17. Helcom Baltic Sea Action Plan. Helsinki: Helsinki Commission Publ., 2007. 103 p.
18. Land Cover Classification System (LCCS). Version 2. Classification Concepts and User Manual / Ed. A. Di Gregorio. № 8. Rome: FAO Environ. Natural Resour. Service Ser., 2005. 208 p.
19. Meinshausen M. The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300 // Climatic Change. 2011. V. 109. P. 213–241. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0156-z>
20. Moss R.H. The next generation of scenarios for climate change research and assessment // Nature. 2010. V. 463. P. 747–756.
21. Nakicenovic N., Swart R. IPCC Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge: Cambridge Univ. Press., 2000. 129 p.
22. Rogelj J., Meinshausen M., Knutti R. Global warming under old and new scenarios using IPCC climate sensitivity range estimates // Nature Clim. Change. 2012. № 2. P. 248–253.
23. Wayne G.P. The Beginner's Guide to Representative Concentration Pathways // Skeptical Sci. 2013. August. 24 p.

УДК 546.36.02.137

ЗАГРЯЗНЕНИЕ И ОЧИЩЕНИЕ ВОД ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА ОТ  $^{137}\text{CS}$ © 2024 г. Н. А. Бакунов<sup>а</sup>, Д. Ю. Большианов<sup>а</sup>, С. А. Правкин<sup>а, \*</sup><sup>а</sup>Арктический и Антарктический научно-исследовательский институт  
Санкт-Петербург, 199397 Россия

\*e-mail: s.pravkin@aari.ru

Поступила в редакцию 17.10.2022 г.

После доработки 31.07.2023 г.

Принята к публикации 27.1.2023 г.

Сорбционно-диффузионная модель поглощения  $^{137}\text{Cs}$  грунтами дна использована в прогнозе содержания  $^{137}\text{Cs}$  глобальных выпадений и аварийного выброса с ЧАЭС в водах глубоководного ( $H_{\text{cp}} = 30$  м) Онежского озера. Природные условия и морфогидрологические характеристики озера обусловили быстрый, за 2–3 года, переход загрязненных по  $^{137}\text{Cs}$  вод к псевдоравновесным концентрациям. В течение 56 лет (с 1964 по 2020 г.) содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде удовлетворительно определялось по сорбционно-диффузионной модели поглощения  $^{137}\text{Cs}$  грунтами дна с коэффициентами сорбции  $K_d = 4000$  л/кг и диффузии  $D = 1.0 \times 10^{-7}$  см<sup>2</sup>/с. Влияние смены вод в озере на миграцию  $^{137}\text{Cs}$  учтено показателем условного обмена онежских вод  $W = 16.4$  лет. Корректность прогноза загрязнения вод  $^{137}\text{Cs}$  проверялась путем сравнения с данными опыта и состоянием загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  вод глубоких озер Северо-Запада России и финской Лапландии.

*Ключевые слова:*  $^{137}\text{Cs}$ , вода, озеро, концентрация, сорбция, диффузия, обмен вод.

DOI: 10.31857/S0321059624030067 EDN: AUOODQ

## ВВЕДЕНИЕ

Глубоководные озера северного полушария – важный ресурс пресных вод. Природное разнообразие этих водоемов априорно допускает неодинаковый отклик их экосистем на поступление радионуклидов глобальных выпадений ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ) и  $^{137}\text{Cs}$  от аварийного выброса с ЧАЭС. На загрязнение озер по  $^{137}\text{Cs}$  от аварийного выброса с ЧАЭС повлияла ситуация – в конце апреля 1986 г. водоемы в средних широтах и южной части Европы были открыты, тогда как на севере закрыты льдом [14, 17–19]. В водоемах средних широт происходило сезонное повышение температуры вод, тогда как в южных широтах установился летний тип стратификации водных масс. В стратифицированных водоемах выпадающий “чернобыльский”  $^{137}\text{Cs}$  загрязнял слой эпилимниона, что способствовало временной задержке переноса  $^{137}\text{Cs}$  в толщу вод и повышенному выносу его в водоемы, сопряженные по стоку. Отчетливо особенности реакции глубоководных ( $H_{\text{cp}} \geq 20$  м) озер на поступление  $^{137}\text{Cs}$  проявились в водоемах Альпийской горной системы [17, 19]. При близкой плотности выпадения (кБк/м<sup>2</sup>) “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  на озера

они различались скоростью очищения вод от  $^{137}\text{Cs}$  и накоплением в донных отложениях (ДО) озер. В конце апреля 1986 г. в отдельных альпийских озерах температура вод была  $>4^\circ\text{C}$ .

В озерно-речных системах Восточной Фенноскандии [1–3, 14] воды сменялись быстрее снижения в них содержания “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$ . В финляндском оз. Пяйянне ( $H_{\text{cp}} = 16$  м) в 1990–2000 гг. при показателе условного обмена вод  $W = 2$  года полупериод очищения вод  $T$  от “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  составил 5 лет [18, 22]. За полупериод очищения вод  $T$  принят отрезок времени, за который концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде уменьшается в два раза. В глубоководном Ладожском озере с 1986 по 2009 г. воды очищались от  $^{137}\text{Cs}$  с полупериодами  $T_1 = 0.25$  и  $T_2 = 11$  лет [2]. В субарктическом оз. Инари ( $H_{\text{cp}} = 7$  м) в финской Лапландии при экспозиции 20 лет концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде снижались с  $T = 3.6$  лет [2].

Задача исследования сводилась к проверке используемой ранее модели прогноза содержания глобального  $^{137}\text{Cs}$  в воде Онежского озера [1] применительно к ситуации загрязнения озера “чернобыльским”  $^{137}\text{Cs}$  и более длительной

(1986–2020 гг.) миграции радионуклида. Объектом изучения стали закономерности миграции  $^{137}\text{Cs}$  в глубоких водоемах на основе данных загрязнения их вод, ДО [1–5, 11–14, 16–24] и результатов собственных единичных экспериментальных наблюдений за содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в воде Онежского озера.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

В отличие от соседней Финляндии [20, 21] радиологический мониторинг в Карелии ограничился наблюдениями за  $\text{Sr}^{90}$  [12, 13]. Единичные наблюдения за глобальным  $^{137}\text{Cs}$  в воде и рыбе Онежского озера были выполнены в 1968 г. [11]. Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде составила  $18.5 \text{ Бк/м}^3$ . Близкие значения  $^{137}\text{Cs}$   $14.8$  и  $17.4 \text{ Бк/м}^3$  наблюдались в озерах Ругозеро и Выгозеро, расположенных севернее Онежского озера. По данным регулярного мониторинга [21]  $^{137}\text{Cs}$ , в 1964–1970 гг. в р. Иийоки, пересекающей среднюю часть Финляндии с востока на запад, концентрация  $^{137}\text{Cs}$  была  $\leq 18 \text{ Бк/м}^3$ .

Единичные наблюдения авторами статьи за  $^{137}\text{Cs}$  в воде и ДО Онежского озера относятся к 2012, 2021 и 2022 гг. Пробы воды и ДО отбирались из Свирской губы и Петрозаводского залива озера. В 2012 г. для определения  $^{137}\text{Cs}$  отбирались пробы воды объемом 80–100 л, а в 2020–2021 гг. – 130–200 л.  $^{137}\text{Cs}$  выделялся из проб воды с помощью сорбента АНФЕЖ [15] для последующего измерения радиоактивности сорбента по гамма-излучению при минимально детектируемой радиоактивности  $0.5 \text{ Бк/проба}$ . Относительная ошибка измерений была  $\leq 30\%$ . В Восточной Фенноскандии отсутствуют водоемы, близкие к Онежскому по глубине и объему вод, за исключением Ладожского озера. Результаты наблюдений за  $^{137}\text{Cs}$  в воде р. Невы (1986–2008 гг.), вытекающей из Ладожского озера, можно лишь условно рассматривать в качестве данных для сравнения [16]. Ладога имеет три озера-донора (Сайма, Онежское, Ильмень), обладает более быстрым обменом вод ( $W = 12.3$  лет) и характеризуется большим выпадением “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  на водоем и его водосбор [5, 6, 16].

В 1986 г. выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на Карельский пещеек и приграничные с Финляндией районы составили  $4\text{--}8 \text{ кБк/м}^2$  [5, 7, 18, 20]. В 1986 г. вес-

на в южной части Карельского перешейка была ранней, выпадения  $^{137}\text{Cs}$  загрязняли открытую поверхность озер и рек. После 1986 г. загрязнение экосистемы Онежского озера стало определяться суммарным содержанием глобального и “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$ .

Конспективно остановимся на особенностях водного питания Онежского озера, влияющих на миграцию  $^{137}\text{Cs}$  [9]. В приходной части водного баланса озера на поверхностный сток приходится 76% ( $17.1 \text{ км}^3$ ) и на осадки 24%. С водосбора в Онежское озеро стекают воды от малых рек и ручьев. Сток из озера с водами р. Свири –  $18.2 \text{ км}^3/\text{год}$ . В годовом цикле с весны до начала осени водный режим озера характеризуется пополнением запаса вод, а далее – их постепенным расходом до наступления весны. Предстояло выяснить, как за 1986–2020 гг. изменялось загрязнение онежских вод по  $^{137}\text{Cs}$  и с какой скоростью протекало их очищение от этого радионуклида. Большой объем озера ( $297 \text{ км}^3$ ) и продолжительный период смены вод ( $W = 16.4$  лет) способствовали замедлению естественной дезактивации водоема от  $^{137}\text{Cs}$  [1].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В 1986 г. при плотности выпадения “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$ , равной  $3.7 \text{ кБк/м}^2$ , в озеро поступило  $36.7 \text{ ТБк}$  этого радионуклида. При содержании в воде  $3.2 \text{ Бк/м}^3$  глобального  $^{137}\text{Cs}$  суммарный запас радионуклида на 1986 г. составил  $37.6 \text{ ТБк}$ . По такому запасу концентрация  $^{137}\text{Cs}$   $U_0$  на время  $t_0$  равна  $126 \text{ Бк/м}^3$ . В условиях низкой минерализации онежских вод ( $0.03\%$ ) и высокой сорбции  $^{137}\text{Cs}$  грунтом дна ( $K_d = 4000 \text{ л/кг}$ ) здесь ожидался более быстрый переход к псевдоравновесной концентрации  $^{137}\text{Cs}$ , чем в более глубоком Ладожском озере. Такая концентрация  $^{137}\text{Cs}$  установилась здесь к 1991 г. [5, 16]. Схема расчета  $^{137}\text{Cs}$  в воде, принятая ранее [1], и численные значения коэффициентов сорбции  $K_d$  и диффузии  $D$  не менялись:

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

$U_0$  и  $U_t$  – концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде (исходная и на время  $t$  соответственно),  $H$  – средняя глубина водоема,  $K_d$  и  $D$  – коэффициенты распределения

4000 л/кг и диффузии  $^{137}\text{Cs}$   $1.0 \times 10^{-7} \text{ см}^2/\text{с}$  в ДО соответственно,  $t$  – время экспозиции. При расчете  $U_i$  вводилась поправка на распад  $U_0$ .

Выражение (1) отвечает условию большего времени сорбции радионуклида в ДО. Процедура его оценки [10] сводится к подстановке в выражение (2) разных отрезков времени  $t$  и определения безразмерного показателя  $y^2 \geq 10.5$ , отвечающего основному условию применения формулы (1):

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

После 1–2-летней экспозиции  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове водосбора его поступление в речную сеть снижается до сотых долей процента запаса на водосборе. В 1979–1985 гг. поступление глобального  $^{137}\text{Cs}$  с водосбора в речную сеть было  $\leq 0.02\%$  запаса на водосборе [3]. Замена во времени загрязненных по  $^{137}\text{Cs}$  онежских вод на более “чистые” воды поверхностного стока приводит к очищению вод озера. Влияние этого фактора на оценку  $U_i$  по (1) учитывалось введением поправки  $M$  [1]:

$$M = U_i \exp(-0.693t) / W, \quad (3)$$

$M$  – поправка, учитывающая влияние обмена вод озера на концентрацию  $^{137}\text{Cs}$   $U_i$  за время  $t$ ;  $W$  – время обмена вод озера – 16.4 лет [8].

В табл. 1 приведены результаты расчетной оценки содержания в воде глобального  $^{137}\text{Cs}$  до 1985 г. и совместного с “чернобыльским”  $^{137}\text{Cs}$  после 1986 г. Относительная величина запаса  $^{137}\text{Cs}$  в воде характеризует его долю (%) в таковом на дату загрязнения в 1964 или 1986 гг. соответственно. На эти даты запасы  $^{137}\text{Cs}$  в водной массе озера составили 45.8 и 37.6 ТБк. В 1985 г. концентрация глобального  $^{137}\text{Cs}$  в воде составила 3.2 Бк/м<sup>3</sup>, а запас – 2.0% такового в 1964 г. В 1985 г. концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде озера, равная 3.2 Бк/м<sup>3</sup>, находилась в диапазоне значений, наблюдаемых в реках Финляндии и озерах Имандра и Ладожском [12–14, 16]. В 1965–1985 гг. полупериод  $T$  очищения онежских вод от  $^{137}\text{Cs}$  составил 8 лет [1].

Верификация временного ряда концентраций  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 1) встречает затруднения – экс-

Таблица 1.  $^{137}\text{Cs}$  в Онежском озере и запас в объеме вод

Годы	$^{137}\text{Cs}$ в воде и запас (данные расчета)		
	Бк/м <sup>3</sup>	Запас, ТБк	Запас, %, на даты 1964 г.* и 1986 г.**
1968	15.6	4.62	10.1*
1970	11.5	3.52	7.7*
1975	7.0	2.05	4.6*
1980	4.8	1.43	3.1*
1985	3.2	0.95	2.0*
1990	11.5	3.41	9.1**
1995	5.5	1.65	4.4**
2000	3.2	0.95	2.5**
2005	2.0	0.59	1.6**
2010	1.3	0.38	1.0**
2015	0.9	0.25	0.7**
2020	0.6	0.17	0.5**

периментальные определения глобального  $^{137}\text{Cs}$  в воде Онежского озера единичны [11]. Отдельные наблюдения за  $^{137}\text{Cs}$  в воде оз. Имандра [4, 12, 13] и воде финских рек, вытекающих из глубоких озер [14, 23], рассматривались в качестве ориентира ожидаемого тренда концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде Онежского озера. Предстояло выяснить, насколько корректным будет прогноз загрязнения онежских вод по  $^{137}\text{Cs}$  при длительной (1986–2020 гг.) экспозиции радионуклида в водоеме.

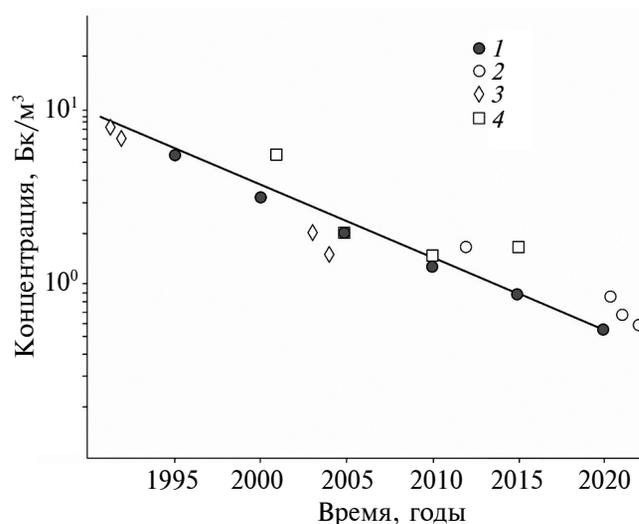


Рис. 1. Динамика  $^{137}\text{Cs}$  в воде Онежского озера, Бк/м<sup>3</sup>: 1 – данные расчета по (1), (3); 2 – данные опыта авторов статьи; 3 и 4 – данные озер сравнения – Инари [18] и Имандра [12, 13].

В 1986 г. на Онежское озеро выпало  $\leq 3.7$  кБк/м<sup>2</sup> “чернобыльского” <sup>137</sup>Cs [5, 7, 18]. Есть единичные наблюдения за <sup>137</sup>Cs в 1986 и 1988 гг. в воде р. Свири на удалении ~150 км от истока – Онежского озера. В реке в 1986 и 1988 гг. <sup>137</sup>Cs содержалось 86 и 3.4 Бк/м<sup>3</sup> соответственно [5]. На эти даты загрязнение по <sup>137</sup>Cs вод р. Невы характеризовалось его концентрацией 240 и 31 Бк/м<sup>3</sup>, а р. Волхов – 410 и 25 Бк/м<sup>3</sup> соответственно, что во всех случаях было выше, чем в р. Свири [5].

Сопоставление содержания <sup>137</sup>Cs в воде Невы, Волхова и Свири [5] косвенно указывает на меньшее загрязнение по <sup>137</sup>Cs вод Онежского озера, чем Ладожского. “Чернобыльский” след пришелся на районы западнее и южнее водосбора Онежского озера [7, 18]. По расчету (1), (3) в 1988 и 1990 гг. содержание <sup>137</sup>Cs в онежских водах равно 19.9 и 11.4 Бк/м<sup>3</sup> соответственно. Эти величины близки к наблюдаемым (25–10 Бк/м<sup>3</sup>) в глубоком ( $H_{cp} = 15$  м) финском оз. Инари, загрязненном “чернобыльским” <sup>137</sup>Cs [18]. Здесь выпадения <sup>137</sup>Cs составили 1.7 кБк/м<sup>2</sup> [24], тогда как на оз. Онежском – 3.7 кБк/м<sup>2</sup>. Повышенное загрязнение вод оз. Онежского по <sup>137</sup>Cs не было продолжительным; относительно быстро загрязненный поверхностный слой вод был разбавлен “чистыми” по отношению к “чернобыльскому” <sup>137</sup>Cs водами глубин. В воде озера Инари и Онежского в 1988–1990 гг. наблюдались близкие уровни <sup>137</sup>Cs (рис. 1). В последующие годы ожидалось увеличение разницы загрязнения вод озер, так как воды Онежского озера сменяются за 16.5 лет, а оз. Инари – за 3.3 года [18]. Поэтому на рис. 1 концентрации <sup>137</sup>Cs в оз. Инари в 2003 и 2004 гг. расположены ниже тренда <sup>137</sup>Cs в воде Онежского озера. В 1998 г. на Кольском п-ове в воде оз. Вялозеро [22] концентрация <sup>137</sup>Cs составила 4.5 Бк/м<sup>3</sup>, что близко к концентрации 5.5 Бк/м<sup>3</sup> в оз. Онежском на 1995 г. (табл. 1). По экспериментальным данным, концентрация <sup>137</sup>Cs в воде Свирской губы Онежского озера в 2012 и 2021–2022 гг. составила 1.7 и 0.8–0.6 Бк/м<sup>3</sup> соответственно. Низкое содержание <sup>137</sup>Cs в воде Онежского озера согласуется с трендом снижения концентрации <sup>137</sup>Cs в воде оз. Имандра. Здесь в 2011–2012 гг. концентрация <sup>137</sup>Cs составила 1.7–1.9 Бк/м<sup>3</sup>, но уже к 2018–2020 гг. загрязнение вод уменьшилось до 1.0 Бк/м<sup>3</sup> [12, 13].

За 30 лет (1990–2020 гг.) концентрация <sup>137</sup>Cs в воде Онежского озера и его запас в объеме вод уменьшились в ~20 раз. Полупериод очищения вод  $T$  для этого промежутка времени составил 7.0 лет. Для глобального <sup>137</sup>Cs  $T = 8$  лет [1], так как его поступление на водоемы не было разовым, как в случае с выпадением “чернобыльского” <sup>137</sup>Cs.

Мониторинг <sup>137</sup>Cs в ДО Онежского озера не проводился. Поэтому результаты авторских единичных определений <sup>137</sup>Cs в колонке ДО Петрозаводского залива озера пришлось сравнивать с данными для Якимоварского залива Ладожского озера, полученными в 2018 г. Петрозаводский и Якимоварский заливы относятся к глубоким с  $H_{cp}$  20 и 29 м и объемом вод 2.25 и 0.68 км<sup>3</sup> соответственно. Онежское озеро находится в зоне с меньшим выпадением <sup>137</sup>Cs в 1986 г., чем Ладожское озеро. Поэтому небольшая разница плотности загрязнения ДО озер по <sup>137</sup>Cs была ожидаема (табл. 2). Концентрации <sup>137</sup>Cs в кернах снижаются от верхних слоев грунта к лежащим глубже. Следовые количества <sup>137</sup>Cs в профиле ДО прослеживались до глубины 20 см, но основной запас радионуклида приходился на слой 0–8 см. При комбинированном загрязнении ДО по <sup>137</sup>Cs разного генезиса в верхних слоях грунта преимущественно находится “чернобыльский” <sup>137</sup>Cs, а глубже – <sup>137</sup>Cs глобальных выпадений. <sup>137</sup>Cs “чернобыльской” аварии поступил в озера на ~22 года позднее. Данные послынного распределения <sup>137</sup>Cs в колонках ДО привлекались к расчету скорости седиментации.

Для Якимоварского залива принято, что большая часть “чернобыльского” <sup>137</sup>Cs содержится

**Таблица 2.** Профиль <sup>137</sup>Cs в ДО Петрозаводского залива Онежского озера и Якимоварского залива Ладожского озера

Слой ДО, см	<sup>137</sup> Cs в ДО, Бк/кг	
	Петрозаводский залив	Якимоварский залив
0–2	130.0	79.0
2–5	180.0	98.0
5–8	26.0	137.0
8–11	9.6	110.0
11–14	7.1	12.0
14–17	9.0	< 2.0
17–20	< 2.5	< 2.0
0–20, запас, кБк/м <sup>2</sup>	2.39	3.20

на глубине 2–8 см керна, а глобального  $^{137}\text{Cs}$  – в слое 5–11 см. При экспозиции радионуклидов 32 и 54 года скорость седиментации в заливе оценена в 1.6 и 1.5 мм/год соответственно. Для Петрозаводского залива скорость седиментации, равная 0.64 мм/год, определялась по содержанию глобального  $^{137}\text{Cs}$  в слое керна на глубине 2–5 см при экспозиции радионуклида 55 лет. В Петрозаводском заливе ветровой тип течений определяет сгоны и нагоны вод. Гидрологический режим залива способствовал выносу взвеси в профундаль водоема. Поэтому в ДО Петрозаводского залива  $^{137}\text{Cs}$  содержалось меньше, чем в алевритовом иле Якимоварского залива Ладожского озера. В прибрежном крупнозернистом песке Петрозаводского залива  $^{137}\text{Cs}$  содержалось в ~50 раз меньше, чем в верхнем двухсантиметровом слое иловых отложений залива. В Якимоварском заливе Ладожского озера запас  $^{137}\text{Cs}$  в ДО формировался при скорости седиментации ~1.5 мм/год. При таком показателе произошло захоронение грунта с глобальным  $^{137}\text{Cs}$  на глубине 5–8 см. С учетом характера распределения ДО в Онежском озере [9] правомерно допустить, что районы озера с песчано-галечными отложениями будут характеризоваться низким содержанием  $^{137}\text{Cs}$  ( $\leq 10$  Бк/кг сухой массы), как и южные районы Ладожского озера.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Динамика  $^{137}\text{Cs}$  в воде Онежского озера в течение 56 лет (с 1964 по 2020 г.) удовлетворительно прогнозировалась с помощью сорбционно-диффузионной модели поглощения радионуклида грунтами дна с коэффициентами сорбции и диффузии, равными 4000 л/кг и  $1.0 \times 10^{-7}$  см<sup>2</sup>/с соответственно. Влияние замедленной смены вод в озере на концентрацию  $^{137}\text{Cs}$  учитывалось с помощью показателя условного обмена вод  $W = 16.5$  лет. Полупериод времени  $T$  очищения вод от  $^{137}\text{Cs}$  оценен в 8 и 7 лет для глобального (1965–1985 гг.) и “чернобыльского” (1986–2020 гг.) радионуклидов соответственно. В 1968 и 1985 гг. запас глобального  $^{137}\text{Cs}$  в объеме вод Онежского озера составил 10.1 и 2.0% исходного запаса в 1964 г. 20-летней экспозиции глобального  $^{137}\text{Cs}$  на водосборе водоема и в его экосистеме оказалось достаточно для значительной естественной дезактивации вод глубоководного

Онежского озера от  $^{137}\text{Cs}$ . Аналогичная закономерность очищения вод наблюдалась при 34-летней (1986–2020 гг.) экспозиции “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  в водоеме; к 2020 г. содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде уменьшилось до 0.5% первоначального запаса радионуклида в 1986 г. В условиях динамического гидрологического режима Петрозаводского залива Онежского озера захоронение грунта с  $^{137}\text{Cs}$  произошло в ДО на меньшую глубину, чем в Якимоварском заливе Ладожского озера.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бакунов Н.А. Реконструкция концентраций глобального  $^{137}\text{Cs}$  в воде Онежского озера // Радиохимия. 2004. Т. 46. № 3. С. 280–282.
2. Бакунов Н.А., Большианов Д.Ю., Правкин С.А. К реконструкции очищения вод озер Восточной Фенноскандии от “чернобыльского”  $^{137}\text{Cs}$  // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 3. С. 290–296.
3. Большианов Д.Ю., Бакунов Н.А., Макаров А.С. К вопросу миграции  $^{137}\text{Cs}$  в водных системах Восточной Фенноскандии // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 328–335.
4. Буянов Н.И. Концентрация  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в районе сброса теплых вод Кольской АЭС // Экология. 1981. № 3. С. 66–70.
5. Гаврилов В.М., Гритченко З.Г., Иванова Л.М., Орлова Т.А., Тишков В.П., Тишкова Н.А. Стронций-90, цезий-134 и цезий-137 в водоемах прибалтийского региона Советского Союза (1986–1988 гг.) // Радиохимия. 1990. Т. 32. № 3. С. 171–179.
6. Голицын Г.С., Ефремова Л.К., Мохов И.И., Румянцев В.А., Сомова Н.Г., Хон В.Ч. Гидрологические режимы Ладожского и Онежского озер и их изменения // Вод. ресурсы. 2002. Т. 29. № 2. С. 168–173.
7. Дубасов Ю.В., Евдокимов А.В., Каменцев А.А., Саульский А.В., Чаплыгина О.В. Загрязнение цезием-137 почвы в населенных пунктах Ленинградской области и оценка накопленных после аварии на ЧАЭС данных // Радиохимия. 2011. Т. 53. № 6. С. 559–564.
8. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / Под ред. А.В. Караушева. Л.: Гидрометеоиздат, 1987. 288 с.
9. Озеро Онежское. Атлас // Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск: Кар НЦ РАН, 2010.
10. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Энергоиздат, 1981. 96 с.

11. Пакуло А.Г. Содержание цезия-137 в пресноводной рыбе при различном солевом составе воды. Вопросы морской радиобиологии // Тр. АтлантНИРО. Вып. 45. Калининград, 1971. С. 38–41.
12. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств. Ежегодник. Обнинск: Гидрометеоздат, 2012. 344 с.
13. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств. Ежегодник. Обнинск: Гидрометеоздат, 2020. 339 с.
14. Рахола Т., Саксен К., Костиайнен Э., Пухакайнен М. Техногенная радиоактивность в организме человека и окружающей среде // Радиохимия. 2006. Т. 48. № 6. С. 562–566.
15. Ремез В.П., Кановец В.В., Поляков В.В., Ремез Е.П. Использование композитных сорбентов для экологического мониторинга водных объектов // Тр. Международ. конф. “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”. Л.: Гидрометеоздат, 2000. Т. 2. С. 673–678.
16. Степанов А.В., Тишков В.П., Пантелеев Ю.А., Гаврилов В.М. Радиоактивное загрязнение Балтийского моря после аварии на ЧАЭС // Тр. Радиового ин-та. 2009. Т. XIV. С. 156–170.
17. Циболд Г., Драйсснер Ж., Камински С., Клемент Е., Миллер Р. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в предальпийских лесах и озерах: изменения и моделирование уровней загрязнения в зависимости от времени с 1986 года // Тр. Международ. конф. “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”. СПб.: Гидрометеоздат, 2000. Т. 2. С. 356–360.
18. AMAP Assessment 2009: Radioactivity in the Arctic. Oslo, 2010.
19. Dominik J., Span D. The Fate of Chernobyl Cs-137 in Lake Lugano // Aquatic Sci. 1992. V. 54. № 3/4. P. 238–254.
20. Ilus E., Saxen R. Accumulation of Chernobyl – derived  $^{137}\text{Cs}$  in bottom sediments of some Finnish lakes // J. Environ. Radioactivity. 2005. V. 82. P. 199–221.
21. Koivulehto M., Saxen R., Tuomainen K. Radioactivity in Finland 1978. Helsinki. Annual Rep. STL-A-32. Helsinki, 1980.
22. Nikitin A.T., Tsaturov Yu.S., Chumichev V.B., Valetova N.K., Katrich I.Yu., Berezchnoy V.I., Kabanov A.I., Pegoev N.N. Artificial radionuclides in components of freshwater and forest ecosystems in the south of Kola peninsula: Results of field investigations in the year 1998 // The 4th Int. Conf. Environ. Radioactivity Arctic. Edinburg, 1999. P. 181–183.
23. Saxen R.L.  $^{137}\text{Cs}$  in freshwater fish and lake water in Finland after the Chernobyl deposition // Boreal Environ. Res. 2007. V. 12. P. 17–22.
24. Smit J.T., Clarke R.T., Saxen R. Comparing the mobility weapons test and Chernobyl radiocaesium in Finland // The 4th Int. Conf. Environ. Radioactivity Arctic. Edinburg, 1999. P. 50–52.

УДК 504.064

## ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ АНОМАЛИИ В РЕКАХ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ<sup>1</sup>

© 2024 г. О. С. Решетняк<sup>a, b, \*</sup>

<sup>a</sup>Институт наук о Земле Южного федерального университета,  
Ростов-на-Дону, 344090 Россия

<sup>b</sup>Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

\*e-mail: olgare1@mail.ru

Поступила в редакцию 20.07.2023 г.

После доработки 07.11.2023 г.

Принята к публикации 25.11.2023 г.

Представлены данные о наличии гидрохимических аномалий в воде рек Мурманской области, выделены контрастные гидрохимические аномалии и составлены геохимические ряды. Меньше всего аномальных величин зафиксировано по содержанию в речных водах магния, кальция и органических веществ, больше всего – по соединениям металлов. Большинство выявленных гидрохимических аномалий положительные и слабоконтрастные. Контрастные аномалии чаще всего встречаются по соединениям марганца. Большинство выявленных аномалий по содержанию соединений марганца в речных водах имеет смещенный генезис (в бассейне р. Печенги). Гидрохимические аномалии в воде экологически благополучных участков рек Лотты и Уры имеют природный генезис и обусловлены геохимическими особенностями водосборов.

*Ключевые слова:* гидрохимические аномалии, контрастность аномалии, речные воды, арктическая зона, реки Мурманской области.

DOI: 10.31857/S0321059624030071 EDN: AUMTXH

### ВВЕДЕНИЕ

Исследования экосистем арктической зоны России входит в число приоритетных государственных задач, выполнение которых призвано обеспечить устойчивое развитие и экологическую безопасность в регионе.

Природные воды – связующий компонент биосферы, в процессе своего круговорота взаимодействующий с горными и осадочными породами, почвами, атмосферой и растительностью. Химический состав природных вод отражает естественные природно-климатические условия территории, в границах которой они формируются. На химический состав природных вод существенно влияет хозяйственная деятельность человека на водосборе, что влечет за собой формирование аномально высоких концентраций

химических веществ (гидрохимических аномалий) [11]. Выявление гидрохимических аномалий предполагает знание фонового содержания химических веществ в речных водах на исследуемых территориях, которое определяется с помощью статистического анализа многолетних рядов данных.

В данном исследовании под гидрохимической аномалией понимается участок распространения природных вод (участок реки) с содержанием в воде какого-либо компонента или минерализацией воды, аномальными по отношению к их “фоновым” значениям. При этом за гидрохимический фон принимается среднее или модальное содержание химического вещества в пределах геохимически однородной системы речного бассейна.

Гидрохимические аномалии в речных водах по своему генезису могут быть естественными, образование которых вызвано действием природных процессов, и антропогенными (техногенными), связанными с деятельностью человека. Порог

<sup>1</sup> Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ (научный проект 18-05-60165 в части оценки гидрохимического фона) и в рамках Госзадания Плана НИТР Росгидромета 2020–2024 гг. (тема 4.2 в части выявления и характеристики гидрохимических аномалий).

аномальности концентраций определяли как величины, отличающиеся от среднего содержания вещества для данной природной зоны на 2 стандартных отклонения (слабая аномалия) и 3 стандартных отклонения (уверенная аномалия) [5].

Формирование гидрохимических аномалий в речных водах тесно связано с наличием гидрогеохимических аномалий в подземных водах. Техногенные потоки на водосборах рек в районах активной добычи полезных ископаемых — основные факторы формирования техногенных гидрохимических аномалий в поверхностных водах [13]. Для рек северных районов может наблюдаться “формирование весенних и осенних гидрогеохимических аномалий...” по содержанию металлов, что связывают с периодами максимального протаивания сезонно-талого слоя и влиянием техногенных источников. Например, в бассейне р. Яны “под влиянием поверхностного и подземного стока с территории техногенной зоны (пос. Батагай, хвостохранилище и отвалы месторождения Эге-Хайя)” происходит формирование гидрогеохимических аномалий цинка [6]. Активные процессы урбанизации и развитие сельского хозяйства могут стать причиной дополнительного поступления биогенных веществ в поверхностные воды и формирования устойчивых техногенных аномалий по главным ионам и биогенным элементам [14]. Таким образом, изучение гидрохимических аномалий может быть использовано для выявления источников загрязнения и оценки последствий климатических изменений в речном бассейне.

Ранее показано [1], что “выявленных гидрохимических аномалий в арктических речных водах сравнительно немного и контрастность их невелика..., по степени концентрирования химического вещества практически все выявленные гидрохимические аномалии относятся к геохимическим полям слабого концентрирования (коэффициент контрастности до 10)”, за исключением аномалий в реках Кольского п-ова.

Преобладание в границах арктической зоны гидрохимических аномалий именно на территории Кольского п-ова определяется геологическими особенностями (“пестротой минерально-геохимической специализации Балтийского

кристаллического щита” [1]) и наличием ярко выраженной гидрохимической азональности в регионе. Это обусловило формирование положительных гидрохимических аномалий по содержанию в воде соединений железа, цинка, марганца и сульфатов. Поэтому дальнейшее изучение гидрохимических аномалий проведено более детально для отдельных рек Мурманской области.

#### МАТЕРИАЛЫ, ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследование выполнено на основе многолетних (1990–2021 гг.) гидрохимических данных о содержании химических веществ в воде рек Мурманской области. Проявления аномальности в химическом составе речных вод изучались для главных ионов ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и  $\text{Cl}^-$ ), соединений тяжелых металлов (Fe, Cu, Zn, Ni, Mn), биогенных и органических веществ (ОВ). Вариационные ряды данных в среднем составляли 97–437 значений по каждому показателю. Данные получены в рамках регулярных наблюдений на водных объектах Мурманской области сотрудниками Мурманского УГМС Росгидромета. Отбор проб воды, химический анализ воды и контроль качества гидрохимической информации проводится согласно нормативным документам в области мониторинга состояния окружающей среды. Отбор проб проводился в основные гидрологические фазы, в среднем 6–7 раз в год для учета сезонной изменчивости химического состава речных вод.

Перечень объектов исследования (речных участков) и их основные характеристики представлены в табл. 1, расположение пунктов наблюдений приведено на картосхеме (рис. 1). На территории Мурманской области хорошо выражена широтная ландшафтная зональность: выделяются тундровая и лесная зоны. Основные типы почв — подзолистые и болотные. На побережье Баренцева моря развиты тундровые почвы (20% территории) с оторфованным органомным горизонтом и пропитанным гумусом недифференцированным минеральным профилем. В условиях избыточной увлажненности формируются пресные речные воды, обогащенные органическим веществом и соединениями тяжелых металлов [7, 8].

Таблица 1. Характеристики отдельных участков рек Мурманской области

№ п/п	Река – пункт наблюдений	Площадь водосбора, км <sup>2</sup> [2]	Среднеголетний расход воды, м <sup>3</sup> /с [9]
1	Вирма – с. Ловозеро	167.0	1.17
2	Кола – выше устья (г. Кола)	3850.0	41.2
3	Колос-йоки – пгт Никель (выше устья)	140.0	2.88
4	Лотта – устье (5 км от устья)	7950	85.1
5	Нама-йоки – пос. Луостари	142.0	1.82
6	Печенга – ст. Печенга	1680.0	23.3
7	Поной – с. Краснощелье	3810.0	39.9
8	Териберка – 60-й км Серебрянской автодороги	933.0	31.7
9	Ура – с. Ура-Губа	1020.0	14.0
10	Хауки-лампи-йоки – г. Заполярный	51.5	0.90



Рис. 1. Расположение объектов исследования – участков рек Мурманской области и пунктов наблюдений на реках (нумерация пунктов соответствует номерам табл. 1) (составлено автором на основе [4]).

Химический состав воды исследуемых рек подвержен значительной изменчивости в зависимости от условий формирования местного стока (поверхностно-склоновый тип, почвен-

но-грунтовые воды, или воды грунтового происхождения), гидрометеорологических условий или сезона года. В целом, в условиях избыточного увлажнения реки Мурманской области характе-

ризуются очень низкой минерализацией воды (до 200 мг/дм<sup>3</sup>). По химическому составу относятся к гидрокарбонатному или хлоридному классу с преобладанием в катионном составе ионов кальция и натрия соответственно, в определенных условиях формируется смешанный тип вод [9].

#### Методика исследования

**Оценка фонового содержания химических веществ в воде рек Мурманской области** выполнена ранее, и результаты представлены в работе [1]. Автором проведена статистическая обработка многолетних рядов гидрохимических данных. Для всех исследуемых участков рек по всем гидрохимическим показателям были рассчитаны медианные значения концентраций за каждый год, найдено среднее арифметическое значение медианных концентраций и стандартное отклонение, характеризующее природное содержание веществ в речных водах. Далее выполнены проверка на однородность полученных выборок (с использованием стандартных статистических приемов в пакете прикладных программ Statistica 13.0) и проверка на наличие временного тренда (на основе расчетов коэффициента ранговой корреляции Кенделла) для подтверждения фонового содержания химических веществ (для оценки гидрохимического фона).

