

ISSN 0321-0596

Том 50, Номер 3

Май - Июнь 2023



ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ

www.sciencejournals.ru

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



СОДЕРЖАНИЕ

Том 50, номер 3, 2023

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

- Современный гидрологический режим Волжских водохранилищ
С. А. Поддубный, А. В. Законнова, А. И. Цветков, Л. Т. Трофименко, Н. В. Швець 249
- Статистическое моделирование экстремальных осадков в летний период в Прибайкалье (с использованием корреляционной теории случайных полей)
М. В. Болгов, М. Д. Трубецкова 263
- Морфология русла и рассредоточение стока среди островов сложных параллельно-рукавных разветвлений нижней Лены и их многолетняя изменчивость
Р. С. Чалов, Г. Б. Голубцов, А. С. Завадский, П. П. Головлев, С. Р. Чалов 274
- Химическая индикация процессов формирования стока половодья на малом экспериментальном водосборе Приленского плато, республика Саха (Якутия)
В. В. Шамов, Т. Н. Луценко, Л. С. Лебедева, А. М. Тарбеева, В. С. Ефремов, Н. А. Павлова, М. И. Ксенофонтова 286
-

ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ

- К решению задачи фильтрации в затопленном массиве с вертикальными дренами
К. Н. Анахаев, В. В. Беликов, Х. К. Анахаева, Н. М. Борисова 300
-

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

- Распределение метана в водах озера Байкал
Д. Н. Гарькуша, Ю. А. Фёдоров, Н. С. Тамбиева, Ю. А. Андреев, Р. А. Аджиев 308
- Коррекция альгоценозов с помощью интродукции хлореллы: анализ попыток использования
Т. Е. Павлюк, А. Н. Попов, О. С. Ушакова, В. Ф. Мухутдинов, А. А. Падалка 324
-

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ, ЭКОНОМИЧЕСКИЕ И ПРАВОВЫЕ АСПЕКТЫ

- Межрегиональные различия водопользования в республике Беларусь
О. В. Шеринёв 334
- Опасности и риски рекреационного водопользования: векторы международных исследований. Воздействия природных сил на рекреационные пляжи и здоровье человека
И. В. Андреева 344
-

НАУЧНЫЕ КОНСУЛЬТАЦИИ

- Нейросетевой анализ как основа будущей системы водно-экологического регулирования
О. М. Розенталь, В. Х. Федотов 353
-

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.555:551.524

СОВРЕМЕННЫЙ ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ¹

© 2023 г. С. А. Поддубный^а, А. В. Законнова^а, А. И. Цветков^а,
Л. Т. Трофименко^б, Н. В. Швець^б

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

^бВсероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации –
Мировой центр данных, Обнинск, 249035 Россия

*e-mail: spod@ibiw.ru

Поступила в редакцию 09.06.2022 г.

После доработки 24.10.2022 г.

Принята к публикации 14.12.2022 г.

Рассмотрены изменения температуры воздуха в бассейне волжских водохранилищ, общего притока в водоемы, их водообмена, уровня, температуры воды и теплосодержания водной массы в период открытой воды в разных климатических условиях. Для анализа использованы многолетние ряды гидрометеорологических данных, обработанные статистическими методами. Показано, что в современный период по сравнению с периодом до 1976 г. температура воздуха на побережье водохранилищ увеличилась на 1.3–1.8°C. Скорость потепления составила в среднем 0.50°C/10 лет. Объем годового притока увеличился на 12.4%. На водохранилищах верхнего участка Волги выделено 3 маловодных и 4 многоводных фазы, которые включают 29–31 маловодных, 25–31 многоводных и 8–16 средних по водности лет. В маловодные фазы объем притока в водохранилища на 10–28% ниже среднего многолетнего, а в многоводные – выше на 4–20%. Коэффициент водообмена водохранилищ уменьшался или увеличивался на 5–13% относительно полученных ранее величин. На водохранилищах верхнего участка Волги и на Куйбышевском водохранилище отмечено увеличение зимнего и снижение весеннего притока. В современный период отмечена тенденция повышения среднегодового уровня воды на водохранилищах верхнего участка Волги и на Куйбышевском водохранилище, тогда как на Нижней Волге среднегодовой уровень несколько понизился. В маловодные фазы уровень водохранилищ в среднем был ниже на 17 см, а в многоводные – выше на 10 см среднего многолетнего. Повышение температуры воздуха в течение теплого сезона в пределах акватории водохранилищ в среднем на 1.2°C привело к синхронному повышению температуры водной массы на 1.1°C. При этом теплосодержание водной массы водохранилищ верхнего участка Волги увеличилось в среднем на 24%, а на нижнем участке Волги – всего на 2–11%.

Ключевые слова: водохранилища, температура воздуха, приток, фазы водности, водообмен, уровень воды, температура воды.

DOI: 10.31857/S0321059623030100, EDN: DCFTDU

ВВЕДЕНИЕ

Межгодовая и внутригодовая изменчивость главных характеристик гидрологического режима водохранилищ – составляющих водного баланса, проточности, уровня и температуры воды – определяется режимом притока речных вод в водоемы и регулированием стока воды через гидротехнические сооружения ГЭС. Водный баланс отражает совокупное воздействие факторов, обусловленных колебаниями климата и антропогенной деятельностью на водосборе, является основой для выполнения всех видов исследований, свя-

занных с особенностями формирования и динамики водных масс, гидрохимического и гидробиологического режима водоемов [13, 23].

Вместе с тем продолжающееся интенсивное потепление климата приводит к изменению гидрологических и гидробиологических характеристик водных экосистем и их экологического состояния [26, 33, 34]. В настоящее время изучение влияния климатических изменений на абиотическое звено водных экосистем прослеживается в двух направлениях: анализ многолетних натурных гидрометеорологических данных на разнотипных водоемах и моделирование будущего гид-

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания № 121051100104-6.

рологического режима водоемов при реализации разных климатических сценариев.

Исследованиями последних лет показано, что увеличение транспорта влаги с Атлантики в Европейскую часть России (ЕЧР) в современный период привело к росту годовых сумм осадков со скоростью 0.9% нормы/10 лет. В связи с этим произошло увеличение бокового притока в водохранилища Волжско-Камского каскада в среднем на 28% по отношению к норме за 1946–1977 гг. [1, 3, 15, 18, 19]. Кроме того, увеличение температуры воздуха оказывает непосредственное влияние на термический режим водоемов. Так, оценка реакции термического режима Рыбинского водохранилища на региональные изменения климата показала, что в период потепления (1977–2019 гг.) выявлена тенденция повышения средней за май–октябрь температуры воды со скоростью 0.67°C/10 лет. Такая же закономерность прослеживается и на Волгоградском водохранилище, где с 1960 по 2003 г. температура воды летом (июль–август) повысилась на 1°C [10, 22]. В достаточно глубоких водохранилищах потепление климата может вызывать, помимо увеличения температуры эпилимниона, уменьшение прозрачности воды и глубины залегания термоклина, а также увеличение толщины последнего [35].

Не останавливаясь подробно на описании моделей климата и климатических сценариев, отметим, что при реализации наиболее худшего из них (удвоение содержания CO₂ в атмосфере и увеличение температуры воздуха на 2.6–4.8°C) в середине и второй половине XXI в. могут произойти следующие изменения в гидрологическом режиме внутренних водоемов разных географических зон: сокращение объема годового стока, уменьшение объема воды в водохранилищах, их проточности и амплитуды колебаний уровня. В озерах и водохранилищах повысится температура поверхностного слоя воды (эпилимниона), увеличится продолжительность летней стратификации и произойдет ее усиление [29]. Периоды летней аноксии станут более продолжительными. Изменения в внутриводоемных процессах приведут к более частым и продолжительным всплескам цветения синезеленых водорослей [6, 7, 24, 28, 32].

Перераспределение внутригодового притока и его общее сокращение могут создать предпосылки к пересмотру правил эксплуатации водохранилищ [4, 27].

Таким образом, актуальность изучения современной проблемы влияния климатических факторов на водные экосистемы позволяет сформулировать цель данной работы, которая заключается в анализе многолетних и сезонных изменений основных показателей гидрологического режима волжских водохранилищ в относительно ста-

онарный по климатическим условиям период (до 1976 г.) и современный (после 2001 г.), характеризующийся продолжающимся потеплением климата. Для достижения поставленной цели необходимо рассмотреть тенденции изменений температуры воздуха на побережье водохранилищ, общего притока в водоемы, их водообмена, уровня, температуры воды и теплосодержания водной массы в период открытой воды.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В работе использованы многолетние среднемесячные данные температуры воздуха $T_{\text{возд}}$, объема притока W , уровня воды Z , температуры поверхностного слоя воды $T_{\text{воды}}$, температура водной массы $T_{\text{вм}}$ для волжских водохранилищ, заимствованные из архива лаборатории гидрологии и гидрохимии ИБВВ РАН, баз данных ВНИИГМИ-МЦД, а также с сайта Центра регистра и кадастра [21] (табл. 1). В соответствии с водохозяйственным районированием Ивановское, Угличское, Рыбинское, Горьковское и Чебоксарское водохранилища отнесены к Верхневолжскому бассейновому округу (в дальнейшем – верхний участок Волги), тогда как Куйбышевское, Саратовское и Волгоградское – к Нижневолжскому бассейновому округу (в дальнейшем – нижний участок Волги). Кроме того, следует отметить, что Ивановское водохранилище относится к Московско-Окскому бассейновому водному управлению.

Среднегодовая температура воздуха, а также средние за холодный (ноябрь–март) и теплый (апрель–октябрь) периоды рассчитывались как средние на метеостанциях (МС), расположенных в разных частях прибрежной зоны водохранилищ (Ивановское – г. Тверь; Угличское – г. Углич; Рыбинское – с. Брейтово, города Рыбинск, Череповец, Пошехонье-Володарск; Горьковское – города Кострома, Кинешма, Городец; Чебоксарское – с. Лысково, города Козьмодемьянск, Чебоксары; Куйбышевское – п. Нижние Вязовые, города Тетюши, Димитровград, Сенгилей; Саратовское – города Самара, Хвалынский; Волгоградское – города Маркс, Камышин). Расчеты выполнены для двух периодов: первый – 1947–1976 гг.; второй – 2001–2019 гг. Начало современного периода потепления климата (2001–2019 гг.) выбрано исходя из следующих положений. Согласно предварительному анализу многолетних рядов температуры воздуха на МС, увеличение $T_{\text{возд}}$ в период с 1977 по 2019 г. по сравнению с периодом до потепления (до 1976 г.) составило 0.8–1.1°C, в период с 2001 по 2019 г. по сравнению с периодом 1977–2019 гг. увеличение $T_{\text{возд}}$ не превышало 0.5–0.7°C. Сравнение же периодов до потепления и современного показало увеличение $T_{\text{возд}}$ на

Таблица 1. Исходные материалы для анализа гидрометеорологических наблюдений на водохранилищах Волги

Водохранилище	Периоды наблюдений, годы		
	W , *, **	$T_{\text{возд}}$ ***	$T_{\text{воды}}$ *
Иваньковское	1951–2020	1947–2019	1951–1992
Угличское	1948–2020	1947–2019	1948–1992
Рыбинское	1947–2020	1947–2020	1947–2019
Горьковское	1957–2020	1947–2019	1957–1992
Чебоксарское	1981–2020	1947–2019	1982–1986
Куйбышевское	1957–2020	1947–2019	1957–1985
Саратовское	1969–2020	1950–2019	1968–1988
Волгоградское	1966–2020	1959–2019	1962–1988

* Архив лаборатории гидрологии и гидрохимии ИБВВ РАН.

** Центра регистра и кадастра [20].

*** ВНИИГМИ-МЦД.

1.4–1.8°C. Кроме того, согласно данным Всемирной метеорологической организации, современный период отличается увеличением числа экстремально теплых лет (2007, 2010, 2013, 2019 гг.) [4].

Для выявления многолетних особенностей притока в водохранилища использовались разностные интегральные кривые, построенные на основе выражений $\sum_1^i (W_i - W_{\text{ср}})$ или $\sum_1^i (K - 1)/C_v$, где $K = \frac{W_i}{W_{\text{ср}}}$ – модульный коэффициент, W_i и $W_{\text{ср}}$ – соответственно притоки текущий и средний по ряду наблюдений, C_v – коэффициент вариации. Применение последнего выражения, на взгляд авторов статьи, более оптимально, так как позволяет сравнивать интегральные кривые в относительных единицах для любых величин притока в водоемы.

Следующий этап исследований заключается в выделении фаз водности в многолетних колебаниях притока. В гидрологии сформулированы следующие критерии оценки водности года по речному стоку: до 25% вероятности превышения, оцениваемой по многолетнему ряду стока, – многоводные, от 25 до 75% – средние по водности годы, от 75% – маловодные [11]. Для каждой выделенной градации определены диапазоны изменения модульного коэффициента в зависимости от значений коэффициента вариации [12]. Анализ временных рядов притока показал, что для верхнего участка Волги $C_v = 0.26$, а для водохранилищ нижнего участка Волги $C_v = 0.15$. В этом случае для верхнего участка к многоводным относятся годы с $K = 1.7–1.16$, к средним по водности – $1.15–1.83$ и маловодным – $0.83–0.53$. Для нижнего участка Волги соответствующие значения K будут составлять $1.39–1.10$, $1.09–0.9$ и $0.89–0.67$. При использовании указанных выше критериев на до-

лю лет средней водности приходится 50% всех рассматриваемых случаев.

Применительно к водохранилищам такой подход вызывает сомнения, поскольку объем притока в водоемы, помимо климатических факторов, зависит и от режима эксплуатации ГЭС. С другой стороны, Государственным гидрологическим институтом (ГГИ) предложено к многоводным относить годы с модульными коэффициентами $K > 1.05$, к маловодным – с $K < 0.95$ и к средним по водности – с $1.05 \geq K \geq 0.95$ [16]. Эти более жесткие критерии сужают диапазон средних по водности лет и, соответственно, увеличивают количество многоводных и маловодных лет, что, на взгляд авторов статьи, более адекватно отражает водный режим водохранилищ. Коэффициент во-

дообмена рассчитывался по формуле: $K_w = \frac{W_{\text{ср}}}{V}$, где V – объем водохранилища за расчетный период (год), а его период: $\tau = 1/K_w$ [23].

В связи с отсутствием многолетних рядов температуры водной массы в волжских водохранилищах в безледный период для расчета последней по имеющимся немногочисленным данным находились регрессионные зависимости $T_{\text{вм}} = f(T_{\text{возд}})$ (табл. 1, 2). Причем для каждого водохранилища выбирались МС с ближайшими к ним водомерными постами.

Изменение теплозапаса водохранилищ вычислялось по формуле:

$$\pm \Delta \theta = c_p \rho (W_{\text{кон}} \bar{T}_{\text{кон}} - W_{\text{нач}} \bar{T}_{\text{нач}}),$$

где c_p – теплоемкость воды, 4190 Дж/(кг°C); ρ – плотность воды, 1000 кг/м³; $\bar{T}_{\text{кон}}$, $\bar{T}_{\text{нач}}$ – средняя температура водной массы в конце и в начале расчетного периода, °C; $W_{\text{кон}}$, $W_{\text{нач}}$ – объемы в конце и в начале месяца соответственно, 10⁶ м³.

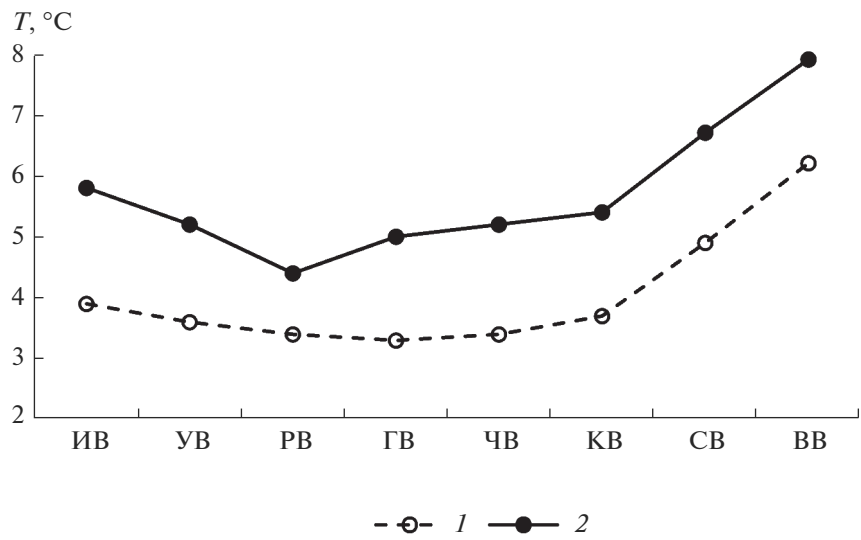


Рис. 1. Изменение среднегодовой температуры воздуха. ИВ, УВ, ГВ, РВ, ГВ, ЧВ, КВ, СВ, ВВ – соответственно Ивановское, Угличское, Рыбинское, Горьковское, Чебоксарское, Куйбышевское, Саратовское и Волгоградское водохранилища. 1 – 1947–1976, 2 – 2001–2019 гг.

Коэффициенты множественной детерминации R^2 и уравнения множественной регрессии вычислялись в MS Excel 2010 и STATISTICA 10.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Изменения температуры воздуха

В климатическом отношении бассейн Волги находится под влиянием Северной Атлантики, определяющей режим тепла и влаги в его регионах [19]. Различия температуры воздуха в бассейне волжских водохранилищ определяются общими закономерностями тепло-массобмена в широтном и меридиональном направлениях.

В современный период среднегодовая температура воздуха на береговых метеостанциях водохранилищ Волги меняется от 4.4°C (Рыбинское водохранилище) до 7.9°C (Волгоградское водо-

хранилище), что на 1.3–1.8°C выше, чем до потепления климата (рис. 1).

Кроме того, важная характеристика климата в годовом цикле – наличие двух сезонов – теплого (апрель–октябрь) с положительной температурой воздуха и холодного (ноябрь–март) с отрицательной температурой. В теплый сезон увеличение температуры воздуха от Ивановского к Волгоградскому водохранилищу во второй период по сравнению с первым – в пределах 0.8–1.5°C, тогда как в холодный период различия увеличивались практически в 2 раза (табл. 3). За период 2001–2019 гг. средняя температура воздуха в летний сезон (июнь–август) на береговых МС водохранилищ верхнего участка Волги составила 16.5–17.6°C, нижнего участка Волги – 18.1–24.0°C, что на 1.0–2.0°C выше, чем в период до потепления.

Дополнительную информацию об изменениях температуры воздуха в пределах волжских водо-

Таблица 2. Зависимости средней температуры водной массы волжских водохранилищ в безледный период от температуры воздуха (n – число членов ряда)

Водохранилище, пункт наблюдений	$T_{\text{ВМ}} = f(T_{\text{возд}})$	n	R^2
Иваньковское, Тверь	$T_{\text{ВМ}} = -0.091 + 1.157 T_{\text{возд}}$	182	0.95
Угличское, Углич	$T_{\text{ВМ}} = 4.64 + 0.836 T_{\text{возд}}$	114	0.68
Рыбинское, Рыбинск, ГМО	$T_{\text{ВМ}} = 1.437 + 0.957 T_{\text{возд}}$	287	0.82
Горьковское, Юрьевец	$T_{\text{ВМ}} = 0.848 + 1.00037 T_{\text{возд}}$	70	0.84
Куйбышевское, Вязовые	$T_{\text{ВМ}} = 3.26 + 0.863 T_{\text{возд}}$	30	0.73
Саратовское, Самара	$T_{\text{ВМ}} = 5.64 + 0.614 T_{\text{возд}}$	30	0.46
Волгоградское, Камышин	$T_{\text{ВМ}} = 5.71 + 0.634 T_{\text{возд}}$	30	0.52

Таблица 3. Средняя температура воздуха $T_{\text{возд}}$ (°C) в холодный (ноябрь–март) и теплый (апрель–октябрь) периоды года ($\Delta T_{\text{возд}}$ – разница температур между периодами 2001–2019 и 1947–1976 гг.)

Водохранилище	Ноябрь–март			Апрель–октябрь		
	1947–1976 гг.	2001–2019 гг.	$\Delta T_{\text{возд}}$	1947–1976 гг.	2001–2019 гг.	$\Delta T_{\text{возд}}$
Иваньковское	–6.2	–3.9	2.3	11.2	12.7	1.5
Угличское	–7.2	–4.8	2.4	11.3	12.3	1.0
Рыбинское	–7.6	–5.7	1.9	10.8	11.6	0.8
Горьковское	–7.9	–5.5	2.4	11.4	12.5	1.1
Чебоксарское	–8.4	–6.1	2.3	12.1	13.2	1.1
Куйбышевское	–8.7	–6.4	2.3	12.6	13.8	1.2
Саратовское	–8.2	–5.7	2.5	14.3	15.6	1.3
Волгоградское	–6.7	–4.5	2.2	15.4	16.8	1.4
Среднее	–7.6	–5.3	2.3	12.4	13.6	1.2

хранилищ дает анализ годовой динамики отклонений среднемесячной температуры воздуха во второй период относительно первого периода ($T_{1947-1976} - T_{2001-2019} = \Delta T$) на береговых МС водоемов. Как уже отмечалось, наибольший ее прирост отмечен в зимний сезон. Несмотря на некоторые различия динамики, на побережье каждого водохранилища в июне проявляется резкое уменьшение ΔT , т. е. температура воздуха в рассматриваемые периоды практически не различается (17.3–17.5°C) (рис. 2). Выявленное минимальное июньское значение ΔT может быть связано с усилением или ослаблением зонального переноса, показатель многолетних изменений которого – индекс Северо-Атлантического колебания (САК) [18]. Причем в положительной фазе САК происходит усиление зональной атмосферной циркуляции, что подтверждается тесной корреляционной связью между повторяемостью атлантических циклонов и индексом САК. В отрицательной фазе отмечаются ослабление зонального переноса и усиление меридиональных процессов [1, 17, 30, 31]. Так, в многолетнем среднемесячном распределении САК выделяется период с его положительными значениями (январь–май, максимум в марте), свидетельствующий об интенсификации зонального переноса, который далее сменяется преобладающим меридиональным переносом с отрицательными значениями САК и минимумом в июне. Причем преобладание меридионального переноса воздушных масс наблюдается практически весь летне-осенний период (рис. 2).

Как уже отмечалось, период потепления характеризуется увеличением скорости повышения среднегодовой температуры воздуха. За период 1977–2019 гг. средняя скорость роста среднегодовой температуры воздуха на МС водохранилищ Волжского каскада составила 0.50°C/10 лет и менялась от 0.45°C/10 лет (г. Кострома, Горьковское

водохранилище) до 0.61°C/10 лет (г. Камышин, Волгоградское водохранилище). В современный период (после 2000 г.) скорость роста температуры воздуха возросла до 0.72°C/10 лет на МС Углич и Рыбинск, тогда как на других МС – тренда увеличения скорости роста температуры не выявлено, что связано, по-видимому, с более коротким рядом наблюдений. В современный период максимальная скорость повышения летней температуры отмечалась на Волгоградском водохранилище – 0.80°C/10 лет (г. Камышин), что соответствовало аналогичным данным Росгидромета [8].

Приток и водообмен

Объем притока воды с водосборов в водохранилища определяется главным образом климатическими условиями, которые в настоящее время характеризуются увеличенным влагосодержанием атмосферы и ростом количества осадков вследствие глобального потепления климата [1, 19]. Сравнение средних годовых величин притока воды в водохранилища в периоды 1978–2013 и 1946–1977 гг. показало, что наиболее значительное увеличение годового притока произошло в бассейнах водохранилищ ЕЧР, в частности – в водоемах Волжско-Камского каскада [15, 20].

Известно, что многолетние колебания притока воды в водохранилища имеют циклический характер и представляют собой чередование разных по продолжительности многоводных и маловодных фаз, которые обусловлены влиянием естественных климатических факторов. Согласно данным ГГИ [16], в многолетнем ряду стока р. Волги выделяются три ветви: подъема (1879–1929 гг.), спада (1930–1977 гг.) и подъема второго цикла (с 1978 г. по настоящее время). Продолжительность ветвей составляет 50 лет.

Создание волжских водохранилищ совпало со второй половиной ветви спада стока, а дальней-

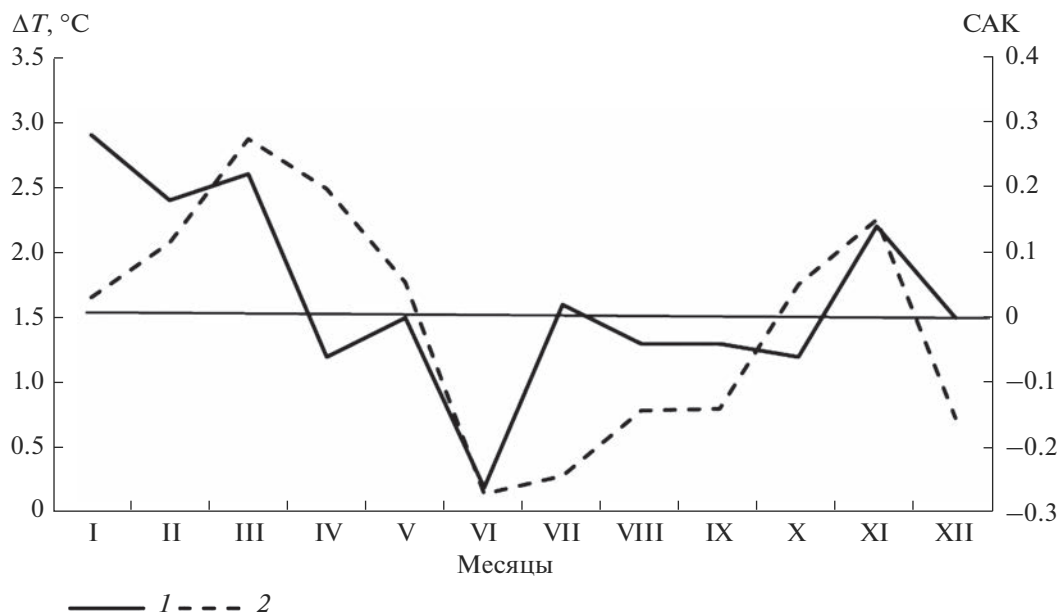


Рис. 2. Динамика изменений среднемесячной температуры воздуха и индекса САК в пределах волжских водохранилищ. 1 – $\Delta T = T_{1947-1976} - T_{2001-2019}$, 2 – индекс САК. Горизонтальная линия – нулевые значения САК.

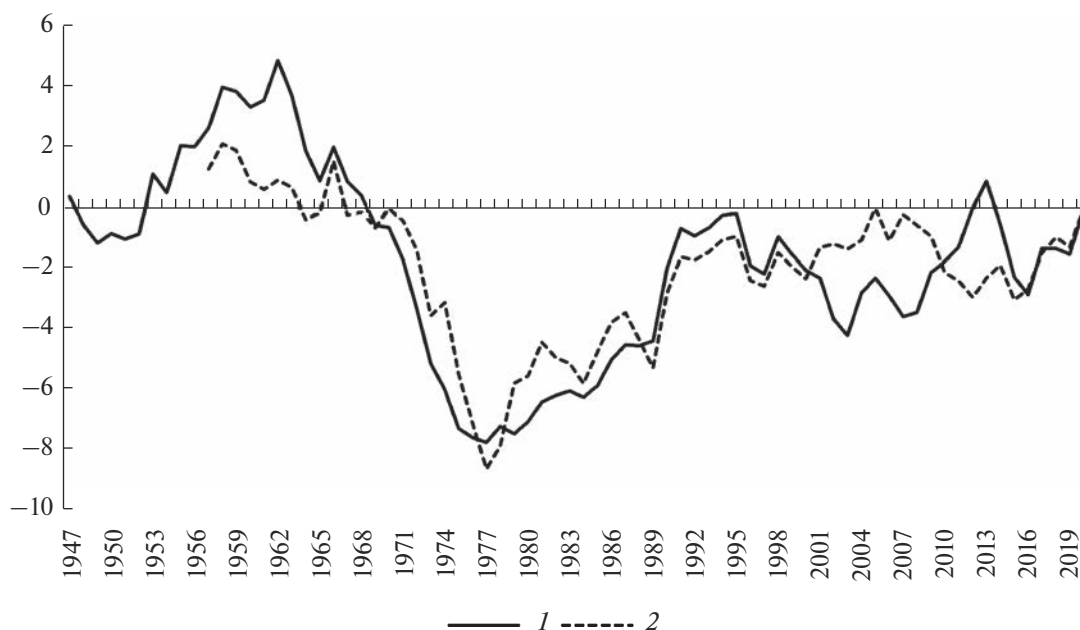


Рис. 3. Разностные интегральные кривые $\Sigma(K-1)/C_v$ общего годового стока волжских водохранилищ. Участки Волги: 1 – верхний, 2 – нижний.

шее их существование приурочено к ветви увеличения стока второго цикла. На каждой ветви выделяются маловодные и многоводные фазы, в пределах которых есть группировки маловодных, средних по водности и многоводных лет продолжительностью от двух до десяти лет, а также отдельные разные по водности годы (рис. 3).