**Выявление аномальных концентраций химических веществ в воде исследуемых рек** (выявление

гидрохимических аномалий). Для этого использован общий геохимический критерий аномальности – величина стандартного отклонения от геохимического фона территории.

С учетом небольших объемов выборок и неоднородности распределения фонового содержания химических веществ в пределах арктической зоны в целом за аномальные принимались концентрации, превышающие три стандартных отклонения от гидрохимического фона для исследуемой территории [1].

**Характеристика гидрохимических аномалий в речных водах Мурманской области и построение геохимических рядов аномальности.** Для описания выявленных аномальных значений использовалось понятие критерия контрастности гидрохимической аномалии (или коэффициент концентрирования элемента (вещества и т. п.), т. е. отношение концентрации вещества в воде к его фоновому содержанию): если  $K_c < 10$  – это слабоконтрастная гидрохимическая аномалия, если  $K_c \geq 10$  – контрастная аномалия. Фоновые концентрации химических веществ, т. е. гидрохимический фон  $C_{\text{гхфон}}$ , и его изменчивость ( $\pm\sigma$ , стандартное отклонение) в речных водах Мурманской области приведены в табл. 2. При этом расчеты выполнены с учетом анализа вариационных рядов концентраций на наличие трендов для исключения резко возрастающих тенденций антропогенного генезиса. Как показано ранее,

**Таблица 2.** Значения фонового содержания химических веществ в речных водах Мурманской области (составлено автором по [2]; ХПК – химическое потребление кислорода)

Гидрохимические показатели	Гидрохимический фон $C_{\text{гхфон}} \pm \sigma$ , мг/дм <sup>3</sup>	Однородность $C_r$ , %
Mg <sup>2+</sup>	3.43 ± 4.88	142
Ca <sup>2+</sup>	8.12 ± 11.33	140
Cl-	6,48 ± 1,54	24
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	4.98 ± 4.05	81
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	17.70 ± 5.29	30
ОВ (по ХПК)	14.40 ± 2.80	19
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.03 ± 0.02	59
Соединения Fe	0.15 ± 0.03	18
Соединения Cu*	4.96 ± 3.83	77
Соединения Zn*	5.24 ± 0.72	14
Соединения Mn*	5.99 ± 0.63	10

\*мкг/дм<sup>3</sup>.

статистически значимые тренды встречаются на арктических участках рек достаточно часто [12], однонаправленные процессы охватывают большие территории, что говорит об эволюции химического состава природных вод под действием глобальных процессов, в том числе изменения климата, однако отделить их от влияния антропогенной деятельности затруднительно.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В ранее выполненных исследованиях при оценке аномальности содержания химических веществ в речных водах различных регионов проводилось сравнение среднемноголетних концентраций или средних концентраций для однородной территории (природно-территориально-го комплекса внутри бассейна реки) с фоновыми значениями. Именно поэтому количество выявленных гидрохимических аномалий в арктических речных водах выявлено сравнительно немного и контрастность их невелика [1, 11].

В данном исследовании выполнено сравнение с фоновыми характеристиками всех измеренных за многолетний период концентраций химических веществ в воде отдельных рек Мурманской области, оценены доля концентраций  $> (C_{\text{фон}} + 3\sigma)$  и диапазон их контрастности (диапазон значений Кс). Далее для всех гидрохимических показателей оценены доли концентраций, превышающих фоновый уровень в  $\geq 1.5$  раза. Наличие аномальных концентраций химических

веществ в речных водах Мурманской области в 1990–2021 гг. приведено в табл. 3.

Анализ представленных данных показал следующее:

для всех исследуемых участков рек характерны положительные гидрохимические аномалии в воде в многолетнем аспекте;

аномалии выявлены по всем гидрохимическим показателям, включенным в исследование (т. е. по наиболее характерным веществам, содержание которых анализируется в рамках государственного мониторинга и используется при оценке качества воды);

доля гидрохимических показателей с аномальными значениями меняется от 27 (реки Лотта и Териберка) до 100% (р. Хауки-лампи-йоки);

наименьшее количество гидрохимических аномалий характерно для ионов  $\text{Ca}^{2+}$  (выявлено на 10% участков рек),  $\text{Mg}^{2+}$  и ОВ (20% участков рек имеют аномалии по данным показателям);

наибольшее количество гидрохимических аномалий характерно для соединений Fe, Zn, Mn (наблюдаются в воде всех исследуемых речных участков) (табл. 3).

Более подробная характеристика химического состава воды и гидрохимических аномалий в воде отдельных участков рек Мурманской области за многолетний период приведены в табл. 4. Здесь представлена информация для отдельных участков рек, в воде которых доля выявленных аномальных значений составила  $>10\%$  при  $\text{Кс} \geq 1.5$ .

**Таблица 3.** Доля аномальных концентраций химических веществ в воде отдельных участков рек Мурманской области в 1990–2021 гг. (ГК – гидрокарбонаты; ОВ – органическое вещество; 1 – на участке реки нет гидрохимических аномалий; 2 – доля аномальных значений до 10% (при  $\text{Кс} \geq 1.5$ ); 3 – доля аномальных значений 10–50% (при  $\text{Кс} \geq 1.5$ ); 4 – доля аномальных значений  $\geq 50\%$  (при  $\text{Кс} \geq 1.5$ )

Река – пункт наблюдений	Гидрохимический показатель										
	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	ГК	ОВ	$\text{N-NH}_4^+$	Fe	Cu	Zn	Mn
Вирма – с. Ловозеро	1	1	1	1	3	2	3	4	1	3	4
Кола – выше устья (г. Кола)	1	1	1	1	1	1	3	2	1	3	3
Колос-йоки – выше устья (пос. Никель)	2	1	3	4	2	1	3	3	3	4	4
Лотта – устье	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	3
Нама-йоки – пос. Луостари	1	1	2	4	3	1	2	3	2	3	4
Печенга – ст. Печенга	1	1	1	4	2	1	2	2	1	3	4
Поной – с. Краснощелье	1	1	1	1	1	1	2	4	1	4	4
Териберка – 60-й км Серебрянской а/д	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	3
Ура – с. Ура-Губа	1	1	2	1	1	1	1	3	1	3	3
Хауки-лампи-йоки – г. Заполярный	3	3	3	4	2	2	4	2	2	4	4

Стоит отметить, что даже для наиболее экологически благополучной экосистемы р. Лотты выявлены слабо контрастные гидрохимические аномалии по содержанию в воде соединений Zn и Mn, что указывает на их природный характер.

На большей части территории Мурманской области “ландшафты относятся к южнотундровому семейству кислого класса и характеризуются минимальной мощностью почвенного покрова”, происходит накопление значительного количества элементов (особенно тяжелых металлов), поступающих за счет аэротехногенного переноса или поверхностного стока с водосборов, в силу их низкой миграционной способности [3].

При усилении антропогенной нагрузки и повышении степени загрязненности воды на исследуемых речных участках отмечается увеличение перечня показателей, по которым выявлены аномальные значения, и количества гидрохимических аномалий в общем массиве концентраций за многолетний период, в том числе и контрастных аномалий. Так, для рек Колос-йоки и Хауки-лампи-йоки с высокой степенью загрязненности воды (“грязная” или “очень грязная”) гидрохимические аномалии фиксируются по широкому перечню показателей с разной контрастностью и частотой встречаемости.

На участке выше устья р. Колос-йоки (пос. Никель) выявлены контрастные гидрохимические аномалии (при  $K_c \geq 10.0$ ) в содержании  $SO_4^{2-}$  (28.6%) и соединений Mn (39.3%). Для р. Хауки-лампи-йоки (г. Заполярный) по четырем показателям формируются контрастные гидрохимические аномалии с разной частотой встречаемости: по соединениям Zn – 1.4%, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 12.7%, соединениям Mn – 59.2% и  $SO_4^{2-}$  – 67.6% случаев (табл. 4).

Фоновое значение содержания ионов  $SO_4^{2-}$  в воде рек Мурманской области достаточно низкое и составляет всего 4.98 мг/дм<sup>3</sup>, поэтому в воде наиболее загрязненной реки – Хауки-лампи-йоки все концентрации превышают границу в ( $C_{фон} + 3\sigma$ ), при этом две трети этих превышений являются контрастными гидрохимическими аномалиями.

Анализ и обобщение полученных характеристик позволили выделить контрастные гидрохимические аномалии в речных водах Мурманской области за многолетний период и составить геохимические ряды, характеризующие определенный участок реки с точки зрения вероятности проявления аномальности в содержании в воде различных веществ (табл. 5). За период исследования не было выявлено контрастных аномалий на участках рек Лотта, Ура и Поной, единичные случаи – на участках рек Печенги и Териберки, относительно мало контрастных гидрохимических аномалий наблюдалось в р. Нама-йоки в районе пос. Луостари. Для исследуемых участков рек контрастные гидрохимические аномалии чаще всего встречаются только по соединениям Mn, реже по N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, ионам  $SO_4^{2-}$  и соединениям Fe.

Стоит отметить, что много гидрохимических аномалий выявлено по содержанию в воде рек соединений Mn. Природные источники поступления в речные воды Мурманской области соединений Mn – подземные (грунтовые) воды, а также миграционные потоки из почв подзолистых и заболоченных территорий (в которых происходит мобилизация Fe, Mn и других элементов на водосборе). При снижении Eh и pH Mn способен накапливаться в водной толще. Способность соединений Mn (II) к окислению до гидроокислов и сорбция на взвеси обуславливают их накопление в донных отложениях. “Для марганца характерна высокая скорость молекулярной диффузии в граничный слой между донными отложениями и придонной водой, что указывает на высокую вероятность вторичного загрязнения воды соединениями марганца” [10] в случаях их накопления в донных осадках. Таким образом, повышенное природное содержание соединений Mn в речных водах Мурманской области будет иметь устойчивый характер при различных геохимических обстановках.

Изучение формирования гидрохимических аномалий в речных водах в целом имеет важное прикладное значение для оценки последствий загрязнения водосборов рек в условиях изменения климата. Исследование, оценка и прогноз возможной трансформации водных экосистем под воздействием антропогенных

**Таблица 4.** Характеристики химического состава воды и гидрогеохимических аномалий в воде отдельных участков рек Мурманской области в 1990–2021 гг.

Гидрохимический показатель	Характеристики					
	диапазон концентраций, мг/дм <sup>3</sup>	среднее значение	количество определений	Концентрации > (С <sub>фон</sub> +3σ)		
				кратность превышения К	доля, %, значений при К ≥ 1.5	доля, %, контрастных аномалий при К ≥ 10.0
1	2	3	4	5	6	7
р. Вирма – с. Ловозеро						
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	≤ 2.0–117	22.4	173	1.02–3.49	14.4	0
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	≤ 0.005–2.04	0.22	173	1.11–22.7	19.6	11.0
Fe	0.03–5.93	0.98	172	1.04–24.7	77.3	7.0
Zn*	≤ 0.001–89	11.8	131	1.03–12.0	34.3	2.3
Mn*	≤ 0.001–376	38.9	156	1.02–47.7	66.0	11.5
р. Кола – г. Кола, выше устья						
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	≤ 0.005 – 4.6	0.21	345	1.10–35.0	29.4	4.3
Zn*	≤ 0.001 – 32	8.0	175	1.08–4.32	22.8	0
Mn*	≤ 0.001 – 115	10.3	264	1.05–14.6	22.7	0.7
р. Колос-йоки – пос. Никель, выше устья						
Cl <sup>-</sup>	0.30 – 52.8	11.5	170	1.02–4.76	14.7	0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.80 – 834.0	156.9	315	1.42–48.7	97.4	28.6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	≤ 0.005–2.12	0.12	282	1.08–23.5	24.5	1.4
Fe	≤ 0.05–2.12	0.22	233	1.02–8.80	12.0	0
Cu*	≤ 0.001–111.0	12.3	437	1.03–6.70	10.7	0
Zn*	≤ 0.001– 68.8	17.7	236	1.08–9.30	66.5	0
Mn*	0.30 – 357	72.2	281	1.02–45.3	82.6	39.9
р. Лотта – устье						
Zn*	≤ 0.001– 47.0	5.6	97	1.08–6.35	13.4	0
Mn*	≤ 0.001– 50.0	7.7	146	1.02–6.35	17.8	0
р. Нама-йоки – пос. Луостари						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	3.7 – 253.0	35.5	172	1.03–14.8	54.6	0.6
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	≤ 2.0 – 130.0	33.2	165	1.02–3.87	22.3	0
Fe	0.03 – 1.11	0.22	186	1.02–4.63	11.3	0
Zn*	≤ 0.001– 72.0	7.33	218	1.03–9.73	19.7	0
Mn*	≤ 0.001 –244.0	25.8	269	1.02–31.0	72.9	4.1
р. Печенга – ст. Печенга						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	7.2 – 106.0	36.1	171	1.02–6,19	66.1	0
Zn*	≤ 0.001– 53.0	7.14	256	1.03–7,16	15.2	0
Mn*	≤ 0.001 – 124.0	18.9	272	1.02–15,7	66.2	1.1
р. Поной – с. Краснощелье						
Fe	0.03 – 2.07	0.76	170	1.08–8.63	84.7	0
Mn*	0.60 – 84.0	19.4	141	1.02–10.7	56.0	0.7
р. Терiberка – 60-й км Серебрянской автодороги						
Zn*	≤ 0.001– 96.0	15.3	159	1.08–13.0	42.1	1.9
Mn*	≤ 0.001– 69.2	10.5	167	1.02–8.40	28.7	0
р. Ура – с. Ура-Губа						
Fe	0.20 – 2.42	0.24	170	1.03–8.20	17.2	0
Zn*	≤ 0.001– 39.0	12.0	24	1.22–5.27	41.7	0
Mn*	≤ 0.001– 73.6	10.9	134	1.02–9.34	35.1	0
р. Хауки-лампи-йоки – г. Заполярный						
Mg <sup>2+</sup>	2.7 – 73.3	21.6	164	1.02–4.06	26.2	0
Ca <sup>2+</sup>	9.8 – 93.6	43.5	165	1.02–2.22	12.7	0
Cl <sup>-</sup>	1.4 – 120.0	15.5	172	1.02–10.8	30.2	0.6
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	28.9 – 460.0	212.7	272	1.69–26.8	100	67.6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	≤ 0.005–2.38	0.37	315	1.11–26.4	57.1	12.7
Zn*	≤ 0.001– 88.0	22.2	218	1.08–11.9	72.5	1.4
Mn*	≤ 0.001 – 517.0	93.9	272	1.02–65.6	87.1	59.2

\*мкг/дм<sup>3</sup>.

**Таблица 5.** Геохимические ряды аномальности для отдельных рек Мурманской области (цифрами внизу обозначена максимальная кратность превышения фонового значения (максимальное значение Кс); полужирным шрифтом – показатели, по которым наиболее часто встречаются контрастные гидрохимические аномалии ( $K_c \geq 10$ ))

Река – пункт наблюдений	Геохимические ряды аномальности
Лотта – устье	$Mn_6 - Zn_6$
Териберка – 60-й км Серебрянской автодороги	$Zn_{13} - Mn_8$
Поной – с. Краснощелье	$Mn_{11} - Fe_9$
Ура – с. Ура-Губа	$Mn_9 - Fe_8 - Zn_5$
Кола – выше устья (г. Кола)	$(N-NH_4^+)_{35} - Mn_{15} - Zn_4$
Печенга – ст. Печенга	$Mn_{16} - (SO_4^{2-})_6 - Zn_7$
Нама-йоки – пос. Луостари	$Mn_{31} - (SO_4^{2-})_{15} - Zn_{10} - Fe_5 - (HCO_3^-)_4$
Вирма – с. Ловозеро	$Mn_{48} - Fe_{25} - (N-NH_4^+)_{23} - Zn_{12} - (HCO_3^-)_4$
Колос-йоки – выше устья (пос. Никель)	$(SO_4^{2-})_{49} - Mn_{45} - (N-NH_4^+)_{24} - Zn_9 - Fe_9 - Cu_7 - (Cl^-)_5$
Хауки-лампи-йоки – г. Заполярный	$Mn_{66} - (SO_4^{2-})_{27} - (N-NH_4^+)_{26} - Zn_{12} - (Cl^-)_{11} - (Mg^{2+})_4 - (Ca^{2+})_2$

источников и глобальных изменений окружающей среды остаются по-прежнему актуальными.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По результатам проведенных исследований установлены следующие закономерности.

Исследуемые участки рек Мурманской области можно разделить на две группы: первая – это экологически благополучные участки рек Колы, Лотты, Териберки и Уры, для которых выявлены гидрохимические аномалии по трем и четырем показателям, вторая – это остальные участки рек с большим количеством аномальных концентраций по большинству показателей.

Меньше всего аномальных концентраций зафиксировано по таким показателям, как  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  и органические вещества, а больше всего – по соединениям тяжелых металлов. Гидрохимические аномалии выявлены в воде 10% исследуемых участков рек по содержанию ионов  $Ca^{2+}$  и 20% – по ионам  $Mg^{2+}$  и органическим веществам, до 100% участков рек – по содержанию соединений Fe, Zn и Mn.

Выявленные гидрохимические аномалии в воде отдельных участков рек Мурманской области – положительные, и большинство их слабоконтрастные. Контрастные гидрохимические аномалии чаще всего встречаются по соединениям Mn. Большинство выявленных аномалий в содержании соединений Mn в речных водах имеет смешанный (природно-антропогенный) генезис (например, в бассейне р. Печенги). Выявленные аномалии в воде рек, функционирующих в состоянии экологического благополучия (по состоянию гидробиоценозов), имеют естественную природу, обусловленную геохимическими особенностями водосборов.

Наличие гидрохимических аномалий на отдельных участках рек с низким уровнем антропогенного воздействия свидетельствует о природном характере данных аномалий, т. е. о повышенном природном содержании соединений тяжелых металлов в воде отдельных рек Мурманской области.

Полученные результаты могут быть использованы заинтересованными исследователями арктического региона при совершенствовании научно-методических подходов к оценке качества пресных речных вод арктической зоны и

при разработке экологически обоснованных рекомендаций по улучшению состояния рек Мурманской области.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Даниленко А.О., Косменко Л.С., Кондакова М.Ю., Решетняк О.С. Характеристика уровней содержания и гидрохимических аномалий в речных водах арктической зоны РФ // Тр. III Всерос. конф. "Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития". СПб.: ХИМИЗДАТ, 2019. С. 467–470.
2. Каталог кодов пунктов гидрологических наблюдений на реках России. Вып. 1. Нижний Новгород, 2007. 36 с.
3. Кашулин Н.А., Даувальтер В.А., Сандимиров С.С., Раткин Н.Е., Терентьев П.М., Королева И.М., Вандыш О.И., Кудрявцева Л.П. Антропогенные изменения логических экосистем Мурманской области. Ч. 2. Озерно-речная система реки Чуна в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Кольский НЦ РАН, 2007. 238 с.
4. Кольский Север. Энциклопедический лексикон. [Электронный ресурс]. (дата обращения: 17.04.2023)
5. Криночкин Л.А. Прогнозная оценка территории России по региональным аномальным геохимическим полям. Автореф. дис. ... докт. геол.-минерал. наук. М., 2011. 46 с.
6. Макаров В.Н. Гидрогеохимические аномалии цинка в р. Яна // Наука и техника в Якутии. 2020. Т. 2. № 38. С. 26–30.
7. Никаноров А.М., Брызгалов В.А. Реки России. Ч. 1. Реки Кольского Севера (гидрохимия и гидроэкология). Ростов-на-Дону: НОК, 2009. 200 с.
8. Никаноров А.М., Соколова Л.П., Косменко Л.С., Решетняк О.С. Оценка состояния гидробиоценоза на участках водных объектов Кольского Севера с высокой степенью загрязненности воды соединениями меди и никеля // Метеорология и гидрология. 2009. № 11. С. 69–80.
9. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 1. Кольский полуостров / Под ред. Ю.А. Елишина, В.В. Куприянова. Л.: Гидрометеоздат, 1970. 316 с.
10. Решетняк В.Н., Закруткин В.Е. Взаимосвязь химического состава и уровня загрязненности речных вод и донных отложений рек бассейна Северского Донца (в пределах Ростовской области) // Изв. вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2022. № 3. С. 91–10
11. Решетняк О.С., Даниленко А.О., Кондакова М.Ю., Косменко Л.С. Природные концентрации химических веществ и гидрохимические аномалии в речных водах Европейской части России в пределах природно-территориальных комплексов // Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения. Сб. науч. тр. Новочеркасск: Лик, 2017. С. 421–426.
12. Решетняк О.С., Кондакова М.Ю., Даниленко А.О., Косменко Л.С., Решетняк В.Н. Тенденции изменчивости химического состава речных вод Европейской части арктической зоны России // Изв. вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2019. № 1. С. 6–94.
13. Юркевич Н.В., Бортникова С.Б., Саева О.П., Корнеева Т.В. Гидрохимические аномалии в районе складирования сульфидных отходов золотодобычи (пос. Вершино-Дарасунский, Забайкальский край) // Геологическая эволюция взаимодействия воды с горными породами. Материалы четвертой Всерос. науч. конф. с международ. участием Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 2020. С. 282–285.
14. Янин Е.П. Изменение химического состава и техногенная метаморфизация речных вод в промышленно-урбанизированных районах // Науч. техн. аспекты охраны окружающей среды. 2006. № 3. С. 2–27.

УДК 502.3:658.597.622.33

# КАЧЕСТВО ПРИБРЕЖНОЙ ВОДЫ В ОЗ. БАЙКАЛ В ПРЕДЕЛАХ БУХ. БОЛЬШИЕ КОТЫ, ОПРЕДЕЛЯЕМОЕ ВЛИЯНИЕМ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ И ВЫЖИВАЕМОСТЬЮ ИНДИКАТОРНЫХ МИКРООРГАНИЗМОВ<sup>1</sup>

© 2024 г. В. В. Мальник<sup>а</sup>, А. С. Горшкова<sup>а, \*</sup>, И. В. Томберг<sup>а</sup>, О. Г. Нецветаева<sup>а</sup>,  
Е. В. Моложникова<sup>а</sup>, О. А. Тимошкин<sup>а</sup>

<sup>а</sup>Лимнологический институт СО РАН, Иркутск, 664033 Россия

\*e-mail: kovadlo@yandex.ru

Поступила в редакцию 08.06.2023 г.

После доработки 22.09.2023 г.

Принята к публикации 27.11.2023 г.

Проведено санитарно-бактериологическое и гидрохимическое обследование вод прибрежной зоны оз. Байкал, в том числе придонных и интерстициальных вод в районе пос. Большие Коты в июне и сентябре 2022 г. Для исследования использованы методы классической санитарной микробиологии с применением вакуумного фильтрования и селективных сред для проращивания санитарно-показательных микроорганизмов. Для определения концентраций химических компонентов использованы методы высокоэффективной жидкостной хроматографии и спектрофотометрии. Выяснено, что качество воды в зонах рекреации, а также в черте населенных мест, используемых для купания, в районе прибрежной зоны поселка соответствовало критериям нормативно-технической документации, принятой в России, по таким показателям, как *Escherichia coli* и энтерококки. Концентрации гидрохимических показателей, таких как фосфатный фосфор ( $P-PO_4^{3-}$ ), аммонийный ( $N-NH_4^+$ ), нитратный ( $N-NO_3^-$ ) и нитритный ( $N-NO_2^-$ ) азот, также были  $\leq$  ПДК для вод рыбохозяйственного назначения, установленных в РФ. Изучена выживаемость *E. coli* и энтерококков в условиях байкальской воды, а также в интерстициальной воде, что имеет достаточно важное значение для выбора индикаторов при оценке качества прибрежных вод. В ходе исследования определено, что *E. coli* и энтерококки дольше сохраняют физиологически активное состояние именно в условиях не прибрежной, а интерстициальной воды. Выяснено, что концентрации фекальных индикаторных бактерий в прибрежной зоне озера могут увеличиваться в зависимости от количества выпавших атмосферных осадков в связи со смывом микроорганизмов с берега. При изучении влияния биогенных элементов, содержащихся в атмосферных осадках, на прибрежную воду выяснено, что дожди не повлияли на количество биогенных элементов в исследуемой поверхностной и придонной воде.

**Ключевые слова:** Южный Байкал, фекальные индикаторные бактерии, *E. coli*, энтерококки, атмосферные осадки, выживаемость фекальных индикаторных бактерий, гидрохимические показатели.

DOI: 10.31857/S0321059624030082 EDN: AUNRFN

## ВВЕДЕНИЕ

Поселок Большие Коты (пос. Б. Коты) расположен на западном берегу Южного Байкала [34], численность населения на 1 июля 2022 г. составляла 51 человек, по оценке Федеральной службы государственной статистики [35]. В летнее время число жителей многократно увеличивается за счет дачников и туристов.

За последние пять-десять лет нагрузка на территорию пос. Б. Коты, которую активно застраивают частными домами и гостиницами, значительно возросла. Централизованная система очистки сточных вод в поселке отсутствует, а основная часть местного населения имеет обычные деревянные туалеты во дворе, в то время как гостиничные комплексы в основном оборудованы резервуарами для слива сточных вод без дна [10]. Однако в последние два года после ряда проверок природоохранной прокуратурой многие люди в поселке перешли на использование изолированных септиков.

За последние десять лет проводилось достаточно много работ по изучению содержания

<sup>1</sup> Исследования проведены в рамках государственного задания Министерства образования и науки РФ (тема 0279-2021-0007 “Комплексные исследования прибрежной зоны озера Байкал: многолетняя динамика сообществ под воздействием различных экологических факторов и биоразнообразия; причины и последствия негативных экологических процессов”).

биогенных элементов в прибрежной зоне озера у пос. Б. Коты, что в первую очередь связано с экологическим кризисом в литоральной зоне озера [8, 39, 61]. Чаще всего этот относительно благополучный район сравнивают с расположенным южнее районом зал. Лиственничного и пос. Листвянка, где впервые были описаны негативные изменения (загрязнение биогенными элементами, массовое развитие чужеродных для открытого Байкала водорослей рода *Spirogyra* и др.) в прибрежной зоне озера [6, 17, 43]. По данным [44], уже в 2011 г. концентрации биогенных элементов в поверхностной воде у пос. Листвянка значительно превышали ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения. Исследования выявили поступление значительных концентраций азота и фосфора с водами притоков, впадающих в озеро в этом районе [10, 20, 51]. В пос. Б. Коты степень антропогенной нагрузки существенно ниже, поэтому на динамику концентраций биогенных элементов оказывают влияние в основном естественные факторы [18, 25, 55]. Несмотря на наличие локальных источников поступления биогенных элементов, превышения ПДК соединений азота и фосфора в прибрежной воде озера в этом районе не было зарегистрировано. Однако описаны случаи, когда даже незначительное повышение концентраций азота и фосфора в воде приводило к увеличению биомассы некоторых видов водорослей. Так, в 2019 г. повышение численности сине-зеленой водоросли *Dolichospermum lemmermanni* (Richter) в прибрежной воде была спровоцирована ливневыми дождями, в водах которых содержание нитратов достигало 3,6, аммония – 10, а фосфатов – 131 мкг/л, что было связано с пожарами на побережье озера [23]. Дождь и ливневые потоки, стекающие с берега, привели к многократному увеличению (нитратов – в 3 раза, аммония и фосфатов – на порядок) содержания биогенных элементов в прибрежной воде озера по сравнению с периодом, предшествующим осадкам.

Работ по изучению санитарно-показательных микроорганизмов в районе пос. Б. Коты немного. Необходимо отметить работу [2], в большой части касающуюся интерстициальных вод, изучаемых в пределах пляжей бух. Большие Коты. В работе [59] исследователи отмечают значи-

тельные превышения нормативов по санитарно-показательным микроорганизмам, которые обнаружены в июле 2022 г. в районе пос. Б. Коты. Концентрация *E. coli* была превышена в 9, энтерококков – в 35 раз [59]. В работе подобного плана [9] пробы воды отбирались по всему периметру озера в течение нескольких лет (с 2012 по 2016 г. и в 2020 г.). По статистическим расчетам динамики показателей качества воды по данным мониторинговых станций в поселках Листвянка и Большие Коты в большинстве случаев не выявили существенных различий численности фекальных индикаторных бактерий (ФИБ) в разные месяцы исследования [9]. На фоне экологического кризиса [17, 43, 61], который, как принято считать, начался с 2010–2011 гг. в масштабах прибрежной зоны всего озера, подобные работы необходимы для выяснения причин его возникновения.

Согласно основному регламентирующему документу, в водах поверхностных водных объектов в зонах рекреации, а также в черте населенных мест при купании количество *E. coli* и энтерококков в РФ не должно превышать соответственно 100 и 10 КОЕ (колониеобразующие единицы) в 100 мл [15].

Цель данного исследования – оценка качества прибрежных вод в поверхностных и придонных слоях, а также интерстициальной воды пляжей на содержание ФИБ у пос. Б. Коты в июне и сентябре 2022 г. с использованием санитарно-микробиологических и гидрохимических показателей качества вод, исследование выживаемости ФИБ в условиях байкальских и интерстициальных вод, а также изучение поступления ФИБ с берега в прибрежную воду озера при выпадении атмосферных осадков разной интенсивности.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В июне и сентябре 2022 г. в пределах бух. Б. Коты определяли количество ФИБ и проводили гидрохимический анализ в прибрежных и интерстициальных водах пляжного грунта. Также проводилось экспериментальное изучение выживаемости ФИБ *in situ* как в прибрежной, так и интерстициальной воде прибрежного грунта.

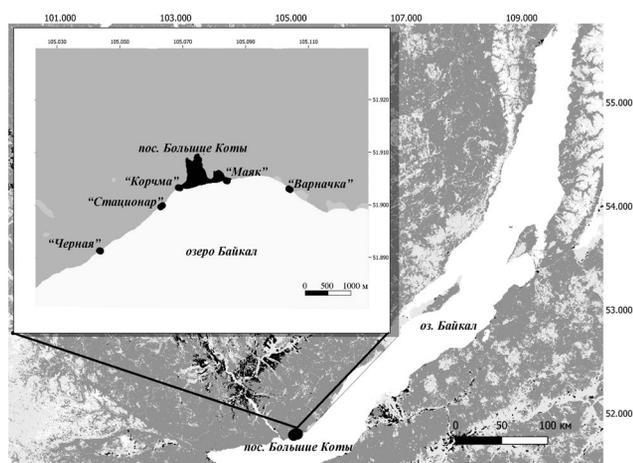
Пробы отбирались на пяти станциях (рис. 1) по следующей схеме:

- интерстициальная вода – вода из лунки, выкопанной на пляже в ~1 м выше уреза воды;
- приурезовая вода – озерная вода на расстоянии ~1 м от берега на глубине 10 см от поверхности;
- придонная вода – озерная вода на расстоянии 5–10 м от уреза воды в 30 см над дном при общей глубине 1 м.

На микробиологический анализ отбирали озерную воду у поверхности и дна в прибрежной зоне согласно нормативным документам [3]. Работы выполнялись с использованием стерильных шприцов Жане объемом 150 мл и таких же шприцов, закрепленных на длинном шесте (для отбора придонных байкальских вод) [7]. Затем пробы воды сливали в чистые пластиковые бутылки объемом 0.5 л. Микробиологические пробы интерстициальной и прибрежных вод отбирались в двух повторностях, время с момента отбора проб до проведения микробиологического анализа было ≤6 ч в соответствии с ГОСТ 31942-2012 [3]. Всего было отобрано 93 пробы: 72 пробы – для классического мониторингового исследования концентраций санитарно-по-

казательных микроорганизмов (60 проб в двух повторностях, 12 были исключительно погодными, т. е. отбирались для фиксации изменений качества воды после атмосферных осадков, если таковые были), 21 проба – на их выживаемость. Погодные пробы в июне отбирались во время дождя и на следующий день после дождя на ст. “Черная”, в сентябре – через день в течение всего времени экспедиции (14, 16, 18, 20, 22 и 24 сентября) на ст. “Стационар”.

Для эксперимента по выживаемости ФИБ в прибрежной зоне озера были подготовлены специальные сообщающиеся с внешней средой посредством фильтра в 0.2 мкм мезокосмы (прозрачные бутылки, пропускающие УФ-свет, из полиэтилентерефталата (ПЭТ) объемом 2 л, в завинчивающуюся крышку которых встроена фильтрующая насадка, через которую осуществляется обмен воздухом и водой с окружающей средой), а также закрытые прозрачные двухлитровые бутылки, пропускающие УФ-свет, с плотно закрытой завинчивающейся крышкой без встроенного фильтра; следовательно, это – система без обмена водой и воздухом с окружающей средой. Для погружения в лунки использовались прозрачные ПЭТ-бутылки объемом 0.25 л, пропускающие УФ-свет, в завинчивающуюся крышку которых также была встроена фильтрующая насадка, тогда как в закрытой системе такой насадки не было. В лунки помещались емкости, заполненные интерстициальной водой, тогда как в прибрежную зону открытого Байкала помещали емкости, заполненные прибрежной водой. В каждую из проб добавляли инокулят, взятый из сточного коллектора, расположенного на территории стационара ЛИН СО РАН. Исходные концентрации *E. coli* и энтерококков в обеих емкостях в прибрежной зоне составляли 22500 и 9500 КОЕ/100 мл соответственно. В мезокосме из лунки исходные концентрации *E. coli* и энтерококков составили 3710 и 1940 КОЕ/100 мл соответственно, а исходные концентрации в закрытом сосуде составляли 36000 и 15200 КОЕ/100 мл соответственно. Необходимо отметить, что исходные концентрации ФИБ оказывались в большей степени случайными, поскольку исходный материал (инокулят) брался из коллектора сточных вод, где концентрации ФИБ могут меняться



**Рис. 1.** Картосхема отбора проб воды в пределах бух. Большие Коты в июне и сентябре 2022 г. Черным обозначена область застройки, темно-серым – лес, светло-серым – голая земля, белым – водные объекты. Черные точки указывают на станции пробоотбора.

в зависимости от фазы роста микробов в разные дни, а объемы добавленного инокулята были разными для сосудов в 2 л и 0.25 л. В луночном мезокосме исходной при первой попытке остановки опыта концентрации хватило для фиксации динамики численности ФИБ, тогда как в зарытой в грунт закрытой бутылке и обеих емкостях с прибрежной водой исходной концентрации инокулята не хватило, и через несколько дней добавили больший объем стоков, в результате чего исходная численность ФИБ в зарытой в грунт закрытой бутылочке и емкостях с прибрежной водой значительно выросла. При постановке опыта мезокосм и закрытая емкость с прибрежной водой помещались в прибрежную зону озера на расстояние 7 м от уреза воды, тогда как мезокосм и закрытый сосуд с интерстициальной водой закапывались в грунт на расстоянии 1 м выше уреза.

Обнаружение и подсчет исследуемых групп бактерий проводили, используя метод мембранной фильтрации на нитроцеллюлозных фильтрах с диаметром пор 0.45 мкм в соответствии с МУК 4.2.1884-04 [14] и ГОСТ 24849-2014 [4]. Численность термотолерантных *E. coli* определялась методом мембранной фильтрации с использованием селективного Хай-хром агара (производство "Himedia" № M1571) [4]. Фекальных энтерококков выявляли методом мембранной фильтрации с использованием питательного селективного агара "Slanetz and Bartley Medium" (производство "Himedia" № M 612) и "Bile Esculine Azide Agar" (производство "Himedia" № M493) [4].

Для гидрохимического анализа воду отбирали в 1.5-литровые пластиковые бутылки (41 проба). Перед анализом биогенных элементов пробы фильтровали от взвешенного вещества через мембранные ацетатцеллюлозные фильтры с диаметром пор 0.45 мкм. Валовое содержание азота и фосфора определяли в нефилтрованных пробах. Для измерения величины рН использовали рН-метр с комбинированным электродом и термокомпенсатором "Эксперт-001" (Россия), погрешность измерения 0.02 ед. рН. Удельную электропроводность воды измеряли кондуктометром "Эксперт-002" (Россия), оснащенным встроенным датчиком термокомпенсации, где электропроводность на

выходе приведена к 25°C.

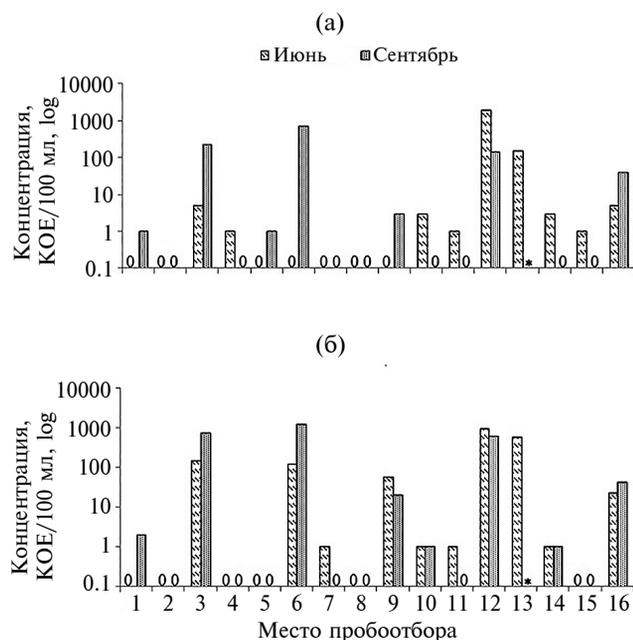
Химический анализ выполняли общепринятыми в гидрохимии пресных вод методами [1, 13, 19]. Концентрацию растворенного кислорода в воде определяли методом Винклера. Концентрации биогенных элементов измеряли на спектрофотометре "UNICO-2100" (США): нитриты – с реактивом Грисса, нитраты – с салициловокислым натрием, аммонийный азот – индофенольным методом, фосфаты – методом Дениже-Аткинса с хлористым оловом в качестве восстановителя. Для определения кремнекислоты использовали метод, основанный на измерении интенсивности окраски желтой кремнемолибденовой гетерополикислоты. Содержания общего фосфора и азота определяли после персульфатного окисления при нагревании. Концентрации ионов кальция и магния измеряли методом атомно-абсорбционной спектроскопии, натрия и калия – методом атомно-эмиссионной спектроскопии. Содержание гидрокарбонатов, хлоридов и сульфатов определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) на Милихроме А-02 (Россия). Для определения легкогидролизуемого органического вещества использовали метод перманганатной окисляемости (ПО).

Пробы атмосферных осадков (АО) в пос. Б. Коты в сентябре собирали в пластиковую емкость (таз) диаметром 39 см. Количество осадков определяли как соотношение объема собранной пробы (см<sup>3</sup>) и площади (см<sup>2</sup>) дна емкости, в которую падают осадки с пересчетом в миллиметры [60]. О количестве осадков, выпавших в июне в пос. Б. Коты, судили по данным, полученным на российской станции мониторинга атмосферы сети ЕАНЕТ, расположенной в пос. Листвянка. Дожди отбирались автоматическим wet-only саплером "US-330" (Япония) с диаметром воронки 30 см. Их количество рассчитывалось так же, как в пос. Б. Коты, в соответствии с [60]. Биогенные элементы в АО определяли после фильтрования (мембранные ацетатцеллюлозные фильтры с диаметром пор 0.45 мкм): аммонийный азот спектрофотометрически с реактивом Несслера, нитраты – методом ВЭЖХ [1, 13]. Методы для определения фосфатов и нитритов совпадают с методами определения в озерной воде.

Статистический анализ выполняли с использованием программного обеспечения PSPP [36]). Количественные данные по ФИБ были протестированы с помощью теста Шапиро–Уилкса для проверки распределения по нормальному закону. Взаимосвязь между показателями качества воды в прибрежной зоне по санитарно-бактериологическим и гидрохимическим показателям оценивали с помощью корреляционного анализа. Установлен уровень значимости  $p = 0.05$ . Интерпретацию коэффициента корреляции проводили по [38]. Разницу рН и концентраций кислорода между интерстициальными и прибрежными водами рассчитывали  $t$ -критерием Стьюдента.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### Санитарно-бактериологическая обстановка в районе бух. Большие Коты



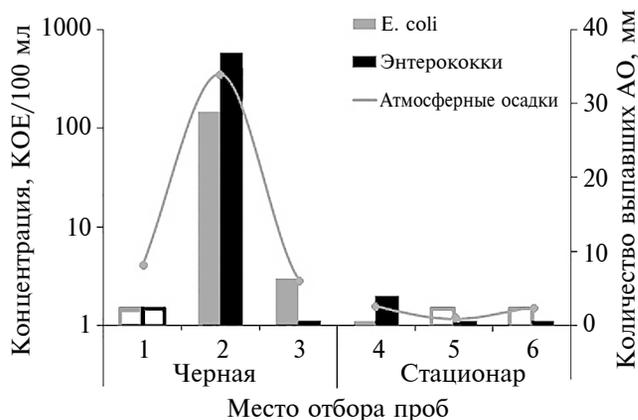
**Рис. 2.** Концентрации *E. coli* (а) и энтерококков (б) в приуезовой, придонной и интерстициальной воде в районе пос. Б. Коты в 2022 г. 1 – Стационар, 1 м от уреза; 2 – Стационар, у дна; 3 – Стационар, лунка; 4 – Корчма, 1 м от уреза; 5 – Корчма, у дна; 6 – Корчма, лунка; 7 – Варначка, 1 м от уреза; 8 – Варначка, у дна; 9 – Варначка, лунка; 10 – Маяк, 1 м от уреза; 11 – Маяк, у дна; 12 – Маяк, лунка; 13 – Черная, 1 м от уреза; 14 – Черная, после ливня; 15 – Черная, у дна; 16 – Черная, лунка. Звездочки на местах столбцов в диаграмме свидетельствуют об отсутствии данных. Нули на местах столбцов в диаграмме свидетельствуют о том, что при анализе проб ФИБ не были обнаружены.

На пяти трансектах определялись концентрации санитарно-показательных микроорганизмов. Концентрации ФИБ в приуезовой и придонной воде были близкими к нулю, тогда как их концентрации в лунках иногда были высокими (рис. 2).

В июне отметили значительную концентрацию *E. coli* в интерстициальной воде в районе гостиницы “Маяк” (1885 КОЕ/100 мл), тогда как в сентябре значительная концентрация была зафиксирована в районе точки пробоотбора “Корчма” (700 КОЕ/100 мл) (рис. 2а). В июне на одной из трансект (у гостиницы “Маяк”) была зафиксирована концентрация энтерококков 985 КОЕ/100 мл (рис. 2б). Максимальные концентрации энтерококков в лунках (от 618 до 1215 КОЕ/100 мл) наблюдали в сентябре на трех трансектах из пяти (рис. 2б). Анализ, проведенный в урезовой и придонной воде прибрежной зоны оз. Байкал, показал, что концентрация ФИБ на всех пяти трансектах была  $\leq 5$  КОЕ/100 мл (рис. 2). Это свидетельствовало о хорошем качестве поверхностной и придонной воды в зоне рекреации, а также в черте населенных мест, используемых для купания, у пос. Б. Коты.

### Влияние количества АО на численность ФИБ

В июне проведена рекогносцировка распределения ФИБ в приуезовой зоне (в 300 м севернее



**Рис. 3.** Влияние атмосферных осадков на концентрации ФИБ в приуезовой зоне на ст. “Черная” (1–3) и ст. “Стационар” (4–6). 1 – 6–9 июня 2022 г.; 2 – 11 июня 2022 г.; 3 – 12 июня 2022 г.; 4 – 14 сентября 2022 г.; 5 – 22 сентября 2022 г.; 6 – 24 сентября 2022 г. Пустые столбцы свидетельствуют о нулевых показателях ФИБ.

пади Черной) в условиях сильного ливня и на следующий день после него (рис. 3). Грязные ручьи стекали со склона, у подножия которого были отобраны пробы прибрежной воды. Выяснено, что во время этого события (11 июня) концентрации *E. coli* и энтерококков в приуезовой воде составили 148 и 580 КОЕ/100 мл соответственно, что нетипично много для данной точки, в которой ранее отмечались незначительные показате-

ли численности ФИБ, о чем указывалось в [2], где средние величины по термотолерантным колиформным бактериям (в которые входит *E. coli*) и энтерококкам с 2011 по 2013 г. составляли 2 и 6 КОЕ/100 мл соответственно. На следующий день (12 июня) концентрации *E. coli* и энтерококков в приуезовой воде составили в среднем 3 и 1 КОЕ/100 мл (рис. 2, 3). Измеренное количество выпавших осадков с 10 на 11 июня составило 34

**Таблица 1.** Основные даты пробоотбора по стандартным точкам с некоторыми гидрофизическими и гидрохимическими параметрами воды (прочерк – отсутствие данных)

Место отбора		Дата	рН	<i>T</i> воды	Электропроводность	O <sub>2</sub> ,		Si
				°С		мкСм/см	мг/л	
Стационар	Лунка	08.06.2022	7.68	8.3	119	10.6	95	1.91
		14.09.2022	7.17	10.7	242.1	4.04	53	4.85
		16.09.2022	7.46	8.9	126.9	0.05	1	1.65
	Урез	08.06.2022	8.33	7.5	121.8	12.71	112	0.51
		14.09.2022	7.73	6.9	124.1	7.91	94	0.5
		16.09.2022	8.68	7.1	124.5	9.2	110	0.39
	У дна	08.06.2022	8.1	5.3	122.8	12.09	101	0.63
		14.09.2022	7.66	6.6	122.5	8.82	104	0.44
		16.09.2022	8.53	6.8	123.6	9.59	113	0.28
Корчма	Лунка	08.06.2022	7.75	9.7	123.2	9.67	84	0.78
		15.09.2022	7.54	9.1	148.6	4.17	52	0.99
	Урез	08.06.2022	8.57	7	121.3	12.49	109	0.57
		15.09.2022	8.26	8.9	122.7	8.58	107	0.43
	У дна	08.06.2022	8.24	6.3	121.6	13.13	112	0.6
		15.09.2022	8.08	9	122.5	8.89	111	0.76
Варначка	Лунка	09.06.2022	7.88	8.5	130.1	9.31	84	0.74
		17.09.2022	8.02	7.9	133.9	7.12	87	0.45
	Урез	09.06.2022	7.95	5.9	123.6	11.84	100	0.63
		17.09.2022	8.13	7.2	122.3	8.94	107	3.91
	У дна	09.06.2022	7.93	5.4	122.9	11.7	98	0.65
		17.09.2022	7.88	7.9	121.8	9.66	118	0.36
Черная	Лунка	12.06.2022	7.76	11.3	140.9	8.52	82	1.08
		15.09.2022	8.39	8.9	132.4	6.07	76	0.63
		11.06.2022	7.99	6.6	121	-	-	0.8
	Урез	11.06.2022	7.97	6.6	121.7	-	-	0.66
		12.06.2022	8.01	10.7	122.8	11.62	111	0.6
		15.09.2022	8.43	8.6	121.8	9.24	114	0.44
	У дна	12.06.2022	7.93	6.7	122.4	12.2	105	0.61
		15.09.2022	8.39	7.6	123	9.33	113	0.41
		16.09.2022	8.15	7.3	123.6	9.37	112	1.12
Маяк	Лунка	12.06.2022	7.71	10.1	127.3	10.38	97	0.9
		16.09.2022	7.86	9.8	175.2	7.01	89	0.4
	Урез	12.06.2022	9.52	8.2	120.3	15.23	137	0.32
		16.09.2022	8.11	7	123.8	9.01	107	0.49
	У дна	12.06.2022	8.08	7.8	124	13.35	118	0.51
		16.09.2022	8.15	7.3	123.6	9.37	112	1.12

**Таблица 2.** Концентрации биогенных компонентов в дождевой воде (мг/л) и количество атмосферных осадков (АО) в мм

Пункт отбора проб АО	Дата выпадения АО	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Количество осадков
		мг/л				
пос. Листвянка	6.06.2022–9.06.2022	0.003	0.32	0.35	<0.001	8.1
	10.06.2022–11.06.2022	0.001	<0.01	0.08	<0.001	34
	11.06.2022–13.06.2022	0.002	0.05	0.11	<0.001	6.4
пос. Б. Коты	13.09.2022–14.09.2022	0.014	0.72	0.34	0.001	2.7
	20.09.2022–21.09.2022	0.009	0.93	0.14	0.001	0.9
	24.09.2022	0.032	0.63	0.22	<0.001	2.5
	25.09.2022	0.075	2.08	0.06	0.001	1.8

мм, в последующие два дня (12–13 июня) – 6.4 мм, в предыдущие четыре дня перед ливнем (с 6 по 9 июня) – 8.1 мм. Количество осадков в июне основано на данных по близлежащему пос. Листвянка. В сентябре такого количества выпавших осадков не отмечалось, тем не менее в ходе осеннего отбора проб для определения влияния АО на численность ФИБ вода отбиралась с периодичностью через день (табл. 1, 2). В табл. 2 приведены данные о количестве выпавших АО. Параллельно в точке “Стационар” определялись концентрации ФИБ в приуездовой зоне озера. После дождя 14 сентября в воде были обнаружены 1 КОЕ/100 мл *E. coli* и 2 КОЕ/100 мл энтерококков. В пробах, отобранных 22 сентября (20–21 сентября небольшой дождь), концентрации *E. coli* и энтерококков составляли 0 и 1 КОЕ/100 мл соответственно. Такие же значения наблюдали и на следующий день после осадков, выпавших 24 сентября.

По графику на рис. 3 видно, что малые количества выпавших осадков в сентябре практически не влияли на численность ФИБ, тогда как ливень в июне способствовал увеличению численности санитарно-показательных бактерий в прибрежной воде озера (рис. 3).

**Таблица 3.** Средняя температура (утро, день, вечер), °С, воздуха (1), прибрежной (2) и интерстициальной (3) воды в условиях мезокосмов с 19.09.2022 по 26.09.2022 на ст. “Стационар” (прочерк – отсутствие данных)

Дата измерения	1	2	3
19.09.2022	8.9	–	8.8
20.09.2022	10.4	9.9	9.4
21.09.2022	9.1	-	9.8
22.09.2022	7.0	9.9	8.1
23.09.2022	11.5	-	10.9
24.09.2022	8.7	9.7	9.9
25.09.2022	7.1	-	9.2

### *Выживаемость санитарно-показательных микроорганизмов*

Данные получены для прибрежной зоны открытого Байкала и интерстициальной воды заплесковой зоны. Средняя температура приуездовой и интерстициальной воды, а также воздуха в течение суток (утром, днем и вечером) измерялись при проведении экспериментов в мезокосмах (табл. 3).

**Мезокосм, погруженный в прибрежной воде оз. Байкал.** Продолжительность эксперимента 8 сут. Анализ результатов показал, что на 3-и сут численность ФИБ мало изменилась, тогда как на 5-е сут численность *E. coli* и энтерококков снизилась в 8 и 4 раза соответственно. На 7-е и 8-е сут энтерококки уже практически не регистрировались, а *E. coli* были обнаружены в количестве 30 и 9 КОЕ/100 мл соответственно (рис. 4а). На 7-е сут доли выживших энтерококков и *E. coli* составили 0.01 и 0.13% соответственно.

**Закрытая бутылка, погруженная в прибрежную воду оз. Байкал.** Продолжительность эксперимента 8 сут. В условиях закрытой бутылки, несмотря на то, что численность *E. coli* падала стремительней, чем энтерококков, на 7-е и 8-е сут энтерококки вообще не были обнаружены, тогда как небольшое количество КОЕ кишечной палочки на 7-е и 8-е сут все еще регистрировалось (рис. 4б). На 7-е сут доли выживших энтерококков и *E. coli* составили 0 и 0.11% соответственно.

**Мезокосм, установленный в толще пляжного грунта.** Продолжительность эксперимента 12 сут. Из графика (рис. 5а) видно, что численность *E. coli* с 1-х до 9-х сут наблюдений стре-

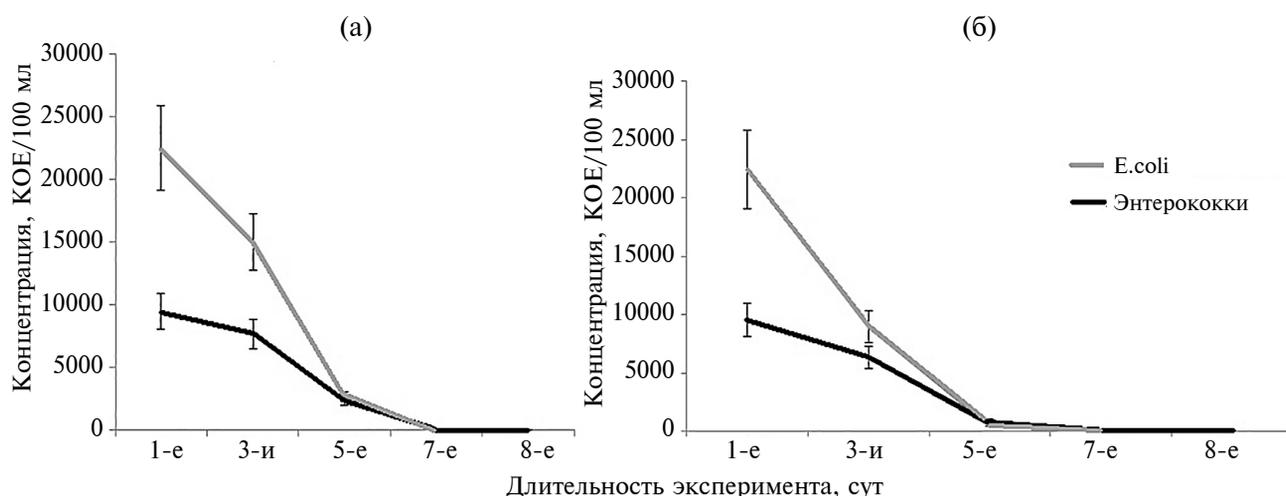


Рис. 4. Зависимость численности ФИБ от времени экспозиции в мезокосме (а) и закрытой бутылки (б), помещенных в приуезовую зону вблизи стационара ЛИН СО РАН, в пос. Б. Коты.

мительно падает с 3710 до 20 клеток в 100 мл (культивируемых клеток осталось <1%). Концентрация энтерококков остается почти постоянной и к 12-м сут эксперимента падает в 4.7 раза (до 415 КОЕ/100 мл) в сравнении с исходной (1940 КОЕ/100 мл) (рис. 5а). На 7-е сут доли выживших энтерококков и *E. coli* составили 53 и 39% соответственно.

**Закрытая бутылка, погруженная в толщу прибрежного грунта.** Продолжительность эксперимента 8 сут. В эксперименте было отмечено стремительное падение численности *E.coli* уже к 3-м суткам – в ~7 раз, тогда как численность энтерококков к концу 3-х сут почти не изменилась (рис. 5б). На 5-е, 7-е сут концентрация эн-

терококков стабильно выше концентрации кишечной палочки (в ~2 раза), несмотря на то, что изначально на 1-е сут, наоборот, концентрация *E. coli* была в 2.4 раза выше, чем энтерококков. На 8-е сут пребывания в закрытой емкости численность культивируемых ФИБ критически понизилась до единиц КОЕ/100 мл (рис. 5б). На 7-е сут доли выживших энтерококков и *E. coli* составили 20 и 4% соответственно.

Если рассматривать отдельно количества энтерококков в мезокосмах с интерстициальной и прибрежной водой, то видно, что на 7-е сут доли культивируемых энтерококков составляли 53 и 0.01% соответственно. Также, если отдельно рассмотреть, концентрации *E. coli* в мезокосме с

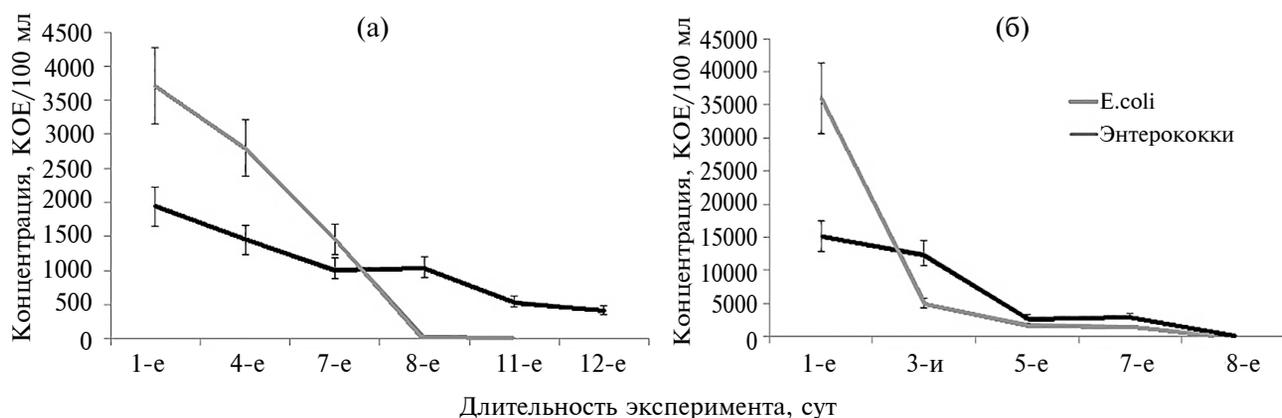


Рис. 5. Зависимость численности ФИБ от времени экспозиции в мезокосме (а) и закрытой бутылки (б), помещенных в лунку под слоем грунта вблизи стационара ЛИН СО РАН, в пос. Б. Коты.

интерстициальной и прибрежной водой, то видно, что на 7-е сут доли культивируемых клеток кишечной палочки составляли 39 и 0.13% соответственно.

**Конценации химических компонентов** в воде разных станций изменялись в широких пределах и имели как сезонные особенности, так и разные источники поступления. Для интерстициальной воды лунок были характерны низкие величины рН и пониженное содержание кислорода по сравнению с водой озера (критерий Стьюдента,  $p < 0.05$ ) (табл. 1). Так, в сентябре у ст. “Стационар” величина рН в воде лунки составляла 7.17–7.76, а содержание растворенного  $O_2$  варьировало от 0 до 5.5 мг/л. В период исследований концентрации минерального азота в воде лунок варьировали от 0.11 до 0.33 мг/л в июне и от 0.04 до 0.42 мг/л в сентябре. В июне максимальные концентрации этого компонента наблюдали в лунке на пляже у ст. “Черная”, а в сентябре – в лунке у ст. “Стационар”. Среди минеральных форм в интерстициальной воде преобладал нитратный азот (86–97%), содержание аммонийного было не велико (2–14%), нитритный азот наблюдали только в сентябре в концентрациях  $\leq 0.002$  мг/л ( $< 1\%$  суммы минерального азота). Содержание минерального

фосфора в воде лунок выше в июне (0.013–0.043 мг/л), чем в сентябре (0.006–0.025 мг/л), максимальные значения в обоих случаях регистрировали в районе ст. “Стационар”. Суммарное содержание ионов солей в воде лунок варьировало от 94 до 177 мг/л: содержание гидрокарбонатов составляло 62.6–97.0, хлоридов – 0.42–3.0, сульфатов – 6.2–37, кальция 14.8–32.8, магния – 2.9–7.6, натрия – 3.3–4.5 и калия – 1.0–1.8 мг/л. В июне максимальные концентрации ионов регистрировали в воде лунки на ст. “Черная” на следующий день после сильного дождя, а в сентябре – в лунке у “Стационара”.

Содержание кремния в интерстициальной воде варьировало в широких пределах – от 0.40 до 4.85 мг/л. Высокие концентрации кремния в июне и в сентябре регистрировали на пляже ст. “Стационар”, где отмечается поступление в заплесковую зону более богатых кремнием подземных вод, собирающихся в межгорной долине. Близкие концентрации ионов и кремния наблюдаются в воде ручья, протекающего по дну этой долины и впадающего в Байкал в 100 м севернее ст. “Стационар” [18]. Величина ПО в воде лунок в июне была  $\leq 1.3$  мг О/л, в сентябре выше – 1.4–6.2 мг О/л.

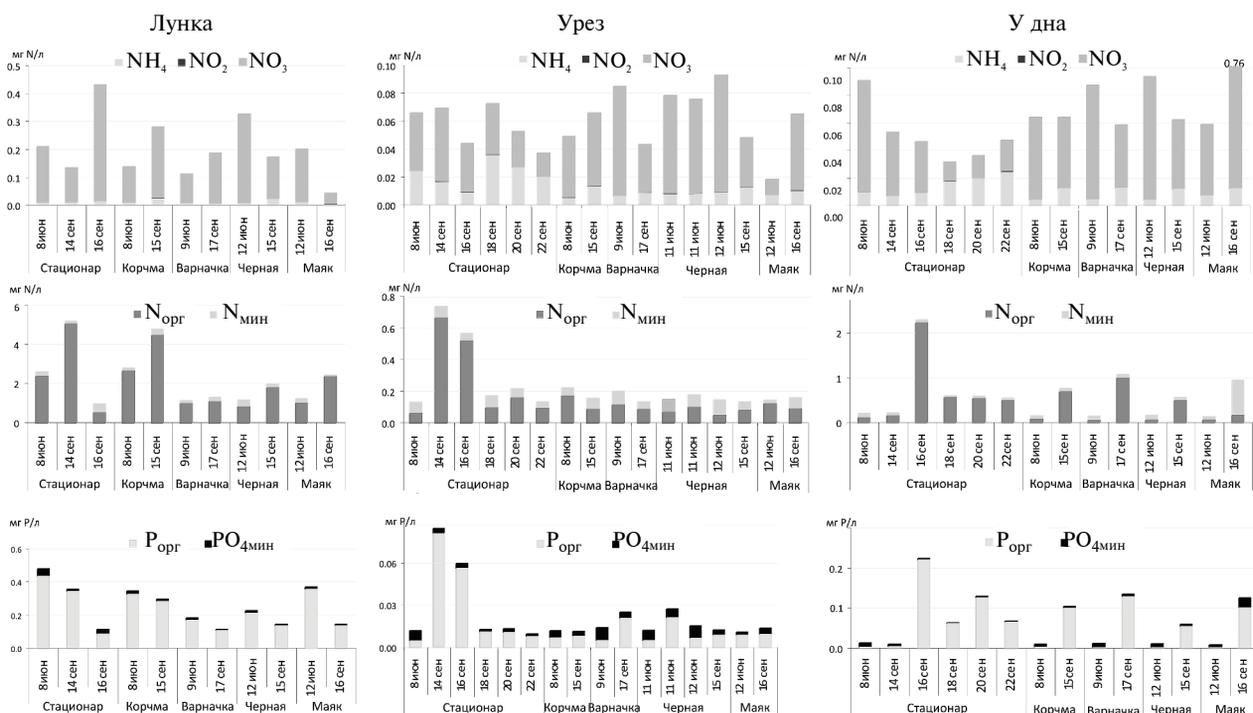


Рис. 6. Содержание биогенных элементов в воде в июне и сентябре 2022 г. у пос. Б. Коты.

В приурезовой воде озера концентрация  $O_2$  и величина рН выше, а содержание биогенных элементов ниже, чем в интерстициальной воде (табл. 1, рис. 6). Высокое насыщение озерной воды  $O_2$  (до 100–137% нас) в июне связано с фотосинтетической активностью развивающихся на уресе бентосных водорослей, о чем также свидетельствуют высокие значения рН. Так, у гостиницы “Маяк” при концентрации растворенного  $O_2$  15.23 мг/л величина рН приурезовой воды достигала 9.52. В сентябре содержание  $O_2$  менялось в пределах 10.83–12.64 мг/л с насыщением 94–112%. Концентрации фосфора фосфатов менялись от 0.002 до 0.009 мг/л, что составляло от 10 до 60% общего содержания фосфора в прибрежной воде. В июне концентрации минерального фосфора были выше, чем в сентябре, и это согласуется с сезонной динамикой этого компонента в воде озера [26]. В прибрежной воде, как и в интерстициальной, преобладал нитратный азот в концентрациях от 0.01 до 0.08 мг/л (62–92% общего содержания  $N_{\text{мин}}$ ). Исключение составляет вода, отобранная на “Стационаре” 18–22 сентября, когда доля аммонийного азота увеличилась до 49–54% общего содержания  $N_{\text{мин}}$ . Возможно, это связано с высокими концентрациями (до 2.08 мг/л) этого компонента в дождевой воде и смыве с берега. Нитритный азот фиксировали только в июне во время сильного дождя на ст. “Черная” в следовых количествах (0.001 мг/л). Концентрации кремния в прибрежной воде были не высокими и менялись в пределах 0.32–0.80 мг/л (табл. 1).

В придонной области концентрации минеральных форм азота и фосфора и их общее содержание в основном выше, чем в приурезовой воде (рис. 6). В сентябре у отеля “Маяк” содержание нитратного азота в придонной воде увеличилось до 0.76, минерального фосфора – до 0.024, а кремния – до 1.12 мг/л, что соответственно в 15, 6 и 2.3 раза выше концентраций этих компонентов в приурезовой воде в этом районе (табл. 1, рис. 6). На остальных трансектах в придонной воде, как и на уресе, концентрации минеральных азота и фосфора в июне выше, чем в сентябре. В начале лета фосфаты составляли 64–72% общего содержания фосфора, минеральный азот – 40–57% общего содержания азота. К сентябрю потребление минеральных форм биогенных элементов

фитопланктоном и фитобентосом привело к снижению их концентраций (1–24% общего содержания) и увеличению содержания органических соединений этих компонентов в придонной воде. Концентрации ионов солей в приурезовой и придонной воде близки на всех станциях и в основном не отличаются от таковых в воде открытого Байкала [5]. В период исследования среднее содержание гидрокарбонатов в прибрежной воде бух. Большие Коты составляло  $67.2 \pm 2.3$  мг/л, хлоридов –  $0.56 \pm 0.19$ , сульфатов –  $6.2 \pm 0.6$ , кальция –  $16.40 \pm 0.37$ , магния –  $3.04 \pm 0.27$ , натрия  $3.46 \pm 0.16$ , калия –  $0.96 \pm 0.04$  мг/л ( $\pm$  стандартное отклонение). Величина ПО в прибрежной воде в июне была  $\leq 1.0$  мг О/л, в сентябре была выше – до 3.4 мг О/л, что связано с продукционными процессами фитобентоса и фитопланктона.

Анализ содержания биогенных элементов в АО показал, что концентрации нитритного азота в дождях сопоставимы с таковыми в поверхностной прибрежной байкальской воде ( $< 0.001$  мг/л). Содержание нитратного азота также близко к величинам в урезовой байкальской воде в оба месяца (0.08–0.35 мг/л). Важно отметить, что концентрации аммонийного азота в сентябре (0.63–2.08 мг/л) в дождевой воде были гораздо выше, чем в июне ( $\leq 0.32$  мг/л). Концентрации фосфатов также выше в сентябре (в среднем в 16 раз), чем в июне (табл. 2).

## ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Более раннее исследование по определению концентраций ФИБ в прибрежной (в том числе придонной) и интерстициальной (на расстоянии 0.5 м выше уреса) воде было проведено в районе пос. Листвянка в июле 2016 г. на трех трансектах на расстоянии 3, 10, 20 и 50 м от берега [16]. На всех трех трансектах, расположенных в пределах пос. Листвянка, в интерстициальных водах отмечались концентрации *E. coli* и энтерококков  $> 1000$  КОЕ/100 мл. На одной из трансект все четыре точки содержали ФИБ в концентрациях, превышающих ПДК по СанПиН [15]. Более высокие показатели численности ФИБ в интерстициальных и придонных водах могут быть связаны с сезонностью отбора проб (в июле), а также с большей антропогенной нагрузкой на мелководную зону литорали в районе пос. Листвянка.

В другом исследовании с 2017 по 2021 г. изучали концентрации **ФИБ** в районе пос. Листвянка на восьми станциях прибрежной зоны озера в 215 пробах, отобранных за этот период [11]. Авторы указывают, что качество воды в прибрежной зоне оз. Байкал в последние годы также явно снижается. Исследователи делают вывод, что пространственное распределение санитарно-значимых бактерий в прибрежной зоне пос. Листвянка неоднородно. Более высокую их численность отмечали на станциях, где в оз. Байкал попадают неочищенные сточные воды. Авторами показано, что численность **ФИБ** в водах зал. Лиственничного не связана с уровнем и температурой воды, а меняется в зависимости от сезона и степени антропогенной нагрузки.

Предположительно, антропогенное влияние на прибрежную зону у пос. Б. Коты было в разы меньшим, чем на прибрежную зону пос. Листвянка, и текущая работа прояснила это предположение после определения качества прибрежных вод по гидрохимическим и санитарно-микробиологическим показателям.

Согласно данным [59], обнаружено значительное превышение нормативов по **ФИБ** в бух. Большие Коты в июле 2022 г. Это может быть связано с увеличением антропогенной нагрузки в этот период, высокой температурой прибрежной воды, количеством выпавших **АО**, единовременным с отбором проб влиянием корабля, на базе которого проводились исследования, и т. д. Работы, выполненные в районе пос. Большие Коты в июне и сентябре этого же года на пяти изучаемых трансектах, не регистрировали подобного увеличения численности **ФИБ** в пределах всей бух. Большие Коты.

Концентрация микроорганизмов в поверхностной воде может возрасти после сильных дождей из-за повышенного объема стоков и ресуспензии микробов из донных осадков [30, 33]. Согласно [45], наоборот, повышенный уровень **АО** может уменьшить концентрации патогенов в поверхностной воде благодаря разбавлению. Повышенная температура воды может вызывать отмирание патогенных бактерий и, таким образом, уменьшать их концентрации [22, 63, 65]. Однако в нескольких исследованиях упоминалось о

положительной корреляции между температурой воды и бактериальными концентрациями в связи с совместным воздействием летней температуры, периодов интенсивных **АО** и большого стока [41, 57]. Однако, как именно каждый из этих параметров (температура и количество **АО**) влиял на изменения концентраций патогенных бактерий, не выяснено [63].

Поскольку в настоящем исследовании при июньском отборе проб во время ливня в приурезовой воде у т. Черной (рис. 3) были обнаружены превышения по концентрациям **ФИБ**, то предположили, что это может быть связано со смывом экскрементов (человека, диких и домашних животных, птиц) поверхностным склоновым стоком, что согласуется с данными [47]. Эти данные свидетельствовали о повышенных концентрациях **ФИБ** во время дождей, причем **АО** и температура воды положительно коррелировали с их концентрациями [47].

В сентябре при отборе проб, когда суточный объем осадков был  $\leq 2.7$  мм, увеличение численности **ФИБ** в приурезовой и придонной воде не было зафиксировано (рис. 2а, 2б, 3). В другой работе, проведенной на побережье Адриатического моря в Хорватии, отмечено, что воздействие дождей на концентрации **ФИБ** не обнаружено в том районе, вероятно, благодаря низкому количеству выпавших **АО** [52]. Таким образом, можно предположить, что осадки на исследованной территории в Хорватии не оказывали влияния на концентрации **ФИБ** в прибрежной воде или что дожди были недостаточными для большего поступления **ФИБ**, поскольку небольшое количество **АО**, которое приносило **ФИБ**, вероятно, быстро поглощалось карстовым грунтом до достижения поверхностных вод моря [64], что согласовывалось с данными настоящего исследования. В [56] выявлено отсутствие корреляции между осадками ниже среднего уровня и **ФИБ**, указано, что **АО** не хватило времени, чтобы достигнуть пляжа в виду того, что отбор проб выполнялся в течение  $< 24$  ч после дождя. На основе этого исследования и других данных каждый пляж должен рассматриваться как отдельный объект с персональными характеристиками, которые могут оказывать влияние на микробные концентрации [56]. Кроме того, в [53] обнару-

жен совсем небольшой эффект дождя в 16 мм на микробиологическое качество воды, при том что выявлена более высокая насыщенность фекальными колиформными бактериями при малом количестве осадков. В [53] эта особенность могла объясняться высокими приливами.

Однако многие исследования показали значительное влияние количества АО на величины ФИБ в поверхностных водах исследованных водоемов. Авторы предполагают, что дождь действительно не всегда приводит к повышенным концентрациям индикаторных бактерий, и многие факторы имеют влияние на возможную взаимосвязь, такие как количество выпавших осадков, время, которое проходит от момента дождя до отбора проб, приливы и направление ветра [21, 40, 68]. Интенсивные дожди после периода длительной засухи, вероятно, увеличат поступление ФИБ в прибрежные области [26], и это, в свою очередь, также будет справедливым для поверхностных вод вдоль побережья Байкала.

Ранее было проведено исследование в Южной котловине Байкала на наличие ФИБ и биогенных элементов не только в поверхностной приустьевой воде, но также в придонной и интерстициальной воде в 1 м выше уреза в г. Слюдянке, пос. Листвянка, пос. Большое Голоустное [48]. Выявлено, что интерстициальные воды пляжей у населенных пунктов содержали ФИБ в значительных концентрациях. Это может свидетельствовать о том, что именно в этих условиях (под слоем грунта) ФИБ могут сохраняться дольше [48]. Продемонстрирована возможность проникновения отходов человеческой жизнедеятельности через интерстициальную воду [48].

По итогам настоящего исследования выяснилось, что в зависимости от типа эксперимента время, необходимое для уменьшения начальной численности *E. coli* на 50%, менялось от двух до семи дней в случае интерстициальных проб с инокулятом (рис. 5) и от двух до четырех дней в случае проб прибрежной воды с инокулятом (рис. 4), что вполне согласуется с данными [67], где обнаружено, что время, необходимое для снижения исходной численности *E. coli* на 50%, длилось <2 сут при наполнении мезокосмов природной водой.

В настоящем исследовании показано, что на 12-е сут культивирования концентрация энтерококков составила 415 КОЕ/100 мл, что составило >21% исходной концентрации клеток (1940 КОЕ/100 мл) (рис. 5а) в случае мезокосма, сообщающегося с окружающей средой и расположенного в лунке, выкопанной в приустьевой зоне. Одновременно видно, что в мезокосмах, расположенных в прибрежной воде и подвергающихся регулярному влиянию дневного света, численность энтерококков была близка к нулю уже на 7-е сут (рис. 4а, 4б). Другие исследователи [45] провели довольно интересную работу в мезокосмах по энтерококкам в лабораторных стрессовых условиях, схожих с условиями в оз. Гарда (Италия). При температуре 4°C в мезокосме с непрерывным освещением никаких культивируемых клеток не наблюдалось после 20 сут инкубации для *E. faecalis* и после 45 сут в случае с *E. faecium*. Более заметная задержка, а именно 40 сут, наблюдалась, когда в мезокосме со стерилизованной озерной водой, содержащей *E. faecalis*, клетки поддерживались при 4°C в месте, которое не было непрерывно освещено, что свидетельствовало о том, что именно непрерывное освещение оказывало губительное действие на клетки энтерококков. При этом последнем условии на 70-е сут от времени инокуляции мезокосма 10<sup>3</sup>/мл клеток *E. faecium* все еще оставались культивируемыми [45]. Таким образом, время сохранения культивируемого состояния микроорганизмов может увеличиваться в отсутствие постоянного освещения, что согласуется с итогами настоящего исследования (рис. 4а, 4б, 5а). Такая большая разница времени сохранения культивируемого состояния клеток ФИБ в настоящем и упомянутом выше исследовании может быть связана с тем, что в опытах [45] использовалась стерильная проавтоклавированная вода без комплекса автохтонной микрофлоры (простейших, зоопланктона, бактерий), тогда как в данном исследовании использовалась неавтоклавированная природная вода со всем комплексом микроорганизмов, которые потенциально могут уменьшить численность энтерококков и *E. coli*, что подтверждено предыдущим исследованием [66].

Обнаружено, что в условиях Байкала при обмене емкости с окружающей средой газами и

водой (мезокосм), по результатам проведенных экспериментов, кишечная палочка выживала дольше в сравнении с кишечными энтерококками (рис. 4). Поскольку известно, что солнечный свет – самый важный фактор окружающей среды, влияющий на сокращение численности аллохтонных бактерий в морской воде и что *E. coli* обычно менее устойчивы, чем кишечные энтерококки [24, 29, 37, 58], то важно отметить, что кишечная палочка в условиях байкальской воды оказалась даже лучшим индикатором качества воды при естественной солнечной радиации. Такая устойчивость *E. coli* в сравнении с морской водой может быть связана с низкими температурой и минерализацией воды.