Применительно к водохранилищам верхнего участка Волги авторами выделено 3 маловодных (1963–1976, 1996–2003, 2014–2016 гг.) и 4 многоводных (1951–1962, 1977–1995, 2004–2013, 2017–2020 гг.) фазы, которые включают 29–31 маловодных, 25–31 многоводных и 8–16 средних по водности лет. В силу ограниченности рядов притока в

Таблица 4. Средние характеристики притока и водообмена волжских водохранилищ в разных климатических условиях (обозначения указаны в тексте)

Водохранилище	$W_{\text{ср}}, \text{ км}^3$		$V, \text{ км}^3$		$\tau, \text{ мес}$	
	до 1976 г.	2001–2020 гг.	до 1976 г.	2001–2020 гг.	до 1976 г.	2001–2020 гг.
Иваньковское	9.09	9.90	0.85	0.96	1.1	1.2
Угличское	10.60	12.26	1.08	1.14	1.2	1.1
Рыбинское	31.34	33.90	17.51	19.54	6.7	7.0
Горьковское	46.06	51.76	8.21	8.26	2.1	1.9
Чебоксарское	—	114.60	—	4.80	—	0.5
Куйбышевское	199.23	253.23	44.29	49.40	2.7	2.4
Саратовское	219.54	255.60	12.93	12.60	0.7	0.6
Волгоградское	219.00	253.30	30.6	30.30	1.7	1.4

водохранилища нижнего участка Волги для них выделено всего по 2 маловодных (1959–1977, 2008–2015 гг.) и многоводных (1978–2007, 2016–2020 гг.) фазы. С продвижением вниз по Волге постепенно увеличивается количество средних по водности лет. Наиболее часто наблюдаемая периодичность смены лет разной водности составляет 2–4 года. Однако выделяются и более длительные периоды разных по водности лет — 10–37 лет.

Объем притока в волжские водохранилища в современный период по сравнению с периодом до потепления (1946–1976 гг.) в среднем увеличился на 12.4%. Наименьшее увеличение (на 7.6%) притока относилось к Рыбинскому водохранилищу, наибольшее (на 22.5%) — к Куйбышевскому. Объем притока постепенно возрастал от Иваньковского до Куйбышевского водохранилища и ниже по каскаду не менялся. В маловодные фазы объем притока в водохранилища верхнего участка Волги был на 12–28% ниже среднего многолетнего, а в многоводные — выше на 12–20%. Приток в водохранилища нижнего участка Волги в маловодные фазы был меньше среднего многолетнего на 10%, а в многоводные фазы — выше на 4–5%.

Коэффициент водообмена водохранилищ в зависимости от соотношения объемов притока и собственно водоема уменьшался или увеличивался на 5–13% относительно полученных ранее величин (табл. 4).

Следует отметить, что одним из важных следствий климатических изменений стало внутригодовое перераспределение притока в водохранилища. Так, повышение средней зимней температуры воздуха в декабре–марте в современный период (2001–2020 гг.) по сравнению с периодом до 1976 г. составило 2.0–3.0°C, что привело к росту зимнего притока в водохранилища верхнего участка Волги. Так, в Иваньковском и Угличском водохранилищах в январе–марте приток увеличился в два раза по отношению к среднему за

1947–1976 гг. Весенний приток (апрель–май) снизился на 10–25%. В Рыбинском водохранилище максимальное увеличение притока наблюдалось в декабре–марте (в 1.8–2 раза), в апреле–июне — снижение на 10–25%. В Горьковском водохранилище отмечены разнонаправленные изменения притока в течение года: максимальное повышение в марте (на 54%), снижение в мае (13%) и октябре (6%) и отсутствие различий в летний сезон. В Куйбышевском водохранилище наблюдалось наиболее значительное увеличение (в 1.5 раза) притока в ноябре–декабре и марте и уменьшение в период половодья (на 10%). В водохранилищах нижнего участка Волги отмечалось незначительное повышение притока от первого периода ко второму в течение всего года, кроме мая. Наибольший рост (на 35–40%) отмечался в апреле (рис. 4, 5).

Режим уровня

Основными факторами, определяющими в водохранилищах размах колебаний уровня воды и их периодичность, служат: утвержденные отметки уровня воды в соответствии с диспетчерскими правилами регулирования стока гидроузлом; условия формирования стока на водосборе водохранилища; морфологические особенности ложа водоема [23]. При сравнении двух периодов климатических изменений для всех водохранилищ Волги выявлено постепенное повышение уровня предполоводной сработки $Z_{\text{сраб}}$ в среднем от 0.09 м (Саратовское водохранилище) до 1.86 м (Куйбышевское водохранилище). Уровни наполнения $Z_{\text{нап}}$ в современный период по сравнению с уровнями до 1976 г. незначительно уменьшились — в Угличском и Горьковском водохранилищах на 3–12 см, в Саратовском и Волгоградском — на 54–61 см; повысились в Иваньковском, Рыбинском и Куйбышевском водохранилищах соответственно на 34, 8 и 79 см. В современный

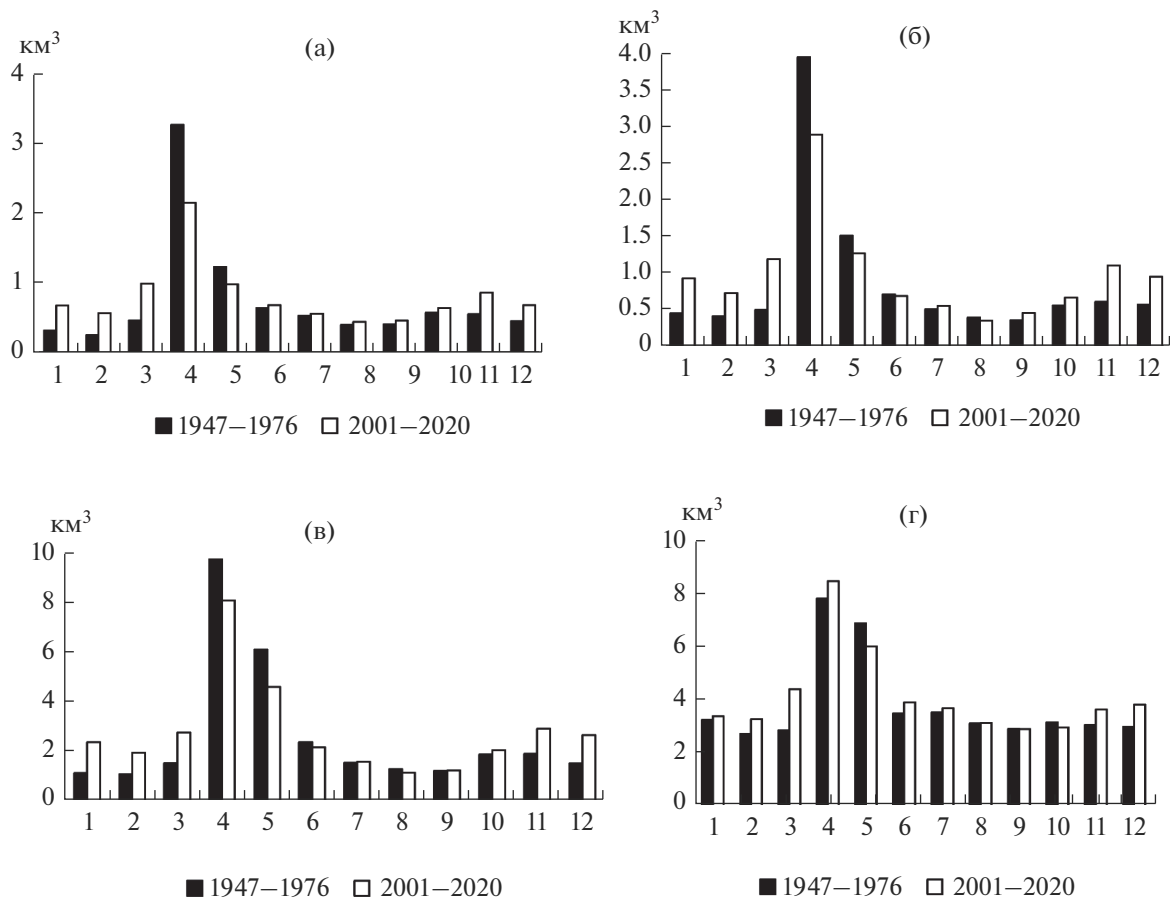


Рис. 4. Динамика притока воды в водохранилища: а – Ивановское, б – Угличское, в – Рыбинское, г – Горьковское.

период отмечена тенденция повышения среднегодового уровня воды $Z_{\text{ср}}$ на водохранилищах верхнего участка Волги и Куйбышевском, что повлекло за собой увеличение их объемов. На Саратовском и Волгоградском водохранилищах $Z_{\text{ср}}$ несколько понизился (табл. 5). Уровень воды водохранилищ в среднем был в маловодные фазы

ниже на 17 см, а в многоводные – выше на 10 см среднего многолетнего.

На водохранилищах верхнего участка Волги и Куйбышевском амплитуда средних многолетних сезонных колебаний уровня воды после 2001 г. уменьшилась в 1.4–1.8 раза. На Саратовском и Волгоградском водохранилищах при незначи-

Таблица 5. Средние многолетние характеристики уровня воды волжских водохранилищ (ΔZ – разница между уровнями после 2001 г. и до 1976 г. Остальные обозначения – в тексте)

Водохранилище	$Z_{\text{сраб}}, \text{ м}$		$\Delta Z, \text{ м}$	$Z_{\text{нап}}, \text{ м}$		$\Delta Z, \text{ м}$	$Z_{\text{ср}}, \text{ м}$		$\Delta Z, \text{ м}$
	до 1976 г.	после 2001 г.		до 1976 г.	после 2001 г.		до 1976 г.	после 2001 г.	
Иваньковское	120.16	121.87	1.71	123.61	123.95	0.34	122.98	123.50	0.52
Угличское	109.95	110.68	0.73	113.03	112.91	–0.12	112.30	112.53	0.23
Рыбинское	98.33	99.81	1.48	101.42	101.50	0.08	100.03	100.58	0.55
Горьковское	82.41	82.98	0.57	83.88	83.85	–0.03	83.59	83.59	0.00
Куйбышевское	48.50	50.36	1.86	51.84	52.63	0.79	50.68	51.68	1.00
Саратовское	27.77	27.86	0.09	28.51	27.90	–0.61	28.05	27.86	–0.19
Волгоградское	14.17	14.57	0.40	15.36	14.82	–0.54	14.71	14.67	–0.04

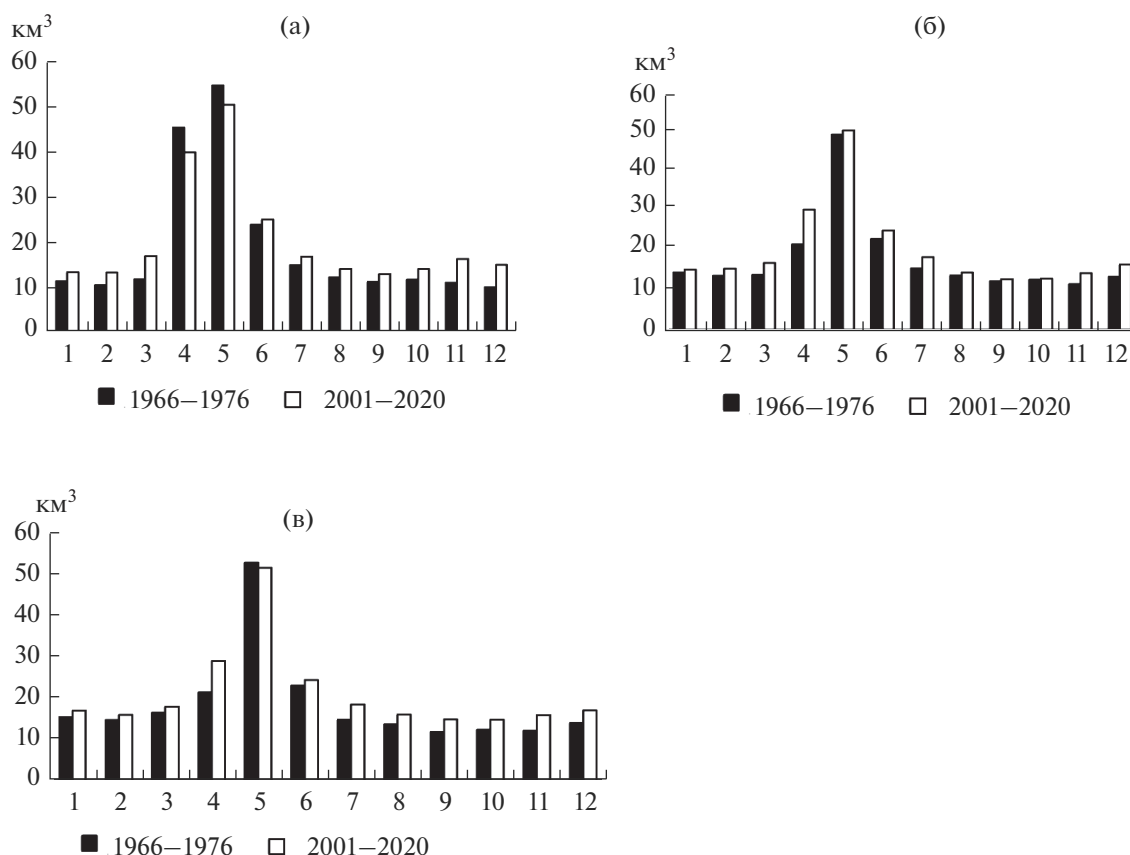


Рис. 5. Динамика притока воды в водохранилища: а – Куйбышевское, б – Саратовское, в – Волгоградское.

тельных средних многолетних сезонных изменениях уровня воды (0.65–1.19 м) амплитуда его колебаний в современный период уменьшилась соответственно в 5.4 и 4.5 раза.

В целях выявления роли притока в изменениях среднемесячного и среднегодового уровня воды в водохранилищах были оценены корреляционные зависимости вида $Z=f(W)$. В результате статистического анализа было выявлено отсутствие значимых корреляций между среднегодовыми значениями Z и W для водохранилищ с высоким K_W и, соответственно, малым τ . Для водохранилищ с объемом $>19 \text{ км}^3$ (Рыбинское, Куйбышевское, Волгоградское) значения R^2 составили 0.4–0.5 при $F = 28\text{--}43$. Корреляционный анализ среднемесячных значений притока и уровня не выявил значимых связей между Z и W для всех водохранилищ волжского каскада. Таким образом, среднемесячные колебания уровня водоемов в течение года определялись в основном режимом работы ГЭС, а колебания среднегодового уровня – в большей степени изменениями объема притока в крупные водохранилища.

Температура водной массы в период открытой воды

Температурный режим водохранилищ определяется теплообменом с атмосферой, морфометрическими особенностями водоемов, динамикой вод (интенсивностью внешнего и внутреннего водообмена) и хозяйственной деятельностью [14, 25]. При этом температура воздуха оказывает основное влияние на изменчивость температуры поверхностного слоя воды в водоемах. В силу относительно мелководности волжских водохранилищ (средняя глубина меняется от 3.4 м в Ивановском водохранилище до 10.1 м в Волгоградском), значительного вертикального турбулентного обмена, обусловленного ветровым волнением, и интенсивного внутреннего водообмена температура водной массы водохранилищ не существенно отличается от температуры поверхностного слоя воды.

В безледный период (апрель–октябрь) на водохранилищах верхнего участка Волги температура водной массы меньше температуры поверхностного слоя на 0.1–0.5°C, тогда как на нижнем участке Волги, в более теплых климатических условиях, $T_{\text{вм}} > T_{\text{пов}}$ на 0.1–0.9°C. Зависимость

температуры водной массы от температуры поверхностного слоя достаточно тесная и выражается уравнением:

$$T_{\text{вм}} = 0.679 + 0.983T_{\text{пов}} (n = 571, R^2 = 0.94).$$

Дальнейший анализ изменений температуры водной массы волжских водохранилищ для двух временных периодов осуществлялся с использованием уравнения регрессии $T_{\text{вм}} = f(T_{\text{возд}})$ (табл. 2). При этом следует отметить, что, несмотря на удовлетворительную корреляционную связь между $T_{\text{вм}}$ и $T_{\text{возд}}$ (относительные ошибки расчета могли достигать 20%), вычисленные значения $T_{\text{вм}}$ могут быть пригодны для их предварительного сравнения друг с другом.

В результате проведенных исследований выявлены следующие изменения $T_{\text{возд}}$ и $T_{\text{вм}}$ в безледный период. Температура воздуха в современный период на береговых МС водохранилищ увеличилась на 0.9–1.5°C. Причем минимальное ее увеличение (на 0.0–0.6°C) зафиксировано в июне и обуславливалось, как указано выше, преобладающим меридиональным переносом холодных воздушных масс. Наибольшее увеличение $T_{\text{вм}}$ (на 1.3–4.2°C) отмечалось в мае на верхнем участке Волги, а также в августе и октябре на нижнем участке Волги (на 1.0–1.3°C). В целом, динамика температуры водных масс волжских водохранилищ в течение сезона происходила аналогично таковым для $T_{\text{возд}}$ (табл. 6).

Следует отметить, что одна из важнейших характеристик термического режима водоемов — теплосодержание их водной массы. Обладая большей теплоемкостью, водная масса способна накапливать значительное количество тепла, уменьшая колебания температуры воды и стабилизируя гидробиологические процессы. В течение сезона колебания теплосодержания определяются изменениями объема водохранилищ и температуры воды. Интенсивное накопление тепла водной массой волжских водохранилищ происходит в мае и продолжается до июля. В августе с началом периода охлаждения водоемов начинается постепенная отдача тепла, которая приводит к началу ледостава и сокращению теплосодержания на 40–60% (табл. 7).

В современный период в связи с потеплением климата наибольшее увеличение теплосодержания водной массы отмечается в водохранилищах верхнего участка Волги — в среднем на 24%. Причем в весенние месяцы такое увеличение может достигать 150–190%. Осенью за счет более продолжительного теплого сезона теплосодержание увеличивается на 11–27%. На водохранилищах нижнего участка Волги увеличение теплосодержания по сравнению с периодом до потепления более равномерно в течение безледного периода. На Куйбышевском водохранилище теплосодер-

жание водной массы постепенно возрастает от весны к осени. На Саратовском и Волгоградском водохранилищах из-за некоторого уменьшения объема водоемов в мае и июне накопление тепла в воде меньше на 2–6% и постепенно увеличивается к осени до 11% (табл. 7).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Глобальное потепление в XX–XXI вв., вызванное либо естественными колебаниями климатической системы, либо антропогенным воздействием, связанным с повышением концентрации в атмосфере парниковых газов вследствие техногенных выбросов, — факт, инструментально подтвержденный данными метеорологических наблюдений [9]. Прогноз изменения гидрометеорологического режима отдельных территорий и расположенных на них водных объектов в результате потепления климата осуществляется с использованием различных климатических моделей, которые в настоящее время дают лишь неоднозначное ориентировочное представление о возможных трансформациях наземных и водных экосистем. Согласно Второму оценочному докладу Росгидромета [1], в ближайшие десятилетия наиболее вероятно незначительное (в пределах 5%) увеличение годового стока, что находится в пределах его естественной изменчивости. Расчеты по ансамблю из 11 климатических моделей [9] при реализации наихудшего сценария потепления климата дают уменьшение среднегодового стока Волги к середине и концу XXI в. на 7–10%. С другой стороны, А.Г. Георгиади и др. [2] прогнозируют при реализации наихудшего сценария изменения климата вероятное увеличение стока Волги к середине XXI в. в половодье на 17, зимой на 6 и в летне-осенний период — на 10%.

Проведенные исследования показывают, что к 2020 г. среднегодовая температура воздуха на побережье водохранилищ увеличилась на 1.3–1.8°C, а среднегодовой приток возрос на 12.4%, т. е. экосистемы волжских водохранилищ по гидрометеорологическому режиму выходят за пределы самого мягкого сценария потепления климата. Прогноз изменений температуры водной массы водоемов в будущем крайне затруднителен из-за сложности адекватной оценки составляющих теплового и водного баланса водохранилищ. Также неизвестны и прогнозы изменений биотических звеньев экосистем волжских водохранилищ в результате реализации различных сценариев потепления климата. В связи с этим одним из ключевых вопросов в изучении функционирования экосистем водохранилищ Волги в меняющихся условиях внешней среды остается ежегодный мониторинг гидрологических и гидробиологических процессов этих сложных антропогенных водных объектов.

Таблица 6. Среднемесячная температура воздуха и водной массы (°C) — до 1976 г. ($T_{\text{возд1}}$, $T_{\text{вм1}}$), после 2001 г. ($T_{\text{возд2}}$, $T_{\text{вм2}}$), разница между их значениями в эти периоды (соответственно $\Delta T_{\text{возд}}$, $\Delta T_{\text{вм}}$) (прочерк — отсутствие данных)

Параметр	Месяц							
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	средняя за V–X
Иваньковское водохранилище								
$T_{\text{возд1}}$	4.3	11.3	15.9	17.4	15.7	10.0	4.1	11.3
$T_{\text{возд2}}$	6.0	13.3	16.3	19.4	17.2	11.6	5.1	12.7
$T_{\text{вм1}}$	3.3	11.1	17.9	20.2	18.8	13.1	6.3	12.9
$T_{\text{вм2}}$	6.8	15.3	18.7	22.3	19.9	13.4	5.8	14.6
$\Delta T_{\text{возд}}$	1.6	2.0	0.3	2.0	1.6	1.6	0.9	1.4
$\Delta T_{\text{вм}}$	3.6	4.2	0.9	2.1	1.1	0.3	–0.5	1.7
Угличское водохранилище								
$T_{\text{возд1}}$	4.1	11.2	15.9	17.4	15.8	10.5	4.2	11.3
$T_{\text{возд2}}$	5.0	12.7	15.9	19.1	17.0	11.6	4.8	12.3
$T_{\text{вм1}}$	8.1	14.0	18.0	19.2	17.9	13.4	8.2	14.1
$T_{\text{вм2}}$	8.8	15.2	17.9	20.6	18.8	14.3	8.7	14.9
$\Delta T_{\text{возд}}$	0.9	1.5	–0.1	1.7	1.1	1.1	0.6	1.0
$\Delta T_{\text{вм}}$	0.8	1.3	0.0	1.4	0.9	0.9	0.5	0.8
Рыбинское водохранилище								
$T_{\text{возд1}}$	3.0	10.3	15.5	17.2	15.7	10.0	3.7	10.8
$T_{\text{возд2}}$	4.1	12.0	15.9	18.6	16.3	10.9	4.2	11.7
$T_{\text{вм1}}$	2.0	8.9	15.3	18.3	18.3	12.9	5.6	11.6
$T_{\text{вм2}}$	3.8	11.1	16.7	20.4	19.0	13.3	7.0	13.0
$\Delta T_{\text{возд}}$	1.1	1.7	0.4	1.4	0.6	0.9	0.5	0.9
$\Delta T_{\text{вм}}$	1.8	2.1	1.4	2.1	0.7	0.4	1.4	1.4
Горьковское водохранилище								
$T_{\text{возд1}}$	—	11.7	16.0	18.2	16.2	10.3	3.5	12.7
$T_{\text{возд2}}$	—	13.3	16.6	19.5	17.3	11.6	4.6	13.8
$T_{\text{вм1}}$	—	12.5	16.9	19.1	17.1	11.2	4.3	13.5
$T_{\text{вм2}}$	—	14.1	17.5	20.3	18.2	12.5	5.5	14.7
$\Delta T_{\text{возд}}$	—	1.6	0.6	1.2	1.1	1.3	1.2	1.2
$\Delta T_{\text{вм}}$	—	1.6	0.6	1.2	1.1	1.3	1.2	1.2
Куйбышевское водохранилище								
$T_{\text{возд1}}$	—	13.4	17.9	19.4	17.7	11.6	3.9	14.0
$T_{\text{возд2}}$	—	14.7	18.0	20.7	19.0	12.8	5.4	15.1
$T_{\text{вм1}}$	—	14.8	18.7	20.0	18.6	13.3	6.7	15.3
$T_{\text{вм2}}$	—	15.9	18.8	21.1	19.7	14.3	8.0	16.3
$\Delta T_{\text{возд}}$	—	1.3	0.1	1.3	1.3	1.2	1.5	1.1
$\Delta T_{\text{вм}}$	—	1.1	0.1	1.1	1.1	1.1	1.3	1.0
Саратовское водохранилище								
$T_{\text{возд1}}$	—	15.0	19.4	20.9	20.4	13.4	5.0	15.7
$T_{\text{возд2}}$	—	16.2	19.8	22.4	21.9	14.8	6.9	17.0
$T_{\text{вм1}}$	—	14.9	17.6	18.5	18.1	13.8	8.7	15.3
$T_{\text{вм2}}$	—	15.6	17.8	19.4	19.1	14.7	9.8	16.1
$\Delta T_{\text{возд}}$	—	1.2	0.4	1.5	1.6	1.4	1.8	1.3
$\Delta T_{\text{вм}}$	—	0.7	0.2	0.9	1.0	0.9	1.1	0.8
Волгоградское водохранилище								
$T_{\text{возд1}}$	—	15.9	20.5	22.1	20.8	14.3	6.0	16.6
$T_{\text{возд2}}$	—	17.1	21.1	23.8	22.8	15.9	7.8	18.1
$T_{\text{вм1}}$	—	15.8	18.7	19.7	18.9	14.8	9.5	16.2
$T_{\text{вм2}}$	—	16.6	19.1	20.8	20.2	15.8	10.6	17.2
$\Delta T_{\text{возд}}$	—	1.3	0.6	1.7	2.0	1.6	1.8	1.5
$\Delta T_{\text{вм}}$	—	0.8	0.4	1.1	1.2	1.0	1.1	0.9

Таблица 7. Теплосодержание (10^9 Дж) водной массы водохранилищ Волжского каскада в разные периоды (Θ_1 , Θ_2 — до 1976 г. и после 2001 г. соответственно; $\Delta\Theta$ — разница теплосодержания водной массы между двумя периодами, прочерк — отсутствие данных)

Параметр	Месяц							
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	среднее за V–X
Иваньковское водохранилище								
Θ_1	9.0	46.4	71.0	88.7	80.1	53.5	26.0	53.5
Θ_2	26.6	70.8	85.4	100.1	87.9	59.6	25.8	65.2
$\Delta\Theta$, %	194	53	20	13	10	11	–1	43
Угличское водохранилище								
Θ_1	30.1	73.4	91.5	96.5	89.6	66.2	40.1	69.6
Θ_2	35.3	78.2	91.6	105.0	96.0	73.0	44.4	74.8
$\Delta\Theta$, %	17	7	0	9	7	10	11	9
Рыбинское водохранилище								
Θ_1	118.7	810.0	1474.1	1681.1	1572.9	1026.7	420.6	1014.9
Θ_2	295.1	1074.1	1632.4	1910.0	1647.4	1059.9	533.9	1164.7
$\Delta\Theta$, %	149	33	11	14	5	3	27	34
Горьковское водохранилище								
Θ_1	—	453.1	620.4	700.1	626.7	410.7	158.2	494.9
Θ_2	—	507.8	626.1	727.6	651.4	445.4	193.9	525.4
$\Delta\Theta$, %	—	12	1	4	4	8	23	9
Куйбышевское водохранилище								
Θ_1	—	3203.4	3955.1	4158.2	3646.3	2474.0	1214.3	3108.5
Θ_2	—	3439.8	4339.5	4907.1	4411.3	3047.4	1656.3	3633.6
$\Delta\Theta$, %	—	7	10	18	21	23	36	19
Саратовское водохранилище								
Θ_1	—	852.8	1010.3	996.6	967.5	738.9	468.1	839.0
Θ_2	—	833.6	947.1	1020.7	1004.2	780.1	519.1	850.8
$\Delta\Theta$, %	—	–2	–6	2	4	6	11	2
Волгоградское водохранилище								
Θ_1	—	2155.3	2457.1	2518.8	2418.2	1853.6	1214.1	2102.8
Θ_2	—	2093.8	2410.7	2693.8	2580.0	2007.3	1349.8	2189.2
$\Delta\Theta$, %	—	–3	–2	7	7	8	11	5

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации: общее резюме. М.: Росгидромет, 2014. 60 с.
2. Георгиади А.Г., Милукова И.П., Кашутина Е.А. Гидрологические изменения в регионах русской равнины в теплые эпохи геологического прошлого и сценарного будущего // Изв. РАН. Сер. географ. 2018. № 5. С. 70–80.
<https://doi.org/10.1134/S2587556618050060>
3. Гидроэкологический режим водохранилищ Подмосковья (наблюдения, диагноз, прогноз) / Отв. редактор К.К. Эдельштейн. М.: Перо, 2015. 286 с.
4. Глобальный климат в 2001–2010 годы. Десятилетие экстремальных климатических явлений // Изменение климата. Информ. бюл. 2014. № 47. С. 9–10.
5. Горбаренко А.В., Варенцова Н.А., Киреева М.Б. Трансформация стока весеннего половодья и паводков в бассейне Верхней Волги под влиянием климатических изменений // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2021. № 4. С. 6–28.
<https://doi.org/10.35567/1999-4508-2021-4-1>
6. Гречушникова М.Г. Результаты численного моделирования изменения режима Можайского и Истринского водохранилищ при реализации сценария А2 глобального потепления // Метеорология и гидрология. 2014. № 3. С. 86–97.
7. Гречушникова М.Г., Эдельштейн К.К. Возможные изменения гидрологического режима Рыбинского водохранилища при потеплении климата // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2012. № 6. С. 61–67.
8. Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2020 год. М.: Росгидромет, 2021. 104 с.
9. Евстигнеев В.М., Кислов А.В., Сидорова М.В. Влияние климатических изменений на годовой сток рек Восточно-Европейской равнины в XXI в. // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2010. № 2. С. 3–10.
10. Законнова А.В. Климатические изменения термического режима Рыбинского водохранилища // Тр. Института биологии внутренних вод РАН. 2021. Вып. 94 (97). С. 7–16.
<https://doi.org/10.47021/0320-3557-2021-94-7-16>
11. Кашутина Е.А., Ясинский С.В., Коронкевич Н.И. Весенний поверхностный склоновый сток на Русской равнине в годы различной водности // Изв. РАН. Сер. геогр. 2020. № 1. С. 37–46.
<https://doi.org/10.31857/S2587556620010100>
12. Кузин П.С. Циклические колебания стока рек северного полушария. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 180 с.
13. Литвинов А.С. Гидрологические процессы и экологические условия в водохранилищах. Mauritius: LAP, 2018. 113 с.
14. Литвинов А.С., Рошупко В.Ф. Термическая характеристика водохранилищ Волжского каскада // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрохимических характеристик во внутренних водоемах и их моделирование. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 3–24.
15. Научно-прикладной справочник: Многолетние характеристики притока воды в крупнейшие водохранилища РФ / Под ред. В.Ю. Георгиевского. М.: Офорт, 2017. 132 с.
16. Научно-прикладной справочник: Многолетние колебания и изменчивость водных ресурсов и основных характеристик стока рек Российской Федерации. СПб.: РИАН, 2021. 190 с.
17. Нестеров Е.С. Североатлантическое колебание: атмосфера и океан. М.: Триада, ЛДТ, 2013. 144 с.
18. Панин Г.Н., Выручалкина Т.Ю., Гречушникова М.Г., Соломонова И.В. Особенности гидрологического режима Цимлянского водохранилища при климатических изменениях в бассейне Дона // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 2. С. 111–121.
<https://doi.org/10.7868/S0321059616020127>
19. Попова В.В., Георгиади А.Г. Спектральные оценки связи изменчивости стока волги и североатлантического колебания в 1882–2007 гг. // Изв. РАН. Сер. геогр. 2017. № 2. С. 47–59.
<https://doi.org/10.15356/0373-2444-2017-2-47-59>
20. Попова В.В., Бабина Е.Д., Георгиади А.Г. Климатические факторы изменчивости стока Волги во второй половине XX – начале XXI вв // Изв. РАН. Сер. геогр. 2019. № 4. С. 63–72.
<https://doi.org/10.31857/S2587-55662019463-72>
21. Центр регистра и кадастра. Информационная система по водным ресурсам и водному хозяйству бассейнов рек России. 2014. <http://gis.vodinfo.ru/> (дата обращения: 13.01.2022)
22. Шашуловский В.А., Мосияш С.С. Формирование биологических ресурсов Волгоградского водохранилища в ходе сукцессии его экосистемы. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2010. 250 с.
23. Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.
24. Эдельштейн К.К. Гидрология озер и водохранилищ. Учебник для вузов. М.: Перо, 2014. 399 с.
25. Экологические проблемы Верхней Волги / Отв. ред. А.И. Копылов. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.
26. Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H., Baines S.B., Hessen D.O., Keller W., Livingstone D.M., Sommaruga R., Straile D., Van Donk E., Weyhenmeyer G.A., Winder M. Lakes as sentinels of climate change // Limnol. Oceanogr. 2009. 54. 6. Pt 2. P. 2283–2297.
27. Carvalho-Santos C., Monteiro A.T., Azevedo J.C., Honrado J.P., Nunes J.P. Climate Change Impacts on Water Resources and Reservoir Management: Uncertainty and Adaptation for a Mountain Catchment in Northeast Portugal // Water Resour. Manage. 2017. V. 31. P. 3355–3370.
28. Fang X., Stefan H.G. Simulations of climate effects on water temperature, dissolved oxygen, and ice and snow covers in lakes of the contiguous United States under past and future climate scenarios // Limnol. Oceanogr. 2009. V. 54. 6. Pt 2. P. 2359–2370.
29. Firoozi F., Roozbahani A., Massah Bavani A.R. Developing a framework for assessment of climate change impact on thermal stratification of dam reservoirs // Int. J. Environ. Sci. Technol. 2020. V. 17. P. 2295–2310.

30. Kryzhov V.N. Climate extremes of the 2019/2020 winter in Northern Eurasia: contributions by the climate trend and interannual variability related to the arctic oscillation // Russian Meteorol. Hydrol. 2021. T. 46. № 2. P. 61–68.
31. Kryzhov V.N., Gorelits O.V. The arctic oscillation and its impact on temperature and precipitation in Northern Eurasia in the 20th century // Russian Meteorol. Hydrol. 2015. T. 40. № 11. P. 711–721.
32. Rimmer A., Gal G., Opher T., Lechinsky Y., Yacobi Y.Z. Mechanisms of long-term variations in the thermal structure of a warm lake // Limnol. Oceanogr. 2011. V. 56. 3. P. 974–988.
33. Williamson C.E., Saros J.E., Vincent W.F., Smol J.P. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change // Limnol. Oceanogr. 2009. V. 54. 6. Pt 2. P. 2273–2282.
34. Williamson C.E., Brentrup J.A., Zhang J., Renwick W.H., Hargreaves B.R., Knoll L.B., Overholt E.P., Rose K.C. Lakes as sensors in the landscape: Optical metrics as scalable sentinel responses to climate change // Limnol. Oceanogr. 2014. V. 59. 3. P. 840–850.
35. Zhang Y., Wu Z., Liu M., He J., Shi K., Wang M., Yu Z. Thermal structure and response to long-term climatic changes in Lake Qiandaohu, a deep subtropical reservoir in China // Limnol. Oceanogr. 2014. V. 59. 4. P. 1193–1202.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.048

СТАТИСТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ОСАДКОВ В ЛЕТНИЙ ПЕРИОД В ПРИБАЙКАЛЬЕ (С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КОРРЕЛЯЦИОННОЙ ТЕОРИИ СЛУЧАЙНЫХ ПОЛЕЙ)¹

© 2023 г. М. В. Болгов^а, *, М. Д. Трубецкова^а

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: bolgovmv@mail.ru

Поступила в редакцию 28.07.2022 г.

После доработки 28.10.2022 г.

Принята к публикации 14.12.2022 г.

Для территории Прибайкалья разработана вероятностная модель сумм экстремальных осадков для сильных ливней, охватывающих большие территории. Исследованы пространственные корреляционные функции полей осадков, выпадающих за сутки и за весь период дождя. На примере бассейна р. Ии оценены погрешности определения средних по заданному контуру экстремальных осадков. Определены погрешности интерполяции расчетных величин осадков для Прибайкалья при отсутствии данных наблюдений с оценкой погрешности получаемых значений по формулам Дроздова–Шепелевского. Они составили порядка 10–15% и более. Исследованы особенности структуры полей осадков с использованием их разложения по естественным ортогональным функциям для периодов за сутки и за период дождя для разных выборок: для всей совокупности случаев и для выборок, состоящих из 10 и 30 максимальных сумм осадков на каждой метеостанции, т. е. для экстремальных событий. Выявлено, что при ограничении данных наблюдений диапазоном наибольших значений структура поля осадков упрощается, и для ее описания достаточно первых 4–5 компонент разложения. Полученные результаты важны для прогнозных задач и для построения имитационных моделей, позволяющих моделировать поля осадков с целью последующего детерминированного моделирования стока.

Ключевые слова: экстремальные дождевые осадки, случайные поля, пространственные корреляционные функции, обобщенное распределение экстремумов, естественные ортогональные функции, Прибайкалье.

DOI: 10.31857/S0321059623030057, **EDN:** CZDRVF

ВВЕДЕНИЕ

Важная задача современной гидрометеорологии – исследование пространственно-временной изменчивости полей гидрологических и метеорологических характеристик. Для практических приложений, в особенности для оценки и прогнозирования экстремальных событий, вызывающих наводнения, большой интерес представляют параметры временных и пространственных функций распределений, характеризующих поля дождевых осадков. Вероятностные характеристики полей осадков входят в уравнения для расчета наводнений в виде основных аргументов [15]. Сильные дождевые паводки относятся к экстремальным событиям и сопровождаются значительными ущербами для населения и экономики страны. Понимание достоверности оценок экстремальных событий – одна из основных про-

блем теории максимального стока, однако эта достоверность не всегда исследуется и, к сожалению, далеко не всегда принимается во внимание при оценивании рисков возникновения ущербов [3].

Проблема корректного вероятностного описания полей гидрометеорологических элементов существует не одно десятилетие. В этой области стохастическая гидрометеорология достигла определенных результатов, но ряд задач, связанных в основном с плохо определяемыми и сильно изменчивыми характеристиками – такими как суммы дождевых осадков – остается нерешенным.

Основные выводы в области анализа случайных полей гидрометеорологических элементов получены в рамках корреляционной теории случайных процессов. Одними из первых исследованных в этой области были работы О.А. Дроздова и А.А. Шепелевского. В [8] предложен метод оценки ошибки интерполяции случайного поля в заданную точку на основе понятия структурной

¹ Работа выполнена в рамках Госзадания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0001, государственная регистрация 122041100259-1).

функции, введенного А.Н. Колмогоровым [10]. Существенный результат в развитии методов исследования корреляционной структуры метеорологических полей получен Э.Н. Лоренцем (E.N. Lorenz) [23] и развит Н.А. Багровым [2] на основе определения естественных ортогональных функций (ЕОФ), что в 1960-е гг. придало импульс развитию физико-статистических методов анализа и прогноза случайных полей гидрометеорологических элементов.

Важные и до сих пор значимые результаты в области исследования корреляционной структуры случайных полей получены Л.С. Гандиным и Р.Л. Каганом в 1960–1970 гг. [7, 9]. В последние годы появилось не так много работ, посвященных вероятностному описанию пространственной структуры случайных метеорологических полей и методам их имитационного моделирования. В их числе — исследования новосибирской школы [13, 14], важные результаты которых заключаются в разработке методов моделирования случайных полей с использованием корреляционной структуры в анизотропном случае. Обобщение метода имитационного моделирования с использованием ЕОФ предложено в [4]. Исследованиям структуры случайных полей осадков посвящен целый ряд современных работ зарубежных авторов [18, 19, 22, 24, 25].

Большая часть существующих задач прикладной гидрологии и климатологии ориентирована на использование несложных методов. Их цель — решение широкого круга практических задач, связанных с оценкой надежности проектируемых гидротехнических сооружений при воздействии ветровых, снеговых, ледовых, волновых и прочих видов нагрузок. Эти методы должны быть реализуемы в условиях доступа к стандартным наборам данных наблюдений и опираться на модельные представления, обеспечивающие достижение требуемого на практике уровня достоверности результатов. Соответственно, задача вероятностного моделирования полей гидрометеорологических элементов традиционно рассматривалась в рамках одномерных распределений исследуемых характеристик.

Основная сложность исследования и прогнозирования экстремальных гидрометеорологических событий — отсутствие надежных данных метеорологических наблюдений за осадками. Характерный пример экстремального события последних лет — наводнение 2019 г., сформировавшееся в Прибайкалье и приведшее к катастрофическому затоплению г. Тулуна [5]. Малая густота наблюдательной осадкомерной сети в бассейне р. Ии не позволила получить надежные модельные оценки характеристик экстремального паводка, и качество собственно гидрологических наблюдений, необходимых для верифика-

ции гидрологических моделей, оказалось недостаточным.

На практике актуальны указанные ниже задачи интерпретации данных наблюдений за осадками, решаемые на основе вероятностных моделей.

1. Оценка погрешностей средних по заданному контуру (речному бассейну) слоев осадков, выпадающих в течение фиксированных промежутков времени (за сутки, за весь период дождя и т. д.), используемых в качестве исходных величин при моделировании стока паводков для речных водосборов при наличии редкой сети осадкомеров.

2. Определение “точечных” характеристик дождей в пунктах с отсутствием их измерений, определяемых путем интерполяции значений, полученных по наблюдениям в других пунктах. Как правило, это относится к квантилям распределений сумм осадков малой обеспеченности, используемых при расчетах дождевых паводков на малых реках стандартными инженерными методами. Такие задачи возникают в строительном проектировании при оценке расчетных климатических характеристик в точке, например при расчетах максимального стока с малых водосборов.

3. Исследование особенностей структуры полей характеристик осадков для обоснования методов имитационного моделирования и ряда других задач.

В данной работе предложена вероятностная модель сумм экстремальных осадков для летних эпизодов сильных ливней, охватывавших большие территории. С использованием этой модели для территории Прибайкалья решены перечисленные выше задачи. Оценены погрешности определения экстремальных осадков по имеющимся данным наблюдений на примере бассейна р. Ии, исследованы погрешности определения расчетных величин при отсутствии данных наблюдений (погрешности интерполяции), исследованы особенности полей экстремальных осадков.

ХАРАКТЕРИСТИКА РЕГИОНА ИССЛЕДОВАНИЯ

Прибайкалье расположено в центральной части Евразии, на юге Восточной Сибири. Эта территория находится в умеренном климатическом поясе (согласно классификации Б.П. Алисова). Климат региона континентальный, степень континентальности возрастает с З на В. Такой климат формируется под действием умеренных континентальных воздушных масс и характеризуется высокими амплитудами температуры воздуха, жарким летом и холодной зимой.

Годовые суммы осадков меняются от 400 мм на равнине до 600 мм в горах, однако сложный рельеф обуславливает существенные различия в их распределении по территории, и на отдельных

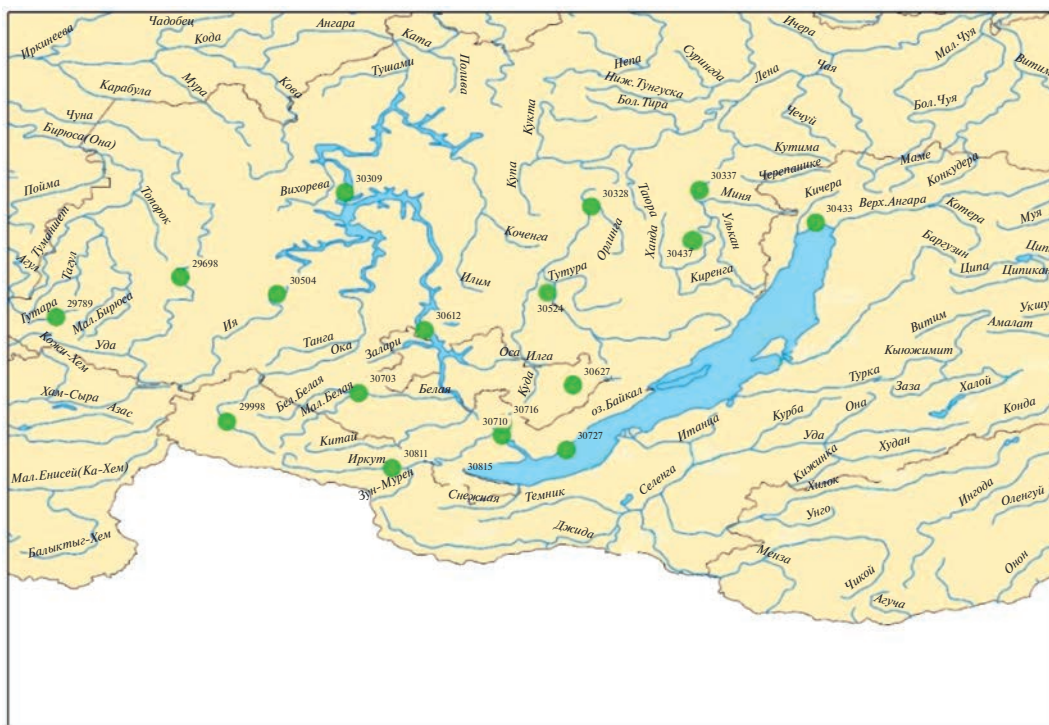


Рис. 1. Картограмма территории расположения метеостанций в Прибайкалье.

горных метеостанциях эти величины существенно выше. Наименьшие суммы осадков характерны для зимы. Наибольшие суммы осадков выпадают в летний период, максимальные суммы наблюдаются в июле. Летние осадки обусловлены циклонической деятельностью на полярном фронте и могут продолжаться сутки и более, вызывая высокие паводки на реках.

Суммы осадков характеризуются значительной межгодовой изменчивостью как в целом за год, так и по сезонам.

МАТЕРИАЛЫ

Для построения вероятностной модели дождевых осадков использованы данные архива ВНИИГМИ МЦД [6], содержащего суточные суммы осадков на метеостанциях по 2020 г. включительно (рис. 1). Ряды данных имеют разную длину, так как начало наблюдений на разных метеостанциях приходится на разные годы.

Дожди, вызывающие экстремальные паводки, представляющие основной интерес для гидрологических приложений, в исследуемом районе продолжаются 1–4 сут. Из указанной базы данных были отобраны эпизоды сильных дождей, которые выпадали одновременно или с небольшим сдвигом по времени, охватывая большие участки на территории Прибайкалья. Проанализированы данные метеостанций, расположенных в исследу-

емом районе, об осадках, выпадавших одновременно в эти эпизоды. При этом суммы осадков на некоторых отдельных метеостанциях необязательно были экстремально большими, важно было проанализировать именно все поле осадков. Исследование выполнялось для двух характеристик экстремальных осадков по отдельности: сумм за сутки и сумм за период дождя продолжительностью >1 сут (2–4 сут). Всего выбрано 382 случая сильных осадков за сутки и 129 случаев за период дождя.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Вероятностная модель, использованная авторами статьи для определения характеристик экстремальных дождевых осадков, представляет собой совокупность одномерных распределений их вероятностей в точках наблюдений и корреляционную структуру образуемых этими величинами полей, описываемую с помощью пространственных корреляционных функций (ПКФ).

Для построения вероятностной модели прежде всего необходимо выполнить статистическую обработку данных наблюдений. Как известно, наблюдения за осадками проводятся на отдельных метеостанциях, т. е. в точках. Задача определения сумм осадков, выпадающих в пределах всего речного бассейна, формулируется как задача перехода от точечных наблюдений к значениям,

осредненным в пределах заданного контура. При этом возникает необходимость оценки погрешности величин, получаемых путем осреднения данных по точкам, попадающим в этот контур (например, речной бассейн).

Использованная авторами статьи методика определения ошибок осреднения основана на предположении однородности и изотропии изучаемых полей, согласно рекомендациям [7]. Для получения ПКФ строится график зависимости коэффициента парной корреляции от расстояния между метеостанциями. Коэффициенты корреляции характеризуются выборочной погрешностью. Для устранения влияния этого фактора проводится осреднение изучаемых характеристик. Все множество расстояний между парами метеостанций разбивается на группы по их интервалам с шагом в 50 или 100 км. В пределах каждого интервала рассчитываются средние расстояния и соответствующие средние значения коэффициентов корреляции для всех пар метеостанций, попавших в этот интервал. Полученные таким образом зависимости средних коэффициентов корреляции от средних расстояний между метеостанциями аппроксимируются экспоненциальной функцией, для чего берутся только положительные значения осредненных коэффициентов корреляции.

Дальнейшее изложение сгруппировано по трем упомянутым выше задачам.

Задача 1. Оценка погрешностей средних по заданному контуру слоев экстремальных осадков

По данным наблюдений получают средние по заданному контуру слои осадков, выпадающие в течение выбранных промежутков времени (сутки, период дождя и т. д.). Погрешность, с которой значение исследуемой характеристики, измеренное на метеостанции с координатами (x_0, y_0) , характеризует ее среднее значение на окружающей территории площадью s , определяется формулой [7]:

$$E(1, s) = \sigma \sqrt{\epsilon_0^2(s) + \eta^2}, \quad (1)$$

где η^2 — погрешность измерения, $\epsilon_0^2(s)$ — погрешность определения осадков для площади s , σ — среднеквадратическое отклонение случайного поля исследуемых осадков. Эмпирическая ПКФ дождевых осадков $\mu(\rho)$ описывается экспоненциальной зависимостью:

$$\mu(\rho) = e^{-\frac{\rho}{l_0}}, \quad (2)$$

где ρ — расстояние между метеостанциями, l_0 — параметр аппроксимации (радиус корреляции).

Для не очень больших площадей (при расстоянии между станциями порядка 300–400 км) справедливо соотношение [7]:

$$\epsilon_0^2(s) = \frac{0.23\sqrt{s}}{l_0},$$

и тогда оценка погрешности определения осадков по одной метеостанции для площади s с центром в этой точке определяется выражением:

$$E(1, s) = \sigma \sqrt{\frac{0.23\sqrt{s}}{l_0} + \eta^2}, \quad (3)$$

здесь l_0 — радиус корреляции, который является параметром аппроксимации пространственной корреляционной функции (2).

Погрешность, получаемая по формуле (3), характеризует исследуемое поле для всех отобранных случаев экстремальных осадков, т. е. в предположении его однородности. Однако необходимо оценить влияние возможной пространственной неоднородности полей осадков. Для этого авторы статьи выполнили расчеты по оценке погрешностей не только для всей совокупности случаев, но также для выборок, состоящих из 10 и 30 максимальных из всей выборки значений осадков на каждой метеостанции. Авторы статьи исходили из того, что при количестве совместных наблюдений < 10 ошибка определения коэффициента парной корреляции существенно увеличивается. Сформированные таким образом выборки далее будем называть усеченными.

Задача 2. Оценка погрешности точечных характеристик дождей в пунктах с отсутствием измерений, определяемых путем интерполяции значений, полученных по наблюдениям в других пунктах

Интерполируемыми параметрами могут быть квантили распределений исследуемой характеристики малой вероятности превышения. Погрешности параметров распределений вероятностей экстремальных осадков определялись также с помощью ПКФ или структурной функции. Полная ошибка определения квантилей обеспеченности $P = 1\%$ представляет собой сумму ошибки интерполяции, рассчитываемой с помощью структурной функции, и погрешности интерполируемого значения.

Для решения этой задачи необходимо исследовать вид одномерных функций распределения осадков, поскольку известно, что они существенно отличаются от функций нормального распределения. Одномерные распределения дождевых осадков рекомендуется получать на основе результатов теории экстремальных значений [17]. Для исследования распределений величин, являющихся наибольшими из некоторых наборов

данных, современная математическая статистика предлагает Обобщенное распределение экстремумов (GEV). Использование GEV для аппроксимации распределений сумм осадков предполагает, что экстремальные величины исследуемой стационарной последовательности выше некоторого порога образуют последовательность независимых величин, а их число подчиняется закону Пуассона. Функция распределения GEV, описывающая распределение наибольшего в году значения исследуемой характеристики, представляется в следующем виде [20]:

$$F(x) = e^{-\left[1 - (x-u)\frac{\xi}{s}\right]^{1/\xi}},$$

$$\xi \neq 0, \quad \xi = 2 - l_1/l_2, \quad s = (1 - \xi)l_1,$$

l_1 и l_2 – выборочные оценки первого и второго линейных моментов [21], u – пороговое значение.

При расчетах параметров и ординат GEV-распределения для рядов экстремальных осадков для каждой метеостанции использован метод учета нескольких максимумов в году, предложенный Г.А. Алексеевым [1]. Для суточных осадков использованы 3 максимума в году, а для осадков за дождь – 2. При вычислении погрешности интерполяции использована формула Дроздова–Шепелевского для случая линейной интерполяции между двумя метеостанциями, расположенными на расстоянии l км друг от друга. В этом случае максимальная погрешность $E_{2л}$ приходится на середину этого расстояния и оценивается по формуле [8]:

$$E_{2л}^2(l) = b\left(\frac{l}{2}\right) - \frac{1}{4}b(l) + \frac{1}{2}\Delta^2, \quad (4)$$

где $b(l)$ – значение структурной функции поля изучаемого метеоэлемента, Δ – погрешность его интерполируемого значения.

Полученные в результате индивидуальной статистической обработки квантили распределений с обеспеченностью 1% картируются в виде изолиний, и искомые характеристики дождевых осадков определяются по получаемой картосхеме. Погрешность полученного значения будет определяться как ошибка интерполяции значений с ближайших метеостанций в заданную точку.

Для расчетов погрешностей по (4) необходимо располагать значениями структурной функции поля $b(l)$ на расстояниях l и $l/2$. Для вычисления ее ординат поле квантилей исследуемых сумм осадков с обеспеченностью $P = 1\%$ рассматривалось как изотропное. Поскольку имеется только одна реализация случайного поля, ординаты структурной функции определялись путем осреднения значений квадратов приращений поля

квантилей для всех пар метеостанций в пределах заданных интервалов расстояний.

Для оценки полной ошибки определения квантилей обеспеченности 1% использованы результаты работы [11], где в табличном виде приведены погрешности квантилей распределений осадков. Необходимо заметить, что погрешности квантилей трехпараметрического распределения Крицкого–Менкеля несколько отличаются от погрешностей рекомендуемого авторами статьи GEV-распределения. Однако при небольшой асимметрии и изменчивости эти распределения весьма близки, а таблиц погрешностей выборочных оценок квантилей для GEV пока нет. Поэтому для расчетов можно принять соответствующие оценки распределения Крицкого–Менкеля.

Задача 3. Выявление особенностей структуры случайных полей гидрометеорологических характеристик

Для этой цели использовано представление полей экстремальных осадков за сутки и за период дождя в виде их разложения по совокупности ЕОФ. Предполагается, что дана последовательность величин $F(t, x)$, где t – время, принимающее дискретное значение $t = 1, 2, \dots, m$, а x – параметр-координата: $x = 1, 2, \dots, n$. Разложение отдельного поля из имеющейся совокупности всех полей по некоторым функциям $X_h(x)$, $h = 1, 2, \dots, n$ с коэффициентами $T(t)$, меняющимися от одного поля к другому, по Э.Н. Лоренцу (E.N. Lorenz) [23] и Н.А. Багрову [2], ищется в виде:

$$F(t, x) = \sum_h T_h(t) X_h(x). \quad (5)$$

Функции $X_h(x)$, называемые собственными функциями, определяются по данным наблюдений как собственные векторы корреляционной матрицы случайного поля исследуемых характеристик.

Для каждого собственного вектора определяется соответствующая функция $T_h(t)$, образуемая последовательностью коэффициентов разложения, и рассчитываются ее параметры распределения, например дисперсия. Дисперсия временного ряда значений коэффициентов разложения характеризует вклад соответствующей компоненты в общую дисперсию и тем самым позволяет сделать вывод о сложности структуры изучаемого поля. Разложение по ЕОФ многие десятилетия используется в качестве метода, позволяющего “свернуть” многомерный вектор к небольшому количеству попарно независимых рядов коэффициентов разложения [12]. Попарная независимость коэффициентов разложения позволяет ге-

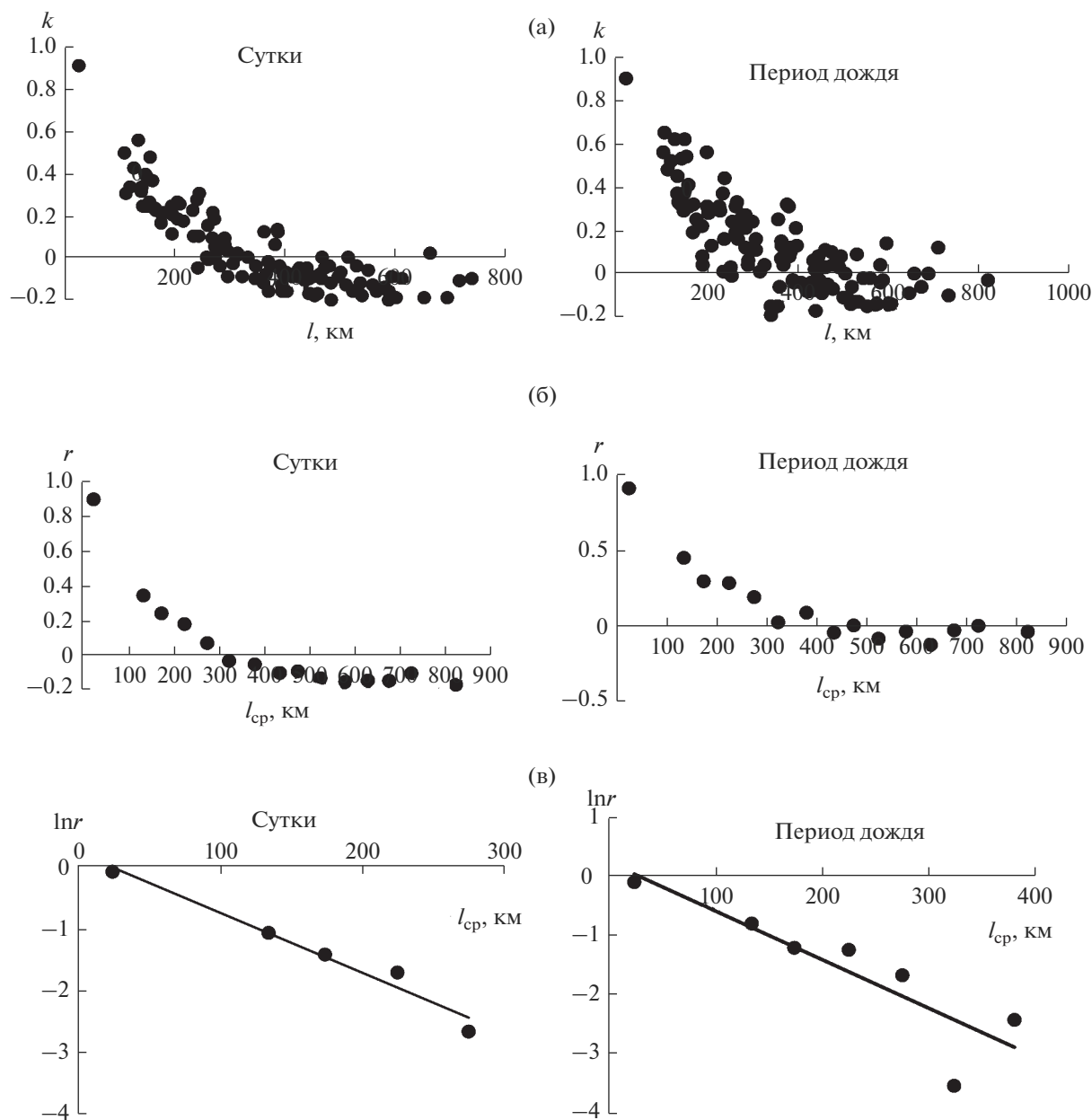


Рис. 2. Зависимости: а – коэффициента корреляции k экстремальных осадков в Прибайкалье от расстояния между метеостанциями (l), б – среднего коэффициента корреляции r от среднего расстояния между станциями (l_{cp}), в – ПКФ для сумм экстремальных осадков в полулогарифмических координатах.