В проведенном исследовании средняя температура прибрежной и интерстициальной воды была 8.2 и 9.4°C соответственно (табл. 1, 3). В [32] проводили исследование выживаемости *E. coli* и энтерококков в мезокосмах в песке и морской воде при температуре 20, 30 и 40°C [32]. В настоящем исследовании, также в эксперименте с мезокосмом без освещения, наполненным интерстициальной водой, длительность выживания энтерококков была значительно большей, чем в мезокосме, размещенном в открытой воде, при естественном освещении. В мезокосме в условиях естественного солнечного света культивируемые клетки ФИБ достаточно быстро исчезали (рис. 4а, 5а). Исследователи, проводившие работу на побережье Флориды, выяснили, что высокие концентрации индикаторных бактерий сохранялись в природном песке в течение эксперимента в противоположность отмиранию, отмеченному в морской воде; таким образом, наблюдались схожие результаты и в условиях байкальских мезокосмов [32].

В данном исследовании использовались мезокосмы и закрытые емкости с добавлением природной воды из Байкала и интерстициальной воды прибрежной зоны Байкала, которые насыщены комплексом бактерий-конкурентов, зоопланктона и простейших, оказывающих влияние на аллохтонные микроорганизмы (*E. coli*, энтерококков). Не проводилось изучение негативных воздействий естественной микробиоты на выживание ФИБ в воде, тогда как в работах [42, 49] продемонстрировано это влияние. В [66]

выяснено, что дезинфекционная обработка, которой подвергались песок и прибрежная вода для удаления комплекса автохтонных микроорганизмов перед заполнением ею мезокосмов, значительно увеличивала выживание кишечной палочки и *Enterococcus faecalis* в воде. В донных осадках также увеличивалось выживание ФИБ при такой обработке. *E. coli* и *E. faecalis* могут выживать по-разному как в воде, так и в донных осадках в зависимости от преобладания питательных веществ и присутствия антагонистических бактерий, которые могут полностью подавлять или замедлять рост других видов бактерий [66]. В [28] предположено, что *Enterococcus faecalis* менее подвержен антагонистическому влиянию других бактерий в сравнении с *E. coli*.

Во многих исследованиях описываются разнообразные факторы (солнечная радиация, адсорбция на грунте, поедание санитарно-показательных бактерий простейшими жгутиковыми и т. д.), влияющие на выживаемость ФИБ в окружающей среде [42, 45, 49, 67].

**Химический состав разных типов исследуемых вод.** Концентрации биогенных элементов в июньских пробах АО были схожи с таковыми в урезовой воде на ст. “Черная” (табл. 2; рис. 6). Таким образом, во время дождя (11 июня) и на следующий день (12 июня) концентрации биогенных элементов в прибрежной воде оказались схожими (рис. 6). Нужно отметить, что в сентябрьских пробах в АО, выпавших 21 сентября, содержались аммоний и нитрат в концентрациях, в несколько раз превышающих таковые в урезовой воде в день до и после выпадения АО. Такой практически неизменный состав биогенных элементов в урезовой воде, вероятно, связан с потреблением этих форм азота (аммония, нитрата) растительностью в толще воды (фитопланктоном) или с большим разбавлением байкальской водой. Таким образом, АО в данном конкретном случае не привели к ухудшению качества прибрежной воды.

Отмечено, что концентрации фосфатов в июне на четырех трансектах из пяти превышали их концентрации в сентябре. Исключение составила трансекта у гостиницы “Маяк”. В интерстициальной воде в этой точке концен-

трации фосфатов были выше в июне, тогда как в пробах урезовой и придонной воды в сентябре они превышали июньские соответственно в 2.6 и 3.9 раза. Это может быть связано с периодичностью функционирования данной гостиницы, количеством ее посетителей в августе и сентябре и герметичностью используемого септика. Места отбора проб воды, особенно придонной, вполне могут соответствовать местам субаквальной разгрузки подземных вод, загрязненных стоками от объектов туристической инфраструктуры [16]. Высокое содержание минерального фосфора в интерстициальных водах, например в лунке в пади Жилище в июне (0.043 мг/л), характерно в основном для районов, испытывающих заметную антропогенную нагрузку [18].

Отмеченное в сентябре 2022 г. на ст. “Стационар” низкое содержание кислорода в интерстициальной воде, вероятно, связано с расходом его на деструкцию органического вещества (водоросли, листья), выбрасываемого штормами на берег в этом районе. С разложением органического вещества чаще всего связаны и высокие концентрации соединений азота и фосфора в интерстициальной воде. Так как концентрации минеральных форм азота и фосфора и общее их содержание в придонной воде выше, чем в приурезовой воде, то можно предположить, что причиной может быть как разложение органических веществ, захороненных на дне между камнями, так и субаквальная разгрузка грунтовых вод с высокой концентрацией этих компонентов.

**Связь ФИБ с химическим составом воды.** Проведен корреляционный анализ, и определена положительная корреляция между этими дву-

мя бактериальными индикаторными группами ( $r$  составляет 0.59;  $p < 0.05$ ) в прибрежной воде, что говорит о том, что *E. coli* и энтерококки могут иметь схожие источники, характеристики выживания и транспортную динамику в урезовой воде. Также *E. coli* и энтерококки имеют умеренную положительную корреляцию с концентрацией  $\text{HCO}_3^-$  ( $r$  составляет 0.79 и 0.6 соответственно;  $p < 0.05$ ), особенно это ярко выражено в лунках (табл. 4). Это может быть обусловлено тем, что *E. coli*, например, требует наличия бикарбоната в качестве метаболического субстрата во время нормального роста, поэтому достаточное его количество поддерживает сохранение клеток *E. coli* в окружающей среде [50]. Умеренная положительная корреляция наблюдается в интерстициальной воде у энтерококков с органическим азотом ( $r$  составляет 0.63,  $p < 0.05$ ), это указывает на то, что питательное обогащение воды может быть важно для выживания бактерий [54]. Положительная корреляция между бактериальными индикаторами и соединениями азота отмечена в [31]: эти организмы могут следовать за источниками питания, используя хемотаксис, или, возможно, выживать дольше или реплицироваться быстрее в присутствии доступного азота [31]. У *E. coli* в лунке наблюдается умеренная положительная корреляция с ПО, которая показывает общее загрязнение воды легкогидролизуемыми органическими соединениями ( $r$  составляет 0.68,  $p < 0.05$ ). Таким образом, можно предположить, что в загрязненной остатками органических соединений и с повышенным содержанием минеральных веществ воде сопутствующим может быть и бактериальное загрязнение. Нужно отметить, что кишечная палочка имеет умеренную отрицательную корреляцию с фосфатом в лунке ( $r$  составляет  $-0.73$ ,  $p < 0.05$ ) и с натрием на урезе ( $r$  составляет  $-0.54$ ).

**Таблица 4.** Коэффициенты корреляции Спирмена между различными параметрами, определенными в результате исследования (полужирный шрифт – достоверные значения коэффициентов корреляции; ноль – незначимые значения коэффициентов корреляции (уровень значимости  $< 0.05$ ); лу – лунка, ур – урез)

	Log 10 энтерококки	Log 10 <i>E. coli</i>	$\text{HCO}_3^-$	$\text{N}_{\text{орг}}$	ПО	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{PO}_4^{3-}_{\text{мин}}$	$\text{P}_{\text{общ}}$	$\text{P}_{\text{орг}}$	$\text{Na}^+$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{NH}_4^+$	$\text{Cl}^-$
Log10 энтерококки	–	<b>0.59</b> (ур)	<b>0.6</b> (лу)	<b>0.63</b> (лу)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Log10 <i>E. coli</i>	<b>0.59</b> (ур)	–	<b>0.79</b> (лу)	0	<b>0.68</b> (лу)	0	<b>-0.73</b> (лу)	0	0	<b>-0.54</b> (ур)	0	0	0

## ВЫВОДЫ

Качество воды по санитарно-микробиологическим и гидрохимическим показателям в прибрежной зоне у пос. Б. Коты в июне и сентябре 2022 г., в целом, соответствовало действующим в РФ нормативам. Эксперименты по выживаемости *in situ* позволяют сделать вывод, что фекальные энтерококки и *E. coli* дольше сохраняют физиологически активное состояние в интерстициальных водах прибрежного грунта в отсутствие освещенности, чем в прибрежной воде оз. Байкал при дневной освещенности, что может быть связано с губительным влиянием УФ-света на бактерии и с большим запасом питательных веществ в интерстициальной воде. Таким образом, согласно результатам исследования, интерстициальные воды зоны заплеска оз. Байкал могут служить временным резервуаром санитарно-показательных бактерий, обеспечивая более длительное их сохранение.

Химический состав АО, по данным настоящего исследования, не влиял на показатели концентраций биогенных элементов в прибрежных водах в оба месяца исследования. Значительное количество АО (34 мм) в июне 2022 г. оказало влияние на численность ФИБ в прибрежной воде, увеличив ее, тогда как меньшее количество АО (до 2.7 мм) в сентябре 2022 г. не оказало подобного воздействия.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Барам Г.И., Верещагин А.Л., Голобокова Л.П. Применение микроколоночной высокоэффективной жидкостной хроматографии с УФ-детектированием для определения анионов в объектах окружающей среды // Аналит. химия. 1999. Т. 54. № 9. С. 962–965.
2. Горшкова А.С., Мальник В.В., Косторнова Т.Я., Потанская Н.В., Тимошкин О.А. Распределение бактерий — индикаторов загрязнения в заплесковой зоне озера Байкал // География и природ. ресурсы. 2020. Т. 41. № 2. С. 90–98.
3. ГОСТ 31942-2012. Вода. Отбор проб для микробиологического анализа.
4. ГОСТ 24849-2014. Межгосударственный стандарт. Вода. Методы санитарно-бактериологического анализа для полевых условий. М.: Стандартинформ, 2015.
5. Домышева В.М., Голобокова Л.П., Погодаева Т.В., Томберг И.В., Сакирко М.В. О постоянстве ионного состава воды оз. Байкал // Материалы науч. конф. “Фундаментальные проблемы изучения и использования воды и водных ресурсов”. Иркутск: ИГ СО РАН, 2005. С. 410–412.
6. Кравцова Л.С., Ижболдина Л.А., Ханаев И.В., Помазкина Г.В., Домышева В.М., Кравченко О.С., Грачев М.А. Нарушение вертикальной зональности зеленых водорослей в прибрежной части залива Лиственничный озера Байкал // ДАН. 2012. Т. 447. № 2. С. 227–229.
7. Лухнёв А.Г., Тимошкин О.А. Новый пробоотборник для придонной воды прибрежной зоны водоемов // Изв. ИГУ. Сер. Биология. Экология. 2019. Т. 28. С. 101–107.
8. Майкова О.О., Букичук Н.А., Кравцова Л.С., Онищук Н.А., Сакирко М.В., Небесных И.А., Липко И.А., Ханаев И.В. Спонгиофауна озера Байкал в системе мониторинга за шесть лет наблюдений // Сиб. экол. журн. 2023. Т. 1. С. 11–24.
9. Мальник В.В., Сутурин А.Н., Горшкова А.С., Штыкова Ю.Р., Тимошкин О.А. Качество воды мелководной зоны озера Байкал по санитарно-микробиологическим показателям // География и природ. ресурсы. 2022. №2. С. 84–93.
10. Мальник В.В., Тимошкин О.А., Сутурин А.Н., Онищук Н.А., Сакирко М.В., Томберг И.В., Горшкова А.С., Забанова Н.С. Антропогенные изменения гидрохимических и санитарно-микробиологических показателей качества воды в притоках южного Байкала (зал. Лиственничный) // Вод. ресурсы. 2019. Т. 46. № 5. С. 533–543.
11. Подлесная Г.В., Галачьянц А.Д., Штыкова Ю.Р., Сулова М.Ю., Зименс Е.А., Макаров М.М., Тимошкин О.А., Белых О.И. Санитарно-микробиологическая оценка качества вод залива Лиственничный в период экстремальной водности озера Байкал // География и природ. ресурсы. 2022. Т. 5. С. 163–169.
12. Приказ Министерства сельского хозяйства РФ № 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 (с изменениями и дополнениями)”. [Электронный ресурс]. [http://www.ekan.ru/sites/docs/PDK\\_W\\_RH.pdf](http://www.ekan.ru/sites/docs/PDK_W_RH.pdf)
13. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Ч. 1 / Под ред. Л.В. Боевой. Ростов-на-Дону: НОК, 2009. 1032 с.
14. Санитарно-микробиологический и санитарно-паразитологический анализ воды поверхностных водных объектов: Метод. указания. МУК 4.2.1884-04, 2004

15. Санитарные правила и нормы 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. [Электронный ресурс]. <http://docs.cntd.ru/document/573500115/> (дата обращения: 19.07.2022)
16. Сутурин А.Н., Чебыкин Е.П., Мальник В.В., Хананов И.В., Минаев А.В., Минаев В.В. Роль антропогенных факторов в развитии экологического стресса в литорали оз. Байкал (акватория пос. Листвянка) // География и природ. ресурсы. 2016. № 6. С. 34–53.
17. Тимошкин О.А., Бондаренко Н.А., Волкова Е.А., Томберг И.В., Вишняков В.С., Мальник В.В. Массовое развитие зеленых нитчатых водорослей родов *Spirogyra* Link и *Stigeoclonium* Kutz. (CHLOROPHYTA) в прибрежной зоне Южного Байкала // Гидробиол. журн. 2014. № 5. С. 15–26.
18. Томберг И.В., Сакирко М.В., Домышева В.М., Сезько Н.П., Лопатина И.Н., Башенхаева Н.В., Филевич Е.А., Куликова Н.Н., Попова О.В., Мальник В.В., Лухнев А.Г., Зайцева Е.П., Потанская Н.В., Зверева Ю.М., Тимошкин О.А. Первые сведения о химическом составе интерстициальных вод заплесковой зоны озера Байкал // Изв. ИГУ. Сер. Биология. Экология. 2012. Т. 5. № 3. С. 64–74.
19. Фомин Г.С. Вода. Контроль химический, бактериальный и радиационной безопасности по международным стандартам. М.: Протектор, 2000. 840 с.
20. Чебунина Н.С., Онищук Н.А., Нецветаева О.Г., Ходжер Т.В. Динамика содержания минеральных форм азота в водотоках и атмосферных осадках поселка Листвянка (Южный Байкал) // Изв. ИГУ. Сер. Науки о Земле. 2018. Т. 24. С. 124–139.
21. Ackerman D., Weisberg S.B. Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica bay beaches // J. Water Health. 2003. V. 1. P. 85–89.
22. An Y.-J., Campbell D.H., Breidenbach P.G. *Escherichia coli* and total coliforms in water and sediments at lake marinas // Environ. Pollut. 2002. V. 120. P. 771–778.
23. Bondarenko N.A., Tomberg I.V., Shirokaya A.A., Belykh O.I., Tikhonova I.V., Fedorova G.A., Netsvetayeva O.G., Eletskaia E.V., Timoshkin O.A. *Dolichospermum lemmermannii* (Nostocales) bloom in world's deepest Lake Baikal (East Siberia): abundance, toxicity and factors influencing growth // Limnol. Freshwater Biol. 2021. № 1. P. 1101–1110.
24. Davies-Colley R.J., Bell R.J., Donnison A.M. Sunlight inactivation of enterococci and fecal coliforms in sewage effluent diluted in Seawater // Appl. Environ. Microbiol. 1994. V. 60. P. 2049–2058.
25. Domyшева V., Vorobyeva S., Golobokova L., Netsvetayeva O., Onischuk N., Sakirko M., Khuriganova O., Fedotov A. Assessment of the Current Trophic Status of the Southern Baikal Littoral Zone // Water. 2023. V. 15. № 6. P. 1–14.
26. Economy L.M., Wiegner T.N., Strauch A.M., Awaya J.D., Gerken T. Rainfall and streamflow effects on estuarine *Staphylococcus aureus* and fecal indicator bacteria concentrations // J. Environ. Qual. 2019. V. 48. P. 1711–1721.
27. Eletskaia E.V., Tomberg I.V. The concentration of mineral and total phosphorus in the coastal water of southeast coast of Lake Baikal // Limnol. Freshwater Biol. 2020. V. 4. P. 896–898.
28. Feng F., Goto D., Yan T. Effects of autochthonous microbial community on the die-off of fecal indicators in tropical beach sand // FEMS Microbiol. Ecol. 2010. V. 74. P. 214–225.
29. Fujioka R.S., Hashimoto H.H., Siwak E.B., Young R.H. Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater // Appl. Environ. Microbiol. 1981. V. 41. P. 690–696.
30. Funari E., Mangenelli M., Sinisi L. Impact of climate change on waterborne diseases // Ann. Ist. Super Sanita. 2012. V. 48. P. 473–487.
31. Gagliardi J.V., Karns J.S. 2000. Leaching of *Escherichia coli* O157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices // Applied Environ. Microbiol. 2000. V. 66. P. 877–883.
32. Hartz A., Cuvelier M., Nowosielski K., Bonilla T.D., Green M., Esiobu N., McCorquodale D.S., Rogerson A. Survival potential of *Escherichia coli* and enterococci in subtropical beach sand: implications for water quality managers // J. Environ. Qual. 2008. V. 37. P. 898–905.
33. Hofstra N. Quantifying the impact of climate change on enteric waterborne pathogen concentrations in surface water // Curr. Opin. Environ. Sustain. 2011. V. 3. P. 471–479.
34. [https://ru.wikipedia.org/Большие Коты/](https://ru.wikipedia.org/Большие_Коты/)
35. <https://bdex.ru/naselenie/irkutskaya-oblast/n/irkutskiy/bolshie-koty/>
36. <http://www.gnu.org/software/pspp/>
37. Jozic S., Morovic M., Solic M., Krstulovic N., Ordulj M. Effect of solar radiation, temperature and salinity on the survival of two different strains of *E. coli* // Fresenius Environ. Bull. 2014. V. 23. P. 1852–1859.
38. Karunkaran K., Thamilarasu P., Sharmila R. Statistical study on physicochemical characteristics of groundwater in and around Namakkal, Tamilnadu, India // E-J. Chem. 2009. V. 6 (3). P. 909–914.
39. Khanaeva I.V., Kravtsova L.S., Maikova O.O., Bukshuk N.A., Sakirko M.V., Kulakova N.V., Butina T.V., Nebesnykh I.A., Belikov S.I. Current state of the sponge fauna (Porifera: Lubomirskiidae) of Lake Baikal: Sponge disease and the problem of conservation of diversity // J. Great Lakes Res.

2018. V. 44. № 1. P. 77–85.
40. Kleinheinz G.T., McDermott C.M., Hughes S., Brown A. Effects of rainfall on *E. coli* concentrations at Door County, Wisconsin beaches // *Int. J. Microbiol.* 2009. V. 2009. 876050.
  41. Koirala S.R., Gentry R.W., Perfect E., Schwartz J.S., Saylor G.S. Temporal variation and persistence of bacteria in streams // *J. Environ. Qual.* 2008. V. 37. P. 1559–1566.
  42. Korajkic A. Discrimination of human and non-human sources of fecal pollution in Gulf of Mexico waters by microbial source tracking methods and the investigation of the influence of environmental factors on *E. coli* survival. Doctoral Dissertation. Ph.D. Biology. Tampa: USF Tampa Graduate Theses and Dissertations, 2010. 197 p.
  43. Kravtsova L.S., Izhboldina L.A., Khanaev I.V., Pomazkina G.V., Rodionova E.V., Domysheva V.M., Sakirko M.V., Tomberg I.V., Kostornova T.Ya., Kravchenko O.S., Kupchinsky A.B. Nearshore benthic blooms of filamentous green algae in Lake Baikal // *Great Lakes Res.* 2014. V. 40. P. 441–448.
  44. Kravtsova L., Vorobyeva S., Naumova E., Izhboldina L., Mincheva E., Potemkina T., Pomazkina G., Rodionova E., Onishchuk N., Sakirko M., Nebesnykh I., Khanaev I. Response of Aquatic Organisms Communities to Global Climate Changes and Anthropogenic Impact: Evidence from Listvennichny Bay of Lake Baikal // *Biol.* 2021. V. 10. № 9. P. 1–22.
  45. Lleo M.M., Bonato B., Benedetti D., Canepari P. Survival of enterococcal species in aquatic environments // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2005. V. 54. P. 189–196.
  46. Lucas F.S., Therial C., Goncalves A., Servais P., Rocher V., Mouchel J.-M. Variation of raw wastewater microbiological quality in dry and wet weather conditions // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2014. V. 21. P. 5318–5328.
  47. Majedul Islam M.M., Hofstra N., Atikul Islam Md. The impact of environmental variables on faecal indicator bacteria in the Betna River Basin, Bangladesh // *Environ. Process.* 2017. V. 4. P. 319–332.
  48. Malnik V.V., Yamamuro M., Tomberg I.V., Molozhnikova E.V., Bukin Y.S., Timoshkin O.A. Lacustrine, wastewater, interstitial and fluvial water quality in the Southern Lake Baikal region // *J. Water Health.* 2022. V. 20. № 1. P. 23–40.
  49. Menon P., Billen G., Servais P. Mortality rates of autochthonous and fecal bacteria in natural aquatic ecosystems // *Water Res.* 2003. V. 37. P. 4151–4158.
  50. Merlin C., Masters M., McAteer S., Coulson A. Why is carbonic anhydrase essential for *E. coli*? // *J. Bacteriol.* 2003. V. 185 (21). P. 6415–6424.
  51. Onishchuk N.A., Tomberg I.V., Khodzher T.V. Features of Interannual Dynamics of the Hydrochemical Parameters of Baikal Tributaries near the Village of Listvyanka // *Geogr. Natural Resour.* 2022. V. 43. P. 50–55.
  52. Ordulj M., Jozic S., Baranovich M., Krzelj M. The effect of precipitation on the microbial quality of bathing water in areas under anthropogenic impact // *Water.* 2022. V. 14 (4). P. 527.
  53. Park K., Jo M.R., Kim Y.K., Lee H.J., Kwon J.Y., Son K.T., Lee T.S. Evaluation of the effects of the inland pollution sources after rainfall events on the bacteriological water quality in Narodo area, Korea // *Korean J. Fish. Aquat. Sci.* 2012. V. 45. P. 414–422.
  54. Rosen B.H. *Waterborne Pathogens in Agricultural Watersheds.* Burlington: United States Department of Agriculture, 2000. 64 p.
  55. Sakirko M.V., Domysheva V.M., Pestunov D.A., Netsvetava O.G., Panchenko M.V. Concentration of nutrients in the water of Southern Baikal in summer // *Proc. SPIE.* 2015. T. 9680. № 968045. P. 1–7.
  56. Sampson R.W., Swiatnicki S.A., McDermott C.M., Kleinheinz G.T. The effects of rainfall on *Escherichia coli* and total coliform levels at 15 Lake Superior recreational beaches // *Water Resour. Manag.* 2006. V. 20. P. 151–159.
  57. Schilling K.E., Zhang Y.-K., Hill D.R., Jones C.S., Wolter C.F. Temporal variations of *Escherichia coli* concentrations in a large Midwestern river // *J. Hydrol.* V. 365. P. 79–85.
  58. Sinton L.W., Davies-Colley R.J., Bell R.G. Inactivation of enterococci and faecal coliforms from sewage and meatworks effluents in seawater chambers // *Appl. Environ. Microbiol.* 1994. V. 60. P. 2040–2048.
  59. Suslova M.Yu., Podlesnaya G.V., Zimens E.A., Tomberg I.V., Belykh O.I., Fedotov A.P. Sanitary-microbiological characteristics of the coastal zone of Lake Baikal during the seasonal change in the lake level in 2022 // *Limnol. Freshwater Biol.* 2022. № 6. C. 1724–1727.
  60. Technical Manual for Wet Deposition Monitoring in East Asia-2010. November 2010. Network Center for EANET. 112 p.
  61. Timoshkin O.A., Samsonov D.P., Yamamuro M., Moore M.V., Belykh O.I., Malnik V.V., Sakirko M.V., Shirokaya A.A., Bondarenko N.A., Domysheva V.M., Fedorova G.A., Kochetkov A.I., Kuzmin A.V., Lukhnev A.G., Medvezhonkova O.V., Nepokrytykh A.V., Pasyukova E.M., Poberezhnaya A.E., Potapskaya N.V., Rozhkova N.A., Sheveleva N.G., Tikhonova I.V., Timoshkina E.M., Tomberg I.V., Volkova E.A., Zaitseva E.P., Zvereva Yu.M., Kupchinsky A.B., Bukshuk N.A. Rapid ecological change in the coastal zone of Lake Baikal (East Siberia): Is the site of the world's greatest freshwater biodiversity in danger? // *J. Great Lakes Res.* 2016. V. 42.

- P. 487–497.
62. *Timoshkin O.A., Moore M.V., Kulikova N.N., Tomberg I.V., Malnik V.V., Shimaraev M.N., Troitskaya E.S., Shirokaya A.A., Sinyukovich V.N., Zaitseva E.P., Domysheva V.M., Yamamuro M., Poberezhnaya A.E., Timoshkina E.M.* Groundwater contamination by sewage causes benthic algal outbreaks in the littoral zone of Lake Baikal (East Siberia) // *J. Great Lakes Res.* 2018. V. 44. № 2. P. 230–244.
63. *Vermeulen L., Hofstra N.* Influence of climate variables on the concentration of *Escherichia coli* in the Rhine, Meuse, and Drentse Aa during 1985–2010 // *Reg. Environ. Chang.* 2013. V. 14. P. 307–319.
64. *Vukic Lusie D., Kranjcevic L., Macesic S., Lusie D., Josic S., Linsak Z., Bilajac L., Grbcic L., Bilajac N.* Temporal variations analyses and predictive modeling of microbiological seawater quality // *Water. Res.* 2017. V. 119. P. 160–170.
65. *Walters S.P., Thebo A.L., Boehm A.B.* Impact of urbanization and agriculture on the occurrence of bacterial pathogens and stx genes in coastal waterbodies of central California // *Water. Res.* 2011. V. 45. P. 1752–1762.
66. *Wanjugi P., Harwood V.* The influence of predation and competition on the survival of commensal and pathogenic fecal bacteria in aquatic habitats // *Environ. Microbiol.* 2013. V. 15 (2). P. 517–526.
67. *Wcislo R., Chrost R.J.* Survival of *Escherichia coli* in freshwater // *Polish J. Environ. Stud.* 2000. V. 9 (3). P. 215–222.
68. *Zhang W., Wang J., Fan J., Gao D., Ju H.* Effects of rainfall on microbial water quality on Qingdao № 1. Bathing Beach, China // *Mar. Pollut. Bull.* 2013. V. 66. P. 185–190.

УДК 574.52

## СВЯЗЬ СТРУКТУРЫ МАКРОЗООБЕНТОСА С ГИДРОХИМИЧЕСКИМИ ПОКАЗАТЕЛЯМИ В РЕКАХ РАЗНОГО ПОРЯДКА БАСЕЙНА НЕМАНА<sup>1</sup>

© 2024 г. В. П. Семенченко<sup>а, \*</sup>, В. Н. Корнеев<sup>б</sup>, М. Д. Мороз<sup>а</sup>, Г. М. Тищиков<sup>б</sup>

<sup>а</sup> Научно-практический центр НАН Беларуси по биоресурсам Минск, 220072 Беларусь

<sup>б</sup> Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов, Минск, 220086 Беларусь

\*e-mail: semenchenko57@mail.ru

Поступила в редакцию 28.02.2023 г.

После доработки 28.09.2023 г.

Принята к публикации 25.11.2023 г.

Проанализирована связь между гидрохимическими и структурными показателями сообщества макрозообентоса, включая биотические индексы, для рек бассейна Немана в весенний и летний периоды. Перечень гидрохимических показателей включал рН, концентрацию растворенного кислорода, содержание ионов аммонийного и нитратного азота, растворенного фосфора и тяжелых металлов. Установлена тесная корреляционная связь между структурными показателями макрозообентоса и гидрохимическим составом воды, она четко выражена для летнего периода. Максимальные величины коэффициентов корреляции получены для связи доли ЕРТ и доли олигосапробных видов в общей численности макрозообентоса. Связь общего числа видов макрозообентоса с гидрохимическими показателями оказалась недостоверной. Подчеркивается важность мультиметрического подхода, учитывающего как гидробиологические, так и гидрохимические показатели.

*Ключевые слова:* реки бассейна Неман, макрозообентос, гидрохимические показатели, гидробиологические показатели.

DOI: 10.31857/S0321059624030093 EDN: AUGLII

### ВВЕДЕНИЕ

Водные беспозвоночные, в частности макрозообентос, — основные биоиндикаторы при оценке экологического статуса поверхностных вод, поскольку аккумулируют различные токсические вещества, биогенные элементы, а также реагируют на изменения среды обитания, вызванные гидроморфологическими процессами [4, 6, 17].

Несмотря на ряд исследований по разработке разного рода биотических индексов с учетом сообщества макрозообентоса, связь структурных показателей сообщества с гидрохимическими данными слабо исследована. Следует отметить, что в отличие от гидрохимических величин, которые характеризуют качество воды в момент отбора проб, макрозообентос реагирует с запаз-

дыванием, что отражает длительное воздействие различного рода факторов.

Определение связи структурных показателей сообщества макрозообентоса с гидрохимическими данными имеет чисто практическое значение. Во-первых — это составная часть мониторинга, результаты которого могут быть использованы при управлении водными ресурсами [11]. Во-вторых, в настоящее время широко используется установка автоматических станций или сходного оборудования для определения различных гидрохимических величин или в режиме реального времени, или с затратой небольшого времени для измерения (“high-frequency water quality measurements”) [5]. В связи с этим определение гидрохимических показателей, которые в наибольшей степени отражают воздействие на макрозообентос, как индикаторов качества воды — одна из приоритетных задач при установке автоматических станций.

Цель данной работы — анализ связи структурных показателей сообщества макрозообентоса,

<sup>1</sup> Работа выполнена в рамках подпрограммы “Устойчивое использование природных ресурсов и охрана окружающей среды с учетом изменения климата” (проект № 20213614).

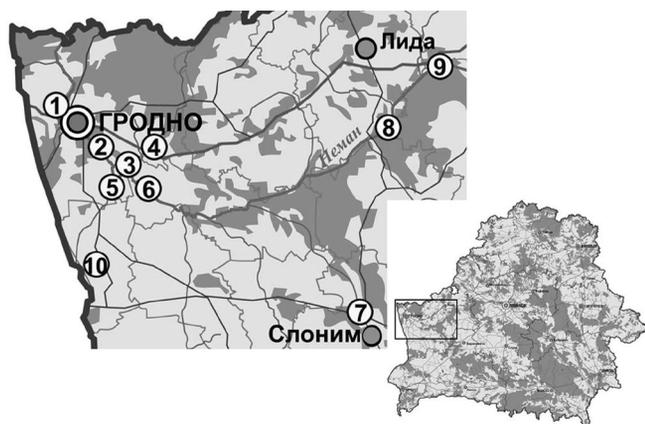
включая биотические индексы, с гидрохимическими данными для рек разного порядка бассейна р. Неман, находящихся при различной степени антропогенной нагрузки, для выделения наиболее информативных из них.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования проведены в весенний и летний периоды на створах рек бассейна Немана (рис. 1). Следует отметить, что на р. Неман выше г. Гродно построена плотина Гродненской гидроэлектростанции, в результате этого образовалось водохранилище руслового типа.

Исследованные реки в течение длительного времени испытывают значительный антропогенный пресс, в основном вызванный сбросом различного рода загрязняющих веществ из очистных сооружений.

Перечень гидрохимических показателей для анализа следующий: содержание растворенного кислорода, рН, БПК<sub>5</sub>, аммонийный и нитратный азот, растворенный фосфор, ионы меди и цинка. Концентрация тяжелых металлов (марганец, хром, никель), а также содержание нефтепродуктов и СПАВ в большинстве случаев соответствовало классу 1 качества воды.



**Рис. 1.** Створы отбора проб на реках бассейна Немана (1 – р. Неман; 53.761538 с.ш.; 23.81058 ю.д.); 2 – р. Неман; 53.6395 с.ш.; 23.9822 ю.д.); 3 – р. Котра (53.5621 с.ш.; 24.0770 ю.д.); 4 – р. Скиделянка (53.6065 с.ш.; 24.2255 ю.д.); 5 – р. Неман (53.5128 с.ш.; 24.0755 ю.д.); 6 – р. Неман (53.4723 с.ш.; 24.2403 ю.д.); 7 – р. Щара (53.1176 с.ш.; 25.3000 ю.д.); 8 – р. Неман (53.8650 с.ш.; 25.7462 ю.д.); 9 – р. Неман (53.6714 с.ш.; 25.4432 ю.д.); 10 – р. Берестовичанка (53.1884 с.ш.; 23.9572 ю.д.).

Методика определения гидрохимических показателей была следующей:

- растворенный кислород – HI9143 (HANNA Instruments);
- рН – HI98108 (HANNA Instruments);
- БПК<sub>5</sub> – флуориметрический метод;
- аммонийный азот – спектрометрический;
- нитратный азот – система капиллярного электрофореза;
- растворенный фосфор – флуориметрический метод;
- ионы меди, цинка и других металлов – метод атомной адсорбционной спектрометрии.

Также определялась концентрация синтетических поверхностно активных веществ (СПАВ) и нефтепродуктов.

Для расчета структурных показателей сообщества макрозообентоса и биотических индексов использован пакет программ ASTERICS 4.04.

Для оценки связи гидрохимических показателей со структурой сообщества макрозообентоса использован регрессионный и корреляционный анализ. Полученные величины структурных показателей в случае нелинейных связей трансформированы в  $\log x + 1$ .

## РЕЗУЛЬТАТЫ

### *Гидрохимические показатели*

В табл. 1 приведены данные по гидрохимическим показателям, полученным в весенний и летний периоды. В весенний период для большинства исследованных створов они менялись в относительно небольших пределах. Исключение – створ 7 на р. Щаре, где отмечено низкое содержание растворенного кислорода, а также створ 10, где наблюдалась высокая концентрация аммонийного азота. Для большинства створов величины БПК<sub>5</sub> были относительно невысоки. Содержание СПАВ и нефтепродуктов было в пределах 0.025–0.055 и <0.005 мг/л.

Ситуация значительно изменилась в летний период. На ряде створов наблюдался дефицит растворенного кислорода, снизилась величина

**Таблица 1.** Гидрохимические показатели для исследованных створов в весенний и летний периоды (числитель – весенний период, знаменатель – летний период)

Показатель	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4	Створ 5	Створ 6	Створ 7	Створ 8	Створ 9	Створ 10
$T, ^\circ\text{C}$	$\frac{15.9}{24.8}$	$\frac{15.4}{25.1}$	$\frac{14.7}{22.3}$	$\frac{13.7}{18.8}$	$\frac{=}{22.8}$	$\frac{17.1}{23.2}$	$\frac{13.4}{21.3}$	$\frac{12.7}{21.6}$	$\frac{12}{22.6}$	$\frac{13}{18.8}$
$\text{O}_2, \text{мг/л}$	$\frac{9.4}{3.8}$	$\frac{9.3}{2.9}$	$\frac{10.5}{2.9}$	$\frac{6.9}{5.3}$	$\frac{=}{11.2}$	$\frac{8.3}{8.5}$	$\frac{3.4}{7.6}$	$\frac{5.8}{9.2}$	$\frac{7}{6.8}$	$\frac{11.3}{1.3}$
pH	$\frac{8.9}{6.8}$	$\frac{8.9}{6.9}$	$\frac{8.2}{6.9}$	$\frac{8.1}{7.1}$	$\frac{=}{7.7}$	$\frac{8.4}{7.8}$	$\frac{7.7}{7.4}$	$\frac{8.2}{7.9}$	$\frac{8.2}{7.8}$	$\frac{7.8}{7.0}$
БПК <sub>5</sub>	$\frac{5.4}{4.7}$	$\frac{3.2}{4.4}$	$\frac{4.0}{9.3}$	$\frac{5.9}{3.6}$	$\frac{5.6}{5.6}$	$\frac{5.7}{5.1}$	$\frac{2.6}{9.3}$	$\frac{4.6}{9.1}$	$\frac{3.3}{9.3}$	$\frac{3.0}{8.6}$
$\text{NH}_4^+, \text{мг/л}$	$\frac{0.668}{0.338}$	$\frac{0.033}{0.256}$	$\frac{0.058}{0.069}$	$\frac{0.062}{0.067}$	$\frac{0.024}{0.02}$	$\frac{0.017}{0.017}$	$\frac{0.099}{0.069}$	$\frac{0.019}{0.198}$	$\frac{0.013}{0.069}$	$\frac{1.34}{0.963}$
$\text{NO}_3^-, \text{мг/л}$	$\frac{0.116}{0.278}$	$\frac{0.13}{0.129}$	$\frac{1.32}{0.51}$	$\frac{2.29}{1.18}$	$\frac{0.104}{0.067}$	$\frac{0.048}{0.067}$	$\frac{1.71}{0.51}$	$\frac{0.6}{0.428}$	$\frac{0.76}{0.51}$	$\frac{1.56}{3.5}$
$\text{PO}_4^-, \text{мг/л}$	$\frac{0.027}{0.087}$	$\frac{0.026}{0.089}$	$\frac{0.05}{0.023}$	$\frac{0.15}{0.15}$	$\frac{0.013}{0.01}$	$\frac{0.027}{0.012}$	$\frac{0.07}{0.023}$	$\frac{0.015}{0.045}$	$\frac{0.017}{0.023}$	$\frac{0.6}{0.41}$
Cu, мг/л	$\frac{0.003}{<0.001}$	$\frac{0.006}{<0.001}$	$\frac{0.0036}{<0.001}$	$\frac{0.0038}{<0.001}$	$\frac{0.0057}{<0.001}$	$\frac{0.0064}{<0.001}$	$\frac{0.0048}{<0.001}$	$\frac{0.0031}{<0.001}$	$\frac{0.0057}{<0.001}$	$\frac{0.004}{0.0049}$
Zn, мг/л	$\frac{0.009}{0.0195}$	$\frac{0.0121}{0.0162}$	$\frac{0.0188}{0.0048}$	$\frac{0.0082}{0.0064}$	$\frac{0.005}{0.0079}$	$\frac{0.0128}{0.0094}$	$\frac{0.0113}{0.0103}$	$\frac{0.0062}{0.0162}$	$\frac{0.0123}{0.0048}$	$\frac{0.0107}{0.013}$

pH, увеличились концентрации фосфата иона, цинка, величина БПК<sub>5</sub>.

Концентрация СПАВ менялась в пределах 0.025–0.039 мг/л, а нефтепродуктов – 0.009–0.02 мг/л.

Эта ситуация связана с уменьшением скорости течения и расхода воды на изученных створах в летний период. Так, в р. Скиделянке (створ 4) скорость расхода воды уменьшилась в 1.3, а в р. Берестовичанке (створ 10) – в 1.2 раза. Это приводит к снижению разбавления загрязняющих веществ и, соответственно, концентрации растворенного кислорода.

С учетом значительных изменений гидрохимии в летний период дальнейшие расчеты уравнений регрессии и коэффициентов корреляции гидробиологических показателей с гидрохимическими были основаны на данных для этого времени года.

#### Гидробиологические показатели

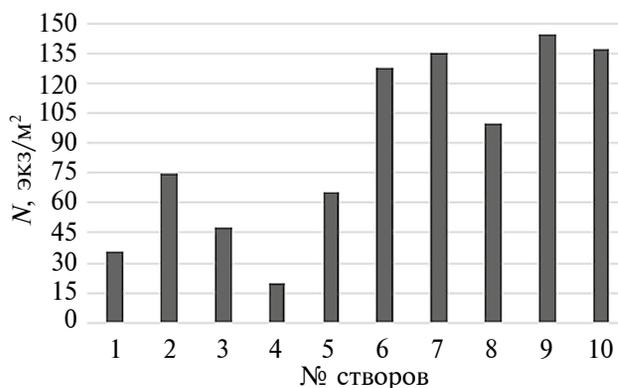
В основу расчетов положены следующие структурные характеристики сообщества макрозообентоса:

- число видов  $n$ ;
- численность  $N$ ;

- доля ЕРТ (Ephemeroptera+Plecoptera+Trichoptera) в общей численности макрозообентоса;
- доля олигосапробных видов в общей численности макрозообентоса (% олиго) [13];
- индекс Зелинки–Марвана (Индекс З–М) [20];
- индекс BMWP (Biological Monitoring Working Party) [10];
- индекс Шеннона.

Численность макрозообентоса колебалась в широких пределах, достигая максимума на створах с высоким уровнем загрязнения (рис. 2).

Это вызвано массовым развитием нескольких устойчивых к загрязнению видов. Так, максимальная численность в створах 9 и 10 в основном



**Рис. 2.** Численность  $N$  макрозообентоса на изученных створах в летний период.

связана с двумя видами: моллюском *Viviparus viviparus* на створе 9 (30% общей численности) и *Asselus aquaticus* на створе 10 (70% общей численности).

Величины структурных показателей сообщества макрозообентоса и биотические индексы на исследованных створах менялись в широких пределах (табл. 2).

Максимальные значения индекса Шеннона и доли (%) ЕРТ получены для створа 8, который не подвергался антропогенному загрязнению, а минимальные значения – для створов 4 и 10, где наблюдался дефицит кислорода.

С использованием структурных показателей сообщества макрозообентоса и результатов гидрохимического анализа рассчитаны соответствующие уравнения регрессии и величины ко-

эффициентов корреляции между структурными показателями и гидрохимией (табл. 3).

Для ряда структурных показателей и биотических индексов получены достоверные коэффициенты корреляции с гидрохимическим составом воды.

Связь структурных показателей с концентрацией ионов меди, цинка и БПК<sub>5</sub> оказалась статистически недостоверной.

## ОБСУЖДЕНИЕ

Использование структурных показателей сообщества макрозообентоса как метрик для оценки экологического качества воды широко распространено в работах Агенства по защите окружающей среды США (USEPA) [4] и в Европейской водной рамочной директиве [17].

**Таблица 2.** Величины структурных показателей сообщества макрозообентоса и биотические индексы в летний период на исследованных створах

№ створа	N	% ЕРТ	% олиго	Индекс З–М	Индекс BMWP	Индекс Шеннона
1	38	5.59	3.58	2.49	97	3.07
2	38	13.90	7.09	2.18	75	2.78
3	45	29.05	12.00	2.34	107	2.79
4	17	22.00	4.46	2.16	59	2.20
5	30	27.30	14.39	2.02	130	1.72
6	40	60.06	9.31	2.25	91	3.18
7	51	28.85	8.27	2.37	121	2.71
8	41	31.46	12.04	2.23	164	2.49
9	47	31.22	9.86	2.10	142	2.74
10	30	0.29	0.64	2.78	79	0.97

**Таблица 3.** Коэффициенты корреляции между структурными показателями сообщества макрозообентоса и гидрохимией (н.д. – недостоверно)

Показатель	Индекс З–М	Индекс Шеннона	BMWP	% олиго-	ЕРТ	Число видов
O <sub>2</sub> , мг/л	-0.565	0.459	0.534	0.65	0.839	0.22
	н.д.	*	*	**	**	н.д.
рН	0.583	0.067	0.701	0.64	0.699	0.214
	*	н.д.	**	**	**	н.д.
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , мг/л	0.81	-0.71	-0.503	-0.914	-0.909	-0.39
	**	**	*	**	**	н.д.
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/л	0.834	-0.724	-0.264	-0.899	-0.968	-0.195
	**	**	н.д.	**	**	н.д.
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	0.813	-0.811	-0.181	-0.84	-0.891	-0.129
	**	**	н.д.	*	**	н.д.

\* При  $p < 0.05$ .

\*\* При  $p < 0.01$ .

При этом подчеркивается важность мультиметрического подхода с использованием как гидробиологических (доля таксономических групп в общей численности, биотические индексы и др.), так и гидрохимических показателей [7].

Один из наиболее широко распространенных индексов на основе видового богатства – EPT Index. В расчетах в настоящей работе использована доля (%) видов EPT в общей численности макрозообентоса. Аналогично рассчитана доля олигосапробных видов в общей численности макрозообентоса.

Кроме структурных показателей макрозообентоса есть ряд биотических индексов, в частности индекс BMWP [10], который широко используется в странах Европы и имеет ряд модификаций [3], и др. Индекс З–М [15, 20] до сих пор используется в ряде стран Восточной Европы [13, 14] и в основном показывает степень органического загрязнения.

Для доли EPT и видов, приуроченных к олигосапробным условиям, получены максимальные значения коэффициентов корреляции с гидрохимическими величинами. Связь общего числа видов макрозообентоса с гидрохимией оказалась статистически недостоверной, в то время как для индекса Шеннона получен ряд достоверных значений коэффициентов корреляции. Наименьшие коэффициенты корреляции получены для связи структурных показателей макрозообентоса с концентрациями нитратного и аммонийного азота, а также с рН среды. По данным Д.М. Безматерных [2], достоверная отрицательная корреляция числа видов макрозообентоса умеренно загрязненной р. Барнаулки получена только с ионом нитратного азота.

Несколько неожиданной оказалась более тесная корреляционная связь индекса З–М, чем BMWP, с гидрохимическими величинами. Возможно, это объясняется тем, что исследованные створы на реках подвергались сильному антропогенному прессу, в частности сбросу вод с очистных сооружений, содержащих органические вещества, за исключением створа 8, который можно рассматривать как эталонный.

В целом, связь структурных показателей макрозообентоса с гидрохимическими показателями во многих случаях оказалась достаточно жесткой, о чем свидетельствуют высокие уровни значимости, которые в большинстве случаев  $< 0.01$ . Это свидетельствует о важности мультиметрического подхода к оценке экологического состояния водного объекта в условиях антропогенного пресса.

При анализе данных по створам на р. Неман четко прослеживается нарушение принципа речного континуума. Так, максимальные значения большинства структурных показателей получены для створа 8, находящегося в верхней части реки, а минимальные – для створов 1 и 6, расположенных ниже по течению и подвергающихся антропогенному загрязнению.

Следует учитывать тот факт, что существует косвенное влияние температуры, рН и других факторов на полученные регрессионные зависимости. Так, увеличение рН приводит к усилению влияния аммонийного азота на живые организмы, особенно при повышенной температуре [18]. Снижение количества растворенного кислорода и повышение температуры влияют на процесс нитрификации [16]. При разрушении СПАВ увеличивается концентрация растворенного фосфора, особенно при повышенной температуре [19]. В связи с этим возможны как синергический эффект воздействия различных факторов на полученные регрессионные связи [1, 8, 12], так и косвенное влияние какого-либо из изученных факторов [9].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В условиях высокого антропогенного пресса на реки бассейна Немана, вызванного сбросом сточных вод, наблюдается тесная корреляционная связь между структурными показателями макрозообентоса с гидрохимическим составом воды, которая четко выражена для летнего периода. Максимальные величины коэффициентов корреляции получены для связи доли EPT и доли олигосапробных видов в общей численности макрозообентоса. В то же время связь общего числа видов макрозообентоса с гидрохимическими показателями оказалась недостоверной. Получен-

ные данные — основа для определения перечня гидробиологических и гидрохимических показателей как в системе мониторинга экологического состояния рек, так и для контроля. Одной из проблем при оценке воздействия гидрохимических показателей на структуру макрозообентоса может быть синергический эффект различных факторов.

Авторы выражают признательность В. Вежновцу и Д. Куницкому (НПЦ НАН Беларуси по биоресурсам) за оказанную помощь в сборе полевого материала, а также анонимным рецензентам за их комментарии и предложения по улучшению текста статьи.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Остроумов С.А.* Опасность двухуровневого синергизма при синэкологическом суммировании антропогенных воздействий // ДАН. 2001. Т. 380. № 6. С. 847–849.
2. *Безматерных Д.М.* Влияние антропогенного загрязнения на структуру макрозообентоса реки Барнаулки (бассейн верхней Оби) // Вод. ресурсы. 2018. Т. 45 (1). С. 52–61.
3. *Семенченко В.П., Разлуцкий В.И.* Экологическое качество поверхностных вод. Минск: Беларуская навука, 2011. 329 с.
4. *Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B.* Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington, D.C.: Ed. U.S. Environ. Protection Agency, 1999. 337 p.
5. *Bieroza M., Benisch J., Benisch J. et al.* Advances in Catchment Science, Hydrochemistry, and Aquatic Ecology Enabled by High-Frequency Water Quality Measurements // Environ. Sci. Technol. 2023. V. 57 (12). P. 4701–4719.
6. *Birk S., Bonne W., Borja A. et al.* Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive // Ecol. Indicators. 2012. V. 18. P. 31–41.
7. *Camargo J.A., Alonso A., De la Puente M.* Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates // Environ. Monitoring Assessment. 2004. V. 96. P. 233–249.
8. *Ferreira V., Chauvet E.* Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi // Global Change Biol. 2011. V. 17 (1). P. 551–564.
9. *Fleeger J.W.* How Do Indirect Effects of Contaminants Inform Ecotoxicology? // A Rev. Processes. 2020. V. 8. P. 1659.
10. *Hawkes H.A.* Origin and development of the biological monitoring working party score system // Water Res. 1998. V. 32 (3). P. 964–968.
11. *Kenney M.A., Sutton-Grier A.E., Smith R.F., Gresens S.E.* Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy // Terrestrial Arthropod Rev. 2009. V. 2 P. 99–128.
12. *La Porta C.A.M., Fumagalli M.R., Gomarasca S. et al.* Synergistic effects of contaminants in Lombardy waters // Sci. Rep. 2021. V. 11. 13888. DOI: 10.1038/s41598-021-93321-6
13. *Novaković B.* Indicative ecological status assessment of the Južna Morava River based on aquatic macroinvertebrates // Water Res. Management. 2012. V. 2 (4). P. 45–50.
14. *Paunović M., Simić V., Pantović N. et al.* Water Quality Assessment Based on Saprobiological Analyses of the Macroinvertebrate Communities in the Zapadna Morava River Basin // BALWOIS 2010. Ohrid, Republic of Macedonia, 2010. P. 1–3.
15. *Sládeček V.* System of water quality from the biological point of view // Archiv für Hydrobiologie. 1973. V. 7. P. 1–218.
16. *Stief P., Schramm A., Altmann D.* Temporal variation of nitrification rates in experimental freshwater sediments enriched with ammonia or nitrite // FEMS Microbiol. Ecol. 2003. V. 46. P. 63–71.
17. WFD 2003. Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy 2000/60/EC. [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index\\_en.html](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html)
18. *Wurts W.* Pond pH and Ammonia Toxicity // World Aquaculture. 2003. V. 34 (2). P. 20–21.
19. *Ying G.G.* Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment // Environ Int. 2006. V. 32 (3). P. 417–431.
20. *Zelinka M., Marvan P.* Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit flissender Gewasser // Archiv für Hydrobiologie. Bd. 1961. V. 57 (3). P. 389.

УДК 556.114.6

## ОСОБЕННОСТИ КАЧЕСТВА ВОДЫ МАЛЫХ РЕК ХАБАРОВСКА ВО ВРЕМЯ ПОЛОВОДЬЯ.

### 1. ОСНОВНЫЕ ИОНЫ И БИОГЕННЫЕ ВЕЩЕСТВА

© 2024 г. В. П. Шестеркин<sup>а, \*</sup>, И. С. Синькова<sup>а</sup>, Н. М. Шестеркина<sup>а</sup>

<sup>а</sup>ХФИЦ, Институт водных и экологических проблем ДВО РАН,  
Хабаровск, 680000 Россия

\*e-mail: shesterkin@ivep.as.khb.ru

Поступила в редакцию 06.09.2022 г.

После доработки 17.05.2023 г.

Принята к публикации 27.11.2023 г.

Представлены результаты изучения химического состава воды малых рек г. Хабаровска в период весеннего половодья в 2018–2022 гг. Показано значительное варьирование концентраций основных ионов и биогенных веществ в речных водах, обусловленное большими различиями химического состава талых снеговых, подземных, сточных вод, а также вод из изношенных систем водоснабжения и водоотведения. В начале периода снеготаяния максимальные минерализация, концентрация хлоридных ионов и ионов натрия в центре города, превышающие ПДК, и хлоридно-натриевый состав из-за использования противогололедных реагентов установлены в воде рек, дренирующих районы с интенсивным движением автотранспорта. Наибольшее загрязнение речных вод аммонийным и нитритным азотом, фосфатами отмечено в начале половодья вследствие выноса с поверхности водосборов. Показано, что в течение половодья в воде многих рек, кроме питающихся коммунальными сточными водами, концентрации растворенных веществ постепенно снижаются, состав воды становится гидрокарбонатно-кальциевым.

*Ключевые слова:* Хабаровск, малые реки, весеннее половодье, загрязнение, хлориды, аммонийный и нитритный азот, фосфаты.

DOI: 10.31857/S0321059624030104 EDN: ATZILS

#### ВВЕДЕНИЕ

Урбанизация – мощный фактор преобразования химического состава вод малых рек из-за сбросов промышленных и бытовых сточных вод, вод ливневого и талого стока [16]. В г. Хабаровске, основанном в 1858 г., проблема качества вод малых рек существует давно. В 1905 г. санитарный врач А.В. Чириков писал, что “...реки Плюснинка, Чердымовка и Лесопилка, впадающие в Амур, по-видимому, предназначены городской администрацией для роли естественной канализации”, “...по ложу речки Плюснинки струится клоачная жидкость и несколько ниже казенного дебаркадера изливается в реку, к несчастью именно в том месте, где берут воду как водовозы, так и корейцы-водоносы” [18].

Дальнейшее расширение территории города, протянувшегося вдоль Амура, затронуло водо-

сборы малых рек Матренихи, Полежаевки, Березовой и др., начиная с 1958 г. – реки Плюснинка, Чердымовка, Лесопилка и Курча-Мурча были постепенно убраны в бетонные коллекторы.

Мониторинг за качеством вод рек Черной и Березовой с 1975 г. осуществляет “Росгидромет” в период открытого русла. Согласно материалам этих наблюдений, р. Черная – “очень грязная”, а р. Березовая – “грязная”. В настоящее время они – приемники сточных вод МУП “Водоканал”. В 2021 г. в эти водотоки в составе сточных вод поступило 1.29 т фосфатов, 0.4 т нефтепродуктов [2].

Исследования ИВЭП ДВО РАН в 1997–1998 гг. дали возможность получить первые сведения о содержании основных ионов и биогенных веществ в период открытого русла в воде притоков рек Черной и Березовой [6]. Материа-

лы наблюдений в декабре 2017 г. – марте 2018 г. свидетельствовали о загрязнении рек центральной части г. Хабаровска аммонийным и нитритным азотом [17, 19].

В меньшей степени изучено качество вод малых рек в период весеннего половодья, когда в их питании доминируют талые снеговые воды. Снежный покров, как известно [8], хороший индикатор загрязнения атмосферы зимой из-за сорбции аэрозолей, частиц пыли, сажи и др. Немногочисленные сведения о химическом составе снежного покрова г. Хабаровска свидетельствуют о загрязнении его соединениями азота и фосфора [9, 17, 20]. Рост количества автотранспорта и использование для борьбы с гололедом химических средств не могли не повлиять на качество вод малых рек города. Так, 18 ноября 2018 г. после выпадения 7 мм снега на дорогах Хабаровска было использовано более 160 т песчано-соляной смеси, 19 т реагента и 3 т технической соли [15]. Аналогичная ситуация имела место и в последующие годы.

Исследования в г. Минске свидетельствуют, что во время снеготаяния больше всего загрязнены воды с дорог, в которых в результате использования противогололедных реагентов содержание  $\text{Cl}^-$  достигало 805–5660 мг/дм<sup>3</sup>,  $\text{Na}^+$  – 610–3580 мг/дм<sup>3</sup> [10]. В г. Москве в 2000–2001 гг. общее количество загрязняющих веществ, поступивших в реки с талыми водами, составляло ~60% валовых сбросов загрязняющих веществ в водоемы города. Иногда содержание хлоридов в сбрасываемом в реки снеге превышало ПДК в 20–100 раз [13].

Отсутствие мониторинга качества вод малых рек г. Хабаровска в период весеннего половодья обусловило необходимость изучения пространственно-временной изменчивости качества вод в эту фазу водного режима.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Наблюдения на малых реках г. Хабаровска проводили с 11 марта по 19 апреля в 2018–2022 гг. Мониторинг отсутствовал на р. Лесопилке в 2020–2022 гг. из-за работ на набережной, р. Чердымовке в апреле 2021–2022 гг. – из-за заполнения коллектора водами Амура. Пробы воды

отбирали с поверхности, анализировали в ЦКП при ИВЭП ДВО РАН. В образцах воды по [14] определяли содержание главных ионов ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и  $\text{Cl}^-$ ) и биогенных веществ ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  и  $\text{HPO}_4^{2-}$ ). Схема района исследований дана на рис. 1. При оценке загрязнения использовали значения ПДК вредных веществ для водных объектов рыбохозяйственного значения РФ [12].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Химический состав вод малых рек Хабаровска формируется на Среднеамурской низменности, ограниченной на севере Воронежскими высотами, на юге – предгорьями Большого и Малого Хехцира, в центральной части города – на холмисто-увалистой поверхности. Во время половодья в питании рек активное участие принимают талые снеговые воды, на отдельных водотоках – воды из изношенных систем водоснабжения и водоотведения, иногда – сточные воды жилищно-коммунального хозяйства.

В г. Хабаровске средняя дата образования устойчивого снежного покрова – 15 ноября, ранняя – 16 октября, разрушения – 28 марта и 1 февраля соответственно. Наибольшая высота снежного покрова достигает 35 см, наименьшая – 7 см [3]. Во время наблюдений сумма осадков за декабрь–февраль изменялась от 9 (2018–2019 гг.) до 47 мм (2021–2022 гг.) [11].

В начале марта водный сток на большинстве рек из-за промерзания и образования наледей отсутствует, сохраняется лишь на реках Безымянной, Плюснинке, Лесопилке, Чердымовке, редко на реках Матренихе и Полежаевке из-за питания сточными водами.

*Малые реки на окраине города с преимущественно малоэтажной застройкой, садово-огородными участками*

Малые реки в южной (Матрениха, Безымянная, Красная речка) и северо-восточной частях города (Черная, Гнилая падь, Полежаевка, Березовая) характеризуются большим различием химического состава вод из-за разной освоенности водосборов.

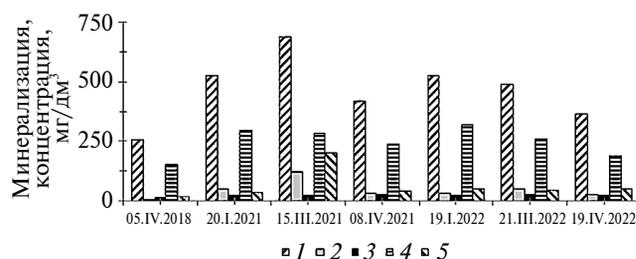


**Рис. 1.** Картограмма территории расположения водотоков: 1 – Матрениха; 2 – Безымянная; 3 – Красная речка; 4 – Черная; 5 – Гнилая падь; 6 – Плюснинка; 7 – Чердымовка; 8 – Лесопилка, 9 – Курча-Мурча; 10 – Полежаевка; 11 – Березовая.

В начале снеготаяния (II декада марта) максимальная минерализация вследствие выноса основной массы солей из снежного покрова отмечается в воде р. Красная речка, дренирующей в верхнем течении садовые участки и участок федеральной автомобильной дороги А370 “Усури”, а в нижнем течении – строения частного сектора (табл. 1, 2). Меньше содержание солей в воде р. Безымянной, питающейся неочищенными сточными водами. Минерализация воды этих рек по сравнению с зимой была выше соответственно в 2 и 1.3 раза [19]. В воде р. Полежаевки, водосбор которой освоен под садово-огородные участки, больших различий минерализации между зимой и весной нет. Воды остальных рек, в питании которых эпизодически участвуют сточные воды, содержат солей существенно меньше (в р. Матренихе в 1.6–2.2 раза), чем зимой [19].

Во время снеготаяния минерализация речных вод резко снижается, достигая наименьших за половодье значений (рис. 2).

Большие различия отмечаются в соотношениях концентраций основных ионов. В воде рек Красная речка, Матренихи, Черной и Гнилая падь из-за выноса противогололедных солей в начале таяния снега преобладает  $\text{Na}^+$  (42–49% экв), в конце –  $\text{Ca}^{2+}$  (40–48% экв). В воде р. Безымянной в марте также доминирует  $\text{Na}^+$  (до 51% экв), в апреле – аммонийный азот (до 32% экв). Иная ситуация характерна для рек Березовая и Полежаевки, в воде которых в марте содержится в среднем больше  $\text{Ca}^{2+}$  (до 39% экв).



**Рис. 2.** Содержание растворенных веществ в воде р. Безымянной в 2018, 2021, 2022 гг.: 1 – минерализация; 2 –  $\text{Na}^+$ ; 3 –  $\text{Ca}^{2+}$ ; 4 –  $\text{HCO}_3^-$ ; 5 –  $\text{Cl}^-$ .

**Таблица 1.** Химический состав вод малых рек южной части г. Хабаровска (здесь и в табл. 2, 3 числитель – минимальное и максимальное, знаменатель – среднее значение)

Показатель	Река					
	Матрениха		Безымянная		Красная речка	
	Март	Апрель	Март	Апрель	Март	Апрель
pH	6.8	<u>6.8–7.4</u> 7.2	<u>7.2–7.3</u> 7.2	<u>7.2–7.4</u> 7.3	7.9	<u>6.7–7.4</u> 7.1
Na <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	51	<u>4.4–13</u> 8	<u>49–124</u> 87	<u>4–33</u> 22	160	<u>6–9</u> 7
K <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	11.2	<u>3.3–5.0</u> 4.0	<u>11.2–14.8</u> 13	<u>5.5–8.8</u> 7.6	16.7	<u>2.0–3.0</u> 2.5
Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	25	<u>8–14</u> 11	<u>24–30</u> 27	<u>18–23</u> 20	87	<u>11–16</u> 13
Mg <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	7.0	<u>2.5–3.5</u> 3.0	<u>7.5–9.7</u> 8.6	<u>5.1–7.2</u> 6.1	32	<u>2.5–4.0</u> 3.2
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	187	<u>54–74</u> 67	<u>269–284</u> 272	<u>153–239</u> 194	556	<u>42–62</u> 55
Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	29	<u>6–10</u> 8	<u>44–203</u> 124	<u>20–50</u> 38	183	<u>6–12</u> 9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	22	<u>7–20</u> 12	<u>24–27</u> 25	<u>20–27</u> 25	63	<u>2.0–16</u> 8
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	3.3	<u>1.3–2.2</u> 1.8	<u>3.0–30.3</u> 16.7	<u>14.9–24.9</u> 17.9	20.4	<u>0.5–3.5</u> 1.7
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	0.10	<0.03	<u>&lt;0.01–0.38</u> 0.19	<u>&lt;0.01–0.03</u> 0.02	0.15	<u>0.02–0.07</u> 0.05
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	1.78	<u>0.42–1.09</u> 0.69	<u>0.01–0.70</u> 0.35	<u>&lt;0.01–0.38</u> 0.17	2.28	<u>0.84–1.45</u> 1.17
HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	0.86	<u>0.09–0.18</u> 0.14	<u>1.03–3.12</u> 1.78	<u>0.69–2.15</u> 1.33	0.77	<u>0.04–0.10</u> 0.07
Минерализация, мг/дм <sup>3</sup>	347	<u>111–127</u> 120	<u>482–687</u> 585	<u>356–416</u> 336	1137	<u>101–114</u> 108

В воде большинства рек в половодье среди анионов доминирует HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (48–70% экв), на втором месте хлориды (14–33% экв). Лишь в воде р. Безымянной в начале половодья преобладает Cl<sup>-</sup> (51% экв.), в конце – HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (67% экв). Поэтому по химическому составу воды в основном относятся к гидрокарбонатному классу, группе натрия (март) или кальция (апрель), первому или второму классу [1].

Характерная черта вод рек города из-за выноса с поверхности водосборов и сброса сточных вод – повышенное содержание биогенных веществ [16].

Аммонийная – основная форма соединений азота в воде исследуемых рек. Повышению его содержания способствуют процессы денитрификации, протекающие в условиях дефицита растворенного в воде кислорода и больших количеств органических веществ. Максимальное содержание, значительно превышающее ПДК

(0.39 мг N/дм<sup>3</sup>), в начале снеготаяния отмечено в воде рек, в питании которых постоянно (Безымянная) или эпизодически участвуют сточные воды (Черная, Гнилая падь), выносятся органические удобрения с садово-огородных участков (Красная речка, Полежаевка, Матрениха). В воде рек Березовой, Матренихи, Безымянной и Гнилая падь в начале половодья содержание иона аммония в среднем ниже, чем зимой, соответственно в 9.7, 8.7, 2.9 и 1.6 раза из-за разбавления талыми снеговыми водами [19].

В период половодья содержание аммонийного азота в воде большинства рек, за исключением водотоков, питающихся сточными водами (Безымянная, Гнилая падь и Черная), снижается и достигает наименьших за половодье значений (рис. 3).

Присутствие нитритного азота в речных водах обусловлено в основном процессами разложения

Таблица 2. Химический состав вод малых рек северо-восточной части г. Хабаровска

Показатель	Река							
	Черная		Гнилая падь		Полежаевка		Березовая	
	Март	Апрель	Март	Апрель	Март	Апрель	Март	Апрель
pH	<u>7.3–7.4</u> 7.3	<u>7.0–7.4</u> 7.2	<u>7.2–7.4</u> 7.3	<u>7.2–7.6</u> 7.4	<u>6.5–7.8</u> 7.3	<u>7.0–7.5</u> 7.3	7.7	<u>6.8–7.8</u> 7.4
Na <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>25–88</u> 57	<u>14–26</u> 19	<u>27–54</u> 40	<u>20–31</u> 27	<u>10–38</u> 19	<u>9–23</u> 15	30.3	<u>18–38</u> 25
K <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>10.8–15.3</u> 13.1	<u>8.8–9.5</u> 9.2	<u>10.8–11.0</u> 10.9	<u>6.0–7.1</u> 6.7	<u>3.0–16.0</u> 9.8	<u>5–8</u> 6	10.5	<u>4.6–6.6</u> 5.4
Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>25–34</u> 30	<u>26–40</u> 32	<u>33–53</u> 43	<u>38–54</u> 45	<u>20–34</u> 26	<u>23–40</u> 30	31	<u>18–29</u> 16
Mg <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>8.9–18.9</u> 13.9	<u>6.5–7.7</u> 7.2	<u>9.3–12.8</u> 11.1	<u>8.8–10.7</u> 10.0	<u>4.7–10.4</u> 7.1	<u>5.4–9.7</u> 7.0	9.2	<u>4.4–8.2</u> 6.1
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>185–272</u> 229	<u>100–148</u> 128	<u>175–209</u> 192	<u>194–203</u> 198	<u>81–127</u> 101	<u>76–142</u> 103	128	<u>94–163</u> 119
Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>42–75</u> 59	<u>19–30</u> 24	<u>52–73</u> 63	<u>27–41</u> 36	<u>17–53</u> 26	<u>17–23</u> 19	22	<u>17–23</u> 21
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>22–37</u> 30	<u>21–43</u> 30	23	<u>24–51</u> 34	<u>12–40</u> 22	<u>22–60</u> 35	75	<u>15–33</u> 22
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>11.3–19.2</u> 15.3	<u>3.7–5.7</u> 4.9	<u>6.1–6.9</u> 6.5	<u>4.2–9.8</u> 6.2	<u>0.29–28.8</u> 6.3	<u>0.95–2.02</u> 1.33	1.4	<u>1.46–2.49</u> 1.94
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>0.01–0.03</u> 0.02	<u>0.04–0.08</u> 0.06	<u>0.04–0.13</u> 0.09	0.04	<u>0.02–0.08</u> 0.04	<u>0.02–0.06</u> 0.03	0.04	<u>0.02–0.04</u> 0.03
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>0.02–0.14</u> 0.08	<u>0.82–1.81</u> 1.29	<u>0.52–0.86</u> 0.69	<u>0.41–1.26</u> 0.85	<u>0.14–1.90</u> 1.16	<u>0.65–1.67</u> 1.10	1.31	<u>0.47–1.22</u> 0.87
HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг P/дм <sup>3</sup>	<u>1.06–1.43</u> 1.25	<u>0.05–0.50</u> 0.23	<u>0.06–0.09</u> 0.08	<u>0.03–0.37</u> 0.15	<u>0.02–4.99</u> 1.07	<u>0.03–0.06</u> 0.04	0.20	<u>0.09–0.22</u> 0.11
Минерализация, мг/дм <sup>3</sup>	<u>219–546</u> 383	<u>211–373</u> 301	<u>391–404</u> 398	<u>351–368</u> 370	<u>173–343</u> 229	<u>166–319</u> 224	315	<u>186–314</u> 229

органических веществ и нитрификацией. Содержание этого вещества меняется в очень широких пределах (табл. 1, 2). Максимальное загрязнение (> 21 ПДК) отмечается в начале половодья в воде рек Красная речка и Гнилая падь. Менее загрязнены остальные реки. В период снеготаяния его содержание в воде рек снижается, причем в реках Матренихе и Безымянной — из-за

анаэробных условий до предела обнаружения. Повышение концентрации нитритного азота наблюдается лишь в воде р. Черной (табл. 2) из-за влияния сточных вод.

Максимальная концентрация нитратного азота в начале снеготаяния отмечается в воде Красной речки и Березовой, в конце снеготая-

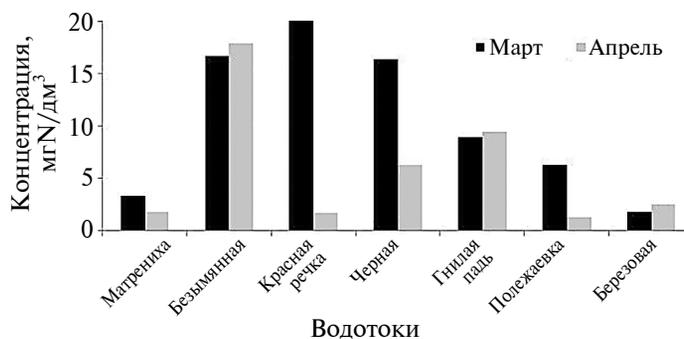


Рис. 3. Среднее содержание иона аммония в воде рек окраин г. Хабаровска в период половодья в 2018–2022 гг.

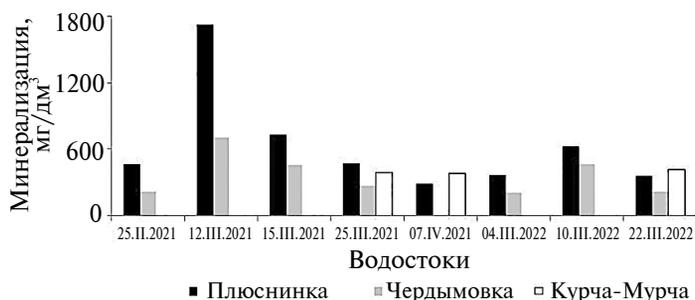


Рис. 4. Изменение минерализации воды рек центральной части г. Хабаровска в феврале–апреле 2021–2022 гг.

ния – Черной (табл. 1, 2). Наименьшее его содержание, часто ниже предела обнаружения, отмечено в Безымянной за счет денитрификации. Аналогичные значения в воде этой реки, а также Матренихи, Гнилой пади и Березовой наблюдались и зимой [19].

В больших диапазонах меняется содержание фосфатов, максимальные величины из-за выноса удобрений с дачных участков отмечаются в начале снеготаяния в воде Красной речки, Полежаевки и Черной. Менее загрязнены фосфатами в это время воды Матренихи, Безымянной, Березовой и Гнилой Пади, в питании которых принимают участие и сточные воды. Повышенные концентрации фосфатов в воде Черной, Матренихи и Березовой наблюдались и ранее [6], что свидетельствует о хроническом загрязнении этих водотоков фосфатами. В конце снеготаяния содержание этого вещества в воде большинства рек значительно снижается. Исключение – р. Безымянная, в которую в течение года сбрасываются сточные воды.

*Малые реки центральной части города (Плюснинка, Чердымовка, Лесопилка, Курча-Мурча)*

Малые реки центральной части города, питающиеся подземными водами, водами изношенных систем водоснабжения и водоотведения, как и зимой, характеризуются слабощелочными величинами рН. По сравнению с реками окраин города, они характеризуются более высоким содержанием в воде основных ионов, соответственно – минерализацией, значительной амплитудой их колебаний (табл. 3).

Максимальная минерализация отмечена в воде р. Плюснинки во второй декаде марта

2021 г. (табл. 3) после малоснежной зимы (в декабре–феврале выпало 24 мм осадков). В воде р. Чердымовки, часть водосбора которой занята малоэтажными бараками, минерализация воды была ниже в 2.4 раза. По сравнению с зимой [19] из-за выноса противогололедных реагентов с первыми порциями талых вод ее значения в воде этих рек были выше в 3.6 и 3.4 раза соответственно. В 2018–2020 и 2022 гг. содержание солей в воде этих рек было ниже (рис. 4). Такие большие различия могут быть вызваны как разными сроками наступления снеготаяния, так и количеством используемых на дорогах реагентов.

Существенные различия были в солевом составе. В начале снеготаяния в марте 2018 г. в воде Чердымовки и Плюснинки относительное содержание  $\text{Cl}^-$  достигало 74% экв, превышало значение ПДК в 1.2 и 1.1 раза соответственно, в то время как в воде Лесопилки эти значения составляли 13% экв и 0.05 ПДК. Более высокое содержание  $\text{Cl}^-$  отмечалось в воде Плюснинки в марте 2021 г. (78% экв и 2.4 ПДК). Доля  $\text{Na}^+$  среди катионов в воде Плюснинки и Чердымовки в марте 2018 г. составила 62 и 66% экв (1.4–1.5 ПДК), на втором месте был  $\text{Ca}^{2+}$  (23 и 20% экв соответственно). Иная ситуация была характерна для Лесопилки, дренирующей территорию частных домов, в ее воде содержание  $\text{Ca}^{2+}$  достигало 43% экв,  $\text{Na}^+$  – 32% экв. Наибольшее содержание  $\text{Na}^+$  было характерно для вод Плюснинки и Чердымовки в марте 2021 г. (71–78% экв), причем в первой оно составляло 3.6 ПДК.

Поэтому, по классификации О.А. Алекина [1], в начале снеготаяния воды Плюснинки и Чердымовки относились к хлоридному классу,

Таблица 3. Химический состав вод малых рек центральной части г. Хабаровска

Показатель	Река							
	Плюснинка		Чердымовка		Лесопилка		Курча-Мурча	
	Март	Апрель	Март	Апрель	Март	Апрель	Март	Апрель
pH	<u>7.1–8.1</u> 7.6	<u>7.6–7.8</u> 7.7	<u>7.0–7.8</u> 7.5	7.2	<u>6.8–7.3</u> 7.1	7.5	<u>7.6–7.8</u> 7.7	7.8
Na <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>22–435</u> 104	<u>17–24</u> 20	<u>13–180</u> 67	16.9	<u>24–38</u> 31	23	<u>25–32</u> 28	29
K <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>5.7–10.5</u> 8.0	<u>3.6–6.5</u> 5.0	<u>3.0–12.5</u> 5.7	5.5	<u>10.0–14.0</u> 12.0	6.5	<u>5.0–11.0</u> 8	6.4
Ca <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>31–59</u> 47	<u>39–64</u> 52	<u>17–47</u> 31	43	<u>33–44</u> 39	42	<u>31–50</u> 43	53
Mg <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>5.5–31.0</u> 15.2	<u>9.3–14.2</u> 11.8	<u>4.5–10.9</u> 7.6	10.6	<u>6.5–7.4</u> 7.0	9.1	<u>12–13</u> 13	12
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>102–266</u> 196	<u>164–259</u> 212	<u>91–182</u> 130	185	<u>129–188</u> 159	234	<u>193–229</u> 210	209
Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>39–720</u> 186	<u>31–63</u> 47	<u>14–331</u> 111	56	<u>14–54</u> 34	39	<u>40–59</u> 42	40
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	<u>12–30</u> 20	<u>16–20</u> 18	<u>9–19</u> 15	15	<u>18–26</u> 22	9.0	<u>17–26</u> 21	29
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>0.9–6.0</u> 3.5	<u>1.9–2.3</u> 2.1	<u>0.7–8.1</u> 3.0	4.3	<u>6.7–15.3</u> 10.0	5.76	<u>0.4–11.1</u> 4.3	2.6
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>0.05–0.40</u> 0.15	<u>0.14–0.26</u> 0.12	0.04–0.20 0.10	0.12	<u>0.10–0.16</u> 0.13	<0.03	<u>0.01–0.04</u> 0.03	0.06
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	<u>1.11–2.39</u> 1.71	<u>0.10–0.11</u> 0.10	<u>0.99–1.58</u> 1.19	1.48	<u>0.90–2.15</u> 1.52	0.01	<u>0.8–2.1</u> 1.2	1.20
HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг P/дм <sup>3</sup>	<u>0.01–0.33</u> 0.06	<u>0.03–0.06</u> 0.04	<u>0.01–0.49</u> 0.14	0.09	<u>0.25–0.64</u> 0.47	0.09	<u>0.07–0.32</u> 0.08	0.02
Минерализация, мг/дм <sup>3</sup>	<u>260–1720</u> 649	<u>291–458</u> 375	<u>172–795</u> 410	345	<u>307–461</u> 384	370	<u>326–412</u> 377	387

группе натрия, Лесопилки – к хлоридному классу, группе кальция-натрия, третьему типу.