нерировать искусственные последовательности полей осадков большой продолжительности.

Расчеты выполнены для полной выборки и двух усеченных.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Для территории Прибайкалья предложена вероятностная модель экстремальных осадков. Построены ПКФ полей сумм экстремальных

осадков для двух периодов: суток и периода выпадения дождя. Связь коэффициентов парной корреляции экстремальных осадков на метеостанциях с расстояниями между ними и их средних значений, а также аппроксимация этой зависимости на основе экспоненциальной функции приведены на рис. 2. Большое рассеяние точек на эмпирической ПКФ (рис. 2а) свидетельствует о неоднородности случайных полей сумм экстремальных осадков на территории Прибайкалья как за сутки, так и за период дождя.

Таблица 1. Результаты расчета погрешностей определения сумм дождевых осадков для полной и усеченных выборок

Параметр	Сутки			Период дождя		
	все случаи	10 максимумов	30 максимумов	все случаи	10 максимумов	30 максимумов
σ , мм	13.49	23.3	21.9	26.13	38.36	33.75
$E(3, s)$, мм	3.3	6.0	5.2	5.8	9.5	8.3

Рис. 2б приводит к выводу о том, что при расстояниях 300–400 км коэффициенты корреляции сумм экстремальных осадков убывают в этом регионе практически до нуля. Рис. 2в показывает, что указанная корреляция удовлетворительно аппроксимируется зависимостью экспоненциального вида. Полученный результат означает, что пространственная связность полей сумм осадков как за сутки, так и за дождь на площадях, сравнимых с размерами изучаемых речных водосборов, достаточно существенна, что позволяет сделать выводы как о точности оценок, так и о пределах площадей осреднения осадков при расчетах паводочного стока. В рассматриваемом бассейне эти пределы составляют ~300 км для рядов суточных сумм экстремальных осадков и ~350 км для осадков за период дождя, что естественно, так как сумма осадков за дождь включает в себя суточную сумму и лучше отражает естественные синоптические условия выпадения дождей на больших территориях. Суточная сумма осадков – это более “искусственная” характеристика, но она часто используется по причине простоты формирования выборок.

Задача 1. Оценка точности сумм экстремальных дождевых осадков на примере бассейна р. Ии

Внутри этого бассейна и возле его границ расположены три метеостанции, данные наблюдений на которых имеются в открытом доступе [6]: Нижнеудинск, Тулун и Орлик. По графикам ПКФ, построенным по осредненным значениям (рис. 2), определен радиус корреляции – параметр l_0 , представляющий собой расстояние, при котором логарифм корреляционной функции равен -1 . Для поля суточных осадков он составил 115 км, для сумм осадков за период дождя – 144 км. Для водосбора р. Ии, площадь которого равна ~15000 км², на одну метеостанцию приходится площадь $s \sim 5000$ км². Тогда, в соответствии с расчетами по формуле (3), $E(1, s) = \sigma \times 0.43$ для суточных осадков и $E(1, s) = \sigma \times 0.39$ для осадков за дождь. Если на исследуемой территории имеется три метеостанции, то $E(3, s) = \sigma \times 0.25$ для суточных осадков и $E(3, s) = \sigma \times 0.22$ для осадков за период дождя.

Значения среднеквадратического отклонения σ для сумм осадков за сутки и за период дождя и со-

ответствующие погрешности, рассчитанные для полной и двух усеченных выборок, приведены в табл. 1.

Из данных, приведенных в табл. 1, можно сделать ряд выводов. Суммы осадков за дождь продолжительностью 2–4 сут, образующие наводнения на больших и средних реках, характеризуются большей дисперсией, чем осадки за сутки, что очевидно, но также – и большей погрешностью осреднения в пределах границ речных водосборов. Усеченные выборки, характеризующие экстремальные случаи выпадения осадков, образуют случайные поля с существенно большей дисперсией и, соответственно, с большей погрешностью определения сумм осадков при осреднении. Тем не менее статистическому анализу должны подвергаться однородные совокупности данных, что позволяет получать объективные выводы о погрешностях. Последнее важно при оценке надежности расчетов максимального стока рек.

Задача 2. Оценка погрешности точечных характеристик дождей в пунктах, где отсутствуют измерения, получаемых путем интерполяции измерений, проводимых в других точках

Для каждой метеостанции получены параметры и ординаты GEV-распределения для рядов экстремальных осадков за сутки и за дождь. Примеры GEV-распределений для рядов экстремальных осадков представлены на рис. 3.

Визуальное сопоставление теоретических и эмпирических функций распределения сумм осадков позволяет сделать вывод о приемлемом качестве аппроксимации данных на основе распределения GEV. Более сложные критерии согласия эмпирических и теоретических распределений неприменимы по причине малой чувствительности (мощности) таких критериев в условиях ограниченных объемов данных наблюдений [16]. В табл. 2 приведены оценки квантилей распределений осадков с обеспеченностью $P = 1\%$. На рис. 4а, 4б представлены структурные функции полей квантилей распределения сумм осадков обеспеченностью $P = 1\%$ соответственно за сутки и за период дождя.

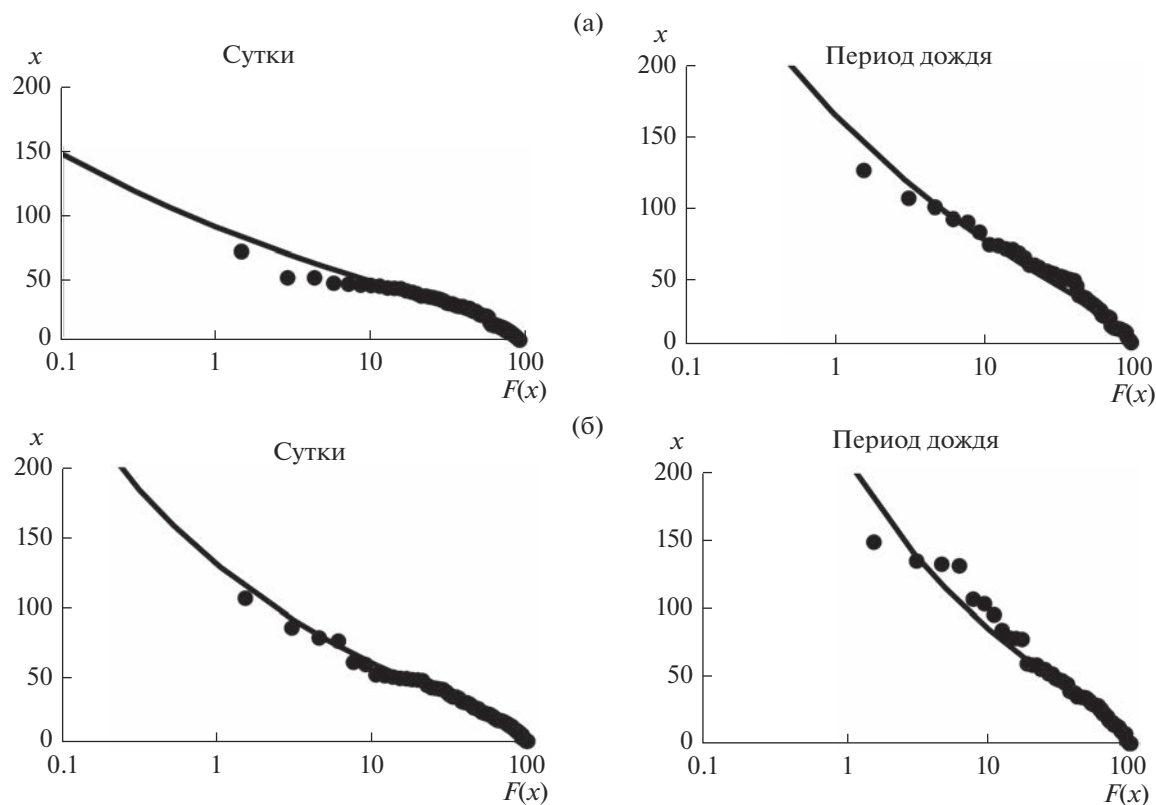


Рис. 3. Примеры GEV-распределений для рядов экстремальных осадков за сутки и за период дождя для метеостанций Прибайкалья: а – Верхняя Гутара; б – Тулун.

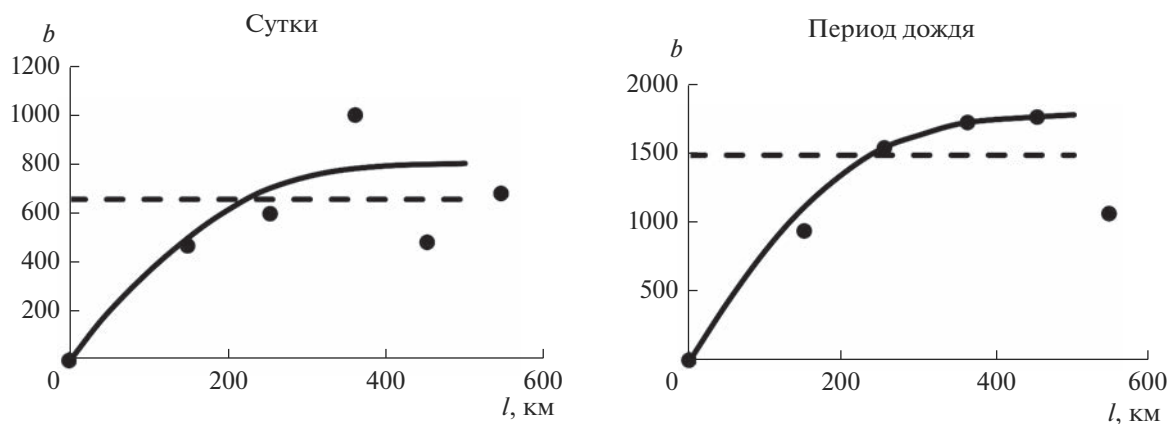


Рис. 4. Структурные функции полей квантилей распределения сумм осадков за сутки и за период дождя обеспеченностью $P = 1\%$. Пунктиром обозначена удвоенная дисперсия поля осадков.

Выполнив расчеты по формуле (4) с использованием погрешностей квантилей для исследуемых рядов, авторы статьи получили ошибку определения сумм осадков за сутки и за дождь 15 и 20 мм соответственно с обеспеченностью $P = 1\%$. Эта величина ошибки довольно велика, поскольку погрешность составляет 10–15% и более. Тем не менее для случаев прикладных климатических оценок при отсутствии данных наблюдений эти

погрешности приемлемы, но должны приниматься во внимание при оценке надежности проектных решений, основанных на результатах модельных расчетов.

В [5] предложен байесовский метод учета погрешностей расчетных параметров при проектировании сооружений, но в целом решение этой проблемы лежит в области теории надежности и не является предметом данной статьи.

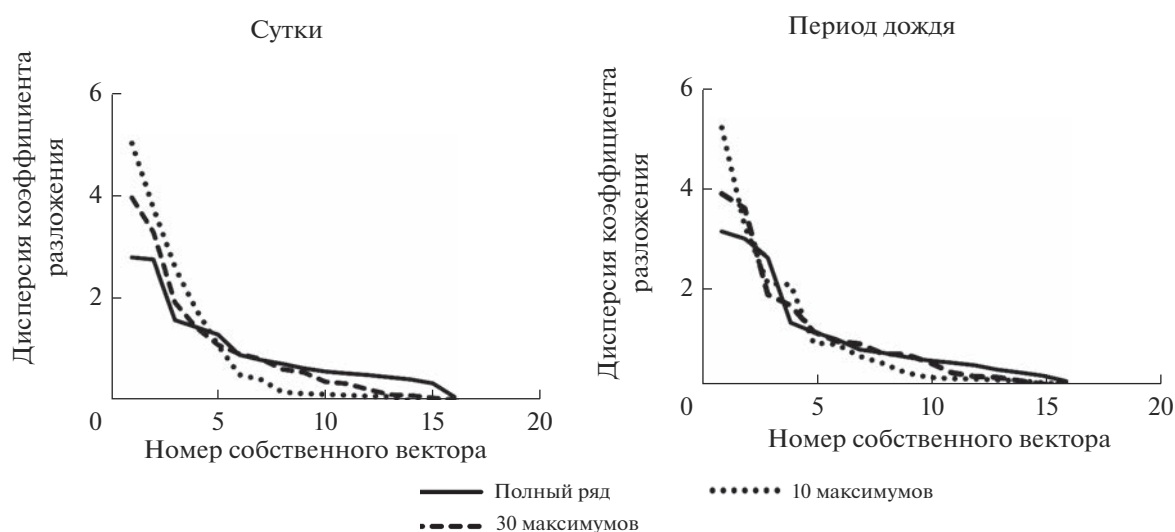
Таблица 2. Квантили распределения сумм экстремальных осадков для метеостанций Прибайкалья за сутки и за период дождя с обеспеченностью $P = 1\%$

№	Название метеостанции	Код метеостанции	Экстремальные осадки, мм, $P = 1\%$	
			за сутки	за период дождя
1	Нижнеудинск	29698	101	144
2	Верхняя Гутара	29789	88	166
3	Орлик	29998	97	143
4	Братск	30309	81	171
5	Орлинга	30328	101	130
6	Казачинское	30337	58	123
7	Нижнеангарск	30433	78	149
8	Карам	30437	97	144
9	Тулун	30504	127	211
10	Жигалово	30521	89	141
11	Балаганск	30612	87	154
12	Баяндай	30627	92	126
13	Инга	30703	112	156
14	Иркутск	30710	119	190
15	Хомутово	30716	125	169
16	Тунка	30811	87	97

Задача 3. Исследование особенностей структуры полей гидрометеорологических характеристик осадков

Выполненные выше построения (рис. 2а) показали, что в Прибайкалье структура случайных

полей сумм осадков за сутки и за дождь неоднородна. На рис. 5 представлены результаты разложения по ЕОФ: построены зависимости дисперсий коэффициентов разложения, рассчитанных для полей сумм осадков за сутки и за пе-

**Рис. 5.** Зависимости дисперсии D коэффициентов разложения по ЕОФ полей осадков от номера собственного вектора.

риод дождя, от номера собственного вектора в полном и двух усеченных вариантах.

Исследование полей осадков методом разложения по ЕОФ показало, что при ограничении данных наблюдений диапазоном экстремальных событий структура поля осадков становится проще по сравнению с полной выборкой, и для ее описания достаточно первых 4–5 компонент разложения по ЕОФ. Для реализаций полей осадков, характеризующихся экстремальными значениями, т. е. для величин из области “хвостов” распределений, дисперсия случайного поля существенно больше и погрешности, рассчитанные без учета однородности, оказываются для таких случаев заниженными.

Полученный результат важен как для прогнозных задач, которые могут быть решены на основе поиска регрессионных соотношений между характеристиками поля осадков в виде разложений по ЕОФ и параметрами гидрологического режима, а также для построения имитационных моделей, позволяющих моделировать поля выпадений осадков для последующего детерминированного моделирования стока. Так, например, при анализе экстремальных паводков можно ограничиться первыми компонентами разложения случайных полей, что упростит подходы и позволит в перспективе осуществить пространственное обобщение выводов по другим территориям (регионам).

ВЫВОДЫ

Для территории Прибайкалья разработана вероятностная модель сумм экстремальных осадков для сильных ливней, охватывающих большие территории, построены ПКФ за сутки и за период дождя. Выявлено, что случайные поля сумм экстремальных осадков на исследуемой территории характеризуются неоднородностью. Для расчетов паводочного стока пределы площадей осреднения экстремальных осадков в этом регионе составляют ~300 км для рядов суточных сумм и ~350 км для сумм за период дождя.

На примере бассейна р. Ии оценены погрешности определения средних по заданному контуру экстремальных осадков для Прибайкалья. Расчеты выполнены для всей совокупности случаев и для “усеченных” выборок из 10 и 30 максимальных значений осадков. Суммы осадков за дождь характеризуются большей дисперсией и большей погрешностью осреднения, чем осадки за сутки. Уменьшение числа элементов в выборке также увеличивает погрешность определения сумм осадков при осреднении. Этот результат важен при оценке надежности расчетов максимального стока рек.

Определены погрешности интерполяции расчетных величин для Прибайкалья при отсутствии данных наблюдений с оценкой погрешности получаемых значений по формулам Дроздова–Шепелевского. Они составили порядка 10–15% и более. Эти погрешности приемлемы, но должны приниматься во внимание при оценке надежности проектных решений, основанных на результатах модельных расчетов.

Исследованы особенности структуры полей экстремальных осадков с использованием их разложения по ЕОФ для периодов за сутки и за период дождя в полном и двух “усеченных” вариантах. Выявлено, что при ограничении данных наблюдений диапазоном экстремальных событий структура поля осадков упрощается, и для ее описания достаточно первых 4–5 компонент разложения. Это может упростить подходы и позволить в перспективе осуществить пространственное обобщение выводов по другим территориям (регионам).

Полученные результаты важны для прогнозных задач, а также для построения имитационных моделей, позволяющих моделировать поля выпадений осадков для последующего детерминированного моделирования стока. Значения погрешностей, полученные при решении сформулированных задач, могут быть также применены для расчета оптимальной плотности наблюдательной сети в исследуемом регионе.

Представление случайного поля осадков в виде собственных векторов и коэффициентов разложения по ним позволяет реализовать эффективную процедуру имитационного моделирования искусственных рядов осадков большой продолжительности, что необходимо для ряда прикладных задач, связанных с моделированием наводнений, оценками ущербов от стихийных бедствий на значительных территориях и т. п.

Авторы благодарят Н.В. Осипову (ИВП РАН) за помощь при выполнении статистических расчетов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеев Г.А.* Определение вероятности гидрологических и климатологических явлений, повторяющихся несколько раз в году // Исследования процессов формирования стока и методика гидрологических расчетов. Тр. ГГИ. 1954. Вып. 43(97). С. 106–112.
2. *Багров Н.А.* Аналитическое представление последовательностей метеорологических полей посредством естественных ортогональных составляющих // Тр. ЦИП. 1959. Вып. 74. С. 3–27.
3. *Болгов М.В.* Моделирование многомерных гидрологических характеристик методом разложения по естественным ортогональным функциям // Метеорология и гидрология. 1994. № 7. С. 82–95.

4. Болгов М.В. О точности расчетов максимального стока // Вод. ресурсы. 1988. № 6. С. 21–31.
5. Болгов М.В., Коробкина Е.А., Филиппова И.А., Осипова Н.В. Об учете оценок предельных значений стока при построении функции распределения максимальных расходов воды // Гидротех. стр.-во. 2019. № 1. С. 23–28.
6. Булыгина О.Н., Разуваев В.Н., Александрова Т.М. Описание массива данных суточной температуры воздуха и количества осадков на метеорологических станциях России и бывшего СССР (TTTR). <http://meteo.ru/data/162-temperature-precipitation#описание-массива-данных>
7. Гандин Л.С., Казан Р.Л. Статистические методы интерпретации метеорологических данных. Л.: Гидрометеоздат, 1976. 360 с.
8. Дроздов О.А., Шепелевский А.А. Теория интерполяции в стохастическом поле метеорологических элементов и ее применение к вопросам метеорологических карт и рационализации сети // Тр. НИУ ГУГМС. 1946. Сер. 1. Вып. 13. С. 65–115.
9. Казан Р.Л. К оценке репрезентативности осадкомерных данных // Тр. ГГО. 1966. Вып. 191. С. 22–34.
10. Колмогоров А.Н. Локальная структура турбулентности в несжимаемой вязкой жидкости при очень больших числах Рейнольдса // ДАН СССР. 1941. Т. 30. № 4. С. 299–303.
11. Крицкий С.Н., Менкель М.Ф. Гидрологические основы управления речным стоком. М.: Наука, 1981. 255 с.
12. Мещерская А.В., Руховец Л.В., Юдин М.И., Яковлева Н.И. Естественные составляющие метеорологических полей / Под ред. М.И. Юдина. Л.: Гидрометеоздат, 1970. 199 с.
13. Огородников В.А., Каргаполова Н.А., Басова К.В., Ильина А.А., Сересева О.В. Численные стохастические модели метеорологических процессов и полей и некоторые их приложения // Вод. хоз-во России. 2012. № 4. С. 33–42.
14. Огородников В.А., Сересева О.В. Мультипликативная численная стохастическая модель полей суточных сумм жидких осадков и ее использование для оценки статистических характеристик экстремальных режимов их выпадения // Оптика атмосферы и океана. 2015. Т. 28. № 3. С. 238–245.
15. СП 33-101-2003. Определение основных расчетных гидрологических характеристик. М.: Госстрой России, 2004. 70 с.
16. Христофоров А.В. Надежность расчетов речного стока. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 165 с.
17. Embrechts P., Kluppelberg C., Mikosch T. Modeling Extreme Events. Berlin: Springer, 1997. 645 p.
18. Feki H., Slimani M., Cudennec C. Geostatistically based optimization of a rainfall monitoring network extension: case of the climatically heterogeneous Tunisia // Hydrol. Res. 2017. V. 48 (2). P. 514–541.
19. Foehn A., Hernández J.G., Schaeffli B., Cesare D.G. Spatial interpolation of precipitation from multiple rain gauge networks and weather radar data for operational applications in Alpine catchments // J. Hydrol. 2018. V. 563. P. 1092–1110.
20. Handbook of Hydrology / Ed. D.R. Maidment. L.: McGraw-Hill, 1992. 507 p.
21. Hosking J.R.M. L-moments: Analysis and estimation of distribution using linear combination of order statistics // J. Roy. Statist. 1990. V. 52. № 1. P. 105–112.
22. Kyriakidis P.C., Kim J., Miller N.L. Geostatistical Mapping of Precipitation from Rain Gauge Data Using Atmospheric and Terrain Characteristics // J. Applied Meteorol. Climatol. 2001. V. 40. Iss. 11. P. 1855–1877.
23. Lorenz E.N. Empirical orthogonal functions and statistical weather prediction. Cambridge: MIT, Department Meteorol., Statistical Forecasting Project, 1956. 49 p.
24. Omer T., Ul Hassan M., Hussain I., Ilyas M., Hashmi S.G.M., Khan Y.A. Optimization of Monitoring Network to the Rainfall Distribution by Using Stochastic Search Algorithms: Lesson from Pakistan // Tellus A: Dynamic Meteorol. and Oceanogr. 2022. V. 74. P. 333–345.
25. Ozturk D., Gul F.K. Geostatistical Approach for Spatial Interpolation of Meteorological Data // Anais da Academia Brasileira de Ciências. 2016. V. 88 (4). P. 2121–2136.

**ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ
И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ**

УДК 627.152.122

**МОРФОЛОГИЯ РУСЛА И РАССРЕДОТОЧЕНИЕ СТОКА
СРЕДИ ОСТРОВОВ СЛОЖНЫХ ПАРАЛЛЕЛЬНО-РУКАВНЫХ
РАЗВЕТВЛЕНИЙ НИЖНЕЙ ЛЕНЫ
И ИХ МНОГОЛЕТНЯЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ¹**

© 2023 г. Р. С. Чалов^{a, *}, Г. Б. Голубцов^{a, **}, А. С. Завадский^{a, ***},
П. П. Головлев^{a, ****}, С. Р. Чалов^{a, *****}

^aМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119899 Россия

*e-mail: rschalov@mail.ru

**e-mail: georgy1995golubcov@yandex.ru

***e-mail: az200611@rambler.ru

****e-mail: pavel_golovlev@list.ru

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

Поступила в редакцию 24.02.2022 г.

После доработки 24.02.2022 г.

Принята к публикации 14.12.2022 г.

Впервые дана полная морфолого-гидрологическая характеристика сложных параллельно-рукавных разветвлений нижней Лены, сформировавшихся при суммарной (вместе с островами) ширине русла в отдельных звеньях от 12.6 до 28 км и их протяженности от 36 до 45 км. Количество островов в звеньях разветвлений: 29 в верхнем Монастырском и более 40 в Черпальском. Показано, что на всем протяжении выделяется два основных по водности рукава – левый и правый, из которых последний, судоходный во всех звеньях, более многоводный, проходит вдоль или вблизи правого коренного берега. Левый рукав сосредотачивает в себе сток воды и наносов из левого притока Лены – р. Вилой, что вместе с его наносоотсасывающей ролью обеспечивает его мелководность и повышенную вторичную разветвленность. Звенья разветвлений разделены короткими сужениями русла до 5–8 км, в которых сохраняется двухстречневой поток. Показано, что группы островов (архипелаги) посередине реки между основными рукавами разделены сравнительно маловодными субпараллельными им центральными рукавами (суммарно в пределах 10–15% стока реки), многочисленными поперечными межостровными протоками и на две части (верхнюю и нижнюю) – диагональными рукавами, по которым осуществляется частичное перераспределение стока между основными рукавами. Установлено, что в многолетнем плане и при сезонных изменениях стока водность основных и субпараллельных рукавов практически неизменна, тогда как в диагональных периодически колеблется от 10–15 до 30–35% в зависимости от переформирований русла правого основного рукава. Это совпадает с периодическим перераспределением расходов воды, развитием и обмелением протоков во вторичных разветвлениях основного рукава, находящихся возле ответвлений от них диагональных рукавов. Выявленные закономерности впервые дают представления о русловом режиме сложных параллельно-рукавных разветвлений русла крупнейшей реки, что имеет большое значение для совершенствования водного пути на нижней Лене.

Ключевые слова: русловые процессы, параллельно-рукавные разветвления, рассредоточение стока, острова, рукава, потоки, водность рукавов, нижняя Лена.

DOI: 10.31857/S0321059623030070, **EDN:** CYOJSK

ВВЕДЕНИЕ

Рассредоточение стока воды – важная ха-

рактеристика русел рек, разветвленных на рукава, особенно больших и крупнейших, которые отличаются наиболее сложной разветвленностью, характеризуются большим количеством островов, осередков, многообразием их морфометрических параметров, значительной суммарной шириной русла. Чрезвычайно важны сведения о распределении расходов воды по рукавам в разные фазы водного режима и в многолетнем плане при ре-

¹ Исследование выполнено по планам НИР (ГЗ) кафедры гидрологии суши и научно-исследовательской лаборатории эрозии почв и русловых процессов им. Н.И. Маккавеева МГУ им. М.В. Ломоносова при поддержке РНФ (проект 18-17-00086П – натурные исследования, русловой анализ рассредоточения стока; переформирования русла – проект 21-17-00181).

шении водохозяйственных и водотранспортных задач. Данные регулярных наблюдений на гидрологических постах недостаточны для оценки рассредоточенности стока по многочисленным рукавам и протокам и ее временной трансформации. Проблема усугубляется малым количеством гидрологических постов, на которых проводятся измерения расходов воды, особенно на крупнейших реках. Так, на нижней Лене расходные гидропосты находятся в районе г. Якутска выше ее слияния с р. Алдан (г.п. Табага) и уже близ устья намного ниже впадения р. Вилюй (г.п. Кюсюр) — на расстоянии >2000 км друг от друга. При этом на указанном промежутке величина водности реки увеличивается более чем в два раза — среднегодовой расход составляет 7070 (г.п. Табага) и 16800 м³/с (г.п. Кюсюр). Гидрологические посты, на которых проводятся измерения расходов, находятся в сужениях днища долины, где поток собирается в едином неразветвленном русле, и не только не отражают реальную картину водности рукавов, но и недостаточны для использования в расчетах по существующим методикам [3, 6, 8, 9, 19, 23]. Натурные измерения расходов воды в рукавах разветвлений проводятся лишь при специальных русловых исследованиях и связаны в основном с оценками их переформирования. Собственно закономерностям распределения расходов воды, особенно для рек со сложноразветвленным руслом при многообразии его форм, посвящены единичные публикации [17], известны работы по исследованию изменения степени разветвленности при трансформации распределения расходов воды [20, 21], его сезонной динамики в рукавах и роли в развитии осередков и островов [3, 4].

На нижней Лене, особенно ниже устья р. Вилюй, суммарная ширина реки (вместе с островами) достигает 28 км, русло разделяется островами разных размеров на 10–15 проток и рукавов в одном поперечнике, водность даже самых многоводных не превышает трети общего расхода воды в реке. В водохозяйственном отношении река интенсивно используется как водный путь, обеспечивающий “северный завоз” и транспортную связь с Северным морским путем и отдаленными районами Якутии. Для обеспечения его устойчивого функционирования необходимо учитывать рассредоточение стока воды по рукавам, его возможные изменения и происходящие русловые деформации.