Во время половодья минерализация воды постепенно снижается (рис. 4), изменяется и ее химический состав (табл. 3). Более резкое снижение содержания Na<sup>+</sup> по сравнению с остальными катионами приводит к появлению вод гидрокарбонатного класса, группы кальция, второго типа. Наряду со снижением содержания Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> и Mg<sup>2+</sup> в конце марта 2018 г. в воде отмечается повышение содержания K<sup>+</sup>.

На спаде половодья, в I декаде апреля, минерализация речных вод достигает наименьших значений. В р. Плюснинке основной вклад в минерализацию внесли HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> и Ca<sup>2+</sup> (34 и 27% экв соответственно). Содержание Na<sup>+</sup> и Cl<sup>-</sup> было < 11% экв.

В малоснежные зимы 2018–2019 и 2019–2020 гг. содержание основных ионов в воде рек

в начале снеготаяния было значительно ниже, вероятно, из-за использования меньшего количества реагентов. По составу воды рек были гидрокарбонатно-кальциевыми или гидрокарбонатными натриево-кальциевыми.

Среди минеральных форм азота в начале половодья доминирует ион аммония, причем по сравнению с реками окраин, в которых его содержание менялось от 0.3 до 28.8 мг N/дм<sup>3</sup>, в потоках центральной части города оно варьировало в более узких пределах. Максимальная концентрация (до 40 ПДК), как и зимой, отмечена в воде р. Лесопилки (табл. 3). Несколько меньшей (до 28 ПДК) она была зафиксирована в воде р. Курча-Мурча, дренирующей территорию нефтепергонного завода (рис. 5). В воде остальных рек в это время концентрации аммонийного азота были < 21 ПДК и превышали зимние значения.

В начале половодья воды рек центральной части города более загрязнены нитритным азо-

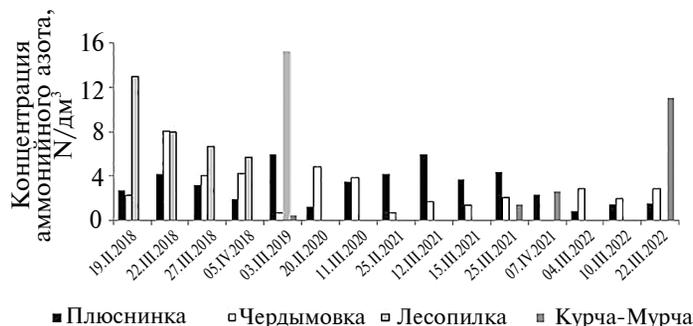


Рис. 5. Изменение содержания аммонийного азота в воде малых рек центральной части г. Хабаровска в феврале–апреле 2018–2022 гг.

том (до 20 ПДК, за исключением р. Курча-Мурча), чем реки окраин (кроме р. Безымянной, питающейся неочищенными сточными водами). Наименьшие его значения отмечены в воде р. Курча-Мурча, наибольшие – р. Плюснинки (табл. 3).

В более широких пределах (0.3–1.6 мг N/дм<sup>3</sup>), чем зимой, варьирует содержание нитратного азота. Максимальными значениями (как и нитритного азота) характеризуются воды р. Плюснинки (табл. 3).

Поведение минерального фосфора не отличалось от поведения остальных биогенных веществ. Наибольшие концентрации также отмечены в начале половодья, они были значительно ниже, чем в воде рек окраин города (табл. 1–3). По сравнению с зимней меженью [19] концентрации фосфатов в воде Плюснинки и Чердымовки во время половодья были выше, а р. Лесопилки – значительно выше. В конце половодья содержание этого вещества в воде центральной части города снижалось до 0.02–0.09 мг P/дм<sup>3</sup>, т. е. также было ниже, чем на окраине Хабаровска.

## ВЫВОДЫ

Малые реки г. Хабаровска во время весеннего половодья значительно различаются по химическому составу воды, содержанию основных ионов и биогенных веществ, что обусловлено большой разницей химического состава талых снеговых, подземных и сточных вод, вод изношенных систем водоснабжения и водоотведения.

В районах интенсивного движения автотранспорта использование противогололедных реагентов в зимний период обуславливает максимальные минерализацию и концентрации Na<sup>+</sup> и Cl<sup>-</sup> (в центре города они >ПДК) и хлоридно-натриевый состав речных вод в начале снеготаяния.

Воды большинства малых рек загрязнены аммонийным и нитритным азотом и фосфатами за счет их поступления с поверхностным стоком, наибольшие концентрации отмечены в начале половодья.

В течение половодья содержание растворенных веществ в воде рек, за исключением питающихся сточными водами, постепенно снижается, состав воды становится гидрокарбонатно-кальциевым.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 442 с.
2. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2021 году. Хабаровск: МПР Хабаровского края, 2022. 256 с.
3. *Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Гончаров А.В., Ничипорова И.П., Сорокина Е.Ф.* Тенденции изменения качества поверхностных вод в районе г. Екатеринбург // Современные проблемы гидрохимии и формирования качества вод. Матер. науч. конф. с международ. участием. Ростов-на-Дону: ГХИ, 2010. С. 130–133.
4. *Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Лямперт Н.А., Ничипорова И.П., Листопадова Н.Н.* Динамика уровня загрязненности поверхностных вод бассейна р. Москва // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга

- качества поверхностных вод. Материалы науч. конф. с международ. участием. Ростов-на Дону: ГХИ, 2015. Ч. 1. С. 84–88.
5. *Морина О.М., Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М., Иванова Е.Г.* Проблемы качества малых рек г. Хабаровск и его окрестностей // Города Дальнего Востока: экология и жизнь человека. Материалы науч. конф. Владивосток; Хабаровск: ДВО РАН, 2003. С. 104–106.
  6. *Нефедова Е.Г.* Внутригодная изменчивость содержания основных поллютантов в малых водотоках городского округа г. Воронеж // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Тр. VI международ. науч.-практ. конф. Пермь: ПГУ, 2017. Т. 2. С. 73–76.
  7. *Никаноров А.М.* Гидрохимия. Ростов-на-Дону: НОК, 2008. 461 с.
  8. *Новороцкая А.Г.* О результатах химического мониторинга снежного покрова Хабаровска // Успехи современного естествознания. 2018. № 12-2. С. 374–379.
  9. *Овчарова Е.П., Хомич В.С., Чудук В.Н.* Влияние поверхностного стока с городской территории на химический состав и качество речных вод // Экологическое состояние водных объектов. Качество вод и научные основы их охраны. Докл. VI Всерос. гидрол. съезда. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. С. 154–158.
  10. *Петров Е.С., Новороцкий П.В., Ленишин В.Т.* Климат Хабаровского края и Еврейской автономной области. Владивосток; Хабаровск: Дальнаука, 2000. 174 с.
  11. Погода и Климат.  
[http://www.pogodaiklimat.ru/history/31735\\_2.htm](http://www.pogodaiklimat.ru/history/31735_2.htm)
  12. Приказ Минсельхоза России от 13.2016 № 552 “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. М.: Минюст России, 2017. № 45203.
  13. *Примин О.Г., Тен А.Э.* Экологическая оценка использования противоголедных реагентов в зимний период в г. Москве // Экология и пром-сть России. 2018. Т. 22. № 4. С. 11–15.
  14. РД 52.18.595-96 Руководящий документ Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды. <https://docs.cntd.ru/document/1200036098> (дата обращения: 19.08.2021)
  15. Свыше 160 тонн песчано-соляной смеси высыпали хабаровские дорожники на городские улицы.  
<https://www.dvnovosti.ru/khab/2018/11/16/91091/>
  16. *Скакальский Б.Г.* Формирование гидрохимического режима поверхностных вод в условиях антропогенного воздействия // Экологическое состояние водных объектов. Качество вод и научные основы их охраны. Докл. VI Всерос. гидрол. съезда. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. С. 99–109.
  17. *Фишер Н.К., Гаретова Л.А., Имранова Е.Л., Кириенко О.А., Афанасьева М.И.* Оценка экологического состояния малых рек центральной части Хабаровска в период снеготаяния // Региональные проблемы. 2018. Т. 21. № 3. С. 35–44.
  18. *Чириков А.В.* Реки Амурского бассейна (Шилка, Амур и Сунгари) в санитарном отношении. 1905. СПб.: МПС, 133 с.
  19. *Шестеркин В.П., Афанасьева М.И.* Гидрохимия малых рек центральной части Хабаровска в период половодья // Материалы II международ. науч.-практ. конф. Чита: ЗабГУ, 2018. С. 59–64.
  20. *Шестеркин В.П., Афанасьева М.И., Шестеркина Н.М.* Особенности качества воды малых рек Хабаровска в зимний период // Геоэкология, инженерная геология, геокриология. 2019. № 3. С. 78–87.
  21. *Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М., Форина Ю.А.* Химический состав снежного покрова г. Хабаровск и его пригородной зоны // Города Дальнего Востока: экология и жизнь человека. Материалы конф. Дружининские чтения. Вып. 1. Владивосток; Хабаровск: ДВО РАН, 2003. С. 177–179.

УДК [556.556+556.555.4]: 551.583

## ПАРАМЕТРЫ УСТОЙЧИВОСТИ ВОДНОЙ ТОЛЩИ НЕБОЛЬШОГО ПОЛИМИКТИЧЕСКОГО ОЗЕРА В РАЗНЫЕ ПО ПОГОДНЫМ УСЛОВИЯМ ГОДЫ<sup>1</sup>

© 2024 г. С. И. Смирнов<sup>a,\*</sup>, Р. Э. Здоровеннов<sup>a</sup>, Т. В. Ефремова<sup>a</sup>, Н. И. Пальшин<sup>a</sup>,  
А. А. Смирновский<sup>b</sup>, С. Р. Богданов<sup>a</sup>, **А. Ю. Тержевик<sup>a</sup>**, Г. Э. Здоровеннова<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск, 185000 Республика Карелия, Россия

<sup>b</sup>Санкт-Петербургский политехнический университет Петра Великого, Санкт-Петербург, 195251 Россия

\*e-mail: sergeysmirnov92@mail.ru

Поступила в редакцию 08.06.2023 г.

После доработки 16.11.2023 г.

Принята к публикации 27.11.2023 г.

Режим перемешивания озер оказывает большое влияние на многие аспекты функционирования водных экосистем, что обуславливает актуальность выявления изменений устойчивости водной толщи под влиянием климатических факторов. В данной работе изучена устойчивость водной толщи небольшого оз. Вендюрское (юг Карелии) в период открытой воды в разные по погодным условиям годы. По данным измерений температуры воды в 2008–2013 и 2015–2022 гг. на автономной станции (термокосе) на центральной вертикали озера оценена продолжительность стратификации и устойчивость водной толщи по таким критериям, как разница температуры по водному столбу в 1 и 2°C, и по пороговым значениям устойчивости Шмидта, числа Веддерберна и озерного числа (Lake Number). Для исследования роли радиационного перемешивания в ослаблении устойчивости водной толщи озера проанализирована сезонная и межгодовая изменчивость разности температуры верхнего слоя озера и воздуха по данным ре-анализа ERA-5. Для детального анализа этого параметра для каждого года была построена соответствующая функция плотности распределения и рассчитаны ее основные характеристики. Показано, что, несмотря на продолжающееся региональное потепление и рост температуры воздуха и верхнего слоя воды оз. Вендюрского, усиления устойчивости в период 2008–2022 гг. не произошло. Сдерживающими факторами могут быть усиление конвективного перемешивания за счет радиационного выхолаживания, а также рост ветровой нагрузки на водоем.

*Ключевые слова:* малое озеро, температура воды, режим перемешивания, устойчивость водной толщи, стратификация, радиационное перемешивание, устойчивость Шмидта, число Веддерберна, озерное число, температура воздуха, скорость ветра.

DOI: 10.31857/S0321059624030115 EDN: ATNANT

### ВВЕДЕНИЕ

В последние десятилетия на фоне повышения температуры воздуха наблюдается увеличение температуры поверхностного слоя воды озер умеренной зоны в летний период относительно среднесезонных значений [14, 24, 26]. Вследствие этого стратификация водной толщи озер усиливается [25, 27, 36], что оказывает негативное влияние на многие аспекты функционирования водных экосистем [14, 20, 23]. В частности, усиление устойчивости водной толщи озер ограничивает перенос веществ по водному столбу, способствует ухудшению кислородных условий

[4, 10, 11, 29]. В связи с этим актуальным становится изучение меняющихся условий перемешивания под влиянием климатических факторов.

Для определения дат начала или окончания периода стратификации в озерах широко используется такой критерий, как достижение определенной разницы температуры воды поверхностных и придонных слоев, обычно 1–2°C [14, 15, 30, 34]. Альтернативный метод определения периодов стратификации основан на оценке пороговых значений индексов устойчивости. Например, используются пороговые значения устойчивости Шмидта от 5 [17] до 30 Дж/м<sup>2</sup> [15].

Для изучения того, как меняется устойчивость водной толщи озера, необходимы измерения

<sup>1</sup> Работа выполнена в рамках Государственного задания Института водных проблем Севера КарНЦ РАН.

температуры по столбу воды в глубоководных районах. При изучении межгодовой изменчивости периодов стратификации требуются наблюдения за температурой воды с высокой частотой снятия отсчетов по времени. Так, например, декадные или месячные измерения на рейдовых вертикалях не позволят выявить межгодовую разницу в продолжительности стратификации в несколько суток. Высокие требования к временной дискретности данных особенно важны при изучении многолетних изменений режима перемешивания полимиктических озер, в которых периоды существования стратификации очень непродолжительны [34]. Изучение изменений устойчивости водной толщи озер в ответ на климатическое воздействие осложняется тем, что измерения температуры воды в озерах, отвечающие требованиям по продолжительности и временной дискретности, крайне ограничены.

На расположенном в южной Карелии оз. Вендюрском проводятся многолетние измерения температуры воды в годовом цикле с июля 2007 г. до настоящего времени (с перерывом в измерениях с октября 2013 г. до октября 2014 г., связанным с заменой приборов). Измерения проводятся в центральной глубоководной части озера, где находится автономная станция – заякоренная коса, оснащенная высокочувствительными температурными датчиками. По продолжительности (15 лет), дискретности измерений по водному столбу (10–15 горизонтов измерений при глубине 11.3 м) и временному интервалу измерений (1 мин) этот массив данных уникален и не имеет аналогов для озер России. В данной работе впервые проанализирован накопленный массив данных в аспекте сезонной и межгодовой изменчивости устойчивости водной толщи озера. Цель данной работы – выявление закономерностей сезонной и межгодовой изменчивости устойчивости водной толщи полимиктического озера в период открытой воды в разные по погодным условиям годы по многолетним измерениям на автономной станции.

#### ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ И МЕТОДЫ РАСЧЕТА

Объект исследования – небольшое оз. Вендюрское (62°13' с.ш., 33°16' в.д.), расположенное

в южной Карелии. Котловина озера ледникового происхождения, длиной ~7 км и шириной 1.5–2.0 км. Средняя и максимальная глубины в озере составляют 5.3 и 13.4 м. Прозрачность воды достигает 2.5–3.0 м. Озеро слабопроточное, в него впадает два ручья и р. Риндозерка, вытекает р. Кула, однако объем их стока невелик. Сплошной ледяной покров устанавливается в период с первой декады ноября до второй декады декабря, освобождение акватории ото льда происходит в первой–второй декадах мая. Установление стратификации происходит в конце мая – начале июня. Однако летом над территорией Карелии часто проходят циклоны [7], сопровождающиеся усилением ветра и понижением температуры воздуха на 5–10°C в течение нескольких дней. Такие погодные условия способствуют понижению температуры воды верхнего слоя озера, что наряду с ветровым перемешиванием может приводить к ослаблению стратификации и полному перемешиванию водной толщи [21]. Этап весенне-летнего нагревания озера продолжается до конца июля – середины августа, затем начинается этап осеннего охлаждения. С середины–конца августа до установления льда озеро охлаждается в полностью перемешанном состоянии. Озеро можно отнести к полимиктическому типу, так как на этапе открытой воды его водная толща может полностью перемешиваться несколько раз [4].

В центральной глубоководной части озера (глубина 11.3 м) находится автономная станция – заякоренная коса, оснащенная температурными датчиками с логгерами TR-1060 RBR Ltd. (точность  $\pm 0.002^\circ\text{C}$ ). Измерения температуры проводятся с минутной дискретностью на 10–15 горизонтах. Верхний датчик располагается на глубине 1.5–2.5 м, нижний – в придонном слое в 10–15 см над дном, остальные датчики распределены через 0.5–1.0 м в водной толще. Коса извлекается из озера в начале лета и осенью на несколько суток для снятия данных и замены батарей, затем помещается на прежнее место. В данной работе проанализированы данные косы за период с мая по октябрь в 2008–2013 и 2015–2022 гг.

Для оценки устойчивости водной массы озера с помощью программы LakeAnalyzer 2.0 [28]

проведен расчет трех параметров – устойчивости Шмидта, озерного числа и числа Веддерберна. Ниже показан их расчет в данной программе.

1. Устойчивость Шмидта  $St$ . Данный параметр характеризует устойчивость стратифицированного столба жидкости [18] и равен работе, необходимой для его механического перемешивания без теплообмена с окружающей средой, в расчете на единицу площади.  $St$  определяется по следующей формуле:

$$St = \frac{g}{A_s} \int_0^{z_D} (z - z_v) \rho_z A_z dz, \quad (1)$$

где  $g$  – ускорение свободного падения,  $\rho_z$  – плотность воды на глубине  $z$ ,  $A_s$  – площадь поверхности озера,  $A_z$  – площадь озера под изобатой  $z$ ,  $z_D$  – максимальная глубина озера,  $z_v$  – глубина центра объема озера, рассчитываемая по формуле:

$$z_v = \frac{\int_0^{z_D} z A_z dz}{\int_0^{z_D} A_z dz}. \quad (2)$$

Для адекватной оценки устойчивости Шмидта требуется исключить вариации профилей температуры, обусловленные присутствием бароклинных сейш, внутренних волн. Необходимо проводить усреднение исходных данных по интервалу в несколько волновых периодов, как это сделано, например, в [16].

2. Озерное число, или Lake Number,  $L_N$ . Данный параметр используется для описания процессов перемешивания внутри столба жидкости под влиянием ветровой активности [19].  $L_N$  – количественный показатель степени турбулентного перемешивания и динамической устойчивости озера и определяется согласно формуле:

$$L_N = \frac{St(z_e + z_h)}{2\rho_h u_*^2 A_s^{0.5} z_v}, \quad (3)$$

где  $z_h$  и  $z_e$  – глубины нижней и верхней границ металимниона соответственно,  $\rho_h$  – плотность воды на нижней границе металимниона,  $u_*$  – динамическая скорость ветра [28]. При  $L_N < 1$  в водоемах наблюдается глубокое перемешивание.

3. Число Веддерберна  $W$ . Данный параметр введен в работе [33] для описания вероятности апвеллинга в стратифицированных условиях.

Число Веддерберна показывает баланс между ветровым воздействием и силой плавучести. При  $W < 3$  водоем полностью перемешан. Если  $3 \leq W \leq 10$ , стратификация усиливается. В условиях, когда  $W \geq 10$ , слабое ветровое перемешивание затрагивает только тонкий поверхностный слой, а водная масса стратифицирована. Число Веддерберна рассчитывается по следующей формуле:

$$W = \frac{g' z_e^2}{u_*^2 L_s}, \quad (4)$$

где  $g' = g\Delta\rho/\rho_h$  – приведенное ускорение свободного падения, вызванное изменением плотности  $\Delta\rho$ , между гипolimнионом  $\rho_h$  и эпилимнионом  $\rho_e$ ;  $L_s$  – длина разгона ветра, в данном случае использовалось значение максимальной длины котловины.

В программе LakeAnalyzer 2.0 для воспроизведения атмосферной нагрузки на поверхность озера задавались данные ре-анализа ERA-5 (пятое поколение атмосферного ре-анализа глобального климата ECMWF, дискретность 6 ч) [13] по ближайшим к оз. Вендюрскому узлам сетки (сетка  $0.25 \times 0.25$  градуса). Также в программу задавались данные по батиметрии оз. Вендюрского и данные температурных датчиков косы, усредненные по 6 ч для того, чтобы ряды температурных данных были соизмеримы по длине с рядами атмосферного форсинга. В результате обработки входных данных программа LakeAnalyzer выдавала ряды среднесуточных значений  $St$ ,  $L_N$  и  $W$ .

В качестве критерия стратификации использовали разницу температуры в 1 и 2°C между верхним и нижним датчиками термокосы для исключения высокочастотных флуктуаций температуры исходные ряды усредняли посуточно.

Для выявления межгодовых различий продолжительности стратификации необходимое условие – одинаковая продолжительность рядов в разные годы. Сравнение продолжительности стратификации в разные годы проведено для периода с 20 мая (наиболее поздняя дата взлома льда – 19 мая) по 30 сентября. В октябре озеро во все годы находилось в перемешанном состоянии, этот месяц при анализе не учитывался. Перерыв в измерениях (для замены батарей и сня-

тия данных) составлял в разные годы 1–14 сут. Заполнение пропусков в измерениях выполнено с использованием одномерной параметрической модели FLake [22]. Для всех лет наблюдений оценена продолжительность периодов (сут) с разницей температуры по водному столбу 1 и 2°C и периодов с превышением характерных значений индексов: устойчивости Шмидта >5, 10, 20 и 30 Дж/м<sup>2</sup>, числа Веддерберна >3 и 10, озерного числа >1.

Перемешивание водной толщи озера может происходить под действием ветра, в штилевых условиях – это конвективное перемешивание, развивающееся при радиационном охлаждении поверхности. В летний период такой тип перемешивания обычно развивается в ночные часы, когда баланс тепла на поверхности озера становится отрицательным. В результате формируется поверхностный перемешанный слой. Также такой тип перемешивания может наблюдаться летом и в дневные часы, это происходит при резком понижении температуры воздуха при прохождении циклонов и при вторжениях арктических воздушных масс. В этом случае в течение нескольких суток температура верхнего слоя воды уменьшается, глубина конвективно-перемешанного слоя увеличивается, происходит ослабление стратификации, и при продолжительном периоде холодной погоды может произойти полное перемешивание водоема. Для исследования роли радиационного перемешивания в ослаблении устойчивости водной толщи оз. Вендюрского проанализирована сезонная и межгодовая изменчивость разности температуры  $\Delta T$  верхнего датчика термокосы и температуры воздуха по данным ре-анализа. Исходные данные измерений температуры воды и данные ре-анализа усреднили посуточно так, чтобы учитывать только эпизоды перемешивания при длительных похолоданиях и не учитывать перемешивание в ночные часы. Для детального анализа параметра  $\Delta T$  для каждого года была построена соответствующая функция плотности распределения  $f(\Delta T)$  и рассчитаны ее основные характеристики. Этот вид анализа также проведен для периода с 20 мая по 30 сентября.

Погодные условия района исследований и климатические тенденции изменения темпера-

туры воздуха и скорости ветра охарактеризованы по данным срочных наблюдений ближайшей к оз. Вендюрскому метеостанции (МС) Петрозаводск, удаленной от озера на 70 км на юго-восток. Данные получены на сайте “Расписание погоды” [9] и на сервере Мирового центра данных Всероссийского научно-исследовательского института гидрометеорологической информации [2]. Анализ данных проводился в программе STATISTICA. Статистическая значимость линейных трендов определена при 1%-м уровне значимости с использованием критерия Стьюдента ( $p < 0.01$ ).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

### *Климатические и погодные условия района исследований в 1976–2022 гг.*

Рассмотрено изменение климатических условий южной Карелии за период 1976–2022 гг. для выявления основных тенденций регионального изменения климата в годы измерений температуры. 1976 г. был выбран условно в качестве начала современного потепления в соответствии с ходом глобальной температуры [8]. Анализ данных среднесуточной приземной температуры воздуха на МС Петрозаводск за период 1976–2022 гг. показал, что статистически значимые тенденции роста температуры воздуха наблюдаются во все сезоны года с наибольшей скоростью в зимние месяцы. Коэффициент линейного тренда среднегодовой температуры воздуха в 1976–2022 гг. составил +0.55°C/10 лет, за период открытой воды (май–октябрь) +0.43°C/10 лет. Наиболее быстрый рост температуры воздуха в период открытой воды наблюдался в августе +0.56°C/10 лет.

В 2008–2022 гг. (в годы измерений температуры в оз. Вендюрском) среднемесячная температура воздуха в мае–октябре в большинстве случаев была выше климатической нормы 1961–1990 гг. (табл. 1).

Наиболее холодным был 2008 г., когда среднемесячная температура воздуха всех месяцев с мая по сентябрь была ниже климатической нормы. В 2017 и 2019 гг. среднемесячная температура воздуха была ниже нормы с мая по июль и с июля

**Таблица 1.** Среднемесячная температура воздуха в мае–октябре в 1961–1990 гг. (климатическая норма) и отклонения этого параметра от нормы в 2008–2022 гг. по данным МС Петрозаводск. Средняя температура воздуха ( $T_{cp}$ ) с мая по октябрь и количество наблюдений штиля в этот же период в 2008–2022 гг.

Годы	$T, ^\circ\text{C}$						$T_{cp}, ^\circ\text{C}$	Штиль, количество наблюдений
	май	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	май–октябрь	май–октябрь
1961–1990	8.4	13.5	16.1	14	8.8	3.3	10.7	66*
2008	–1.2	–1.1	–0.1	–0.8	–0.7	3.2	10.5	53
2009	2.2	–0.6	0.3	0.6	3.1	–1.4	11.4	69
2010	2.9	–0.3	6.2	3.0	1.4	0.3	12.9	47
2011	0.8	2.0	4.0	0.9	1.9	2.1	12.6	37
2012	1.6	0.1	1.3	0.3	1.9	0.5	11.6	40
2013	2.7	3.6	0.8	2.4	0.4	1.5	12.6	35
2014	1.7	–0.9	2.3	2.8	2.5	–1.3	11.9	38
2015	2.0	0.7	–1.8	1.5	3.0	0.2	11.6	28
2016	4.3	0.7	2.4	1.3	1.2	–0.5	12.2	24
2017	–3.4	–1.8	–0.6	1.9	1.0	–0.1	10.2	29
2018	4.1	0.0	2.5	2.9	2.6	1.5	13.0	37
2019	0.7	3.0	–2.6	–0.6	0.8	–0.5	10.8	21
2020	–1.1	2.6	0.1	0.6	2.5	2.6	11.9	34
2021	1.1	5.7	3.9	0.7	–1.1	2.6	12.8	87
2022	–1.1	1.8	2.7	4.3	–0.6	2.0	12.2	30

\* Количество штилей в период с мая по октябрь в 1966–1990 гг., по данным [2].

по август соответственно. Наиболее теплым был период открытой воды в 2010, 2018 и 2021 гг. с превышением нормы на 2.2, 2.3 и 2.1 $^\circ\text{C}$  соответственно. Среднемесячная температура была выше нормы в месяцы с мая по октябрь в 2011, 2012, 2013 и 2018 гг. Для региона южной Карелии характерны резкие похолодания в весенние и летние месяцы, которые могут продолжаться 1–2 недели, иногда более длительно. Часто падению температуры воздуха сопутствуют выпадение ливневых осадков, усиление ветра. Эти резкие изменения погоды обусловлены прохождением атлантических циклонов, вторжением арктических воздушных масс. Вследствие этого в некоторые годы весной и летом аномально жаркие месяцы чередовались с аномально холодными. Например, в 2009, 2010, 2016 и 2018 гг. после жаркого мая с превышением температурной нормы на 2.2–4.3 $^\circ\text{C}$  наблюдался холодный июнь с температурой, близкой к норме, или меньше. В 2013, 2019 и 2020 гг. после жаркого июня с превышением температурной нормы на 2.6–3.6 $^\circ\text{C}$  следовал июль с отклонением от температурной нормы от +0.8 до –2.6 $^\circ\text{C}$ . Жаркий июль 2011 и 2021 гг. с превышением температурной нормы на 3.9–4.0 $^\circ\text{C}$  сменился прохладным, близким

к норме августом. Наиболее длительные периоды теплой погоды с превышением нормы по температуре воздуха на >1 $^\circ\text{C}$  наблюдались с июля по сентябрь в 2010, 2014, 2016 и 2018 гг. и с июня по август в 2022 г.

Согласно результатам оценок, приведенным в [3, 5], в течение последних десятилетий средняя скорость ветра уменьшалась на большей части территории России во все сезоны года. На севере Европейской части России скорость ветра за период 1976–2022 гг. весной и летом уменьшалась со скоростью –0.16 м/с за 10 лет, зимой и осенью – соответственно –0.22 и –0.21 м/с за 10 лет ( $p < 0.05$ ) [5]. За этот временной период уменьшилось количество дней с большими скоростями ветра (> 15 м/с). Коэффициент линейного тренда этого показателя соответствовал уменьшению количества дней с сильным ветром весной и летом на 0.14 дня за 10 лет, а зимой и осенью на 0.52 и 0.61 дня за 10 лет соответственно ( $p < 0.05$ ).

По данным МС Петрозаводск в 1976–2022 гг. в течение года преобладал ветер западных и юго-западных румбов. Скорость ветра за период

1976–2022 гг. уменьшалась на 0.09 м/с за 10 лет, за период открытой воды (май–октябрь) – на 0.07, зимой (декабрь–февраль) – на 0.13, осенью – 0.12 м/с за 10 лет ( $p < 0.05$ ); весной и летом тренд был незначим.

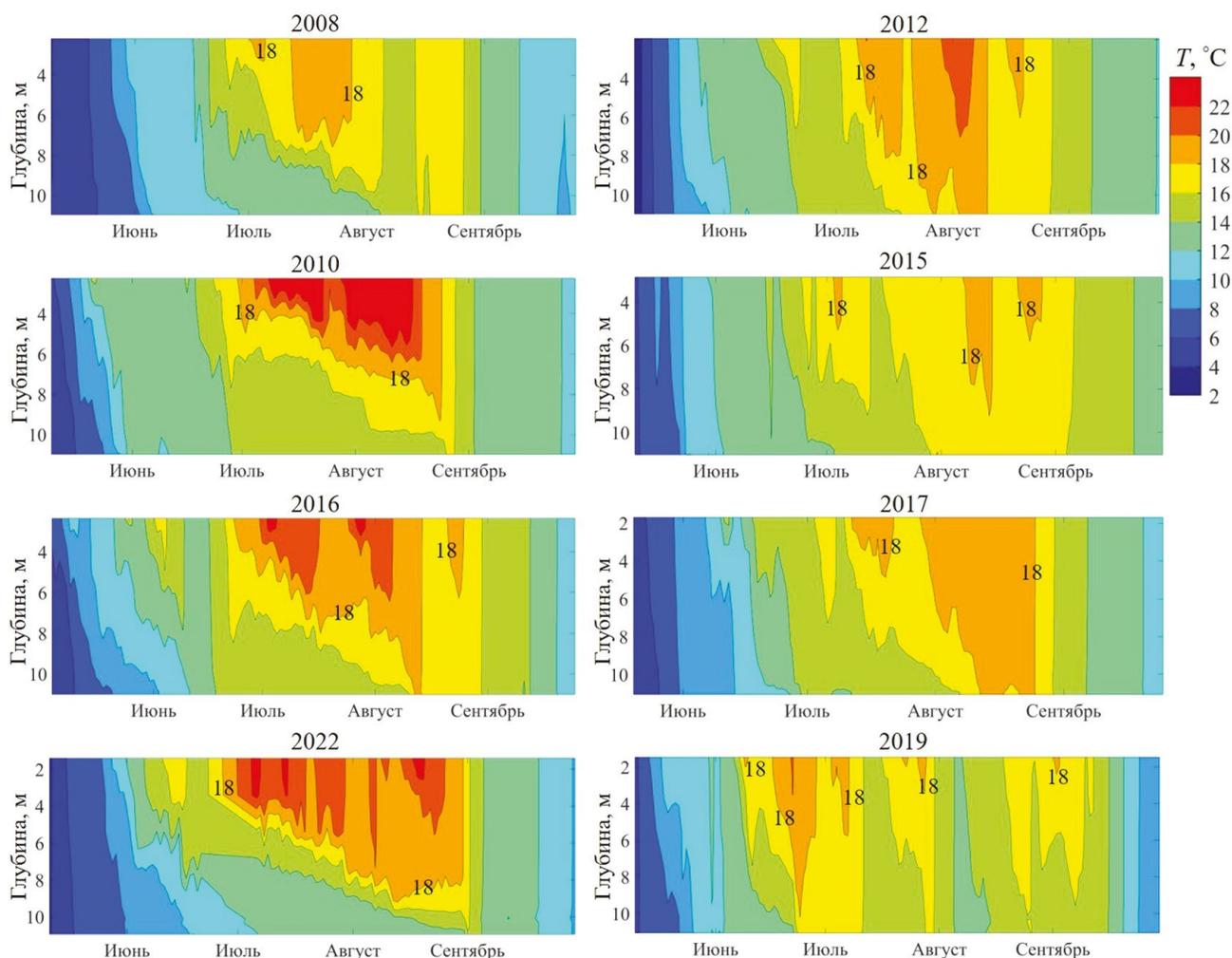
Однако при рассмотрении периода 2008–2022 гг. было установлено, что скорость ветра увеличивалась; скорость этого увеличения составила +0.2 м/с за 10 лет ( $p < 0.05$ ) для августа, в среднем для летних месяцев (июнь, июль, август) и в среднем за год. За период открытой воды (май–октябрь) эта скорость составила в среднем +0.18 м/с за 10 лет. Также установлено, что заметно уменьшилась повторяемость штилей за период с мая по октябрь: в 2011–2020 и 2022 гг. штиль наблюдался от 21 до 40 раз, что было за-

метно меньше, чем в 2008–2010 и 2021 гг., как и в период 1961–1990 гг. (табл. 1).

*Температура воды оз. Вендюрского в мае–октябре в 2008–2013 и 2015–2022 гг.*

В годы измерений освобождение озера ото льда происходило в период с 29 апреля по 19 мая. Обычно после разрушения льда наблюдалось полное перемешивание озера, и водная толща находилась в перемешанном состоянии от нескольких дней до нескольких недель в зависимости от погодных условий (рис. 1).

Под действием солнечной радиации температура поверхностного слоя озера постепенно повышалась, и разница температуры по водному



**Рис. 1.** Температура воды в центральной глубоководной части оз. Вендюрского в разные по погодным условиям годы. Подписана изотерма 18°C. На левых панелях показаны годы с продолжительной стратификацией, на правых – с повторяющимися эпизодами перемешивания водной толщи.

столбу  $>1-2^{\circ}\text{C}$  достигалась обычно во вторую декаду мая; наиболее поздние даты установления стратификации (25–26 мая) наблюдались в годы с аномально холодным маем – 2008, 2017 и 2022 гг.

Во все годы измерений, кроме 2022 г., на этапе весенне-летнего нагревания водная толща оз. Вендюрского перемешивалась как минимум один раз через несколько дней/недель после установления стратификации. В годы с холодными летними месяцами озеро перемешивалось несколько раз. Например, в 2012, 2015, 2017 и 2019 гг. водная толща полностью перемешалась 3–5 раз в период с мая по август. В такие годы непродолжительные периоды стратифицированного состояния озера чередовались с периодами гомотермии. Такой тип перемешивания позволяет рассматривать оз. Вендюрское как полимиктический водоем. Стоит особо отметить 2008 г., когда, несмотря на низкую температуру воздуха, на фоне пониженной ветровой нагрузки и частой повторяемости штилей (табл. 1), стратификация в оз. Вендюрском продолжалась  $>2$  мес. подряд – со второй декады июня до второй декады августа. В годы с жаркими летними месяцами (2010, 2013, 2016 гг.) период стратификации продолжался непрерывно  $>2$  мес.

В период открытой воды 2022 г. промежуточного разрушения стратификации в оз. Вендюрском не наблюдалось, несмотря на продолжительное похолодание во второй половине июня. На фоне жаркой погоды первой половины июня происходило быстрое повышение температуры воды верхнего слоя озера, разница температуры по водному столбу в центральной котловине достигла  $8^{\circ}\text{C}$ . Две последние недели июня температура воды верхнего слоя озера понижалась на фоне похолодания, однако перемешивание не достигло дна и стратификация не была разрушена. Полное перемешивание водной толщи произошло лишь в первых числах сентября; таким образом, в 2022 г. стратификация продолжалась непрерывно  $>3$  мес. и режим перемешивания оз. Вендюрского соответствовал димиктическому типу – с двумя периодами полного перемешивания весной и осенью.

Максимум температуры верхнего слоя озера в годы измерений достигался обычно

в июле, а максимум теплосодержания столба воды в центральной котловине – во второй–третьей декадах августа. Аномальным в этом смысле было лето 2019 г., когда годовой максимум теплосодержания столба воды был достигнут 24 июня, после чего на фоне аномально холодной погоды июля и августа происходило уменьшение теплосодержания с периодическими краткосрочными эпизодами его повышения.