Задача статьи — на основе анализа материалов русловых исследований, выполненных в разные годы с 1970-х гг. [2, 10, 18], а также экспедиционных работ в навигации в 2020–2021 гг. выявить основные закономерности рассредоточения стока среди островов, образующих сложные по морфологии параллельно-рукавные разветвления, и его изменчивости во времени. Это позволит учитывать их как важнейший фактор переформиро-

ваний русла для обоснования мероприятий по обеспечению безопасности судоходства, определения габаритов трассы фарватера, ее положения среди островов и необходимости выполнения дноуглубительных работ (других водопользователей здесь нет).

ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектом исследования был участок нижней Лены ниже устья левого притока — р. Вилюй, характеризующийся очень сложной разветвленностью, обуславливающей рассредоточение стока по многочисленным рукавам и протокам, значительной шириной поймы и самого русла. Большая часть стока реки сосредотачивается в двух основных — лево- и правобережном — рукавах параллельно-рукавных разветвлений [14, 15]. Правый рукав — судоходный и несколько более многоводный, протягивается вдоль или вблизи правого коренного берега (хребет Омулаган), в свою очередь характеризуется разветвлениями 2-го порядка. Такие разветвления еще более характерны для левого рукава, где они образованы большим количеством островов. Острова и их группы между левым и правым рукавами в центральной части русла разделены субпараллельными им, меньшими по водности рукавами, различными по ширине и длине, между ними и основными рукавами осуществляется гидравлическая связь; отдельные рукава посередине реки (их три на участке) по диагонали расчленяют группы островов в центральной части русла, создавая условия для частичного перемещения расхода воды из правого основного рукава в левый. Ниже выступов и мысов правого коренного и левого пойменного берегов находятся группы прибрежных островов, разделенных маловодными протоками, обуславливающими извилистость верхней части основных рукавов (в правых рукавах — усиливающими отклонение их от коренного берега).

Участок Лены представлен тремя следующими друг за другом звеньями разветвлений: Монастырским (1240–1195 км), Черпальским (1195–1135 км) и Сахам (1135–1095 км), каждое из них образовано десятками больших и малых островов (рис. 1). Общая длина участка по судовому ходу — 145 км.

Лена ниже слияния с Вилюем обладает значительной водностью, которая по сравнению со среднегодовыми величинами у г. Якутска (г.п. Табага) возрастает почти в 2 раза (главным образом, за счет слияния с Алданом) и составляет 12900 м³/с; максимальный зафиксированный расход в половодье ~80000 м³/с. Средний расход воды на спаде половодья (при срезке уровня 320–350 см во время исследований в 2021 г.) составляет 35000–40000 м³/с. Сток р. Вилюй в зависимости от вод-



Рис. 1. Общая схема (космоснимок) разветвленного русла нижней Лены ниже устья Вилюя. 1 — границы звеньев разветвлений; 2 — положение стрежневой зоны потока в левом и правом основных рукавах и во вторичных разветвлениях основных рукавов; 3 — то же в субпараллельных рукавах; 4 — то же в диагональных рукавах.

ности — 10–12% общего стока Лены (среднегодовой расход в устье — $1520 \text{ м}^3/\text{с}$). На спаде половодья по 26.06.2021 на нем зафиксирован расход $4272 \text{ м}^3/\text{с}$, что при стоке Лены $\sim 41000 \text{ м}^3/\text{с}$ также составляет 10%.

Наиболее водный на протяжении всего периода водотранспортного освоения реки (с конца XIX в.) — правый основной рукав. Воды левого притока — р. Вилюй — сосредотачиваются в левом рукаве Лены, в который поступают в полном объеме выносимые им наносы, обуславливая его мелководность и, несмотря на соразмерность со стоком воды правого рукава, формирование вторичных разветвлений и отмелей [2, 10]. Большей водности и меньшей разветвленности правого рукава способствует наличие ведущего коренного берега. Водность обоих основных рукавов существенно меняется по их длине из-за отвлечения части стока или, наоборот, впадения в них рукавов между островами в центральной части русла, также этому способствуют прибрежные разветвления, отвлекающие часть стока в протоки, и разделение потока внутри рукавов на разветвления 2-го порядка. Это сказывается на формировании здесь перекатов, а в правом рукаве — на регулярном изменении положения фарватера, что осложняет условия судоходства.

Во всех трех звеньях разветвлений были измерены расходы воды (положение расходных створов — на рис. 2–4), позволяющие оценить распределение стока как по основным, так и второстепенным рукавам и протокам. Измерения расходов проводились 3–5 июля 2021 г. при уровне 573–544 см по г.п. Жиганск, что соответствует срезке (превышению текущего уровня над меженным — проектным) 353–324 см. Скорость течения и расход воды измерялись акустическим доплеровским определителем скорости течения воды ADCP (“Acoustic Doppler Current Profiler”) типа “RiverRay” (погрешность определения расхода воды $\leq 5\%$). Запись и обработка данных измерений ADCP осуществлялись с помощью компьютерной программы, положение створов фиксировалось GPS-навигатором как в ручном, так и в автоматическом режиме. Благодаря автоматизированному методу измерения в короткий срок выполнено большое количество измерений при мало изменяющемся уровне воды. Всего с учетом повторных (контрольных) измерений получены данные по 36 створам, дающим полное представление о распределении расходов воды.

Для выявления многолетних тенденций расщепления стока в разветвлениях использовались измерения расходов воды, выполненные в разные фазы режима в 1971–2020 гг. За исключением 2020 г., измерения проводились методами традиционной гидрометрии (гидрометрические вертушки, геодезические засечки с берегов).

Для выявления многолетних тенденций расщепления стока в разветвлениях использовались измерения расходов воды, выполненные в разные фазы режима в 1971–2020 гг. За исключением 2020 г., измерения проводились методами традиционной гидрометрии (гидрометрические вертушки, геодезические засечки с берегов).

Вся система разветвлений Монастырских–Черпальских–Сахам составляет единое параллельно-рукавное разветвление нижней Лены [1, 2, 13, 18] вплоть до с. Жиганск. На границах звеньев разветвлений, особенно между Монастырским и Черпальским, в общей акватории между устьем верхнего звена и приверхом нижнего сохраняются и четко прослеживаются (на космических снимках — и при анализе скоростей потока) две динамические оси — левая, выходящая из левого рукава Монастырского узла, направляющаяся затем в левый рукав нижележащего Черпальского, и правая, направляющаяся в правый рукав. Визуально это хорошо подчеркивается цветом водной поверхности из-за разницы мутности воды левой вилюйской ветви потока и правой ленской.

Первое Монастырское разветвление имеет протяженность 36 км (по судовому ходу 40.1 км) при наибольшей ширине русла (с островами) 12.6 км. В нем насчитывается 29 островов разных размеров, из которых 15 расположено в центральной части русла между левым и правым основными рукавами. Остальные острова формируют вторичные разветвления основных рукавов и на заходе в них. Между Монастырским и Черпальским разветвлениями, где русло сужается более чем в 2 раза (до 5.1 км), расположена единая акватория без островов длиной 4 км. Черпальский узел дли-



Рис. 2. Монастырское разветвление (1240–1195 км по судовому ходу) и расположение створов измерения расходов воды в июле 2021 г.

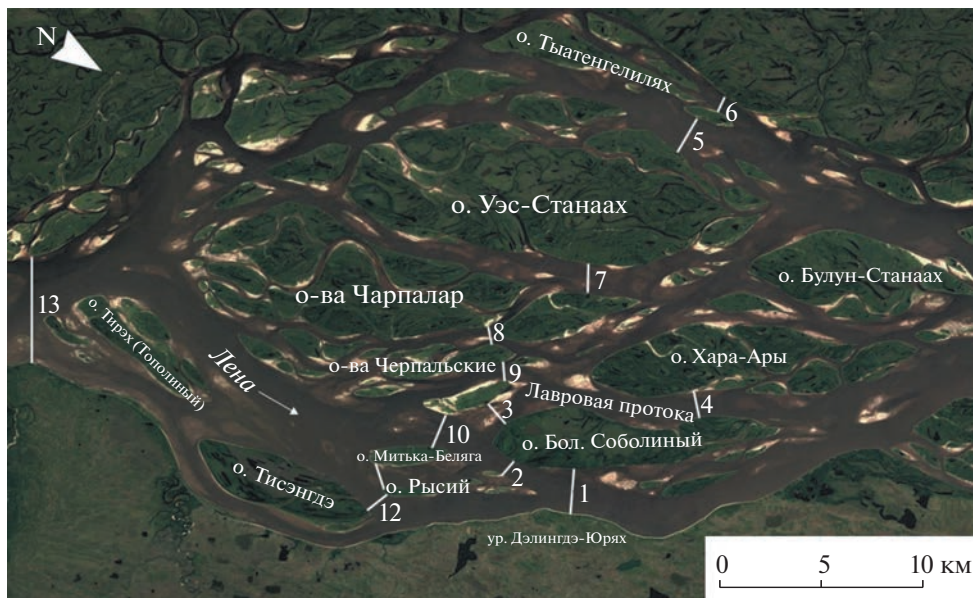


Рис. 3. Черпальское разветвление (1195–1135 км по судовому ходу) и расположение створов измерения расходов воды в июле 2021 г.

ной 55 км имеет наибольшую ширину – 28 км, это абсолютный максимум для всей Лены. В центральной части между левым и правым основными рукавами – более 40 островов, образующих более 15 разветвлений рукавов (из них 6 – в их периферийной части). В разветвлении Сахам наибольшая суммарная ширина реки – 16,6 км при длине участка – 43,3 км, по судовому ходу – 46 км. Количество островов между левым и правым рукавами – 36, из них образующих разветвления 2-го порядка в рукавах – 5, прибрежных – 8. Между разветвлениями Черпальским и Сахам ширина русла сокращается до 11 км, но в отличие

от сужения перед Черпальским разветвлением, здесь сохраняются прибрежные разветвления как с левой, так и с правой сторон русла, образованные несколькими островами. Кроме того, между прибрежными разветвлениями в единой акватории на заходе в левый и правый рукава разветвления Сахам не происходит сближения и дальнейшего разделения основных по водности рукавов, и заход в левый рукав разветвления Сахам находится выше ухвостья последнего острова Черпальского звена – Булун-Станаах.

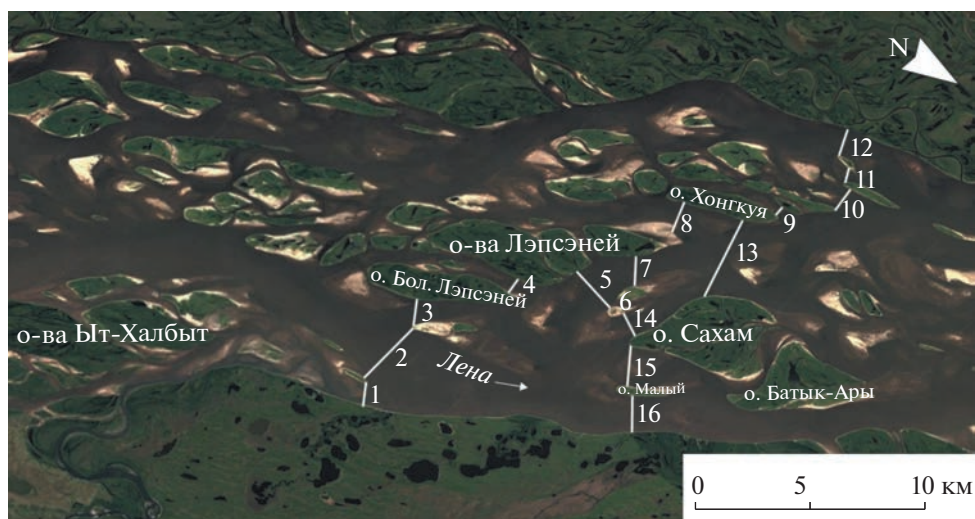


Рис. 4. Разветвление Лэпсэней–Сахам (1135–1095 км по судовому ходу) и расположение створов измерения расходов воды в июле 2021 г.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАСХОДОВ ВОДЫ ПО РУКАВАМ

Монастырское разветвление

Монастырское разветвление, начинающееся непосредственно ниже устья Вилюя, образовано группой центральных островов — Джура, Оймякон, Бахсы, Сордоннох и др. (рис. 2). Их положение и водность левого и правого (судоходного) рукавов в ретроспективном плане менялись незначительно (табл. 1). Острова разделяют реку на два основных рукава, между которыми гидравлическая связь осуществляется по маловодным межостровным протокам, водность наиболее крупной из них (диагональной между островами Сордоннох и Оймякон) составляет сейчас 12.9% (створ 5). Водность основных рукавов — левого и правого — в узле разветвления перед оголовком центральных островов составляет ~40 и 60% (створы 6 и 8). В левый рукав из диагональной протоки (створ 7) поступает всего 6% воды, остальная часть по протокам между островами Оймякон, Бахсы и Джура частично возвращается в правый рукав. В прибрежные протоки за о-вами Люккяр перед разделением русла на основные рукава поступает не более 8–10%, в отдельные годы 2–3% основного расхода даже при относительно высоких уровнях воды. На заходе левый рукав (у о. Монастырского) делится на две приблизительно равные по водности протоки (~18% — створ 4). Но ниже по течению в нем находится цепочка островов и осередков, образующих сопряженные разветвления 2-го порядка; в результате весь расход левого рукава собирается лишь в створе 6 между звеньями этих разветвлений. Правый рукав представлен практически неразветвленным руслом, отдавая лишь незначительную

часть стока (или принимая его) в межостровные или прибрежные протоки.

Особенность разветвления — изменение соотношения водности в основных рукавах в разные фазы водного режима. По измерениям в 2006 г., на пике половодья относительная водность левого рукава в его низовьях достигает 70%, тогда как правого ~30%. По мере снижения уровней водность рукавов выравнивается с небольшим преобладанием доли правого (55–57%). Очевидно, это связано с активным функционированием в половодье межостровных протоков посередине реки и диагонального рукава между островами Сордоннох и Бахсы, по которым осуществляется переток из левого рукава в правый. При этом их водность меняется при смене фаз водного режима, как и водность рукавов 2-го порядка у о. Монастырского на заходе в левый основной рукав. Этому способствуют: 1) прохождение правого рукава вдоль ведущего коренного берега, вследствие чего возникает поперечный уклон от него в сторону центральных островов, левого рукава и затопленной левобережной поймы; 2) направляющее воздействие прибрежных о-вов Люккяр, отклоняющих течение к узлу разветвления (островам Арбын и Сордоннох); 3) половодье на р. Вилюй, весь сток которого направлен в это время в левый рукав. В этой ситуации наиболее водными оказываются диагональный и левый за о. Монастырским рукава (до 15%), хотя в последнем к межени доля стока снижается до 2.9% (1974 г., срезка 188 см), так как в это время его истоки становятся ориентированными почти под прямым углом к оси потока в правом основном рукаве. Правый рукав проходит вдоль коренного берега, в основном имеет плесовый характер и более благоприятен для судоходства. Левобережные и цен-

Таблица 1. Измеренные расходы воды в Монастырском разветвлении (1240–1195 км)

Створ (рис. 2)	Рукав, протока	24.06.1974–01.08.1974		05.07.2021	
		Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см
1	Единое неразветвленное русло ниже устья р. Вилуй	23 589 (100)	297	29 478 (100)	324
2	Основной рукав между прибрежными о-вами Люккяр (справа) и безымянными (слева)	20 994 (89.0)	257	28 229 (95.8)	324
3	Прибрежные протоки среди о-вов Люккяр	355 (1.5)	244	2 489 (8.4)	324
4	Левая протока у о. Монастырского на заходе в левый основной рукав	2 601 (11.0)	244	5 468 (18.5)	324
5	Субпараллельный рукав между островами Оймьякон и Сордоннох	675 (2.9)	261	3 812 (12.9)	324
6	Левый основной рукав	10 412 (42.1)	188	10 703 (36.3)	324
7	Субпараллельный (центральный) рукав между островами Бахсы и Сордоннох	556 (2.1)	188	1 751 (6)	324
8	Правый основной (судоходный) рукав	14 272 (59.5)	188	17 195 (58.3)	324

тральные рукава выполняют наноотсасывающую роль, аккумулируя в том числе и наносы, поступающие из Вилуя. Такое положение стрежня потока и благоприятные условия для развития правого рукава даже при низких уровнях остаются неизменными в течение последних 60 лет (с конца 1950-х гг.).

Черпальское разветвление

Черпальское разветвление находится ниже Монастырского после того, как стрежни потока сближаются в единой акватории и вновь расходятся по двум основным рукавам (рис. 3; табл. 2). Центральная часть русла, во многом определяющая внешний облик и динамику всего разветвления, заполнена крупными и многочисленными малыми островами, представляя собой своеобразный архипелаг, расчлененный на части как маловодными пойменными протоками, так и более крупными продольными, субпараллельными и диагональными рукавами, разделяющим весь островной массив на верхнюю (острова Чарпалар, Уэс-Станаах) и нижнюю (острова Большой Соболиный, Булун-Станаах, Хара-Ары и др.) части. В прибрежной части русла, за выступом (мысом) правого коренного берега и конусом выноса р. Лямпушки расположены крупные острова Тополиный (Тирэх), Тисэнгдэ на заходе в правый рукав; в левом рукаве от захода в него и в центральной части расположена цепочка о-вов Тья-тенгелиях и ряд других, меньших размеров, ко-

торые составляют в нем систему сопряженных разветвлений 2-го порядка.

Основные особенности Черпальского разветвления, как и Монастырского, — его значительная ширина (до 28 км), преобладание водности правого основного рукава (42.2%) и его расположение вдоль высокого коренного берега. Продольные рукава посередине реки в верхней части архипелага (между островами Черпальскими, Чарпалар и Уэс-Станаах) сравнительно маловодны (их водность — 4.5 и 9.2%). Левый рукав сосредотачивает 31.2% воды, но из-за большого количества островов и осередков в нем такая водность достигается лишь в нижней части (ниже о. Тья-тенгелиях). Диагональный рукав, отходящий влево у оголовка о. Большой Соболиный, забирает 14.5% стока, но 12% уходит в продольный рукав в нижней части архипелага (между островами Большой Соболиный и Хара-Ары).

Островами 2-го порядка (Митька-Беляга и Рысий) правый основной рукав на перевале потока к правому коренному берегу разделяется на три протоки, между которыми в многолетнем плане происходит периодическое перераспределение стока (и изменяется трасса судового хода).

Протока между островами Рысьим и Митька-Беляга (створ 11) посередине правого основного рукава мало меняет свою водность, практически всегда маловодная (4.5–7.3%) и мелкая. Периодические изменения водности левого и правого рукавов возле этих островов совпадают по времени с большим или меньшим отвлечением части

Таблица 2. Измеренные расходы воды в Черпальском разветвлении (1195–1135 км)

Створ (рис. 3)	Рукав, протока	5.081974–6.09.1974		19.07.1993–20.07.1993		25.06. 2020		04.07.2021	
		Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см
1	Правый между о. Большой Соболиный и правым берегом (судоходный)	13 742 (51.6)	294	8100 (36.1)	180	16 401 (39.7)	379	13 402 (42)	333
2	Между островами Рысий и Большой Соболиный	—	—	—	—	7038 (17.1)	379	5841 (18.3)	333
3	Диагональный рукав у о. Большой Соболиный	6837 (25.7)	294	2450 (11.0)	190	3095 (7.5)	379	1996 (6.3)	333
4	Лавровая протока	3503 (13.1)	294	2485 (11.0)	190	5345 (12.9)	379	4062 (12.7)	333
5	Левый рукав (протока справа от о. Тыатенгелиях)	6508 (24.4)	294	8290 (36.9)	180	8555 (20.7)	379	6912 (21.7)	333
6	Протока слева от о. Тыатенгелиях	1501 (5.6)	294	710 (3.1)	180	3700 (9.0)	379	3022 (9.5)	333
7	Центральный рукав между островами Уэс-Станаах и Черпальскими	2408 (9.0)	294	—	—	4292 (10.4)	379	2936 (9.2)	333
8	Центральный рукав между островами Черпалар и Черпальскими	—	—	—	—	1617 (3.9)	379	1106 (3.5)	333
9	Левая протока на заходе в диагональный рукав	1444 (5.4)	243	—	—	3648 (8.8)	379	2621 (8.2)	333
10	Правый рукав (протока между островами Митька-Беляга и Черпальскими)	7473 (28.1)	231	5800 (26.0)	190	8479 (20.5)	379	6996 (22)	333
11	Между островами Митька-Беляга и Рысий	1484 (5.6)	231	1601 (7.3)	190	1848 (4.5)	379	1728 (5.4)	333
12	Между островами Рысий и Тисэнгдэ	4719 (17.7)	231	6100 (26.2)	190	5826 (14.2)	379	5146 (16.1)	333
13	Единое русло перед Черпальским разветвлением	26622 (98.5)	231	22400 (99)	190	41035 (99.5)	379	31 897 (99.9)	333

стока в диагональный рукав перед о. Большой Соболиный (створ 3) и из него в субпараллельную Лавровую протоку (створ 4). В годы, когда возрастает водность протоки справа от о. Рысьего (вдоль правого коренного берега — створ 12), заход в диагональный рукав мелеет, доля стока в нем сокращается в 2–2.5 раза. Эти колебания водности ру-

кавов и периодическое их развитие связаны со смещением кос и отмелей в устье правобережных островов Тисэнгдэ и Тирэх, перекрывающих заход в правый рукав у о. Рысьего, превращая его в длинную затонину вдоль правого коренного берега, и последующим их отторжением, благодаря чему поток вновь перемещается в правую протоку

у о. Рысего. Одновременно на заходы в диагональный рукав и на протоку слева от о. Митька-Беляга надвигается массивный побочень, смещающийся вдоль верхней части центральной группы островов, перекрывая и способствуя их обмелению. Такие переформирования во второй половине XX в. происходили каждые 10–12 лет, но начиная с 1990-х гг. цикл продолжается в среднем 7–9 лет. В развитии диагонального рукава эта периодичность сказывается на колебаниях водности правого основного рукава в пределах от 36.1 (1993 г.) до 51.6% (1974 г.), в 2021 г. она составила 42%. Это рассредоточение стока воды в нижней части правого основного рукава на его подходе к правому коренному берегу приводит к формированию перекатов — одних из самых затруднительных для водного транспорта, требующих проведения регулярных дноуглубительных работ для обеспечения нормального судоходства.

В многолетнем плане и в разные фазы водного режима водность именно субпараллельных рукавов колеблется незначительно. По данным измерений 1971–2020 гг. доля стока в Лавровой протоке менялась в пределах 11.0–13.1%. Величина оттока воды в диагональный рукав (створ 3) из правого рукава перед оголовком о. Большой Соболиный меняется весьма значительно: максимальная доля расхода в нем была зафиксирована в 1971 г. — 31% с учетом отвлечения до 13% расхода воды в Лавровую протоку, что обеспечивало перераспределение стока между основными рукавами в пределах 18%. Это — следствие описанных переформирований русла правого рукава.

Таким образом, при относительно малой изменчивости во все фазы водного режима распределения стока Лены в Черпальском разветвлении между левым и правым основными рукавами (60–70 и 40–30%) постоянство водности субпараллельных (центральных) сравнительно маловодных рукавов, существенные колебания водности, связанные с местными переформированиями русла, наблюдаются только в диагональном рукаве, в отходящем от него центральном рукаве нижней части звена — Лавровой протоке и, особенно, в разветвлениях 2-го порядка, образованных островами Митька-Беляга и Рысий.

Разветвление Сахам

Разветвление Сахам, расположенное ниже Черпальского, по морфологическому строению аналогично ему, продолжает параллельно-рукавные разветвления и составляет их следующее звено. Русло здесь после незначительного сужения ниже устьев островов Большой Соболиный, Хара-Ары и Булун-Станах снова разделяется на два основных (разделенных в центральной части группой островов) и на субпараллельные им рукава, а также на многочисленные межостровные

маловодные протоки посередине русла. Среди них выделяется диагональный рукав между островами Большой Лэпсэней и Сахам, подобный таковому у о. Большого Соболиного в Черпальском разветвлении. Ниже этого рукава слева от о. Сахам группы островов посередине реки вновь разделены субпараллельными рукавами. Соотношение расходов воды двух основных рукавов, как и выше по течению, — с небольшим преобладанием стока в правом основном судоходном рукаве (55–60%). Соответственно, левый рукав в сумме с субпараллельными рукавами в центральной части русла и межостровными протоками забирает до 40–45%. Суммарная (с островами) ширина русла достигает 13–17 км, количество островов и рукавов в одном створе — более 10. Наиболее крупными островами (или группами островов) являются Большой Лэпсэней и Хонгкуя в верхней части звена (выше ответвления диагонального рукава) Сахам и Батык-Ары в нижней части с маловодной (3–5%) протокой между ними длиной более 10 км; нижнюю часть разветвления в левой стороне реки составляют безымянные острова (рис. 4).

Основным и наиболее важным фактором, определяющим морфодинамику русла, как и выше по течению, является разделение потока на два основных рукава, в каждом из которых формируются острова и осередки, в свою очередь разделяющие их на протоки 2-го порядка. Но в отличие от Монастырского и Черпальского разветвлений, водность основных рукавов здесь различается почти в 3 раза: левый рукав (створы 10–12) — 17.8%, правый (створы 1, 2, 3) — 65.5%. Такому перераспределению стока в пользу правого основного рукава способствует направляющее воздействие вогнутости левого берега в Черпальском звене и образование цепочки островов посередине русла, перекрывающих заход в левый рукав в разветвлении Сахам. В результате по все трем звеньям происходит последовательное увеличение водности правых и снижение водности левых рукавов. В правой ветви течения перераспределение расхода воды по рукавам разветвлений 2-го порядка, смещение и надвижение на заходы в рукава побочней на фоне сезонных и многолетних колебаний стока реки, как и в Черпальском разветвлении, приводят к периодическому изменению положения динамической оси потока (и трассы судового хода) и такой же периодичности в активизации диагонального рукава у о. Сахам.

Анализ данных измерений расхода воды за различные годы (табл. 3) показывает относительное постоянство рассредоточения стока в диагональном рукаве, в том числе на фоне его активизации (в определенные периоды в нем располагался судовый ход, огибающий о. Сахам) при ее колебаниях в зависимости от переформирований русла правого основного рукава. В периоды по-

вышенной водности (конец 1940-х, начало 1970-х, начало 2000-х гг.) доля стока в нем была >35% (в половодье — до 50%), и тогда же увеличивалась водность центрального (субпараллельного) рукава у о. Сахам. В другие годы только при высоких уровнях она составляла ≤30%, а в низкую межень поток разделялся по протокам между осередками (до трех), водность каждой протоки — 7–9%, и лишь суммарная доля расхода воды в диагональном рукаве составляет ~30% (створы 5, 6, 14), тогда как в начале 1970-х гг. она была равна 41%. Соответственно, увеличилась доля стока в правом рукаве — 40% в 2021 г. против 32% в 1974 и 1994 гг. Правый рукав (в нижней части звена) у о. Сахам, подобно правому рукаву в Черпальском разветвлении, разделяется на две ветви о. Малым (створы 15, 16). В 1989–1995 гг. слева от о. Малого сосредотачивалась большая часть расхода воды, но к 2020 г. эта протока обмелела, ее водность составила 4–5%. В это же время протока справа от о. Малого (створ 16), куда был переведен судовой ход в 2010-е гг., забирает ~32%.

Сохранению повышенной водности диагонального рукава способствует увеличение доли стока в створе 3 (до 20%), и в некоторые годы здесь был судовой ход, который, огибая отмели в устье о. Лэпсэней, направлялся в диагональную протоку. Эти изменения в рассредоточении стока связаны с формированием побочной и кос в верхней части правого основного рукава, в устье правобережных островов Ыт-Халбыт и в их периодическом отторжении (аналогично деформациям в Черпальском разветвлении). С другой стороны, повышенной водности правого основного рукава способствует его расположение вдоль высокого коренного берега. Это же обстоятельство — одна из причин меньшей водности левого рукава и формирования поперечного уклона между двумя основными рукавами, что наряду с деформациями русла в верхней части правого рукава создает условия для развития диагонального рукава у о. Сахам.

Внутригодовые колебания стока также существенно сказываются на перераспределении расхода по рукавам в разветвлении Сахам: относительная водность правого рукава в его верхней части уменьшается по мере спада половодья (снижение уровней более чем на 3 м) всего с 31.8 до 28.8%.

ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАССРЕДОТОЧЕНИЯ СТОКА

Приведенные данные свидетельствуют о наличии общих закономерностей в морфологии и рассредоточении стока в трех звеньях (Монастырский, Черпальский, Сахам) параллельно-рукавных разветвлений русла нижней Лены протяженностью 145 км. При огромной ширине реки (12, 28,

16 км) в звеньях, ограниченных сужениями русла (до 4–5 км), каждое звено представляет собой архипелаг островов посередине реки, разделяющий левый и правый наибольшие по водности (от 30 до 70% общего стока) рукава, причем во всех звеньях разветвлений более многоводный — правый рукав, проходящий вдоль или вблизи правого коренного (горного) берега. Это во многом определяет поперечную асимметрию в распределении расходов воды между основными рукавами. Начало каждого звена разветвлений приурочено к выступам правого коренного берега, оказывающего на поток направляющее воздействие, которое между узлами Монастырским и Черпальским, Черпальским и Сахам усиливается конусами выноса горных рек и сформировавшимися непосредственно ниже их прибрежными островами, в протоки между которыми отвлекается до 10% расхода воды. Наименее выражены выступы ведущего правого берега перед Монастырским звеном разветвления, что определяет как меньшую суммарную ширину реки в нем, так и степень его разветвленности.