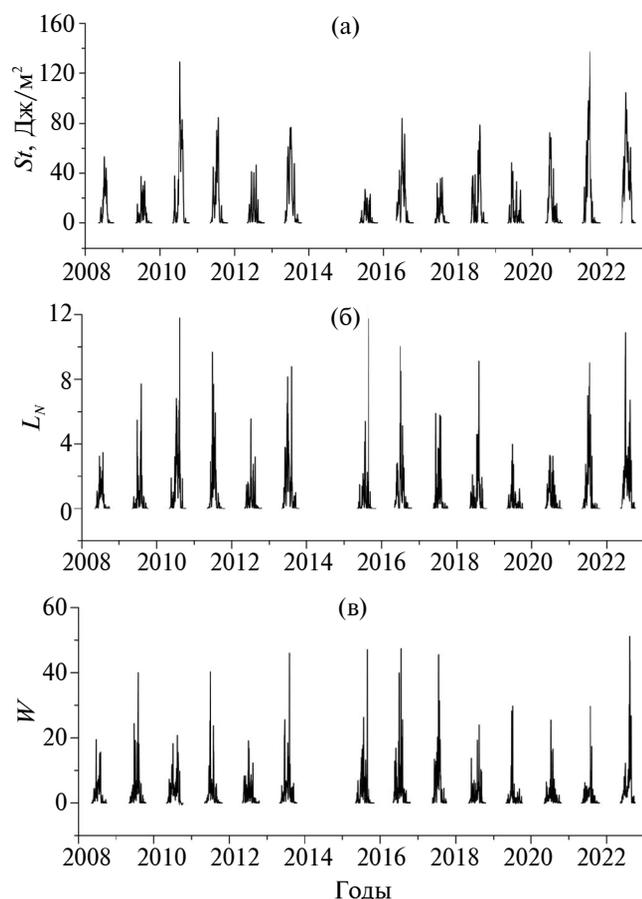
Максимальная разница температуры верхнего и придонного слоев озера в июле–августе в разные годы достигала  $4-12^{\circ}\text{C}$ . Во все годы измерений температура придонного слоя озера повышалась при ослаблении или разрушении стратификации, поэтому в годы с повторяющимися эпизодами перемешивания она была заметно выше, чем в годы с выраженной стратификацией (рис. 1). Полное разрушение сезонной стратификации происходило обычно в августе, далее озеро охлаждалось в состоянии гомотермии до установления льда.

#### *Устойчивость водной толщи озера в разные годы*

Устойчивость водной толщи оз. Вендюрского в годы измерений существенно различалась. Максимальные за период открытой воды значения индекса устойчивости Шмидта  $St$  достигали  $100-120$  Дж/м<sup>2</sup> в жаркие летние месяцы 2010, 2021 и 2022 гг. и не были  $\leq 20$  Дж/м<sup>2</sup> большую часть холодных летних месяцев 2008, 2009, 2012, 2015, 2017 и 2019 гг. с редкими увеличениями до  $30-40$  Дж/м<sup>2</sup> (рис. 2а). В остальные годы  $St$  редко был  $>60-80$  Дж/м<sup>2</sup>. Уменьшение  $St$  до близких к нулю значений соответствует периодам полного перемешивания водной толщи озера.

Характерные значения озерного числа  $L_N$  в годы измерений менялись в пределах 3–6 (рис. 2б). В период открытой воды в 2019 г. значения  $L_N$  были минимальными за все годы измерений и были  $>1$  на протяжении лишь 11 сут за весь период открытой воды с максимальным значением 2.1. В жаркие дни 2009, 2010, 2018 и 2022 гг.  $L_N = 8$ , в отдельные дни  $L_N > 10$ .

Число Веддерберна  $W$  в некоторые дни в годы исследований достигало 20–40 (рис. 2в). Мак-

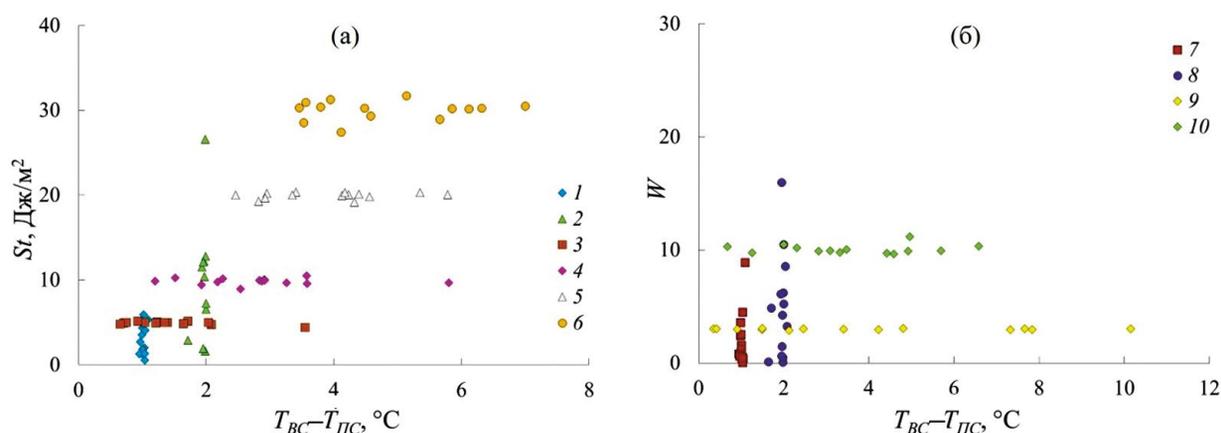


**Рис. 2.** Устойчивость водной толщи оз. Вендюрского в разные по погодным условиям годы: (а) – устойчивость Шмидта  $St$ , (б) – озерное число  $L_N$ , (в) – число Веддерберна  $W$ .

симальные значения  $W$  в отдельные дни жарких летних месяцев были  $>50$ .

Помимо автономных расчетов всех указанных параметров, используемых для описания устойчивости, было проведено их количественное сопоставление. В частности, для всех лет измерений с мая по октябрь были найдены значения  $St$ ,  $W$  и  $L_N$ , соответствующие разнице температуры по столбу воды в 1 и  $2^\circ\text{C}$ , а также разницы температуры по столбу воды, соответствующие значениям  $St = 5, 10, 20$  и  $30$  Дж/м<sup>2</sup>,  $W = 3$  и  $10$  (рис. 3) и  $L_N = 1$ .

Оказалось, что разнице температуры по водному столбу в  $\sim 1^\circ\text{C}$  соответствуют значения  $St$  от 0.5 до 5.9 Дж/м<sup>2</sup> при среднем значении 2.9 Дж/м<sup>2</sup>, разнице в  $\sim 2^\circ\text{C}$  – от 1.6 до 26.5 Дж/м<sup>2</sup> при среднем значении 8.5 Дж/м<sup>2</sup>. Характерным значениям  $St = 5, 10, 20$  и  $30$  Дж/м<sup>2</sup> соответствовала разнице температуры по столбу воды  $0.6\text{--}3.5^\circ\text{C}$  (среднее  $1.4^\circ\text{C}$ ),  $1.2\text{--}5.8^\circ\text{C}$  (среднее  $2.8^\circ\text{C}$ ),  $2.4\text{--}5.8^\circ\text{C}$  (среднее  $3.9^\circ\text{C}$ ) и  $3.5\text{--}7.0^\circ\text{C}$  (среднее  $4.8^\circ\text{C}$ ) соответственно. Разнице температуры по столбу  $\sim 1^\circ\text{C}$  соответствовали значения  $W$  от близких к нулю до 8.8 со средним  $\sim 2.0$ , а разнице в  $\sim 2^\circ\text{C}$  соответствовал диапазон  $W$  также от близких к нулю значений до 15.9 со средним 4.8. Характерному значению  $W \sim 3$  соответствовал диапазон разницы температуры по водному столбу  $0.3\text{--}10.1$  (среднее 3.9), а значению  $W \sim 10$  –  $0.7\text{--}6.6$



**Рис. 3.** Соответствие между значениями  $St$  (а) и  $W$  (б) и разницей температуры воды между верхним ( $T_{BC}$ ) и придонным ( $T_{PC}$ ) слоями водной толщи за все годы измерений с мая по октябрь. 1 и 7 – значения  $St$  и  $W$ , соответствующие разнице температуры по водному столбу  $\sim 1^\circ\text{C}$ ; 2 и 8 – значения  $St$  и  $W$ , соответствующие разнице температуры по водному столбу  $\sim 2^\circ\text{C}$ ; 3–6 – разнице температуры, соответствующая характерным значениям  $St \sim 5, \sim 10, \sim 20$  и  $\sim 30$  Дж/м<sup>2</sup> соответственно; 9 и 10 – разнице температуры, соответствующая характерным значениям  $W \sim 3$  и  $W \sim 10$  соответственно.

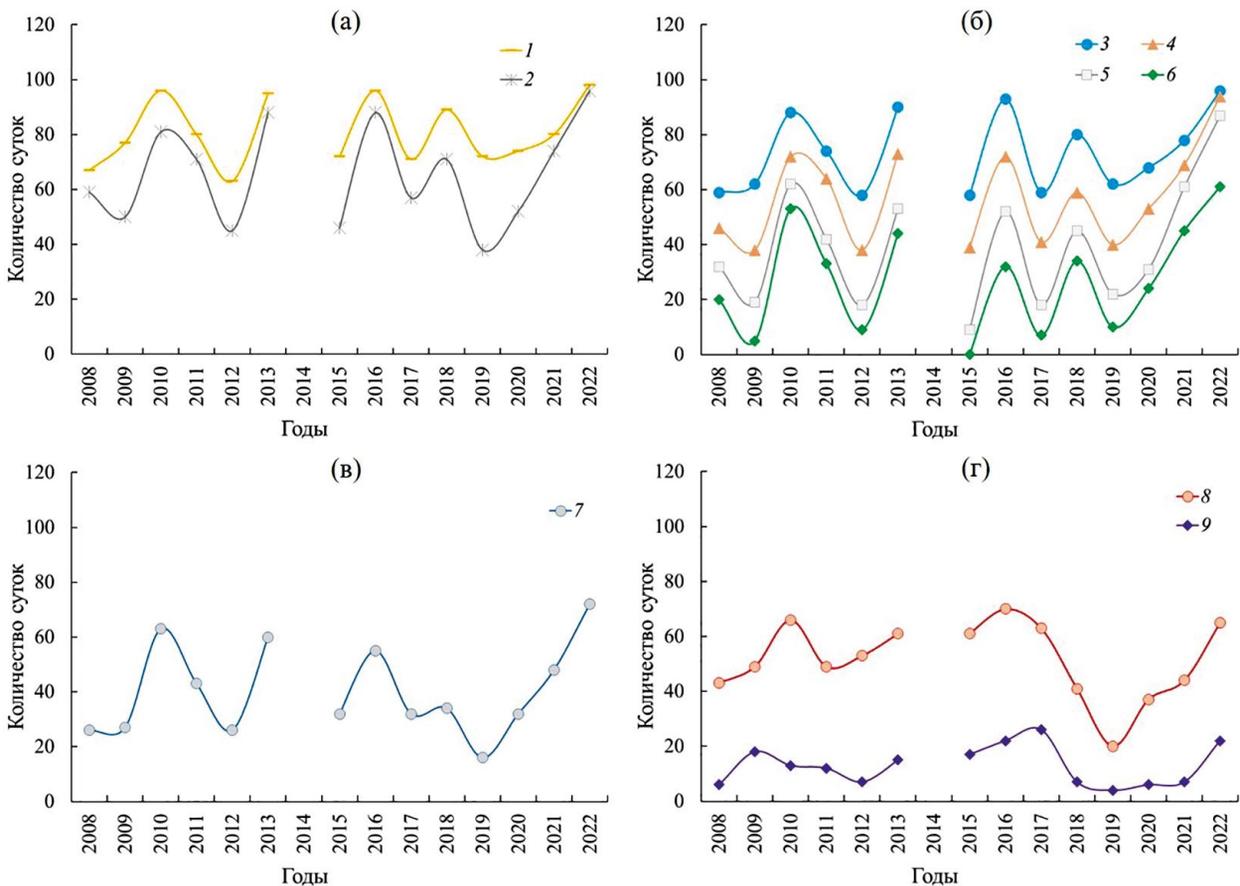
(среднее 3.6). Что касается озерного числа, то при разнице температуры по водному столбу в 1 и 2°C значения  $L_N$  менялись в диапазонах от 0 до 0.4 и от 0 до 2.2 соответственно. А значению  $L_N \sim 1$  соответствовал диапазон температуры от 0.9 до 7.5°C.

Межгодовая изменчивость величин параметров устойчивости и продолжительности стратификации в 2008–2013 и 2015–2022 гг. характеризовалась большим разбросом (рис. 4). Годы с длительными периодами стратификации и высокими значениями индексов устойчивости (2009–2011, 2013, 2016, 2018, 2021, 2022) чередовались с годами, когда стратификация продолжалась меньше, и значения индексов устойчивости были заметно ниже (2008, 2012, 2015, 2017, 2019). Отдельно стоит упомянуть 2019 г., когда значения всех индексов были минимальными.

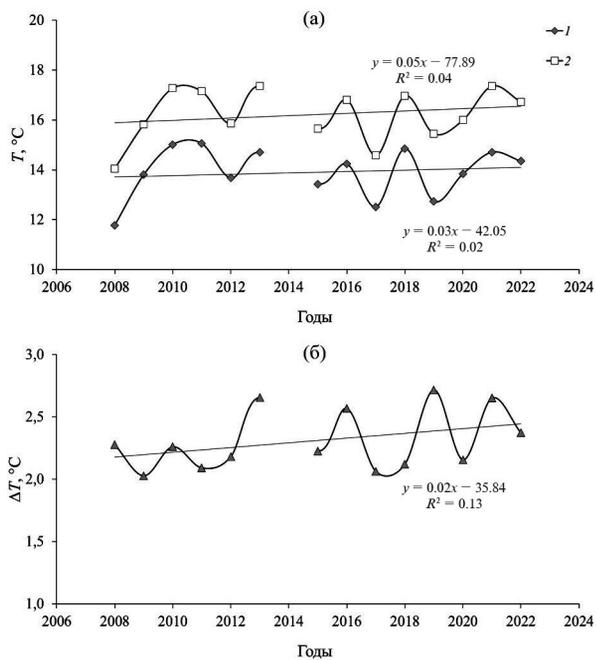
Период открытой воды в этот год характеризовался минимальным количеством сроков наблюдений со штилем и одним из наиболее низких средних значений температуры воздуха за период с мая по октябрь (табл. 1), что и обусловило небольшую устойчивость водной толщи.

Явно выраженной тенденции увеличения устойчивости водной толщи оз. Вендюрского в 2008–2022 гг., как и продолжительности стратификации, не выявлено ни по одному из использованных критериев.

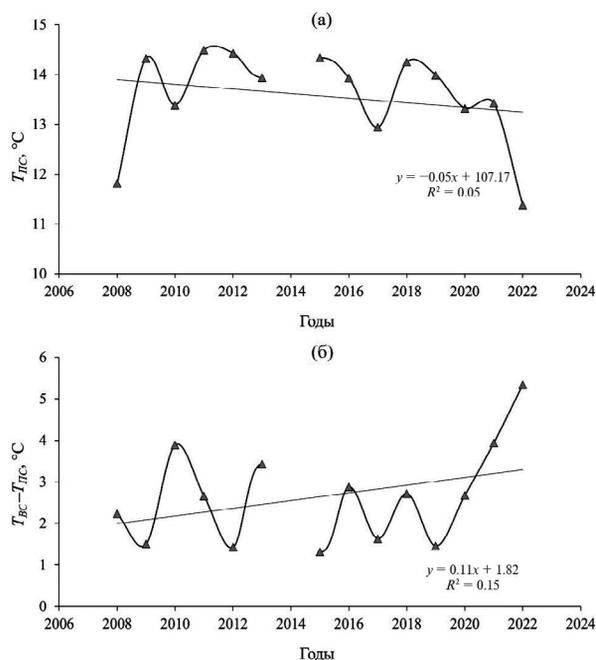
Линейные тренды осредненных за период с 20 мая по 30 сентября для каждого отдельного года значений температуры верхнего слоя воды оз. Вендюрского и температуры воздуха по данным реанализа с 2008 по 2022 г. отражали положительные изменения, но были незначимыми (рис. 5а). Ли-



**Рис. 4.** Количество суток в разные годы в период с 20 мая по 30 сентября с характерными значениями параметров стратификации и устойчивости водной толщи оз. Вендюрского: (а) – разница температуры по водному столбу в 1°C (1) и 2°C (2); (б) –  $St > 5$  Дж/м<sup>2</sup> (3),  $St > 10$  Дж/м<sup>2</sup> (4),  $St > 20$  Дж/м<sup>2</sup> (5) и  $St > 30$  Дж/м<sup>2</sup> (6); (в) –  $L_N > 1$  (7), (г) –  $W > 3$  (8) и  $W > 10$  (9).



**Рис. 5.** а – средние за период с 20 мая по 30 сентября значения температуры воздуха (1) по данным реанализа и температуры воды (2) верхнего слоя оз. Вендюрского; б – разница температуры верхнего слоя воды и температуры воздуха (3) в разные годы. Прямые – линейные тренды.



**Рис. 6.** а – средние за период с 20 мая по 30 сентября значения температуры воды придонного слоя ( $T_{\text{Пс}}$ ) оз. Вендюрского; б – разница температуры воды верхнего и придонного слоев ( $T_{\text{Вс}} - T_{\text{Пс}}$ ) в разные годы. Прямые – линейные тренды.

нейный тренд температуры воды придонного слоя за те же годы отражал отрицательные изменения, но также был незначимым (рис. 6а). Разница температуры воды верхнего слоя озера и температуры воздуха ( $\Delta T$ ) слабо увеличивалась (рис. 5б), разница температуры воды верхнего и придонного слоев озера ( $T_{\text{Вс}} - T_{\text{Пс}}$ ) также увеличивалась (рис. 6б), но статистически значимых трендов не было обнаружено.

Для детального анализа параметра  $\Delta T$  для каждого года построена соответствующая функция плотности распределения  $f(\Delta T)$  (рис. 7) и рассчитаны ее основные характеристики. Для некоторых лет распределение оказалось весьма близким к Гауссову, в остальных случаях для функций распределения характерны отрицательные значения коэффициента асимметрии

$$S = \frac{\langle (\Delta T - \langle \Delta T \rangle) \rangle^3}{\sigma^3}, \quad (5)$$

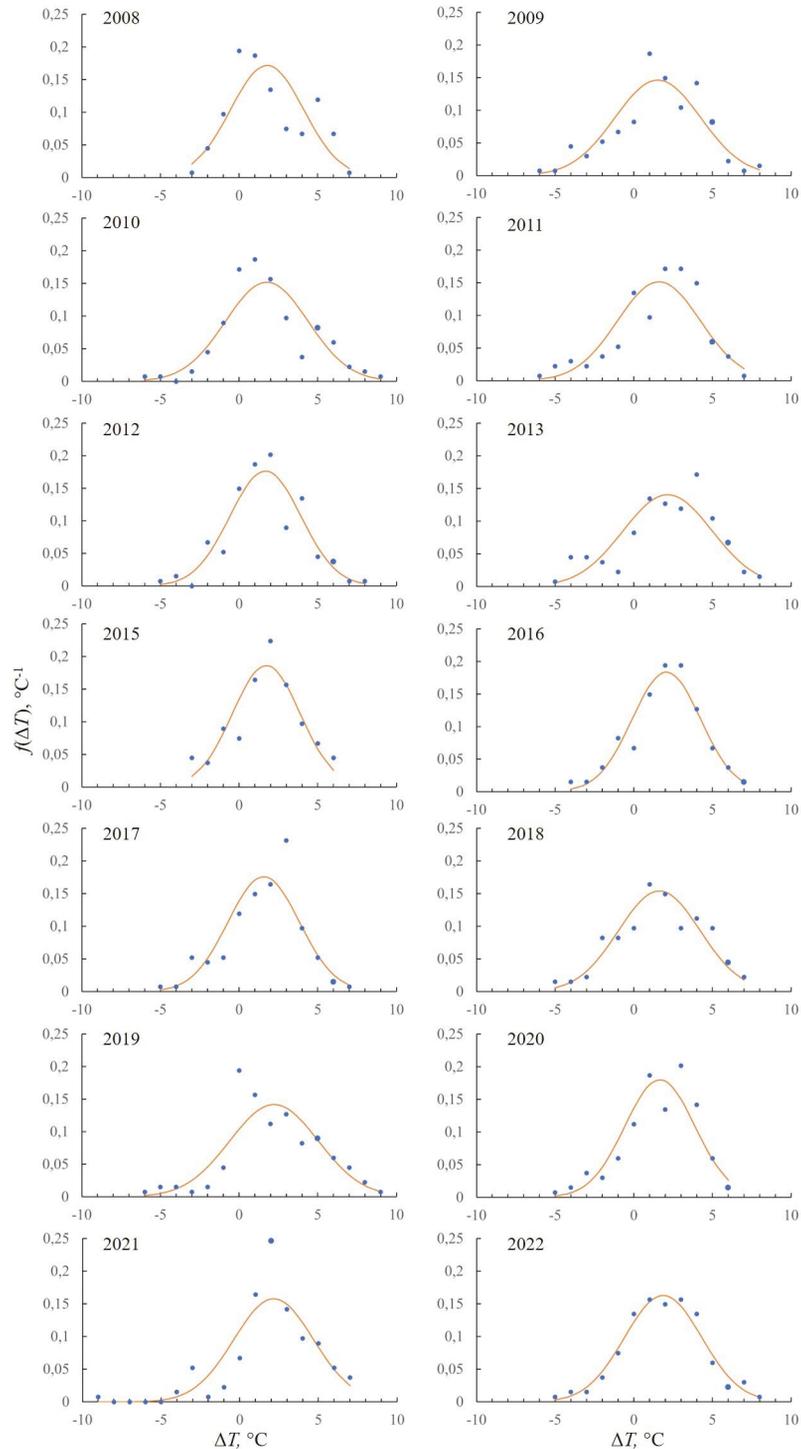
$\sigma$  – стандартное отклонение, угловые скобки означают осреднение.

В целом средние значения  $\Delta T$  по годам менялись незначительно. В то же время высшие

моменты функции распределения, в первую очередь – дисперсия  $\sigma^2$  и асимметрия  $S$ , оказались весьма изменчивыми (рис. 8).

### ОБСУЖДЕНИЕ

Продолжительность стратификации, даты начала и окончания этого периода могут использоваться для изучения реакции озер на климатические изменения [14]. Однако, как отмечено в работе [15], для адекватного сопоставления данных разных исследований необходима выработка единых критериев определения периодов стратификации. К настоящему времени международное лимнологическое сообщество еще не имеет единого мнения по этому вопросу. Проблема заключается в том, что определяемые разными методами даты начала и окончания стратификации, следовательно, и ее продолжительность, отличаются на десятки суток [4, 15], что затрудняет сопоставление данных разных исследователей и осложняет выявление закономерностей изменений устойчивости водной толщи озер под влиянием климатических факторов.



**Рис. 7.** Функция плотности распределения разницы температуры воды верхнего слоя оз. Вендюрского и температуры воздуха по данным реанализа в разные годы. Символы – данные измерений, кривые – нормальное распределение.

В настоящем исследовании использовано несколько критериев, характеризующих устойчивость водной толщ оз. Вендюрского (разница температуры по водному столбу 1 и 2°C,  $L_N > 1$ ,  $St > 5$ ,  $St > 10$ ,  $St > 20$  и  $St > 30$  Дж м<sup>2</sup>,  $W > 3$  и

$W > 10$ ). По данным измерений в оз. Вендюрском в разные годы установлено, что разнице температуры по водному столбу в 1 и 2°C соответствуют широкие диапазоны значений  $St$ ,  $W$  и  $L_N$ , что ставит под сомнение целесообразность ис-

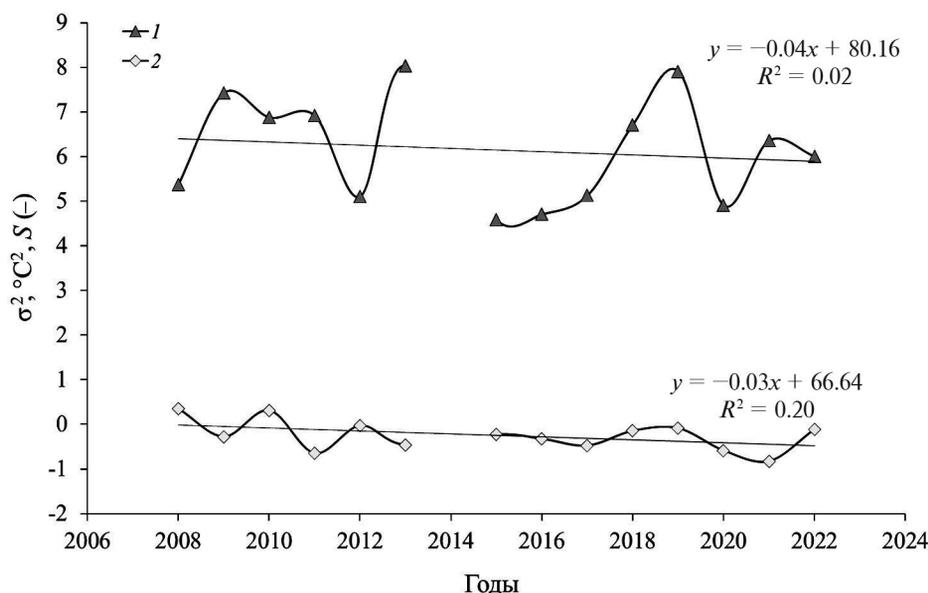


Рис. 8. Дисперсия  $\sigma^2$  (1) и асимметрия  $S$  (2) параметра  $\Delta T$  в разные годы.

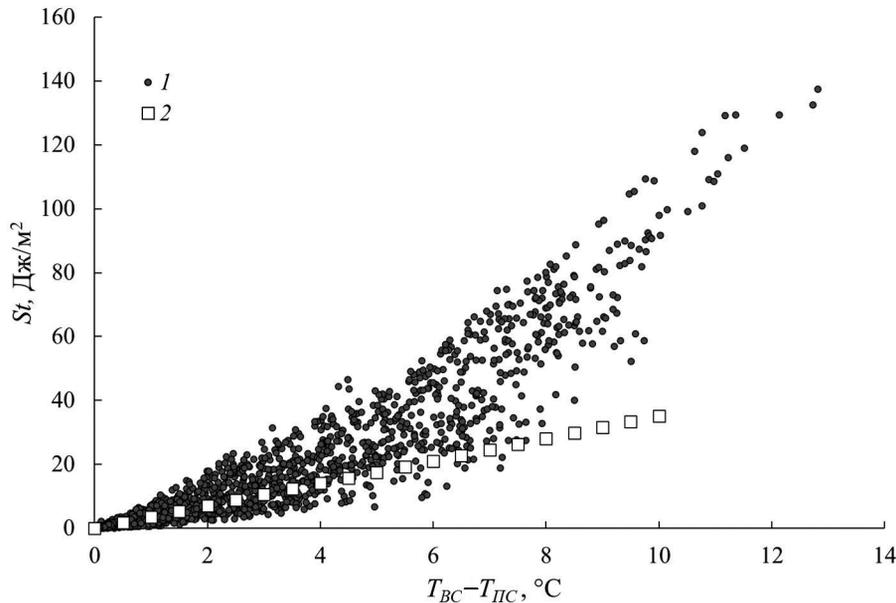
пользования пороговых значений устойчивости для определения дат начала и окончания стратификации. Например, значению  $St = 5$  Дж/м<sup>2</sup> соответствует диапазон разности температуры по водному столбу от 0.6 до 3.5°C. Значениям параметра  $10 < St < 30$  соответствуют диапазоны разницы температуры по водному столбу, верхняя граница которых достигает 6–8°C. Такая разница температуры соответствует развитой стратификации в озере и не может использоваться в качестве критерия ее наступления. Однако в глубоких димиктических водоемах критерий  $St > 30$  Дж/м<sup>2</sup> адекватно отражает условия наступления или окончания стратификации и с успехом используется [15]. Использование  $W$  для определения продолжительности стратификации также нецелесообразно. В оз. Вендюрском его характерным значениям 3 и 10 соответствует разница температуры по водному столбу от близкой к нулю до 6–10°C. Значениям параметра  $L_N \sim 1$  соответствует диапазон разницы температуры по столбу воды от 0.4 до 9°C; т. е. в случае полимиктического водоема наиболее надежным критерием для определения периода стратификации будет разница температуры по столбу воды в 1–2°C.

В целом, эти результаты свидетельствуют о весьма слабой корреляции между использованными параметрами устойчивости: заданному

значению одного из них соответствуют широкие интервалы значений других. Отсутствие точного соответствия – вполне ожидаемый с физической точки зрения результат. Например, при одинаковых параметрах ветровой нагрузки и разности температуры значения критериев  $L_N$  и  $W$ , в соответствии с их определениями (3) и (4), будут существенно зависеть от конкретной формы температурного профиля. В этой связи можно заключить, что вопрос о взаимосвязи критериев, определяющих степень перемешивания водной массы, а также отыскание новых, более универсальных, остается весьма актуальным.

В то же время следует отметить, что для двух использованных параметров перемешивания, а именно  $St$  и разности температуры по водному столбу, обнаружена некоторая устойчивая взаимосвязь. Точнее, расчеты показывают высокую степень корреляции между разностью температуры по водному столбу и верхним пределом диапазона соответствующих значений  $St$  (рис. 9). Наличие такой корреляции непосредственно вытекает из определения  $St$ . Так, например, в случае простейшей батиметрии, когда  $A_z = \text{const}$ , из формулы (1) непосредственно следует оценка

$$St \sim gH^2 \Delta \rho \sim gH^2 \alpha \rho (T_{\text{вс}} - T_{\text{пс}}), \quad (6)$$



**Рис. 9.** 1 – разность температуры воды верхнего ( $T_{bc}$ ) и придонного ( $T_{pc}$ ) слоев оз. Вендюрского и соответствующие им значения  $St$  за все годы измерений; 2 – зависимость, рассчитанная с учетом характерных значений  $H = 5.3$  м (средняя глубина оз. Вендюрского) и  $\alpha \sim 2 \times 10^{-4} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$ .

где  $\alpha$  – коэффициент температурного расширения. Таким образом, параметры  $St$  и  $(T_{bc} - T_{pc})$  однозначно связаны; причем, если пренебречь зависимостью  $\alpha$  от температуры, эта связь линейна. Коэффициент пропорциональности в приведенном соотношении зависит от вида температурного профиля; например, в случае стратификации, когда водная толща разделена на два однородных слоя с разной температурой, этот коэффициент равен  $1/16$  [1]. Соответствующая зависимость, рассчитанная с учетом характерных значений  $H = 5.3$  м (средняя глубина оз. Вендюрского) и  $\alpha \sim 2 \times 10^{-4} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$ , приведена на рис. 9.

В недавно опубликованных статьях [26, 35] указано на увеличение устойчивости водной толщи озер на фоне потепления климата. Например, в [32] установлено, что в 1980–2008 гг. на фоне повышения температуры воздуха продолжительность стратификации в канадском оз. Симко (“Lake Simcoe”) увеличилась более чем на месяц. В работе [10] показано, что в 1964–2017 гг. термическая устойчивость водной толщи белорусского оз. Нарочь значимо увеличивалась на фоне потепления климата. Авторы настоящей статьи проанализировали данные измерений в оз. Вендюрском в 2008–2013 и 2015–2022 гг. и не обнаружили явной тенденции увеличения пери-

ода стратификации и увеличения устойчивости водного столба ни по одному из использованных параметров, несмотря на то, что для региона южной Карелии характерно статистически значимое повышение температуры воздуха в эти периоды. Возможная причина этого – усиление ветровой нагрузки на водоем. Анализ данных МС Петрозаводск показал уменьшение количества случаев штелей в мае–октябре в 2011–2020 гг., а также статистически значимое увеличение скорости ветра на  $+0.2$  м/с за 10 лет в 2008–2022 гг.

Еще одна причина того, что по данным измерений в оз. Вендюрском не выявлено увеличения продолжительности периода стратификации, может заключаться в усилении интенсивности радиационного перемешивания. Количественным параметром этого процесса может служить разность  $\Delta T$  в случае, когда она положительна. Из общих соображений, а priori, получить точный вывод о тренде в динамике параметра  $\Delta T$  в условиях глобального потепления весьма трудно – зависимость, очевидно, нелинейная. Так, если для  $\Delta T$  обнаруживается даже малый тренд увеличения, в среднем конвективное перемешивание будет усиливаться и соответствующий процесс будет обеспечивать отрицательную обратную связь – за счет усиления конвекции тем-

пература верхнего слоя воды в озере будет уменьшаться, что компенсирует исходный рост  $\Delta T$ . Если же  $\Delta T$  имеет тренд уменьшения, то эффект будет обратным – уменьшение  $\Delta T$  приводит к ингибированию конвекции и возможному росту температуры воды верхнего слоя, что компенсирует исходное уменьшение  $\Delta T$ .

Выраженная межгодовая изменчивость высших моментов (дисперсии и асимметрии) функции распределения  $\Delta T$  (рис. 8) соответствует известному выводу о том, что климатические изменения характеризуются не только и даже не столько положительными трендами (например, ростом температуры), но и повышенной вариативностью статистических параметров, что приводит, в частности, к учащению аномальных явлений [6, 12].

Наряду с повышенной вариативностью параметров  $\sigma$  и  $S$  следует также отметить, что за последнее десятилетие все более типичными становятся распределения с отрицательными и большими по модулю значениями параметра  $S$ ; при этом динамика параметра  $S$  даже демонстрирует некоторый тренд уменьшения (рис. 8). Для линий подобных функций распределения характерна длинная левая ветвь, свидетельствующая о том, что эпизоды, когда перемешивание за счет выхолаживания ингибируется (отрицательные значения  $\Delta T$ ), весьма локализованы по времени, т. е. случаются достаточно редко, и их можно рассматривать как некоторые аномалии. В то же время интервалы времени с положительной  $\Delta T$  бывают чаще. Сам же тренд уменьшения параметра  $S$  при такой интерпретации означает, что в последние годы указанная асимметрия становится более выраженной и вклад радиационного механизма в перемешивание увеличивается.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По данным длительных измерений температуры воды на автономной станции в центральном глубоководном районе полимиктического оз. Вендюрского изучено изменение устойчивости его водной толщи в период открытой воды в разные по погодным условиям годы. С использованием программы Lake Analyzer и данных реанализа рассчитаны значения индексов, харак-

теризующих устойчивость водной толщи озера (устойчивость Шмидта, озерное число, число Веддерберна).

Для оценки изменений продолжительности стратификации в озере в разные годы в период с 20 мая по 30 сентября проведен расчет количества дней с превышением пороговых значений этих индексов, а также дней с превышением разницы температуры по водному столбу в 1 и 2°C. Использование разных критериев оценки устойчивости водной толщи озера показало выраженные различия продолжительности стратификации в конкретные годы. Увеличения продолжительности стратификации за изученные годы не было выявлено.

Статистически значимое повышение температуры воздуха в регионе южной Карелии в 1976–2022 гг. не привело к усилению устойчивости водной толщи озера и увеличению продолжительности стратификации в 2008–2022 гг., предположительно, за счет усиления ветровой нагрузки (уменьшения повторяемости штилей и увеличения скорости ветра на +0.2 м/с за 10 лет в 2008–2022 гг.). Также, возможно, ослабление устойчивости водного столба происходило в связи с увеличением роли конвективного перемешивания, обусловленного радиационным выхолаживанием. Также очевидно, что длина рядов наблюдений (15 последовательных лет с пропуском одного года) недостаточна для выявления статистически значимых трендов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Богданов С.Р., Пальшин Н.И., Здоровеннов Р.Э., Митрохов А.В., Кузнецов П.С., Новикова Ю.С., Здоровеннова Г.Э. Оценка эффективности перемешивания озера при поверхностном выхолаживании // *Фундаментальная и прикладная гидрофизика*. 2023. Т. 16. № 2. С. 73–88.
2. Булыгина О.Н., Веселов В.М., Разуваев В.Н., Александрова Т.М. Описание массива срочных данных об основных метеорологических параметрах на станциях России. Свид. о гос. регистрации базы данных № 2014620549. <http://meteo.ru/data/163-basic-parameters#описание-массива-данных>
3. Булыгина О.Н., Коршунова Н.Н., Разуваев В.Н. Изменение режима ветра на территории России в последние десятилетия // *Тр. ГГО*. 2013. Вып. 568. С. 156–172.