Архипелаги островов посередине реки разделяются на две (Монастырское разветвление) — три (Черпальское и Сахам) части центральными, субпараллельными основным рукавами, относительная водность которых находится в пределах 10–15%, а в Черпальском и Сахам — также диагональными рукавами на верхнюю и нижнюю части (максимальная по водности — в разветвлении Сахам). Каждая часть состоит из многочисленных больших и малых островов, разделенных межостровными маловодными протоками. Диагональные рукава, берущие начало в правых основных рукавах каждого звена, осуществляют перемещение части стока из него в левый рукав. Диагональный рукав в Черпальском разветвлении забирает из правого рукава 18% воды, но в левый поступает лишь 6% — остальная часть расхода уходит в центральные субпараллельные рукава в нижней части архипелага (наиболее водная из них — Лавровая протока). В разветвлении Сахам доля стока диагонального рукава больше — до 30%, причем в левый основной рукав уходит большая часть расхода, существенно увеличивая его водность и выравнивая его распределение между основными рукавами. В Монастырском звене из-за его меньших размеров и близкой водности левого и правого рукавов (42 и 58% соответственно) диагональный рукав между ними отсутствует. В нижележащих звеньях разница в водности возрастает, чему, по-видимому, способствует образование поперечного перегиба водной поверхности: чем больше разница в водности рукавов (наибольшая в разветвлении Сахам), тем больше отвлекаемая в диагональный рукав часть стока. Определяющую роль в этом играет расположение рукава вдоль коренного высокого — “ведущего” берега [7], осо-

Таблица 3. Измеренные расходы воды в разветвлении Сахам (1135–1095 км)

Створ (рис. 4)	Рукав, протока	26.06.1971–11.07.1971		28.07.1994–29.07.1994		24.06. 2020		03.07.2021	
		Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см
1	Прибрежная протока за безымянным островом	440 (0.7)	512	—	290	1200 (2.9)	379	863 (2.5)	353
2	Правый (судоходный) основной рукав	19010 (28.1)	498	19215 (62.7)	290	17997 (43.2)	379	15757 (45.1)	353
3	Левая протока перед заходом в диагональный рукав между безымянным островом и о. Большой Лэпсэней	8060 (11.9)	498	—	—	6935 (16.6)	379	6599 (18.9)	353
4	Субпараллельный рукав между островами Большой и Малый Лэпсэней	2290 (3.4)	471	1100 (3.6)	290	1480 (3.6)	379	1014 (2.9)	353
5	Квазипоперечный рукав между островами Сахам и Лэпсэней (левая протока)	17250 (25.3)	544	10700 (34.9)	290	9035 (21.6)	379	7130 (20.4)	353
6	Диагональный рукав между островами Сахам и Лэпсэней (центральная протока)	—	—	—	—	1140 (2.7)	379	1067 (3)	353
7	Диагональный рукав между островами Сахам и Лэпсэней (левая протока)	—	—	—	—	7895 (18.9)	379	6672 (19.1)	353
8	Субпараллельный рукав между островами Хонгкуя и Лэпсэней	3170 (4.6)	547	4300 (14.0)	290	3390 (8.1)	379	2735 (7.8)	353
9	Межостровная протока слева от о. Хонгкуя	—	—	—	—	1367 (3.3)	379	319 (0.9)	353
10	Правая протока в левом основном рукаве	—	—	—	—	—	379	1039 (3)	353
11	Центральная протока в левом основном рукаве	—	—	—	—	—	379	810 (2.3)	353
12	Левая протока в левом основном рукаве	26410 (38.8)	565	6070 (20)	290	7721 (18.5)	379	5424 (15.5)	353
13	Диагональный рукав между островами Сахам и Хонгкуя	19270 (28.3)	547	14990 (48.9)	270	16312 (39.1)	379	13264 (38)	353

Таблица 3. Окончание

Створ (рис. 4)	Рукав, протока	26.06.1971–11.07.1971		28.07.1994–29.07.1994		24.06. 2020		03.07.2021	
		Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см	Q , м ³ /с (%)	срезка, см
14	Диагональный рукав (правая протока вдоль о. Сахам)	—	—	—	—	3758 (9.0)	379	3089 (8.8)	353
15	Правый основной рукав (протока между островами Сахам и Малым)	21 560 (31.7)	547	9920 (32.3)	270	2281 (5.6)	379	1775 (5)	353
16	Правый судоходный рукав (протока между о. Малый и правым берегом)					13 502 (32.4)	379	12 291 (35)	353

бенно в половодье, когда затоплены острова и левобережная пойма [3, 16].

Наличие у правых рукавов во всех звеньях разветвлений ведущего коренного берега определяет на значительном их протяжении (в нижней части) плесовый характер русла. Но в верхней части рукавов (почти половина их длины), где рукава огибают прибрежные острова, формируются перекаты, разветвления 2-го порядка в основных рукавах (осередковое в Монастырском разветвлении, острова Митька-Беляга и Рысий в Черпальском, Малый в разветвлении Сахам), в которых происходит вторичное рассредоточение стока и периодическое развитие протоков слева и справа от них. Эти переформирования, вместе с тем, способствуют периодической активизации или снижению водности диагональных рукавов (у о. Большой Соболиный в Черпальском узле и у о. Сахам). В результате в этих местах в правом рукаве располагаются одни из самых затруднительных для водных путей перекатов.

В отличие от правых, более многоводных, рукавов, левые рукава во всех звеньях параллельно-рукавных разветвлений характеризуются на всем протяжении вторичными разветвлениями и формированием многочисленных перекатов. Этому способствует их наносоотсасывающая функция из-за поперечного перекаса водной поверхности во время половодья от правого коренного берега и сосредоточения в них вод левого притока — р. Вилюй. Это подтверждается распределением расходов взвешенных наносов по рукавам: правый рукав, не испытывающий на себе влияния притока, характеризуется расходом наносов 223 кг/с, в то время как левые рукава в сумме имеют расход взвешенных наносов 360 кг/с (при меньшей водности по сравнению с правым).

Для всей системы параллельно-рукавных разветвлений в многолетнем плане характерно относительно постоянство водности основных субпараллельных и/или диагональных рукавов, испытывающих незначительные колебания в связи с сезонными и многолетними изменениями стока и местными русловыми деформациями.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Выполненные исследования сложных параллельно-рукавных разветвлений нижней Лены, сформировавшихся при максимальной суммарной ширине реки, и полученные результаты впервые дают полноценную морфологическую характеристику и оценку закономерностей рассредоточения стока крупнейшей реки с этим типом русла, отличающейся самой высокой из всех рек России и, возможно, Евразии степенью разветвленности (многоруканности).

По-видимому, аналогичные особенности морфологии русла и рассредоточения стока свойственны 100-километровому участку верхней Оби ниже слияния Бии и Катунь [11, 12]. Однако здесь река по водности в 10.5 раз, а по суммарной ширине русла в 12 раз меньше нижней Лены, хотя по относительной сложности разветвленности с учетом этих показателей гидролого-морфодинамические связи оказываются едиными [4, 5].

Рассредоточение стока в разветвленном русле — важный фактор для решения вопросов водохозяйственного и водотранспортного освоения рек, поскольку параметры русла и форм руслового рельефа и инженерные мероприятия определяются водностью рукавов.

Авторы благодарят администрацию “Ленводпути”, А.И. Сахарова за содействие в проведении исследований.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Беркович К.М., Борсук О.А., Гаррисон Л.М., Кирик О.М., Лодина Р.В., Рулева С.Н., Чалов Р.С., Чернов А.В. Руслевой режим и регулирование русла средней и нижней Лены // Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 1981. Вып. 8. С. 125–156.
2. Водные пути бассейна Лены. М.: МИКИС, 1995. 600 с.
3. Войнович П.А. К вопросу о распределении расхода по разветвлениям открытого русла // Изв. НИИ гидротехники. Т. V. Л., 1932. С. 73–105.
4. Голубцов Г.Б., Чалов Р.С. Острова верхней Оби: морфометрическая характеристика, эволюция и динамика // Геоморфология. 2019. № 1. С. 80–90.
5. Голубцов Г.Б., Чалов Р.С. Сравнительный гидролого-морфологический анализ островов сложноразветвленных русел верхней Оби и средней Лены // Вест. Удмурт. ун-та. Сер. Биология. Науки о Земле. 2020. Т. 30. Вып. 2. С. 164–174.
6. Иванов В.В. Метод гидравлического расчета элементов водного режима в дельтах рек // Тр. ААНИИ. 1968. Вып. 283. С. 30–63.
7. Маккавеев Н.И. Русло реки и эрозия в ее бассейне. М.: Изд-во АН СССР, 1955. 348 с.
8. Михайлов В.Н. Динамика потока и русла в неприливых устьях рек // Тр. ГОИН. Вып. 102. М.: МО Гидрометеоздата, 1976. 260 с.
9. Проектирование судовых ходов на свободных реках // Тр. ЦНИИЭВТ. Вып. 39. М.: Транспорт, 1964. 262 с.
10. Руслевой режим средней и нижней Лены. М.: Деп. ВИНТИ № 2224-76, 1976. 184 с.
11. Руслевые процессы и водные пути на реках Обского бассейна. Новосибирск: РИПЭЛ плюс, 2001. 300 с.
12. Руслевые процессы на реках Алтайского региона. М.: МГУ, 1996. 243 с.
13. Чалов Р.С. Географические исследования русловых процессов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1979. 232 с.
14. Чалов Р.С. Руслеведение: теория, география, практика. Т. 2. Морфодинамика речных русел. М.: КРАСАНД, 2011. 960 с.
15. Чалов Р.С., Беркович К.М., Рулева С.Н., Завадский А.С., Головлев П.П., Голубцов Г.Б. Формирование, эволюция и временная трансформация параллельно-рукавных разветвлений речных русел // Географический вестн. 2020. № 4 (55). С. 110–125.
16. Чалов Р.С., Завадский А.С., Рулева С.Н. Параллельно-рукавные разветвления речных русел; условия формирования, морфология и динамика // Вод. ресурсы. 2008. Т. 35. № 2. С. 166–174.
17. Чалов Р.С., Камышев А.А., Куракова А.А., Завадский А.С. Особенности рассредоточения стока воды и взвешенных наносов в половодье в раздвоенном русле нижней Оби // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 1. С. 23–33.
18. Чалов Р.С., Кирик О.М. Ленские “разбои”: ретроспективный анализ переформирования, прогнозные оценки и регулирование русла // Эрозия почв и русловые процессы. М.: Геогр. ф-т. МГУ, 2015. Вып. 19. С. 294–338.
19. Чернышов Ф.М. Повышение эффективности путевых работ на многорукавных участках рек. Новосибирск.: Изд-во НИИВТ, 1973. 324 с.
20. Egozi R., Ashmore P. Experimental analysis of braided channel pattern response to increased discharge // J. Geophys. Res. Earth Surf. 2009. P. 941–962.
21. Evrard O., Poulenard J., Némery J., Ayrault S., Gratiot N., Duvert C., Prat C., Lefèvre I., Bonté P., Esteves M. Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods // Hydrol. Process. 2013 V. 27. P. 911–922.
22. Nicholas A.P. Modelling the continuum of river channel patterns // Earth Surf. Process. Landforms. 2013. V. 438. Iss. 170. P. 1187–1196.
23. Schuurman F., Kleinmans M.G. Bar dynamics and bifurcation evolution in a modelled braided sand-bed river // Earth Surf. Process. Landforms. 2015. V. 40. Iss. 10. P. 1318–1333.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.512

ХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ ПРОЦЕССОВ ФОРМИРОВАНИЯ СТОКА ПОЛОВОДЬЯ НА МАЛОМ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОМ ВОДОСБОРЕ ПРИЛЕНСКОГО ПЛАТО, РЕСПУБЛИКА САХА (ЯКУТИЯ)¹

© 2023 г. В. В. Шамов^{a, b, *}, Т. Н. Луценко^a, Л. С. Лебедева^b, А. М. Тарбеева^c,
В. С. Ефремов^b, Н. А. Павлова^b, М. И. Ксенофонта^d

^aТихоокеанский институт географии ДВО РАН,
Владивосток, 690041 Россия

^bИнститут мерзлотоведения им. П.И. Мельникова СО РАН,
Якутск, 677010 Россия

^cМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119234 Россия

^dНаучно-исследовательский институт проблем экологии
Севера Северо-восточного федерального университета, Якутск, 677000 Россия

*e-mail: vlshamov@yandex.ru

Поступила в редакцию 29.03.2022 г.

После доработки 29.03.2022 г.

Принята к публикации 14.12.2022 г.

Обсуждены теория, методы и некоторые результаты четырехлетних натурных исследований процессов формирования стока на перемерзающем малом экспериментальном речном водосборе в сплошной мощной (400 м) криолитозоне (Республика Саха (Якутия)) с помощью данных о химическом составе природных вод. Дан анализ сезонной и суточной динамики стока реки в теплый период, содержания некоторых растворенных веществ в различных типах вод, а также роли русловых расширений, озер, надмерзлотных вод и наледей в образовании стока. Описаны разные типы связи расходов воды и содержания некоторых растворенных веществ на фоне меняющихся гидротермических условий. Дана оценка участия непромерзающих озеровидных русловых расширений (бочагов) в регулировании весеннего стока воды и растворенных веществ. Обсуждена эффективность автоматической цифровой регистрации уровня, температуры и удельной электропроводности воды с высоким временным разрешением на гидрологических постах, особенно при изучении быстро протекающих процессов в реке.

Ключевые слова: стокоформирование, растворенные вещества, многолетняя мерзлота, малый водосбор, озеровидные русловые расширения (бочаги), индикация.

DOI: 10.31857/S0321059623030124, **EDN:** CXJXHW

ВВЕДЕНИЕ

Процессы движения воды и миграции растворенных веществ (РВ) в пределах заданного ландшафта неразрывно связаны между собой. Химический состав речных вод в замыкающем створе меняется во времени в зависимости от смешения различных источников стока и поэтому может рассматриваться как некий “отпечаток” сложного комплекса процессов переноса, смешивания, разбавления и взаимодействия РВ. Изменения соотношения концентрации C и расхода воды Q (далее $C-Q$) могут сильно варьировать для разных

РВ и водосборов, в связи с этим они широко используются в качестве индикаторов (дескрипторов) гидрологического режима реки [16, 22, 26, 34]. Соотношения $C-Q$, полученные из многолетних рядов низкочастотных данных, могут быть полезны для описания усредненных ландшафтно-гидрологических характеристик водосборов [17, 18, 21]. Современные технологии мониторинга позволяют регистрировать характеристики речных потоков, а также содержание некоторых РВ в водах рек и потенциальных источников их питания с суточным, часовым и более детальным временным разрешением [23, 26]. Именно современные регистраторы (логгеры), установленные *in situ*, позволили заключить, что общая вариабельность содержания РВ при отдельных событиях обычно превышает таковую, основанную на результатах

¹ Исследование выполнено в рамках работ по теме госзадания № 0272-2019-0027 (ТИГ ДВО РАН), по базовому проекту НИОКТР № 122012400106-7 (ИМЗ СО РАН) и базовому проекту № 121051100166-4 (МГУ).

анализа еженедельных или ежемесячных проб воды [13, 27, 29]. Это означает, что механизмы аккумуляции, миграции и перераспределения РВ в речном бассейне за время прохождения половодий и паводков (т. е. в синоптическом и сезонном временном масштабе) существенно отличаются от геохимических процессов, рассматриваемых в межгодовом и многолетнем разрезе.

Многолетняя мерзлота — мощный биогеохимический фактор миграции химических элементов в ландшафтах [8]. В связи с изменением глобального и регионального климата, ставшими причиной деградации мерзлоты в последние десятилетия, широко исследуются гидрологические и биогеохимические условия выноса растворенных и взвешенных веществ крупными арктическими реками [4, 19, 20, 24, 33]. В силу удаленности от населенных пунктов и связанной с этим трудоемкости организации систематических наблюдений гораздо меньше внимания в этом плане уделяется малым рекам, в бассейнах которых формируются начальные миграционные потоки, контролируемые процессами взаимодействия воды и мерзлых пород [14, 15, 25, 30, 31].

Цель данной работы — исследование связей содержания РВ и водности реки в половодье в бассейнах перемерзающих рек криолитозоны в рамках развития методов химической индикации процессов взаимодействия надмерзлотных и поверхностных вод.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования на экспериментальном водосборе р. Шестаковки (Центральная Якутия, площадь — 170 км²) в 2016–2019 гг. позволили осветить содержание основных компонентов состава природных вод разных типов, а также процессы их трансформации в связи с изменением гидрологических условий. Климат района исследований резко континентальный, среднеемноголетняя температура воздуха составляет –9.4°C, средняя температура июля +19.5°C, января –38.6°C, среднее годовое количество осадков 238 мм.

Бассейн р. Шестаковки достаточно хорошо изучен [2, 3]. Водосбор реки представляет собой холмистую равнину (цокольные высокие левобережные террасы Лены высотой 200–300 м абс.), сложенную полевошпатовыми песками, с преимущественно эоловым рельефом плейстоценового возраста [11]. Мощность многолетней мерзлоты здесь колеблется в пределах 200–400 м, местами достигая 500 м; глубина сезонно-талого слоя меняется от 0.4 м в заболоченных понижениях и листовенных марях до 4 м на песчаных массивах в междуречьях [3]. Преобладают мерзлотные таежные почвы, зональный тип растительности — брусничная листовенная тайга.

Сосновые леса на песчаных массивах занимают 47% площади водосбора, листовенно-березовые леса — 38, мари и болота — 14 и озера — 1%. Наиболее крупные озера, образовавшиеся в котловинах выдувания, — Большая Чабыда и Малая Чабыда, Кюрдегелях и Туой. В сухих слабозадренных песчаных массивах, закрепленных сосновым лесом, на глубине 3–5 м обнаруживаются надмерзлотные субэральные талики, которые занимают ≥20% площади водосбора [7, 12].

С 1951 г. стандартные наблюдения проводятся Якутским УГМС на гидрологическом посту Камырдагыстах (61°56′ с.ш., 129°33′ в.д.), контролирующем площадь водосбора, равную 170 км². Весной 2016 г. выше участка появления стока в сужении долины р. Левая Шестаковка был организован сезонный пост “Верхний” (61°57′ с.ш., 129°20′ в.д.), контролирующий наименее затронутую человеком верхнюю часть водосбора площадью 90 км².

Средний многолетний годовой слой жидких осадков, выпадающих на водосбор р. Шестаковки у поста Камырдагыстах, составляет 165 мм, слой твердых осадков — 75 мм, подземный сток таликов — 80–90 мм, речной сток — 25 мм. Испарение с поверхности снега в лесу оценено в 6 мм/год и на открытых участках — 13 мм/год; в сосновых, листовенно-березовых лесах, с поверхности марей и озер оно составляет соответственно 180, 220, 400 и 240 мм/год. Максимальные снеготопы достигают к концу зимы 58 мм. Доля подземного питания реки таликовыми водами оценивается в среднем в 68% стока. Средний многолетний слой стока, формируемого мерзлотными ландшафтами — сосновыми и листовенно-березовыми лесами, составляет 50 и 15 мм/год соответственно. Озера и мари способствуют потерям стока на испарение, средняя величина которых оценивается в 172 и 12 мм/год соответственно.

В данной работе использованы результаты химического анализа проб воды, измерений расходов воды на гидрологических постах с помощью расходомера “FlowSens SEBA” и вертушки “ГР-21М”, а также данные непрерывной регистрации уровня, температуры и удельной электропроводности воды с помощью системы автоматического мониторинга “САМ-ПР5” [6]. Участки, где регулярно отбирались пробы воды, включали в себя два упомянутых гидрологических поста на реке, отдельные озеровидные расширения в районе поста “Верхнего”, три озерных поста (оз. Большая Чабыда и Малая Чабыда, Кюрдегелях), листовенную марь выше поста “Верхний”, четыре скважины в районах распространения субэральных таликов и один наледный пост (рис. 1).

В районе оз. Кюрдегелях непрерывно работает автоматическая метеостанция Hobo Onset, RG3-M.

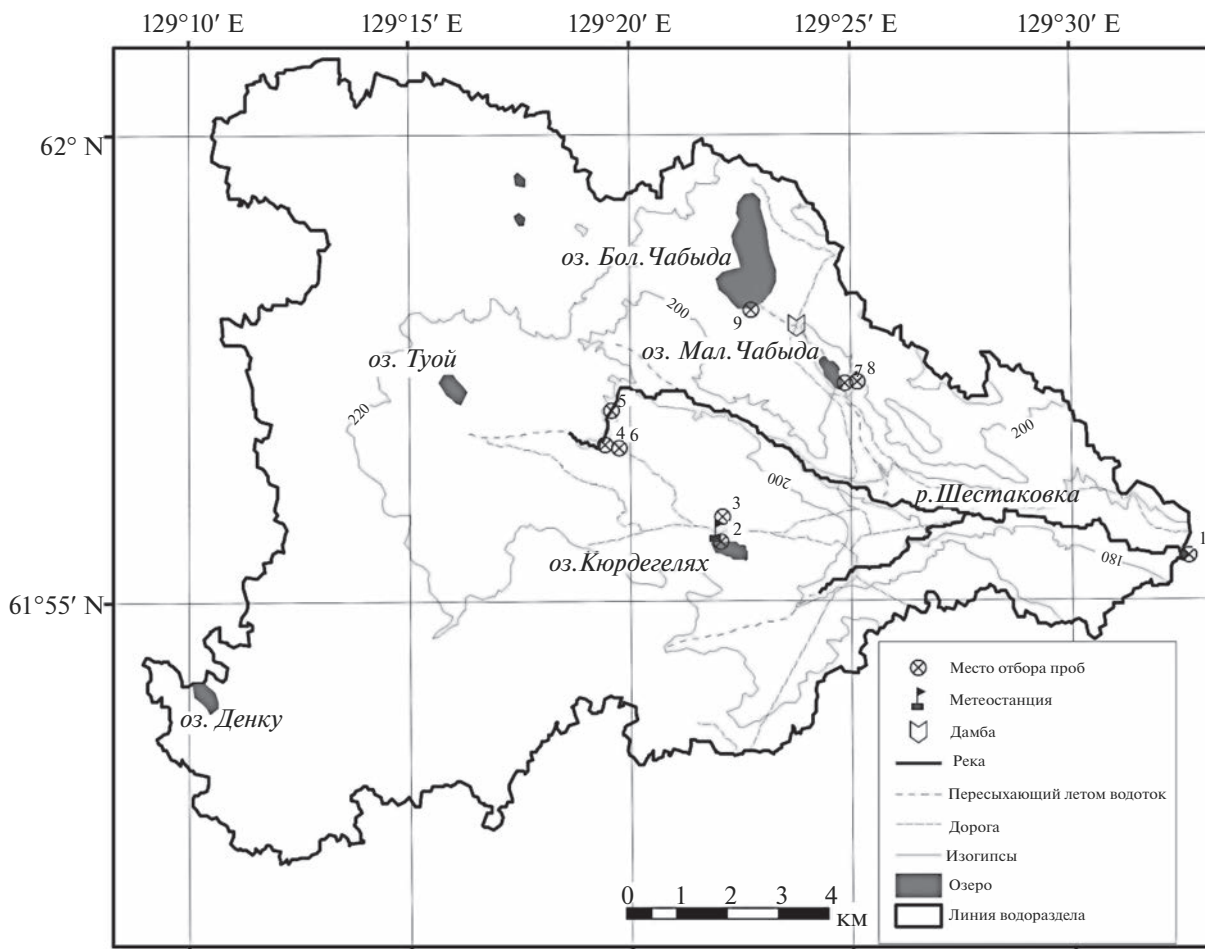


Рис. 1. Картограмма района исследований. 1 – гидрологический пост Камырдагыстах; 2 – пост на оз. Кюрдегелях; 3 – станция отбора дождевых проб и метеостанция; 4 – места отбора проб маревых и наледных вод; 5 – гидрологический пост Верхний; 6, 7, 8 – гидрогеологические скважины; 7 – пост на оз. Малая Чабыда; 9 – пост на оз. Большая Чабыда.

Вблизи нее в теплое время года с помощью пластиковой тары, установленной на открытом месте на высоте 3 м, отбирались пробы дождевых вод. В конце холодного периода года эпизодически отбирались пробы снега.

При отборе проб определялись температура, рН, Eh и удельная электропроводность воды с помощью портативных термокондуктометров “YSI Professional Plus” (США), “WTW” (ФРГ) и “НМ-200” (Республика Корея). В день отбора пробы доставлялись в лабораторию подземных вод и геохимии криолитозоны Института мерзлотоведения им. П.И. Мельникова СО РАН. Пробоподготовка и анализ компонентов химического состава вод выполнялись по стандартным гидрохимическим методикам. Концентрации растворенного органического углерода (РОУ) определяли в ЦКП ЦЛЭДГИС ТИГ ДВО РАН методом термokatалитического окисления с ИК-регистрацией (анализатор “ТОС-Vcpn”, “Shimadzu”, Япония).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Состав РВ в пробах вод различного генезиса

Основные источники, формирующие сток воды р. Шестаковки, – атмосферные осадки, воды таликов и сезонно-талого слоя, временные водотоки на ливневных марях, таликовые наледи, а также – во время повышенной водности – озера.

Изученные воды – пресные (озера) и ультрапресные. Они имеют преимущественно гидрокарбонатный, кальциевый или смешанный катионный состав, а их реакция меняется от кислой до нейтральной (табл. 1).

Практически во всех типах вод, за исключением атмосферных осадков, в период исследования проявляются процессы криогенной трансформации их состава [1, 5]. Изучаемые воды особенно контрастно различаются по диапазону концентраций РОУ (табл. 1). Атмосферные осадки, наледные и таликовые воды бесцветны, концентра-

Таблица 1. Характеристика макросостава природных вод бассейна р. Шестаковки (М — минерализация, формулы Курлова и содержание РОУ в пробах озерных и речных вод приведены для периода половодья (апрель—май), РОУ проанализирован не во всех пробах, в которых определялся макросостав)

Тип вод	Количество проб	М, мг/л	Формула по М.Г. Курлову	РОУ, мг/л
Снеговые	11	$\frac{8-20}{13.3}$	$M_{0.013} \frac{HCO_3^- 71 [Cl^- 15 SO_4^{2-} 9 NO_3^- 5]}{Ca^{2+} 38 [Mg^{2+} 20 Na^+ 19 NH_4^+ 16 K^+ 8]} pH 5.59$	$\frac{0.3-1.7}{1.0}$
Дождевые	20	$\frac{3-26}{12}$	$M_{0.012} \frac{HCO_3^- 75 [SO_4^{2-} 12 Cl^- 8 NO_3^- 5]}{Ca^{2+} 48 Mg^{2+} 27 [NH_4^+ 10 Na^+ 10 K^+ 5]} pH 5.48$	$\frac{3.3-11.4}{7.1}$
Маревые (половодье)	37	$\frac{12-55}{28}$	$M_{0.028} \frac{HCO_3^- 78 [SO_4^{2-} 13 Cl^- 8]}{Ca^{2+} 45 [Na^+ 22 Mg^{2+} 19 K^+ 11]} pH 4.53$	$\frac{12-18}{14.9}$
Наледные	4	$\frac{9-35}{26}$	$M_{0.026} \frac{HCO_3^- 81 [SO_4^{2-} 13 Cl^- 5]}{Ca^{2+} 52 [Na^+ 22 Mg^{2+} 21 NH_4^+ 4]} pH 6.97$	$\frac{1.3-1.8}{1.5}$
Бочаговые (русловых расширений)	7	$\frac{50-200}{153}$	$M_{0.05-0.20} \frac{HCO_3^- 82-93 [SO_4^{2-} 2-13 Cl^- 2-11]}{Ca^{2+} 34-41 Mg^{2+} 27-44 [Na^+ 18-27 K^+ 1]} pH 5.48-6.13$	$\frac{34-85}{56}$
Таликовые (скважина 3-16)	21	$\frac{19-57}{41}$	$M_{0.041} \frac{HCO_3^- 72 [SO_4^{2-} 22 Cl^- 4 NO_3^- 2]}{Na^+ 33 Ca^{2+} 32 Mg^{2+} 26 [K^+ 7 NH_4^+ 2]} pH 5.95$	4.0
Таликовые (скважины 15, 28ц и 38)	93	$\frac{23-86}{47}$	$M_{0.047} \frac{HCO_3^- 80 [SO_4^{2-} 12 Cl^- 7]}{Ca^{2+} 38 Na^+ 29 Mg^{2+} 27 [K^+ 4 NH_4^+ 2]} pH 5.52$	$\frac{4.0-8.3}{6.0}$
Озерные (Большая Чабыда)	20	$\frac{39-746}{368}$	$M_{0.368} \frac{HCO_3^- 89 [SO_4^{2-} 5 Cl^- 4 NO_3^- 1]}{Ca^{2+} 46 [Mg^{2+} 24 Na^+ 23 K^+ 5 NH_4^+ 1]} pH 6.76$	86.5
Озерные (Малая Чабыда)	51	$\frac{41-78}{63}$	$M_{0.063} \frac{HCO_3^- 85 [SO_4^{2-} 4 Cl^- 3 NO_3^- 8]}{Ca^{2+} 45 [Na^+ 24 Mg^{2+} 22 K^+ 5 NH_4^+ 4]} pH 6.12$	$\frac{42-76}{63}$
Озерные (оз. Кюрдегелях)	43	$\frac{9-174}{73}$	$M_{0.073} \frac{HCO_3^- 85 [SO_4^{2-} 6 Cl^- 5 NO_3^- 4]}{Ca^{2+} 40 [Mg^{2+} 29 Na^+ 20 NH_4^+ 4 K^+ 6]} pH 5.70$	$\frac{44-103}{72}$
Речные (Верхний)	84	$\frac{28-69}{47}$	$M_{0.047} \frac{HCO_3^- 81 [SO_4^{2-} 10 Cl^- 8 NO_3^- 2]}{Ca^{2+} 38 Mg^{2+} 27 [Na^+ 19 K^+ 11 NH_4^+ 2]} pH 5.54$	$\frac{26-74}{49}$
Речные (Камырдагыстах)	95	$\frac{33-59}{46}$	$M_{0.046} \frac{HCO_3^- 76 [SO_4^{2-} 14 Cl^- 8 NO_3^- 2]}{Ca^{2+} 39 Mg^{2+} 27 [Na^+ 22 K^+ 11 NH_4^+ 2]} pH 5.48$	$\frac{22-75}{53}$

ции РОУ в них составляют в основном единицы миллиграмм в литре. Ручьи марей, бочаговые и речные воды всегда имеют желтую окраску (от светло- до ярко-желтой и бурой), что соответствует десяткам миллиграмм в литре РОУ, который имеет, преимущественно, почвенно-растительное происхождение. Воды озер Большая Чабыда и Кюрдегелях, отобранные из-под льда, бесцветны, тогда как вода оз. Малая Чабыда, в отличие от

них, имеет зеленоватый оттенок. Концентрации РОУ в воде озер достигают десятков миллиграмм в литре, при этом состав озерного РОУ формируется в основном за счет развития и отмирания водной растительности.

По-видимому, в начале половодья самое большое влияние на мобилизацию растворенных соединений в реку оказывают подстилки и грубогу-

мусные горизонты почв сезонно-талого слоя, приуроченные к торфяным/торфянистым заболоченным ложбинам и марям. Именно на них, по авторским наблюдениям, поверхностное стекание талых вод в апреле начинается раньше всего.

Учитывая, что органический углерод составляет 40–50% в макромолекулах гуминовых кислот и фульвокислот, входящих в состав растворенного органического вещества (РОВ) рек [9, 28], приблизительный диапазон концентраций РОВ можно оценить в 50–200 мг/л в зависимости от динамики атмосферного увлажнения и условий промерзания–протаивания на водосборе. Таким образом, РОВ представляет собой главный растворенный компонент речных вод в период половодья (апрель–июнь) и продолжает играть важную роль в биогеохимических процессах в течение всего теплого периода.

Связь водного режима реки и динамики РВ

Основной объем стока реки формируется в период весеннего половодья. В конце апреля – начале мая отмечается резкий подъем уровней, их пик достигается обычно в первой декаде мая, а затем наблюдается медленный – до конца июня – спад, на который нередко накладываются дождевые паводки. Для реки также характерна весьма низкая летне-осенняя межень, прерываемая редкими паводками.

В середине–конце октября река промерзает до дна, сток прекращается. Непромерзшими остаются многочисленные русловые расширения (бочаги, или четки), которые зимой представляют собой рассредоточенные вдоль реки небольшие изолированные емкости речных вод и служат рефугиумами для гидробионтов [10]. В зимнее время сходство бочагов с озерами связано с криогенным перераспределением РВ, при котором образующийся лед (достигающий толщины ~1 м) содержит гораздо меньше солей и РОУ, чем отжимающийся концентрированный раствор. При этом подо льдом по мере расходования кислорода (к концу зимы местами полного) на дыхание и окисление аллохтонного и автохтонного ОВ образуется восстановительная среда. Но в сравнении с бочагами в озерах выше доля гидрокарбонатов кальция, более высокий (на 0.5–1.5) рН и другой состав РОУ.

В отдельные годы (например, в 2017 г.) благодаря летнему прогреву верхнего слоя воды и росту испарения в озерах могут возникать условия для повышения содержания ряда ионов (гидрокарбонатов, кальция, сульфатов, хлоридов) и РОУ. Атмосферные воды, а также поверхностные воды маревых ландшафтов сравнительно бедны РВ. Воды таликов (по откачкам из скважин) близки к речным водам по многим химическим показате-

лям, за исключением РОУ и отчасти сульфатов, хлоридов и др., но имеют контрастность в сезонной и межгодовой динамике. В целом источники питания речного стока по характеру РВ можно условно разделить на атмосферные, поверхностные, таликовые, озерные и бочаговые воды. При этом озерные воды существенно различаются между собой по химическому составу, видимо – за счет геолого-геоморфологических условий водообмена (табл. 1).

Наблюдения за динамикой уровня воды (УВ), удельной электропроводности (УЭ) и температуры (Т) воды в реке на двух постах с отборами проб воды на содержание большого ряда РВ охватывали практически весь период стока каждого из указанных лет и осветили различные фазы водного режима. Сезонные изменения связей $C-Q$ для двух гидрологических постов имеют, как правило, сильно нелинейный и неоднозначный характер, отражая сочетание различных групп источников питания реки в зависимости от фазы режима. На рис. 2а–2г в качестве примера приведена динамика соотношения $C-Q$ для некоторых РВ в 2019 г.

Связи $C-Q$ по их общему виду могут быть условно обозначены как прямая, обратная и индифферентная. Прямая связь отражает рост содержания РВ на фоне увеличения водности потока и обозначается как поведение вымывания (“flushing behavior” [21, 34]). В частности, такая динамика отмечена у гидрокарбонатов в период весеннего половодья в 2019 г. в связи с протаиванием и разгерметизацией русловых расширений и частичной разгрузкой бочаговых вод в реку (рис. 2а). Обратное соотношение величин $C-Q$, или поведение разбавления (“dilution behavior” [21, 34]), можно проиллюстрировать на примере поведения сульфатов и хлоридов при развитии половодья на р. Шестаковке (рис. 2б, 2в). При высоких (>0.4 м³/с) расходах воды в половодье сульфаты и хлориды проявляют хемостатиз (“chemostatic behavior” [21, 34]), когда процессы вымывания и разбавления РВ почти уравниваются, а содержание РВ мало зависит или практически не зависит от водности потока.

Редко связь содержания РВ и водности потока отчетлива, обычно она имеет размытый характер, в частности – испытывает так называемый гистерезис, т. е. зависимость от условий поступления РВ в поток. В соотношении $C-Q$ петля гистерезиса, траектория которой закручена против часовой стрелки (отрицательный тип связи, по терминологии в [32]), может отражать общее преобладание вымывания РВ над их разбавлением. Отрицательный тип связи прослеживается при анализе содержания гидрокарбонатов в речной воде. При

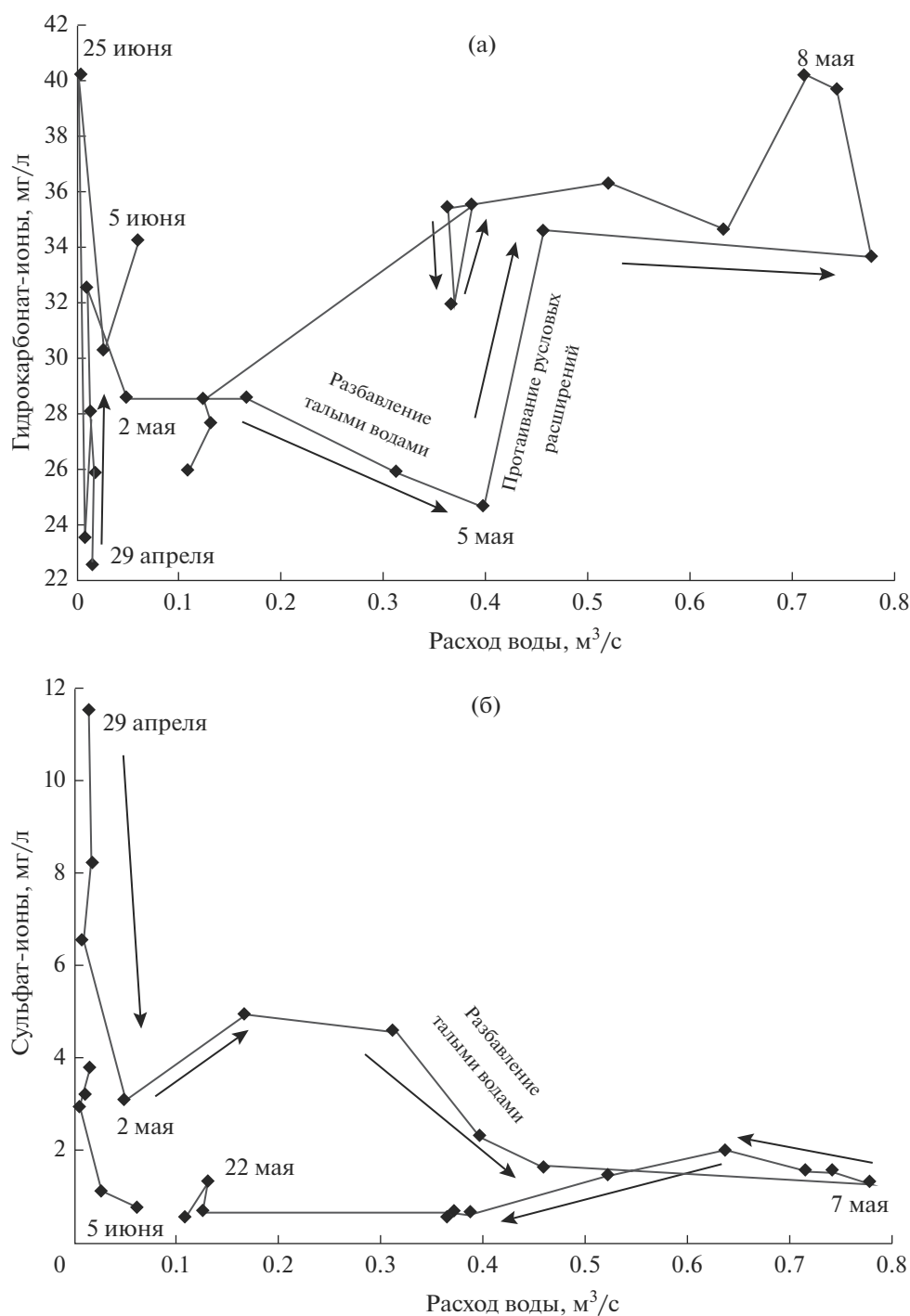


Рис. 2. Сезонная динамика соотношения $C-Q$, р. Шестаковка – пост Верхний, 2019 г.: а – гидрокарбонат-ионы, б – сульфат-ионы, в – хлорид-ионы, г – кальций. Стрелки – направление времени.

этом на подъеме половодья доминируют процессы разбавления речных вод тальми (снеговыми и маревыми), обедненными РВ. После превышения величины расхода воды $0.3 \text{ м}^3/\text{с}$ на соотношение $C-Q$ оказывает влияние, очевидно, разгрузка в речной поток бочаговых вод. Возможно, повышение содержания гидрокарбонатов вновь связа-

но с возрастанием участия бочагов в питании реки (участок траектории, соответствующий росту содержания РВ на фоне снижения водности) в начале спада половодья, а также с ростом доли озерных вод на спаде половодья и/или дождевого паводка, когда сток из озер происходит на фоне снижения доли талых вод в стоке. Отметим, что

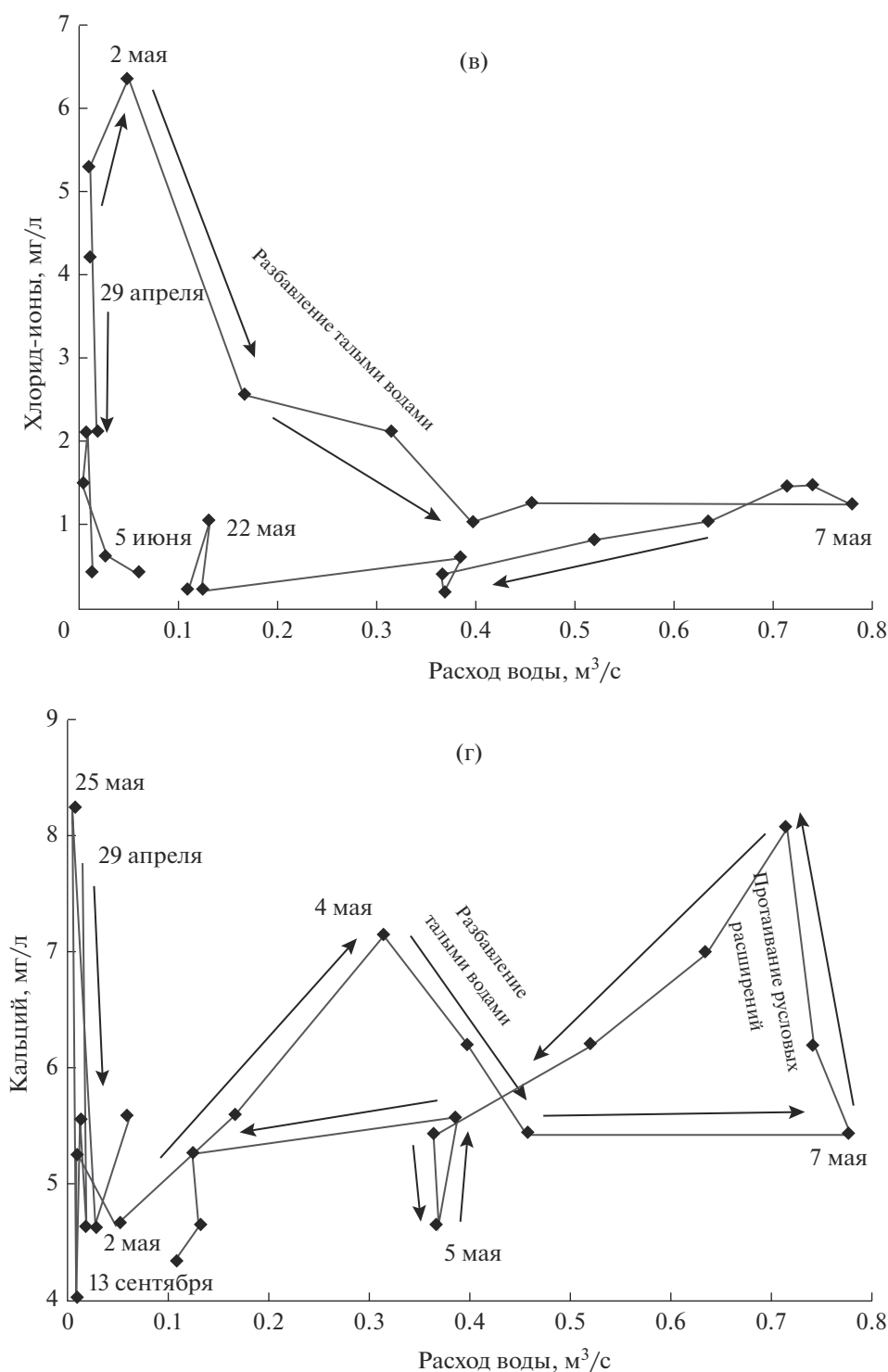


Рис. 2. Окончание.

воды бочагов и некоторых озер характеризуются содержанием гидрокарбонатов от десятков до первых сотен миллиграмм в литре (табл. 1).

Петля гистерезиса в соотношении $C-Q$, траектория которой ориентирована по часовой стрелке

(положительный тип связи [32]), в свою очередь указывает на интенсивное вымывание РВ в начале подъема уровней воды (активизация источников РВ); на преимущественное разбавление речной воды на спаде половодья/паводка более пресной талой и дождевой водой и/или на снижение

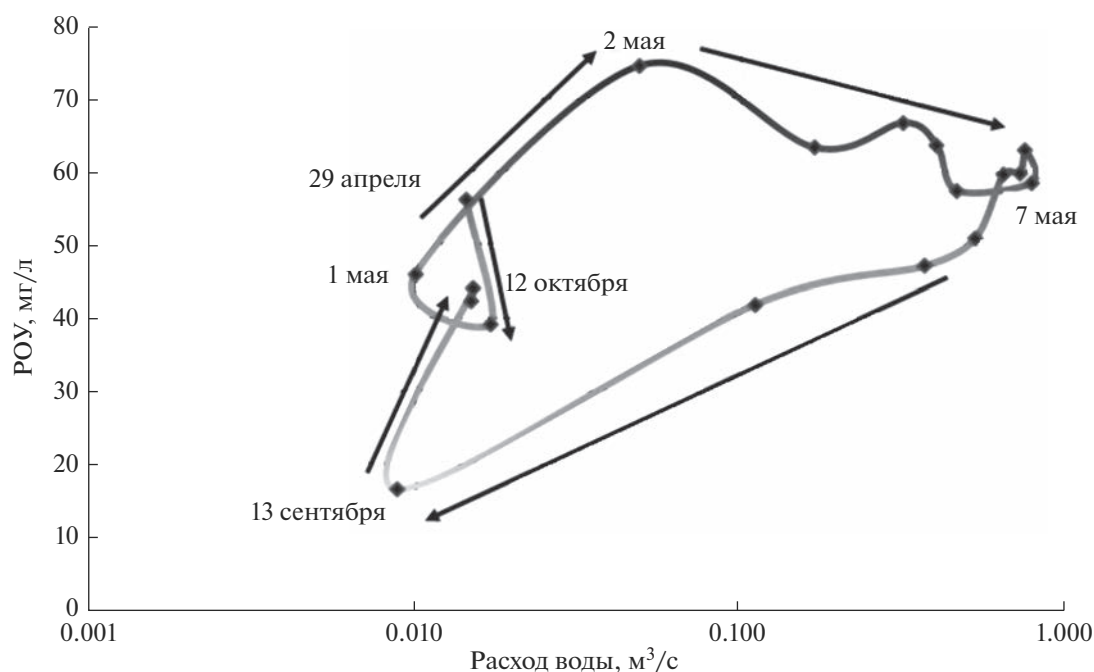


Рис. 3. Сезонная динамика соотношения $C-Q$, р. Шестаковка — пост Верхний, 2019 г. — РОУ. Горизонтальная ось задана в логарифмическом масштабе (lg). Стрелки — направление времени.

доли бочаговых и/или озерных вод в общем стоке. Такой характер связи $C-Q$ на фоне преобладания процессов вымывания прослеживается во время весеннего половодья у РОУ (рис. 3).

Близость значений РОУ в речной воде на посту Верхнем и в воде бочагов на фоне низких значений РОУ в талых водах дает основание считать протаявшие бочаги основным источником данных форм углерода в речных водах в половодье. Лиственничные мари, на которых образуются временные ручейки, сбрасывающие окрашенные талые воды в русло реки, служат источниками РОУ (а также сульфатов, кальция, магния и натрия) в речной воде в самом начале половодья, приходящемся на конец апреля — начало мая.

ОБСУЖДЕНИЕ

Весеннее половодье — основная фаза водного режима исследуемой реки. Доля стока весеннего половодья в годовом стоке исследуемой реки у гидропоста Камырдагыстах от года к году меняется от 3 до 82%, в апреле и мае проходит в среднем половина объема годового стока. Характер половодья контролируется в основном увлажнением предшествующего года, величиной снегозапасов и температурой приземного воздуха.

При появлении стока в начале половодья резкое повышение содержания хлоридов связано с поступлением в реку снеговых, маревых и — позже — бочаговых вод, где содержание хлоридов в среднем наиболее высокое среди всех типов вод:

средние за половодье — соответственно 2.0, 2.3 и ≥ 8 мг/л. Уровень содержания сульфатов в воде, текущей поверх льда, наоборот, в первые дни появления стока резко падает за счет притока в целом бедных сульфатами снеговых и маревых вод (соответственно 1.3 и 2.9 мг/л); затем некоторый рост содержания сульфатов, очевидно, обусловлен участием в питании реки такими относительно богатыми (≥ 8.5 мг/л) сульфатами водами, как воды русловых расширений. При этом указанный рост наблюдается при расходах в диапазоне от 0.05 до 0.15 м³/с, что существенно ниже пороговых значений для других РВ — 0.3–0.4 м³/с. Возможно, участие бочаговых вод в питании весеннего речного стока следует рассматривать с учетом достаточно устойчивой халинной стратификации воды в русловых расширениях: в питании реки участвуют преимущественно распресненные талыми водами приповерхностные объемы бочагов, а более насыщенные РВ глубокие бочаговые воды практически не взаимодействуют с речными водами. Подземные надмерзлотные воды, насыщенные сульфатами (8 мг/л), по всей видимости, не обеспечивают значимого вклада в половодный сток реки, но в период летней межени их участие, а также вклад в сток озерных вод становятся наиболее существенными (рис. 2б, 2в).

Иногда в соотношении $C-Q$ возникает двойная петля в форме условной “восьмерки”, когда ветви гистерезиса пересекаются. Примером этого может послужить поведение кальция в речной воде во время половодья в 2019 г. (рис. 2г), когда на

подъеме половодья при превышении расхода воды величины $0.3 \text{ м}^3/\text{с}$ процесс устойчивого поступления кальция (выщелачивание) в речной поток (вероятно, из сравнительно богатых кальцием вод с заболоченных маревых ложбин) сменился снижением его содержания в силу разбавления водами, обедненными кальцием, — снеговыми, дождевыми и, вероятно, наледными. Далее, в начале снижения водности содержание кальция резко возросло более чем в 1.5 раза — в питании реки возросла доля богатых кальцием бочаговых ($\geq 30 \text{ мг/л}$) и, не исключено, озерных вод (в оз. Большая Чабьда содержание кальция достигало 746 мг/л). Затем при дальнейшем спаде половодья до уровня, который наблюдался в начале подъема воды, устойчивое снижение вновь возобновилось на фоне атмосферного увлажнения и возможных прорывов низкокальциевых надмерзлотных вод из таликов.

Расход воды $0.30\text{--}0.35 \text{ м}^3/\text{с}$, по всей видимости, соответствует некоторому пороговому состоянию реки, когда меняется роль русловых расширений: на стадии подъема половодья русловые расширения протаивают и начинают взаимодействовать с основным поверхностным потоком, текущим до этого поверх льда; после половодья их роль как источников РВ снижается, при этом соотношение $C\text{--}Q$ для гидрокарбоната, кальция и хлорида образует небольшой замкнутый цикл, ориентированный против часовой стрелки (рис. 2а, 2в, 2г), с короткой фазой разбавления и затем столь же короткой фазой выщелачивания. Этот эпизод, очевидно, требует более детального анализа с привлечением дополнительной информации.

Высокочастотная (в исследуемых случаях с 30-минутным разрешением) регистрация УВ, Т и УЭ воды обеспечивает возможность детального анализа процессов стокоформирования. В частности, в начале половодья и в период осеннего заморозания при общем нарастании водности потока и незначимых осадках УВ и Т воды в реке приобретают отчетливый суточный ход, причем колебания УВ находятся в противофазе с колебаниями Т (рис. 4).

Это объясняется ночными заморозками и, как следствие, уменьшением живого сечения потока при образовании зажоров в сужениях русла между бочагами, вызывающих подъем уровней воды в ночные часы. Рост Т воды способствует протаиванию русловых сужений и падению УВ в утренние часы.

Летняя суточная динамика характеристик потока обусловлена радиационным суточным ритмом и контролируемой им эвапотранспирацией, выступающей основным расходным элементом

годового водного баланса (в среднем $\sim 90\%$ среднего многолетнего годового слоя осадков).

Детальная регистрация УВ, Т и УЭ с помощью логгеров позволяет различать на фазовых диаграммах небольшие участки, в пределах которых связи между данными характеристиками однотипны, тесны и близки по характеру, а также — выявить моменты и условия смены таких состояний.

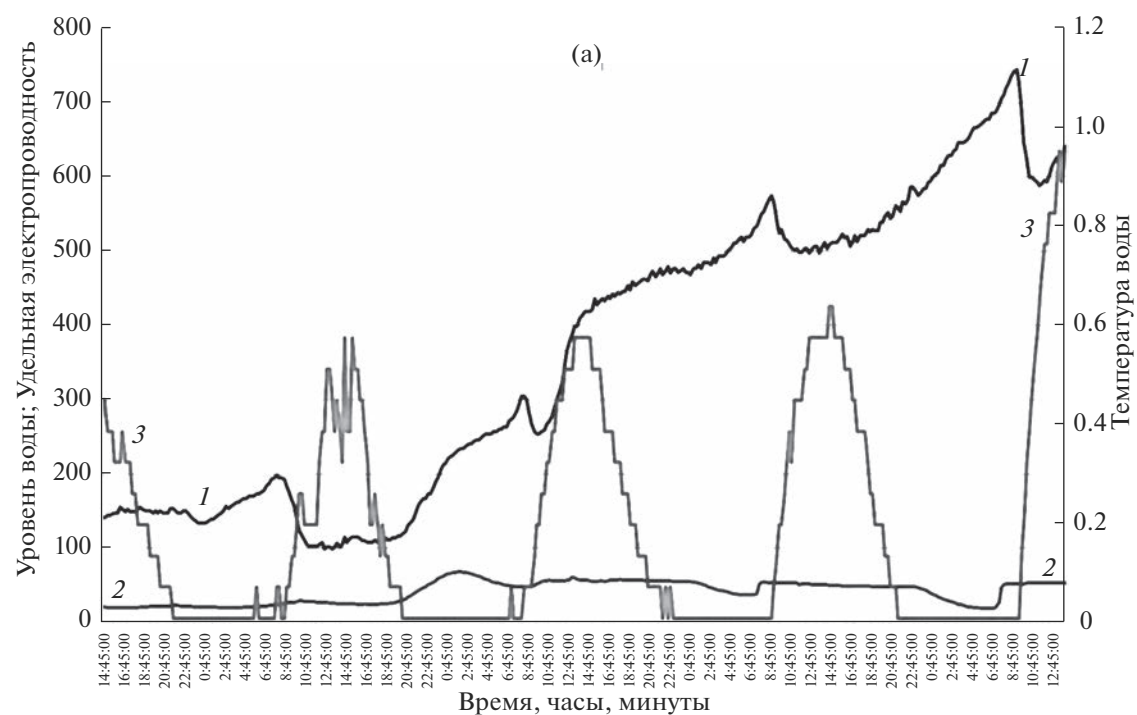
На рис. 5 отражена трансформация суточных циклов в соотношении УВ и УЭ в течение четырех майских дней в 2017 г., когда отмечались ночные заморозки, вызывающие резкие перепады УВ в течение суток.

В данный период интересны следующие моменты. Во-первых, теснота связи и амплитуда внутрисуточных колебаний двух характеристик сильно меняются от суток к суткам. Во-вторых, связь внутрисуточных УВ и УЭ имеет сложный нелинейный характер, тогда как межсуточная динамика показывает общую тенденцию снижения обеих характеристик во времени (это можно проследить по смещению суточных кривых до наступления высокой дневной температуры 13 мая). В-третьих, более тесная связь УВ—УЭ в масштабе суток характерна для ясных дней с большой амплитудой температуры воздуха (13 мая). В-четвертых, размытый характер связи, очевидно, связан с облачностью и осадками, нарушающими суточный радиационный цикл (10 и 11 мая). Осадки слабой интенсивности (в сумме 4.2 мм) наблюдались в дневные часы 10 мая.

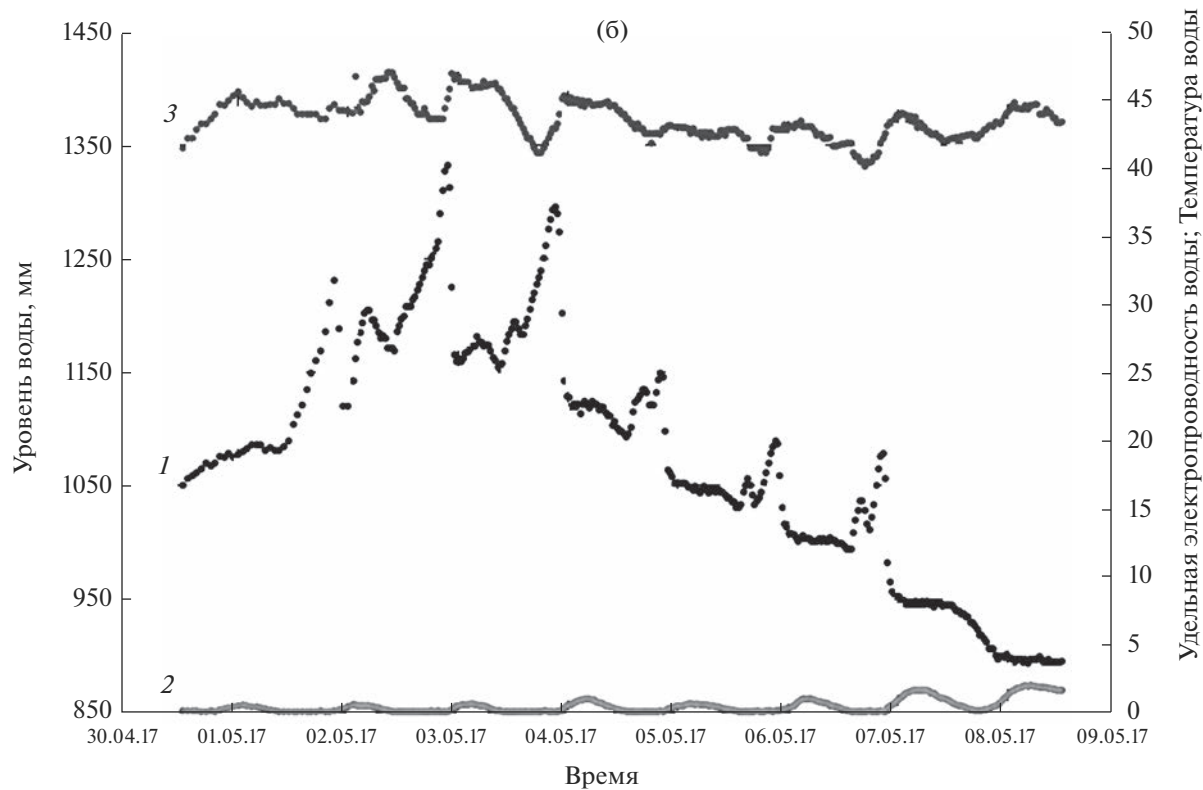
Значительна роль термических условий формирования стока половодья при общем неравномерном повышении температуры воздуха и прекращении ночных заморозков (рис. 6).