4. *Гавриленко Г.Г., Здорovenнова Г.Э., Волков С.Ю., Богданов С.Р., Здорovenнов Р.Э.* Устойчивость водной массы и ее влияние на кислородный режим полимиктического озера // *Геополитика и экогеодинамика регионов.* 2018. Т. 4 (14). № 1. С. 57–71.
5. Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2022 год. М.: Росгидромет, 2023. 104 с.
6. *Мохов И.И.* Изменения климата: причины, риски, последствия, проблемы адаптации и регулирования // *Вестн. РАН.* 2022. Т. 92. № 1. С. 3–14.
7. *Назарова Л.Е.* Климатические условия на территории Карелии // *Современные исследования водоемов Севера: учебное пособие.* Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2021. С. 7–16.
8. Оценочный доклад об изменении климата и их последствиях на территории Российской Федерации. М.: Росгидромет, 2008. Т. 1. 228 с.
9. Расписание погоды.  
<http://tr5.ru> (дата обращения: 9 марта 2023 г.)
10. *Суховило Н.Ю.* Влияние метеорологических и климатических условий на термодинамические процессы в разнотипных озерах Беларуси // *Acta Geographica Silesiana.* 2019. Т. 13/3. № 35. С. 47–60.
11. *Суховило Н.Ю., Власов Б.П., Новик А.А.* Динамические критерии оценки устойчивости озерных экосистем Белорусского Поозерья к внешнему воздействию // *Журн. Белорусского гос. ун-та. География. Геология.* 2018. Т. 2. С. 13–24.
12. Третий оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Росгидромет. СПб.: Научно-технологические, 2022. 676 с.
13. Climate Data Store. ERA5 hourly data on single levels from 1979 to present. <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/reanalysis-era5-single-levels?tab=overview> (дата обращения: 11.11.2022 г.)
14. *Desgué-Itier O., Melo Vieira Soares L., Anneville O., Bouffard D., Chanudet V., Danis P. A., Domaizon I., Guillard J., Mazure T., Sharaf N., Soullignac F., Tran-Khac V., Vinçon-Leite B., Jenny J.-P.* Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2023. V. 27. P. 837–859.
15. *Engelhardt C., Kirillin G.* Criteria for the onset and breakup of summer lake stratification based on routine temperature measurements // *Fundam. Appl. Limnol.* 2014. V. 184. P. 183–194.
16. *Gloor M., Wüest A., Imboden D.M.* Dynamics of mixed bottom boundary layers and its implications for diapycnal transport in a stratified, natural water basin // *J. Geophys. Res.* 2000. V. 105. P. 8629–8646.
17. *Guseva S., Casper P., Sachs T., Spank U., Lorke A.* Energy Flux Paths in Lakes and Reservoirs. // *Water.* 2021. V. 13. P. 3270.
18. *Idso S.B.* On the concept of lake stability // *Limnol. Oceanogr.* 1973. V. 18. P. 681–683.
19. *Imberger J., Patterson J.C.* Physical limnology // *Advanc. Appl. Mech.* 1990. V. 27. P. 303–475.
20. *Jane S.F., Hansen G.J.A., Kraemer B.M., Leavitt P.R., Mincer J.L., North R.L., Pilla R.M., Stetler J.T., Williamson C.E., Woolway R.I., Arvola L., Chandra S., DeGasperis C.L., Diemer L., Dunalska J., Erina O., Flaim G., Grossart H.-P., Hambright K.D., Hein C., Hejzlar J., Janus L.L., Jenny J.-P., Jones J.R., Knoll L.B., Leoni B., Mackay E., Matsuzaki S.-I.S., McBride C., Müller-Navarra D.C., Pierson A.M., Pierson D., Rogora M., Rusak J.A., Sadro S., Saulnier-Talbot E., Schmid M., Sommaruga R., Thiery W., Verburg P., Weathers K.C., Weyhenmeyer G.A., Yokota K., Rose K.C.* Widespread deoxygenation of temperate lakes // *Nature.* 2021. V. 594. P. 66–70.
21. *Mammarella I., Gavrylenko G., Zdorovennova G., Ojala A., Erkkilä K.-M., Zdorovennov R., Stepanyuk O., Palshin N., Terzhevik A., Vesala T., Heiskanen J.* Effects of similar weather patterns on the thermal stratification, mixing regimes and hypolimnetic oxygen depletion in two boreal lakes with different water transparency // *Boreal Env. Res.* 2018. V. 23. P. 237–247.
22. *Mironov D., Heise E., Kourzeneva E., Ritter B., Schneider N., Terzhevik A.* Implementation of the lake parameterization scheme FLake into the numerical weather prediction model COSMO // *Boreal Env. Res.* 2010. V. 15. P. 218–230.
23. *North R.P., North R.L., Livingstone D.M., Köster O., Kipfer R.* Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift // *Glob. Change Biol.* 2014. V. 20. P. 811–823.
24. *O'Reilly C.M., Sharma S., Gray D.K., Hampton S.E., Read J.S., Rowley R.J., Schneider P., Lenters J.D., McIntyre P.B., Kraemer B.M., Weyhenmeyer G.A., Straile D., Dong B., Adrian R., Allan M.G., Anneville O., Arvola L., Austin J., Bailey J.L., Baron J.S., Brookes J.D., de Eyto E., Dokulil M.T., Hamilton D.P., Havens K., Hetherington A.L., Higgins S.N., Hook S., Izmet'eva L.R., Joehnk K.D., Kangur K., Kasprzak P., Kumagai M., Kuusisto E., Leshkevich G., Livingstone D.M., MacIntyre S., May L., Melack J.M., Mueller-Navarra D.C., Naumenko M., Noges P., Noges T., North R.P., Plisnier P.-D., Rigosi A., Rimmer A., Rogora M., Rudstam L.G., Rusak J.A., Salmasso N., Samal N.R., Schin-*

- dlers D.E., Schladow S.G., Schmid M., Schmidt S.R., Silow E., Soyly M.E., Teubner R., Verburg P., Voutilainen A., Watkinson A., Williamson C.E., Zhang G.* Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe // *Geophys. Res. Lett.* 2015. V. 42. P. 10773–10781.
25. *Piccioni F., Casenave C., Lemaire B.J., Le Moigne P., Dubois P., Vinçon-Leite B.* The thermal response of small and shallow lakes to climate change: new insights from 3D hindcast modelling // *Earth Syst. Dynam.* 2021. V. 12. P. 439–456.
  26. *Pilla R.M., Williamson C.E., Adamovich B.V., Adrian R., Anneville O., Chandra S., Colom-Montero W., Devlin S.P., Dix M.A., Dokulil M.T., Gaiser E.E., Girdner S.F., David Hambricht K., Hamilton D.P., Havens K., Hessen D.O., Higgins S.N., Huttula T.H., Huuskonen H., Isles P.D.F., Joehnk K.D., Jones I.D., Bill Keller W., Knoll L.B., Korhonen J., Kraemer B.M., Leavitt P.R., Lepori F., Luger M.S., Maberly S.C., Melack J.M., Melles S.J., Müller-Navarra D.C., Pierson D.C., Pislegina H.V., Plisnier P.-D., Richardson D.C., Rimmer A., Rogora M., Rusak J.A., Sadro S., Salmaso N., Saros J.E., Saulnier-Talbot É., Schindler D.E., Schmid M., Shimaraeva S.V., Silow E.A., Sitoki L.M., Sommaruga R., Straille D., Strock K.E., Thiery W., Timofeyev M.A., Verburg P., Vinebrooke R.D., Weyhenmeyer G.A., Zadereev E.* Deeper waters are changing less consistently than surface waters in a global analysis of 102 lakes // *Sci. Rep.* 2020. V. 10. P. 20514.
  27. *Råman Vinnå L., Medhaug I., Schmid M., Bouffard D.* The vulnerability of lakes to climate change along an altitudinal gradient // *Commun. Earth Environ.* 2021. V 2. № 35.
  28. *Read J.S., Hamilton D.P., Jones I.D., Muraoka K., Winslow L.A., Kroiss R., Wu C.H., Gaiser E.* Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data // *Environ. Model. Software.* 2011. V. 26. P. 1325–1336.
  29. *Robertson D.M., Imberger J.* Lake Number, a Quantitative Indicator of Mixing Used to Estimate Changes in Dissolved Oxygen // *Int. Rev. Hydrobiol.* 1994. V. 79. P. 159–176.
  30. *Robertson D., Ragotzkie R.* Changes in the thermal structure of moderate to large sized lakes in response to changes in air temperature // *Aquat. Sci.* 1990. V. 52. P. 360–380.
  31. *Shatwell T., Thiery W., Kirillin G.* Future projections of temperature and mixing regime of European temperate lakes // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2019. V. 23. P. 1533–1551.
  32. *Stainsby E.A., Winter J.G., Jarjanazi H., Paterson A.M., Evans D.O., Young J.D.* Changes in the thermal stability of Lake Simcoe from 1980 to 2008 // *J. Great Lakes Res.* 2011. V. 37. P. 55–62.
  33. *Thompson R.O.R.Y., Imberger J.* Response of a numerical model of a stratified lake to wind stress // *Proc. 2nd Int. Symp. Stratified Flows. Trondheim, 1980.* V. 1. P. 562–570.
  34. *Wilhelm S., Adrian R.* Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton // *Freshwater Biol.* 2008. V. 53. P. 226–237.
  35. *Winslow L.A., Read J.S., Hansen G.J.A., Rose K.C., Robertson D.M.* Seasonality of change: Summer warming rates do not fully represent effects of climate change on lake temperatures // *Limnol. Oceanogr.* 2017 V. 62. P. 2168–2178.
  36. *Woolway R.I., Sharma S., Weyhenmeyer G.A., Debolskiy A., Golub M., Mercado-Bettín D., Perroud M., Stepanenko V., Tan Z., Grant L., Ladwig R., Mesman J., Moore T.N., Shatwell T., Vanderkelen I., Austin J.A., DeGasperi C.L., Dokulil M., La Fuente S., Mackay E.B., Schladow S.G., Watanabe S., Marcé R., Pierson D.C., Thiery W., Jennings E.* Phenological shifts in lake stratification under climate change // *Nat. Commun.* 2021. V. 12. P. 2318.

УДК 543.555: 574: 504.75

## ИССЛЕДОВАНИЕ ЭЛЕКТРОПРОВОДНОСТИ ПРИРОДНЫХ ВОД В ИМПУЛЬСНОМ ПОЛЕ ВОЗРАСТАЮЩЕЙ НАПРЯЖЕННОСТИ (НА ПРИМЕРЕ КАМСКОГО БАССЕЙНОВОГО ОКРУГА)

© 2024 г. Р. А. Файзуллин<sup>а</sup>, В. А. Шигимага<sup>б</sup>, А. С. Осокина<sup>а, \*</sup>

<sup>а</sup>Удмуртский федеральный исследовательский центр УрО РАН, Ижевск, 426067 Россия

<sup>б</sup>Харьковский государственный биотехнологический университет, Харьков, 61002 Украина

\*e-mail: Anastasia.osokina2017@yandex.ru

Поступила в редакцию 30.05.2023 г.

После доработки 13.10.2023 г.

Принята к публикации 25.11.2023 г.

Методом и аппаратурой кондуктометрии в импульсном электрическом поле возрастающей напряженности измерена удельная электропроводность различных видов природных вод (артезианских, рек, родников). На примере вод восточной части Камского бассейнового округа показана возможность использования электропроводности природной воды в функции напряженности поля в качестве интегрального показателя естественной минерализации с проводящими примесями (в том числе и антропогенного происхождения). Проведены изучение и оценка загрязнения некоторых природных вод бассейнового округа. Рассмотрены некоторые аспекты применения импульсной кондуктометрии в электрическом поле возрастающей напряженности для исследования сезонных, экологических и других параметров природных вод.

*Ключевые слова:* электропроводность, природная вода, импульсное электрическое поле, напряженность, минерализация.

DOI: 10.31857/S0321059624030126 EDN: ATMACL

### ВВЕДЕНИЕ

Метод кондуктометрии нашел широкое применение в исследованиях физико-химических процессов, связанных с изменением электропроводности (проводимости) жидких сред, содержащих ионы [1–3]. Кроме традиционного анализа в электрохимии, разнообразные модификации этого метода успешно используются для определения концентрации синтетических удобрений в оросительных системах, водоподготовки в энергетике, на фарм- и химпроизводствах, а также для анализа качества природных вод различного происхождения [4–7, 9].

Удельная электропроводность (проводимость) – одно из основных физических свойств воды как универсального растворителя и среды протекания всех жизненных процессов, имеющих в подавляющем большинстве электрическую природу, особенно на клеточном уровне [8, 13]. Поскольку проводимость – интегральный показатель содержания в воде различных раство-

ренных веществ в виде ионов [4, 6], то измерение этого показателя для природных вод биосферы позволяет определить как их общую минерализацию, так и (в дополнение к ней) общую загрязненность растворенными проводящими примесями, большей частью антропогенного происхождения [4, 5, 9].

В природных водах, содержащих преимущественно растворимые минеральные соединения (большинство поверхностных и артезианских источников), проводимость – интегральный показатель концентрации неорганических электролитов, а также антропогенных примесей [10, 14, 15, 19].

В традиционной кондуктометрии в качестве сигнала, питающего датчик, используется небольшое и постоянное по амплитуде напряжение, т. е. напряженность электрического поля в жидкой среде между электродами датчика неизменна [6]. Питающее напряжение обычно переменное (синусоидальное или импульсное) во из-



Рис. 1. Пробы природной воды в пробирках Эппендорфа на 1-2 мл.

бежание явлений электролиза, поляризации и прочих побочных эффектов. Однако известно, что проводимость прямо связана с подвижностью ионов, которая, в свою очередь, зависит от напряженности поля [1, 2]. Отсюда возник интерес к исследованию проводимости в поле с изменяемой, точнее – возрастающей напряженностью. Появляется возможность исследовать проводимость природной воды в импульсном электрическом поле возрастающей напряженности (ИЭПВН) с целью как определения естественной общей минерализации, так и оценки (путем сравнения) наличия проводящих примесей антропогенного происхождения [11, 18, 16].

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Пробы природной воды отбирали в одноразовые пробирки Эппендорфа емкостью 1–2 мл с герметичной крышкой (рис. 1). Крышку пробирки с пробкой закрывали для исключения контакта с воздухом и испарения воды.

Во время отбора проб исключался контакт рук и других возможных источников проводящих за-

грязнений с внутренней поверхностью крышки и верхним краем пробирки. Проводимость проб измеряли в течение нескольких дней после отбора, чтобы исключить возможные долговременные изменения в воде, особенно речной (которая обычно содержит различные микроорганизмы).

Исследования проводимости природной воды выполнены в ИЭПВН методом и аппаратурой кондуктометрии с погрешностью  $\leq 3.5\%$  в диапазоне  $0 \dots 3$  кВ/см [17]. Все измерения проводимости образцов воды выполнены при температуре  $+25 \pm 0.5^\circ\text{C}$ . Для этого использован термостабилизированный столик, а температурная погрешность измеренной проводимости была  $\leq 2\%$  [13]. Учитывая то, что температурная зависимость проводимости разбавленных водных растворов незначительна и линейна (в данном диапазоне) [1, 2, 13], ее влиянием на нелинейные процессы в ИЭПВН можно пренебречь.

На рис. 2 представлена блок-схема импульсного кондуктометра для измерения электропроводности природной воды.

Схема включает следующие элементы: генератор прямоугольного импульса (ГПИ), предварительный усилитель (ПУ), высоковольтный усилитель мощности (ВУМ) с пошаговым усилением, микроэлектроды, декадный делитель (ДД) из прецизионных резисторов, двухканальный осциллограф и стабилизированный блок питания (БП). Чувствительность кондуктометра составляет  $\sim 0.7 \times 10^{-6}$  М или  $\sim 3$  г NaCl на 60 т деионизованной воды.

Для измерения проводимости микроэлектроды погружались в каплю исследуемой пробы воды и на них подавалась серия прямоугольных, возрастающих по амплитуде с заданным шагом импульсов напряжения. Первичные данные из-

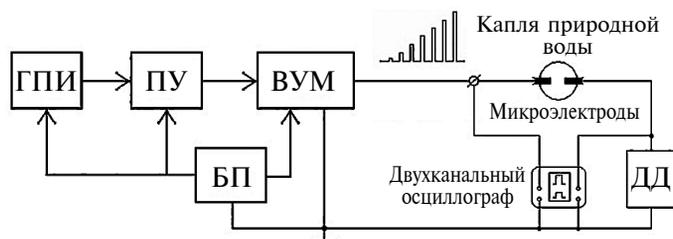


Рис. 2. Блок-схема импульсного кондуктометра для измерения проводимости воды в ИЭПВН.

мерений сняты с помощью осциллографа и обработаны по предложенному ранее алгоритму [17, 13]. Полученные данные проводимости природной воды в зависимости от напряженности электрического поля нанесены на график, а затем построены их линейные тренды в диапазоне напряженности 0.5...1.5 кВ/см. Все расчеты, статистическая обработка и построение графиков проведены в среде табличного процессора Microsoft Office Excel.

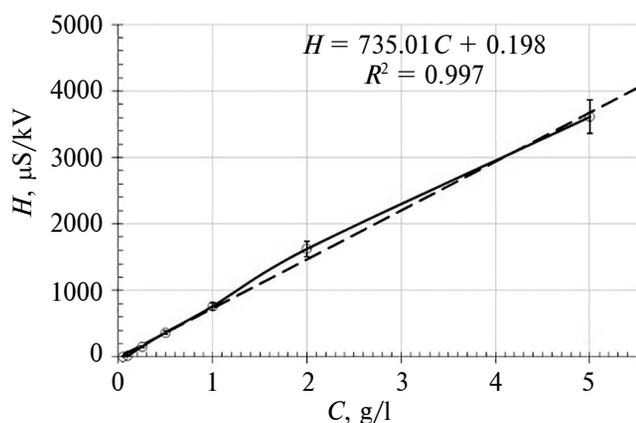
## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Перед началом измерений проводимости проведена калибровка импульсного кондуктометра так, чтобы можно было определить минерализацию природной воды [13]. Для этого выполнены следующие манипуляции.

1. Приготовлены калибровочные растворы NaCl (SIGMA) известной концентрации на апирогенной деионизованной воде (АДВ) с учетом возможного диапазона естественной минерализации природных вод, которые, как правило, содержат значительную часть именно ионов  $\text{Na}^+$ .

2. Измерены проводимости растворов в ИЭПВН в порядке возрастания концентрации NaCl. Перед каждым измерением микроэлектроды промывались в чашке Петри в большом объеме АДВ.

3. Построены графики проводимости растворов в функции напряженности поля и выбраны



**Рис. 3.** Калибровочный график наклон–концентрация раствора NaCl. Сплошная линия с точками – эксперимент, штриховая – линейная регрессия.

квазилинейные участки на кривых проводимости в интервале напряженности 0.5...1.5 кВ/см.

4. С помощью пакета математического анализа в процессоре Microsoft Excel построены линейные тренды (аппроксимация). На графики выведены уравнения линейной регрессии вида:  $y = ax + b$ , где  $y$  – проводимость,  $x$  – напряженность поля,  $a$  – наклон линейного тренда,  $b$  – начальная ордината.

5. Взятые наклоны линейных трендов и построен калибровочный график в координатах: наклон  $H$  – концентрация  $C$  раствора NaCl (рис. 3).

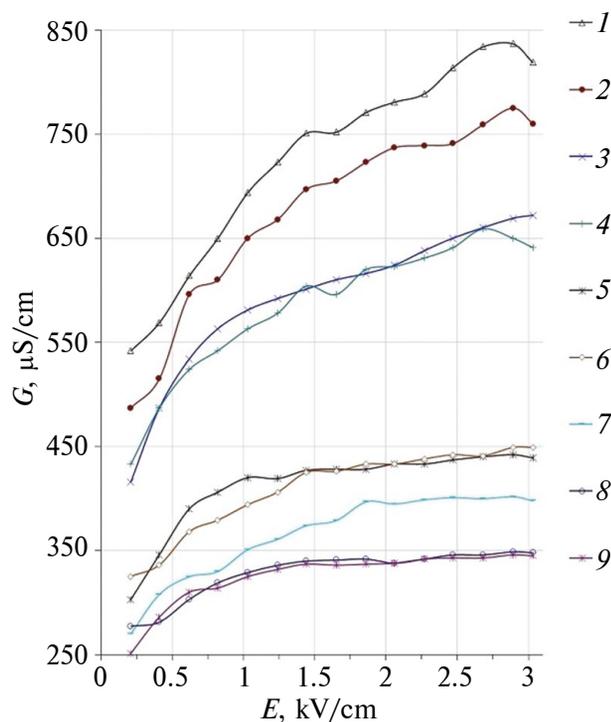
Для оценки погрешности линейной регрессии на график выведен коэффициент детерминации  $R^2 = 0.99$  (критерий согласия).

Далее, после определения аналогичным образом наклона участка кривой проводимости природной воды в интервале 0.5...1.5 кВ/см по уравнению на калибровочном графике (рис. 3) найдена ее общая минерализация (с оговоркой, что она определена приближенно по содержанию только NaCl).

Ниже приведены результаты измерений проводимости в ИЭПВН природных вод на примере некоторых пресных поверхностных вод Камского бассейнового округа (естественных источников (родников), скважин, рек) в сравнении с некоторыми другими реками и источниками.

На рис. 4 представлены зависимости проводимости в ИЭПВН воды некоторых крупных и средних рек Камского бассейнового округа (вода рек Волги и Днепр для сравнения), пробы взяты вблизи берега.

Обращает на себя внимание характер проводимости воды р. Камы (кривые 2, 3 и 9 на рис. 4). Так, проводимость ее воды на выходе из г. Сарапула превышает таковую на входе в город в >1.5 раза. По течению реки в пределах города естественная минерализация воды вряд ли так резко возрастет, следовательно, можно предположить, что основной вклад в это повышение дает именно антропогенная активность (коллекторные, ливневые и прочие стоки, в том числе

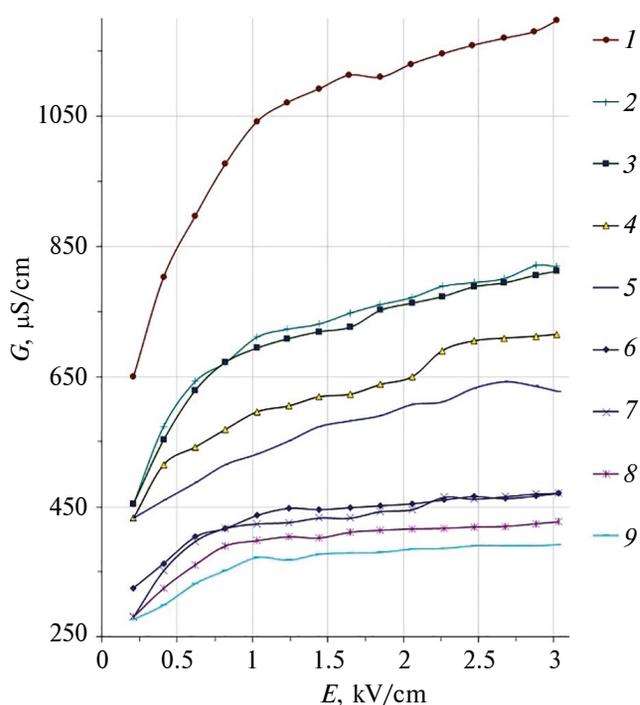


**Рис. 4.** Проводимость в ИЭПВН воды больших и средних рек Камского бассейнового округа (реки Волга и Днепр для сравнения). 1 – р. Вятка; 2 – р. Кама, нижнее течение; 3 – р. Кама (выход г. Сарапул); 4 – р. Белая; 5 – р. Сива; 6 – р. Днепр, ниже пешеходного моста; 7 – р. Днепр выше пешеходного моста; 8 – р. Волга; 9 – р. Кама (вход г. Сарапул).

и неконтролируемые или нештатные, а также промышленные и транспортные). Неудивительно поэтому, что в нижнем течении р. Камы это повышение проводимости воды достигает уже >2.5 раз (кривая 2 против кривой 9 на рис. 4).

Для сравнения, аналогичным образом ведет себя проводимость воды р. Днепр в центре г. Киева, возрастая почти на 30% на протяжении ~2 км вниз по течению. Что касается проводимости воды других рек (рис. 4), то эти зависимости также отражают, согласно закону Кольрауша [2], интегральный характер общей минерализации, включающей естественную и антропогенную, разделить которые можно, взяв пробы воды, например, на входе и после выхода реки из крупного агропромышленного района.

Интересно также отметить почти полное совпадение кривых проводимости воды Волги (кривая 8 на рис. 4) и Камы (кривая 9 на рис. 4),



**Рис. 5.** Проводимость в ИЭПВН воды малых рек Камского бассейнового округа в Удмуртии (р. Харьков для сравнения). 1 – р. Харьков; 2 – р. Березовка; 3 – р. Карлутка; 4 – р. Чепца; 5 – р. Буй; 6 – р. Иж; 7 – р. Большая Сарапулка; 8 – р. Можжинка; 9 – водопровод (г. Ижевск).

что может быть связано как с гидрологическими параметрами рек, так и с геологическими особенностями грунтов русла, питающими притоками, подобным ландшафтом и т. п.

В табл. 1 приведены величины наклонов линий проводимости воды рек на рис. 4 и расчетные значения общей минерализации, включая естественную и от примесей антропогенного происхождения.

Данные табл. 1 подтверждают приведенные выше замечания о том, что общая минерализация воды р. Камы закономерно повышается как по течению через промышленный г. Сарапул, так и по достижении нижнего течения реки. Аналогичным образом ведет себя минерализация воды и других рек, например Днепра. Кроме того, данные табл. 1 показывают, что расчетная минерализация неплохо совпадает с известными данными по гидрологическим параметрам этих рек.

**Таблица 1.** Общая минерализация воды больших и средних рек Камского бассейнового округа по данным кондуктометрии в ИЭПВН (реки Волга и Днепр – для сравнения; в скобках – общая минерализация по данным гидрологии)

Номер	Название реки, место отбора пробы	Наклон проводимости, мкСм/кВ	Минерализация, мг/л
1	Вятка, г. Киров	178.1	242.1 (200–300)
2	Кама, нижнее течение	162.5	220.9 (140–250)
3	Кама, г. Сарапул на выходе	105.2	142.8
4	Белая, нижнее течение	106.4	144.5
5	Сива, нижнее течение	69.9	94.8
6	Днепр, г. Киев, 1500 м ниже пешеходного моста	80.2	108.9 (>100)
7	р. Днепр, г. Киев, 300 м выше пешеходного моста	63.5	86.2
8	Волга, г. Казань	55.7	75.4 (100–200)
9	Кама, г. Сарапул на входе	46.1	62.5

На рис. 5 представлены зависимости проводимости в ИЭПВН воды некоторых малых рек Камского бассейнового округа в Удмуртии (пробы взяты вблизи берега).

Комментируя кривые, представленные на рис. 5, следует отметить, что в целом проводимость воды малых рек несколько выше, чем больших. Это можно связать с большей полноводностью последних, поскольку с ростом полноводности концентрация растворимых примесей уменьшается. Характерно, что проводимость воды р. Харьков, взятой для сравнения, значительно (в 1–3 раза) превышает таковую у малых рек Удмуртии (рис. 5). Это логично объяснить тем, что р. Харьков протекает через один из крупных промышленных центров с развитой инфраструктурой и большими транспортными потоками. Интересно отметить, что наименьшую проводимость имеет вода из водопровода г. Ижевска, что положительно характеризует работу городской службы по очистке и подготовке питьевой воды к подаче в городской водопровод (рис. 5).

**Таблица 2.** Общая минерализация воды малых рек Камского бассейнового округа по данным кондуктометрии в ИЭПВН (р. Харьков для сравнения)

Номер	Название реки	Наклон, мкСм/кВ	Минерализация, мг/л
1	Харьков, нижнее течение, г. Харьков	283.5	385.4
2	Березовка, г. Воткинск	147.6	200.5
3	Карлутка, г. Ижевск, центр	151.6	206.1
4	Чепца, г. Глазов	102.9	139.7
5	Буй, нижнее течение	106.7	144.9
6	Иж, г. Ижевск (ниже пруда)	78.4	106.4
7	Большая Сарапулка, п. Уральский	69.5	94.3
8	Мозжинка, пос. Уральский	73.0	99.0
9	водопровод, г. Ижевск	72.4	98.3

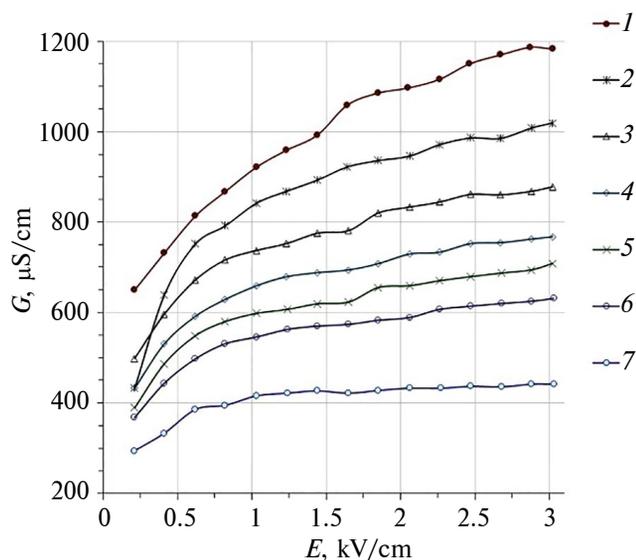
В табл. 2 приведены величины наклонов линий проводимости воды малых рек (рис. 5), а также расчетные значения общей минерализации, включая естественную и от примесей антропогенного происхождения.

Данные табл. 2 в целом подтверждают приведенные выше предположения.

На рис. 6 и 7 представлены зависимости проводимости в ИЭПВН воды некоторых родников и скважин Удмуртии.

Представленные на рис. 6 и 7 зависимости проводимости воды дают представление об общей тенденции: чем больше естественная минерализация воды скважин, тем больше проводимость и больше наклон ее линии на графике (скорость роста).

В табл. 3 приведены величины наклонов линий зависимостей проводимости воды родников и скважин, представленных на рис. 6 и 7, а так-

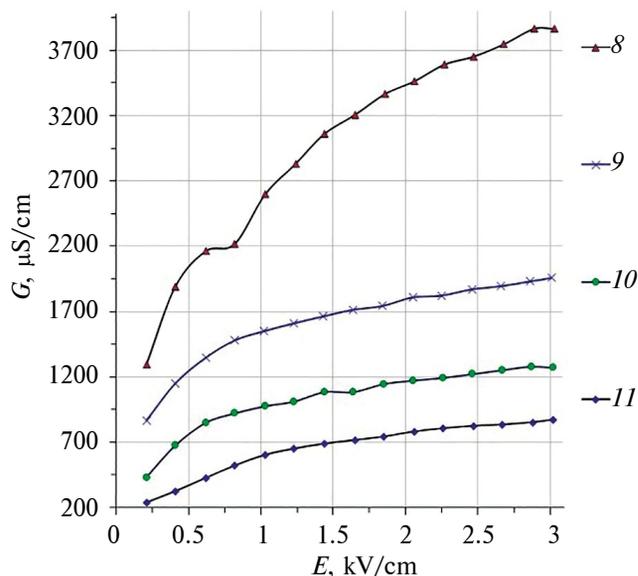


**Рис. 6.** Проводимость в ИЭПВН воды некоторых родников и скважин Удмуртии. 1 – скважина 2, п. Первомайский; 2 – родник 3, п. Первомайский; 3 – родник 1, г. Ижевск; 4 – родник 2, г. Ижевск; 5 – пруд Паркачево; 6 – скважина 1, п. Первомайский; 7 – скважина 3, д. Кечур.

же расчетные значения общей минерализации, включая известные паспортные данные некоторых естественных источников.

Представленные в табл. 3 данные минерализации воды скважин и родников могут либо быть следствием значительной глубины залегания водных горизонтов, малочувствительных к антропогенному давлению, либо, наоборот, находясь близко к поверхности, испытывать его влияние – тогда проводимость заметно выше (например, родники, находящиеся в черте г. Ижевска, или неглубокие частные скважины). Лечебные воды (например, “Крымская”), как правило, имеют повышенную минерализацию, в отличие от столовых (“Увинская жемчужина”, “Свято-Михайловская”).

Следует заметить, что кондуктометрия в ИЭПВН дает несколько заниженные данные, особенно при минерализации  $>1$  г/л (табл. 3), поскольку калибровка (рис. 3) проведена только по основному вкладу в общую минерализацию в виде соли NaCl. Тем не менее предположение о связи наклона с минерализацией в целом верно. Несовпадение отдельных расчетных значений с известными можно объяснить тем, что мине-



**Рис. 7.** Проводимость в ИЭПВН воды некоторых родников и скважин Удмуртии (“Крымская” и “Харьковская-1” для сравнения). 8 – “Крымская”; 9 – “Увинская жемчужина”; 10 – “Харьковская-1”; 11 – “Свято-Михайловская”.

ральный состав вод различен. В них растворены еще и другие соли, а также растворимые антропогенные примеси, поэтому надо учитывать интегральный характер проводимости, согласно закону Кольрауша [2].

Конечно, предложенный интегральный метод кондуктометрии в ИЭПВН не дает информации о микробной контаминации воды, о присутствии конкретных видов тяжелых ионов и т. п., однако простота, оперативность анализа и недорогая аппаратная реализация, предусматривающая и портативный вариант с накоплением данных в блоке памяти, – его преимущество. Кроме того, возможна также реализация дифференциального варианта метода [12], когда путем моделирования кривых проводимости и математического анализа находятся координаты всех их локальных экстремумов, которые затем можно идентифицировать как вклад соответствующих ионов в общую проводимость воды с использованием в качестве калибровочного, например, метода пламенной фотометрии. Что касается оценки вклада антропогенных проводящих примесей в общую проводимость природной воды, то ее можно выполнить, сравнив, например, проводимость воды реки выше и ниже по течению от

**Таблица 3.** Общая минерализация воды некоторых родников и скважин Удмуртии по данным кондуктометрии в ИЭПВН (“Крымская” и “Харьковская-1” для сравнения; общая минерализация, г/л – в скобках по паспорту)

Номер	Название источника	Наклон, мкСм/кВ	Минерализация, мг/л
1	Частная скважина 2, п. Первомайский	249.5	339.2
2	Родник 3, п. Первомайский, ул. Октябрьская	231.6	314.8
3	Родник 1, г. Ижевск, ул. Родниковая	160.4	218.5
4	Родник 2, г. Ижевск, парк Драгунова	149.3	202.9
5	Пруд Паркачево, Сарапул. р-н	118.3	160.7
6	Частная скважина 1, п. Первомайский	116.4	158.1
7	Частная скважина 3, д. Кечур, Малопургинский р-н	82.8	112.4
8	“Крымская” (лечебная)	1168.9	1.59 (1.7–2.5)
9	“Увинская жемчужина”	477.9	0.65 (0.4–0.8)
10	“Харьковская-1”	397.2	0.57 (0.7–0.9)
11	“Свято-Михайловская”	318.1	0.43 (0.3–0.7)

крупного города или местности с развитым агропромышленным производством [11, 12].

Перспектива исследования проводимости природных вод методом кондуктометрии в ИЭПВН состоит в следующем. С помощью предложенного метода можно измерять проводимость воды, в частности – в реках, родниках и других поверхностных источниках питьевой и лечебной воды с целью сезонного, гидрологического и экологического мониторинга и т. п. [15, 19]. Кондуктометрия в ИЭПВН перспективна также для мониторинга природных вод атмосферы (в виде осадков) [12]. Возможны и другие области применения предложенного метода, где требуется оперативная оценка природной воды по интегральной проводимости с небольшими затратами труда и недорогим оборудованием непосредственно в полевых условиях. Более глубокий анализ полученных данных, предварительно накопленных в блоке памяти в [11], можно провести в стационарной лаборатории с применением методов математической обработки и моделирования [12].

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Большинство исследованных рек, родников и скважин дают воду с низкой и средней общей минерализацией. Это, предположительно, может быть связано как с водным обилием, геофизическими особенностями рельефа и состава грунтов, так и с бережным отношением населения к чистоте природы, с влиянием органов управления и надзора, несмотря на развитую аг-

ропромышленную инфраструктуру Удмуртской республики.

Таким образом, метод и аппаратура кондуктометрии в ИЭПВН позволяют выполнять исследования проводимости природных вод различного происхождения и получать дополнительные сведения о них как для оценки общей минерализации, так и для целей разных видов оперативного мониторинга: экологического, гидрофизического, сезонного и т. п., где применяется традиционная кондуктометрия для исследования водных объектов.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Гриликес М.С., Филановский Б.К.* Контактная кондуктометрия: теория и практика метода. Л.: Химия, 1980. 175 с.
2. *Дамаскин Б.Б., Петрий О.А., Цирлина Г.А.* Электрохимия. М.: Химия, 2006. 672 с.
3. *Догановский А.М., Малинин В.Н.* Гидросфера Земли. СПб.: Гидрометеоздат, 2004. 625 с.
4. *Кальвода Р., Зыка Я., Штулик К. и др.* Электрохимические методы в контроле окружающей среды. М.: Химия, 1990. 240 с.
5. *Кузьмичева В.А.* Экологический мониторинг при эксплуатации объектов водного транспорта с использованием методов кондуктометрии. Дис. ... канд. тех. наук. М.: МГАВТ, 2005. 144 с.
6. *Латышенко К.П.* Принципы построения и разработка амплитудных, частотных и импульсных кондуктометров для контроля природной среды и технологических процессов. Автореф. дис. ... докт. тех. наук. М.: МГУИЭ, 2006. 32 с.
7. *Михайлов В.Н., Добровольский А.Д., Добролюбов С.А.*

- Гидрология: учебник для вузов. М.: Высш. шк., 2007. 463 с.
8. Рубин А.Б. Биофизика. Биофизика мембранных процессов. М.: МГУ, 2004. Т. 2. Ч. 3. С. 17–45.
  9. Слепченко Г.Б., Пикула Н.П., Дубова Н.М. и др. Электрохимический контроль качества вод (обзор) // Изв. Томского политех. ун-та. 2009. Т. 314. № 3. С. 59–69.
  10. Тихонова И.О., Кручинина Н.Е., Десятов А.В. Экологический мониторинг водных объектов. М.: Форум НИЦ Инфра-М, 2012. 152 с.
  11. Шигимага В.А. Измерения электропроводности природных вод биосферы // Экологические системы и приборы. 2016. № 4. С. 22–28.
  12. Шигимага В.А. Удельная проводимость природных вод как параметр экологического мониторинга // Экология и промышленность. 2017. № 1. С. 115–120.
  13. Шигимага В.А. Импульсная кондуктометрия клеток животных и жидких сред. Харьков: Планета-Принт, 2021. 345 с.
  14. Экология и охрана природы: Антропогенное загрязнение биосферы. [Электронный ресурс]. [http://www.e-ng.ru/ekologiya\\_i\\_oxrana\\_prirody/antropogennoe\\_zagryaznenie\\_biosfery.html](http://www.e-ng.ru/ekologiya_i_oxrana_prirody/antropogennoe_zagryaznenie_biosfery.html) (дата обращения: 16.01.24)
  15. Rubin Y., Hubbard S.S. Hydrogeophysics. Dordrecht: Springer, 2005. 527 p.
  16. Shigimaga V., Blagov I., Kalimanova I. Conductometry of natural waters in pulsed electric field with rising strength // Proc. 30th National Sci. Sympos. “Metrology and metrology assurance 2020”. Sozopol, Bulgaria, 2020. P. 1–4.
  17. Shigimaga V.A. Pulsed conductometer for biological cells and liquid media // Measurement Techniques. 2013. V. 55. № 11. P. 1294–1300.
  18. Shigimaga V.A. Pulsed conductometry in a variable electric field: outlook for the development of measurements // Measurement Techniques. 2015. V. 57. № 10. P. 1213–1218
  19. Whiteley J.S., Chambers J.E., Uhlemann S., Wilkinson P.B., Kendall J.M. Geophysical monitoring of moisture-induced landslides: A review // Rev. Geophys. 2019. V. 57. P. 106–145. <https://doi.org/10.1029/2018RG000603>