В период с 10 по 28 мая 2017 г. наблюдалось чередование дней с высокой температурой воздуха, когда ночные заморозки не регистрировались (13—15 и 22—25 мая), и холодных дней с заморозками (10—12, 16—22 и 26—28 мая), при этом наиболее значительные осадки (2.8 мм) были зарегистрированы 17 мая. В солнечные дни (17, 26 и 28 мая) суточная амплитуда колебаний температуры воздуха была близка к 20°C , и 28 мая отмечен последний весенний заморозок. Для всего рассматриваемого периода характерно общее снижение УВ, при этом рост УЭ воды отражает возрастание доли более минерализованных бочаговых вод в стоке реки в теплые дни (13—15 и 22—25 мая) благодаря протаиванию русловых расширений. С 22 мая на фоне усиливающегося прогресса водосбора и замедления скорости падения УВ бочаговые воды начали в существенной мере контролировать сток реки. Последние весенние заморозки 26—28 мая уже не смогли изменить характер связи УВ—УЭ.

Содержание кальция, гидрокарбонатов, магния, натрия, аммонийного и нитратного азота,



1 — Уровень воды, мм 2 — Удельная электропроводность воды, МкС/см 3 — Температура воды, °C



1 — Уровень воды, мм 2 — Температура воды, °C 3 — Удельная электропроводность воды, МкС/см

Рис. 4. Динамика уровня воды, температуры и удельной электропроводности воды в начале половодья, р. Шестаковка — пост Верхний: а — 3–7 мая 2018 г.; б — 1–8 мая 2017 г.

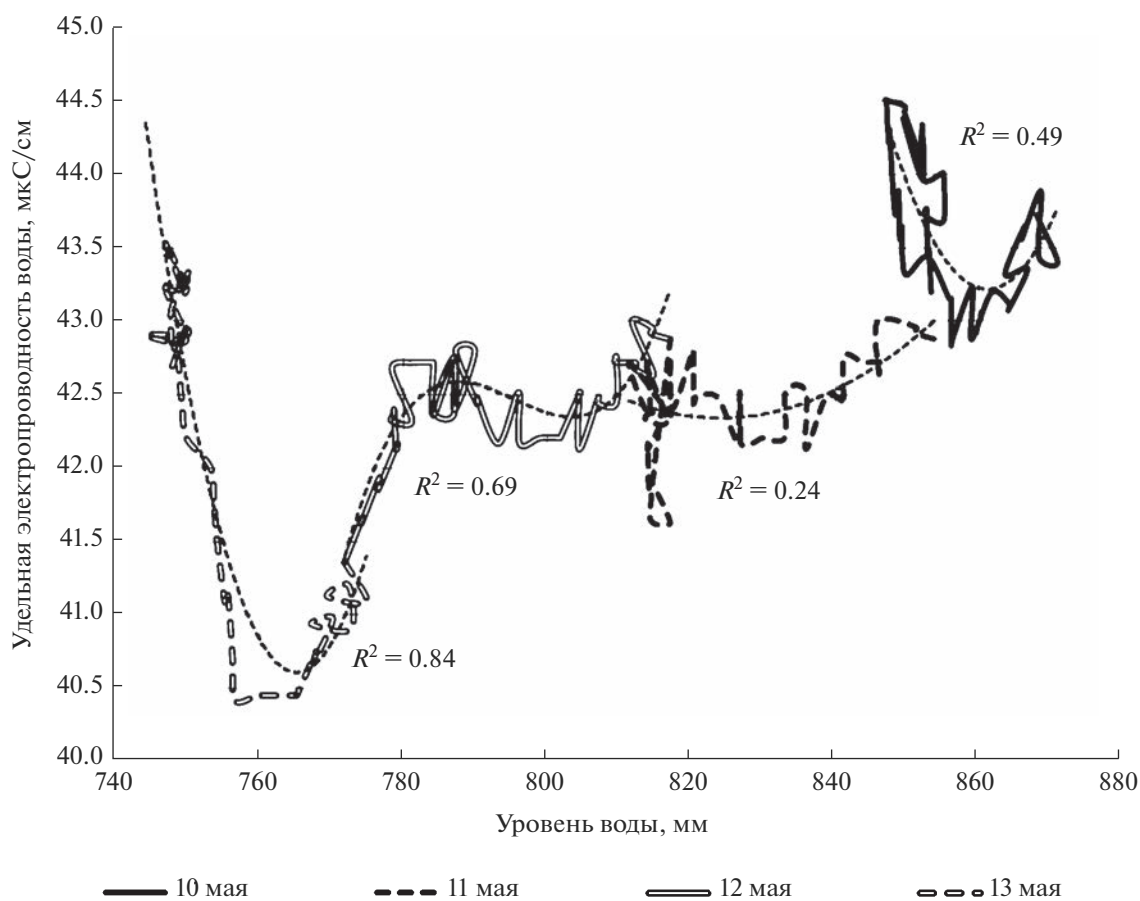


Рис. 5. Соотношение уровня воды и удельной электропроводности воды, р. Шестаковка — пост Верхний, 10–13 мая 2017 г.

хлорида и сульфата достигает двух и более максимумов в течение теплого периода, когда сток имеет место. По мере нарастания водности потока в период половодья протаивают русловые расширения, вода в них перемешивается [10] и начинает поступать в реку; содержание растворенного кислорода в бочагах, которое перед вскрытием часто исчезающе мало, нарастает.

В устойчивую летнюю межень на фоне низкого атмосферного увлажнения и интенсивного испарения повышение содержания ряда РВ может быть обусловлено их биогенным концентрированием, а также, вероятно, существенным вкладом вод сезонно-талого слоя, которые в зимний период испытывают криогенное концентрирование. Благодаря отчетливой летней температурной и биохимической стратификации воды в бочагах [10] содержание РОУ в речных водах при понижении водности также снижается.

ВЫВОДЫ

Речные воды экспериментального бассейна р. Шестаковки представляют собой комбинацию природных вод нескольких основных генетиче-

ских типов. Это воды снеговые, дождевые, маревые, наледные, воды русловых расширений — бочагов, озерные и таликовые (надмерзлотные). Они имеют разный химический состав, который определяется их генезисом, внутрисезонными и межсезонными колебаниями гидротермических условий, а также характером водообмена.

Изученные типы вод — ультрапресные (для озер — пресные), имеют преимущественно гидрокарбонатный кальциевый или смешанный катионный состав, pH — от слабокислого до нейтрального. Исследованные воды существенно отличаются по диапазону концентраций РОУ, который представляет собой главный растворенный элемент речных вод в период половодья (апрель–май) и, по всей вероятности, продолжает играть важную роль в биогеохимических процессах в дальнейшем вплоть до полного промерзания реки. РОУ наряду с такими РВ, как SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , может служить маркером типов вод, участвующих в питании речного стока.

Данные о внутрисезонной динамике связей C-Q позволяют анализировать процессы форми-

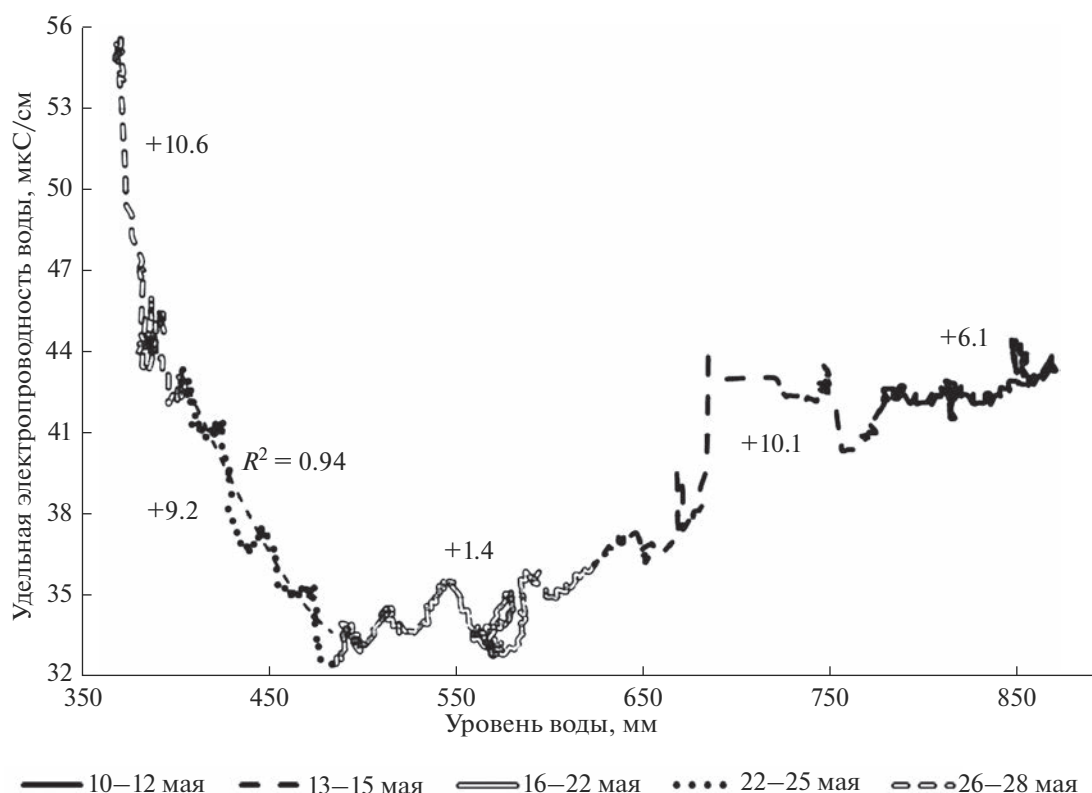


Рис. 6. Соотношение уровня воды и удельной электропроводности воды, р. Шестаковка – пост Верхний, 10–28 мая 2017 г. На графике приведены значения температуры воздуха, осредненные по времени (°C) для указанных диапазонов дат.

рования стока и комплексования источников питания малых перемерзающих рек криолитозоны, отражая в целом прямо и обратно пропорциональную и индифферентную связь между РВ и водностью потока. В первом случае преобладает режим вымывания (выщелачивания) РВ, во втором – режим их разбавления, в третьем – так называемый режим хемостазиса, при котором разнонаправленные процессы уравниваются.

Связи $C-Q$ осложняются их нелинейностью и неоднозначностью в зависимости от фазы водного режима, что указывает на изменения во времени сочетания доминирующих источников питания реки при условии устойчивой контрастности содержания в них тех или иных РВ. Такую неоднозначность принято называть гистерезисом. В соотношении $C-Q$ петля гистерезиса, траектория которой закручена против часовой стрелки, может отражать общее преобладание вымывания РВ над их разбавлением на спаде половодья. Петля, ориентированная по часовой стрелке, в свою очередь указывает на интенсивное вымывание РВ в начале подъема водности (активизация источников РВ) и на преимущественное разбавление речной воды на спаде половодья более пресной водой. В ходе переменного преобладания процессов выщелачивания и разбавления на фоне дина-

мики стока в соотношении $C-Q$ может образоваться двойная петля с пересечением (иногда неоднократным) ветвей гистерезиса.

Автоматическая регистрация УВ, Т и УЭ воды с высоким временным разрешением (десятки минут) позволяет выявить зависимости стока от динамичных температурных условий его формирования, различать периоды с однотипными тесными и близкими по характеру связями между данными характеристиками, а также определить моменты и условия смены таких связей.

Авторы выражают признательность Б.И. Гарцману (ИВП РАН), В.В. Огонерову, Н.Е. Баишеву, Н.В. Торговкину, Л.Ю. Бойцовой, О.В. Шепелёвой, Н.И. Тананаеву, А.Б. Колесникову (ИМЗ СО РАН) за участие в сборе и обработке данных наблюдений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Анисимова Н.П., Павлова Н.А. Гидрогеохимические исследования криолитозоны Центральной Якутии. Новосибирск: Гео, 2014. 189 с.
2. Бойцов А.В. Условия формирования и режим склоновых таликов в Центральной Якутии // Криогидрогеологические исследования. Якутск: Ин-т мерзлотоведения СО АН СССР, 1985. С. 44–55.

3. Варламов С.П., Скачков Ю.Б., Скрябин П.Н. Результаты 35-летних мониторинговых исследований криолитозоны на стационаре “Чабыда” (Центральная Якутия) // Наука и образование. 2017. № 2. С. 34–40.
4. Гусев Е.М., Насонова О.Н., Джоган Л.Я. Сценарное прогнозирование изменения составляющих водного баланса в бассейне р. Лены в связи с возможным изменением климата // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 5. С. 476–487.
5. Иванов А.В. Криогенная метаморфизация состава природных льдов, замерзающих и талых вод. Хабаровск: Дальнаука, 1998. 164 с.
6. Кураков С.А. Система автономного мониторинга состояния окружающей среды // Датчики и системы. 2012. № 4 (155). С. 29–32.
7. Лебедева Л.С., Бажин К.И., Христофоров И.И., Абрамов А.А., Павлова Н.А., Ефремов В.С., Огонеров В.В., Тарбеева А.М., Федоров М.П., Нестерова Н.В., Макарьева О.М. Надмерзлотные субэдральные талики в бассейне реки Шестаковка (Центральная Якутия) // Криосфера Земли. 2019. Т. XXIII. № 1. С. 40–50.
8. Перельман А.Н., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрель, 2000. 762 с.
9. Славинская Г.В., Селеменев В.Ф. Фульвокислоты природных вод. Воронеж: Воронежский ун-т, 2001. 165 с.
10. Тарбеева А.М., Лебедева Л.С., Ефремов В.С., Крыленко И.В., Сурков В.В., Шамов В.В., Луценко Т.Н. Условия и процессы формирования четковидного русла малой реки криолитозоны (на примере р. Шестакова, центральная Якутия) // Криосфера Земли. 2019. Т. XXIII. № 2. С. 38–49.
11. Филиппов В.Е., Васильев И.С. Перигляциальный рельеф Лено-Вилюйского междуречья // География и природ. ресурсы. 2006. № 4. С. 82–86.
12. Шенелёв В.В. Надмерзлотные воды криолитозоны. Новосибирск: ГЕО, 2011. 169 с.
13. Bierzo M., Heathwaite A. Seasonal variations in phosphorus concentration-discharge hysteresis inferred from high-frequency in situ monitoring // J. Hydrol. 2015. V. 524. P. 333–347. 2015
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.036>
14. Bring A., Shiklomanov A., Lammers R.B. Pan-Arctic river discharge: Prioritizing monitoring of future climate change hot spots // Earth's Future. 2017. V. 5. P. 72–92.
<https://doi.org/10.1002/2016EF000434>
15. Brown K.A., Williams W.J., Carmack E.C., Fiske G., François R., McLennan D., Peucker-Ehrenbrink B. Geochemistry of small Canadian Arctic Rivers with diverse geological and hydrological settings // J. Geophys. Res.:iogeosci. 2020. V. 125. e2019JG005414.
<https://doi.org/10.1029/2019JG005414>
16. Cartwright I., Morgenstern U., Hofmann H. Concentration versus streamflow trends of major ions and tritium in headwater streams as indicators of changing water stores // Hydrol. Process. 2020. V. 34. P. 485–505.
<https://doi.org/10.1002/hyp.13600>
17. Clow D.W., Drever J. Weathering rates as a function of flow through an alpine soil // Chem. Geol. 1996. V. 132. P. 131–141.
[https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(96\)00048-4](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(96)00048-4)
18. Creed I.F., McKnight D.M., Pellerin B.A., Green M.B., Bergamaschi B.A., Aiken G.R., Burns D.A., Findlay S.E.G., Shanley J.B., Striegl R.G., Aulenbach B.T., Clow D.W., Laudon H., McGlynn B.L., McGuire K.J., Smith R.A., Stackpole S.M. The river as a chemostat: fresh perspectives on dissolved organic matter flowing down the river continuum // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 2015. V. 72. P. 1272–1285.
<https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0400>
19. Fabre C., Sauvage S., Noël G.E., Teisserenc R., Probst J.L., Pérez J.M.S., Tananaev N. Assessment of sediment and organic carbon exports into the Arctic ocean: the case of the Yenisei river basin // Water Res. 2019. V. 158. P. 118–135.
20. Georgiadi A.G., Kashutina E.A., Milyukova I.P. Long-term changes of water flow, water temperature and heat flux of the largest Siberian rivers // Polarforschung. 2017. V. 87. № 2. P. 167–176.
21. Godsey S.E., Kirchner J.W., Clow D.W. Concentration–discharge relationships reflect chemostatic characteristics of US catchments // Hydrol. Process. 2009. V. 23. P. 1844–1864.
<https://doi.org/10.1002/hyp.7315>
22. Gonzalez-Nicolas A., Schwientek M., Sinsbeck M., Nowak W. Characterization of export regimes in concentration–discharge plots via an advanced time-series model and event-based sampling strategies // Water. 2021. V. 13(13). P. 1723.
<https://doi.org/10.3390/w13131723>
23. Grimaldi C., Grimaldi M., Millet A., Bariac T., Boulègue J. Behaviour of chemical solutes during a storm in a rainforested headwater catchment // Hydrol. Process. 2004. V. 18. P. 93–106.
<https://doi.org/10.1002/hyp.1314>
24. Hirst C., Andersson P.S., Kooijman E., Schmitt M., Kutscher L., Maximov T., Morth C.-M., Porcelli D. Iron isotopes reveal the sources of Fe-bearing particles and colloids in the Lena River basin // Geochim. Cosmochim. Acta. 2020. V. 269. P. 678–692.
25. Keller K., Blum J.D., Kling G.W. Stream geochemistry as an indicator of increasing permafrost thaw depth in Antarctic watershed // Chem. Geol. 2010. V. 273. P. 76–81.
26. Knapp J.L.A., von Freyberg J., Studer B., Kiewiet L., Kirchner J.W. Concentration-discharge relationships vary among hydrological events, reflecting differences in event characteristics // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2020. V. 24. P. 2561–2576.
<https://doi.org/10.5194/hess-24-2561-2020>
27. Lloyd C., Freer J., Johnes P., Coxon G., Collins A. Discharge and nutrient uncertainty: implications for nutrient flux estimation in small streams // Hydrol. Process.

2016. V. 30. P. 135–152.
<https://doi.org/10.1002/hyp.10574>
28. *Rice J.A., MacCarthy P.* Statistical evaluation of the elemental composition of humic substances // *Org. Geochem.* 1991. V. 17 (5). P. 635–648.
29. *Rode M., Wade A.J., Cohen M.J., Hensley R.T., Bowes M.J., Kirchner J.W., Arhonditsis G.B., Jordan P., Kronvang B., Halliday S.J., Skeffington R.A., Rozemeijer J.C., Aubert A.H., Rinke K., Jomaa S.* Sensors in the stream: the high-frequency wave of the present // *Environ. Sci. Technol.* 2016. V. 50. P. 10297–10307.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02155>
30. *Shogren A.J., Zarnetske J.P., Abbott B.W., Ianucci F., Frei R.J., Griffin N.A., Bowden W.B.* Revealing biogeochemical signatures of Arctic landscapes with river chemistry // *Nature. Sci. Rep.* 2019. V. 9. P. 12894.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-49296-6>
31. *Stuefer S.L., Arp C.D., Kane D.L., Liljedahl A.K.* Recent extreme runoff observations from coastal arctic watersheds in Alaska // *Water Res. Res.* 2017. V. 53. P. 9145–9163.
<https://doi.org/10.1002/2017WR020567>
32. *Tsyplenkov A., Vanmaercke M., Golosov V., Chalov S.* Suspended sediment budget and intra-event sediment dynamics of a small glaciated mountainous catchment in the Northern Caucasus // *J. Soils Sediments.* 2020. 16 p.
<https://doi.org/10.1007/s11368-020-02633-z>
33. *Wild B., Andersson A., Bröder L., Vonk J., Hugelius G., McClelland J.W., Song W., Raymond P.A., Gustafsson Ö.* Rivers across the Siberian Arctic unearth the patterns of carbon release from thawing permafrost // *PNAS.* 2019. V. 116 (21). P. 10280–10285.
34. *Zhi W., Li L., Dong W., Brown W., Kaye J., Steefel C., Williams K.H.* Distinct source water chemistry shapes contrasting concentration-discharge patterns // *Water Resour. Res.* 2019. V. 55. P. 4233–4251.
<https://doi.org/10.1029/2018WR024257>

УДК 532.546

К РЕШЕНИЮ ЗАДАЧИ ФИЛЬТРАЦИИ В ЗАТОПЛЕННОМ МАССИВЕ С ВЕРТИКАЛЬНЫМИ ДРЕНАМИ¹

© 2023 г. К. Н. Анахаев^{a, b}, В. В. Беликов^b, Х. К. Анахаева^c, Н. М. Борисова^{b, *}

^aИнститут прикладной математики и автоматизации Кабардино-Балкарского научного центра Российской академии наук, Нальчик, 360000 КБР Россия

^bИнститут водных проблем Российской академии наук, Москва, 119333 Россия

^cРоссийский университет транспорта, Москва, 127994 Россия

*e-mail: borisovanm@mail.ru

Поступила в редакцию 05.03.2022 г.

После доработки 10.12.2022 г.

Принята к публикации 14.12.2022 г.

Известные решения задачи фильтрации в затопленном массиве с вертикальными дренами (дренажными траншеями) с водой представлены чрезвычайно сложными математическими зависимостями в комплексных переменных, что затрудняет их использование при решении прикладных задач. Получено новое приближенно-гидромеханическое решение задачи с использованием годографа скорости и представлением расчетных зависимостей в элементарных функциях, совпадающее для граничных точек с точными данными и практически полностью ($\leq 1\%$) согласующееся с результатами точных расчетов В.В. Ведерникова для частных случаев. Впервые аналитически построена картина поля полных скоростей фильтрации в виде семейства изоток для заданного затопленного массива с дренами, показывающая неоднородный характер распределения скоростей в нем при наличии воды в дренах. Представлены также эпюры скоростей фильтрации по граничным линиям (в том числе в сравнении с случаем отсутствия воды в дренах), а также эпюры функций тока и напоров.

Ключевые слова: затопленный массив, вертикальные дренаи, гидромеханическое решение, годограф скорости, последовательные конформные отображения, комплексная переменная, эллиптические функции и интегралы, семейство изоток.

DOI: 10.31857/S0321059623030021, EDN: DESXPZ

ВВЕДЕНИЕ

В практике водохозяйственного (гидротехнического, мелиоративного, природоохранного) строительства во многих случаях возникает необходимость создания дренирующей системы для затопленных массивов, в том числе в виде вертикальных дренажных траншей (щелей), прорежающих дренируемый массив до водоупора. Такие случаи проявляются (возникают):

при подпорах русел рек и создании водохранилищ с формированием обходного фильтрационного потока, охватывающего значительные площади береговых территорий, в особенности для равнинных рек; указанное приводит к повышению депрессионной поверхности прилегающих территорий со стороны как верхнего бьефа, так и нижнего (поймы реки), что приводит к их затоп-

лению, заболачиванию, а также засолению почв — в результате подъема (в том числе капиллярного) уровня минерализованных грунтовых вод;

при строительстве оросительных систем в степных (засоленных) землях, требующих их засоления путем предварительного промыва затоплением;

при появлении “вторичного засоления” орошаемых земель из-за чрезмерного завышения норм полива и повышения уровня грунтовых вод;

при проведении осушительных мероприятий болотистых систем;

при создании оросительных рисовых систем с затопленной поверхностью и др.

При рассмотрении указанных расчетных схем требуется определение различных параметров фильтрационного потока (максимальных значений расхода, оптимального междренного расстояния, продвижения фронта рассоления, распределения действующих напоров и скоростей филь-

¹ Работа выполнена в рамках тем Государственного задания ИПМА КБНЦ РАН (122041800015-8) и ИВП РАН (FMWZ-2022-0001).

постоянное значение $V_y = -1$ (при коэффициенте фильтрации $k = 1$ усл. ед.), а горизонтальная скорость V_x возрастает от $V_x = 0$ в точке A до $V_x \rightarrow \infty$ в “фокусной” точке B — на урезе воды дрены. При этом величина полной скорости фильтрации V и ее направление β_0 (соответственно, изменяющееся от вертикального до горизонтального) находятся по формулам:

$$V = \sqrt{V_x^2 + V_y^2}, \quad \beta_0 = \operatorname{arctg} \frac{V_x}{V_y}. \quad (1)$$

Величина же напорной функции линейно снижается от полного напора $\varphi = \varphi_{AE}$ в точке A до нулевого значения $\varphi = 0$ в точке B ;

участок BC — зона подпора (выхода фильтрационного потока по нормали в дрену) с нулевым значением напора $\varphi = 0$, где вертикальная скорость фильтрации $V_y = 0$, а горизонтальная скорость возрастает от $V_x = V_C$ в точке C (в месте сопряжения дрены с водоупором) до $V_x \rightarrow \infty$ в точке B на урезе воды в дрене;

участок AE — зона питания массива с полным действующим напором (потенциалом) $\varphi_{AE} = T - h$, где $V_x = 0$, а вертикальная скорость снижается от $V_y = -1$ в точке A до $V_y = V_E$ в точке E — середине поверхности осушаемого массива;

участок ED — осевая линия массива, где $V_x = 0$, вертикальная скорость снижается от $V_y = V_E$ до

нуля, а напорная функция — от полного напора φ_{AE} до $\varphi = \varphi_D$;

участок DC — линия подошвы массива, где $V_y = 0$, при этом горизонтальная скорость возрастает от нуля до $V_x = V_C$, а напорная функция снижается от $\varphi = \varphi_D$ до нуля.

Указанная задача для случая отсутствия воды в дрене ($h = 0$) была решена разными методами Дж. Донатом (J. Donat) и В.В. Ведерниковым соответственно разложением в ряды Фурье напорной функции в уравнении Лапласа [15] и представлением области течения в виде годографа скорости с использованием эллиптических функций Якоби [5].

В наиболее полном виде с учетом наличия воды в дрене ($h \geq 0$) гидромеханическое решение данной задачи с определением сопряженной комплексной скорости $\bar{V} = V_x - iV_y$ получено Ф.Б. Нельсон-Скорняковым [10]:

$$\bar{V} = V_x - iV_y = k \frac{2}{\pi} \operatorname{arch} \frac{\left(\frac{1}{\beta} + \lambda \right) \left[\operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} z \right) + \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} z \right) \right]}{(1 + \lambda) \left[\frac{1}{\beta} \operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} z \right) + \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} z \right) \right]}, \quad (2)$$

оно может быть представлена в более развернутом виде в зависимости от значений координат x, y (при $k = 1$) [6, 8–10, 12]:

$$\bar{V} = \frac{2}{\pi} \operatorname{arch} \frac{\left(\frac{1}{\beta} + \lambda \right) \left\{ \frac{1}{\operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right)} \left[\operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) + \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right) \right] - i \operatorname{sn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) \operatorname{tn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right) \frac{1}{\operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right)} \left[\operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right) + \lambda^2 \operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) \right] \right\}}{(1 + \lambda) \left\{ \frac{1}{\operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right)} \left[\frac{1}{\beta} \operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) + \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right) \right] - i \operatorname{sn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) \operatorname{tn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right) \frac{1}{\operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right)} \left[\frac{1}{\beta} \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) \operatorname{dn} \left(\frac{2K}{b} y, \lambda' \right) + \lambda^2 \operatorname{cn} \left(\frac{2K}{b} x, \lambda \right) \right] \right\}}. \quad (3)$$

В формулу (3) входят обозначения: sn , cn и dn — эллиптические синус-, косинус- и дельта-функции Якоби [4, 6, 9, 10, 12]; tn — эллиптическая тангенс-функция [6]; K — полный эллиптический интеграл 1-го рода; λ — модуль эллиптических функций и интегралов и параметр β определяются подбором с использованием табличных значений из выражений [8, 10]:

$$\frac{K}{K'} = \frac{b}{2T}, \quad \beta = \frac{1}{\operatorname{dn} \left[\frac{2(T-h)}{b} K, \lambda' \right]}, \quad (4)$$

K' — полный эллиптический интеграл 1-го рода при дополнительном модуле, равном $\lambda' = (1 - \lambda^2)^{0.5}$.

Как видно из изложенного, использование зависимости (3) для решения прикладных задач

связано с чрезвычайно трудоемкими и сложными математическими вычислениями эллиптических функций, с необходимостью определения при этом отдельных параметров методом подбора из значений эллиптических дельта-функции и интегралов, предварительно полученных путем нелинейного перекрестного интерполирования по двум переменным табличных данных, — в особенности, для специалистов прикладного, инженерного профиля. Этот процесс еще более усложняется с учетом необходимости предшествующего извлечения корня из подкоренного дробного выражения — отношения комплексных эллиптических выражений (с разделением на действительную и мнимую части) — и определения ее значения в обратном гиперболическом косинусе. На аналогичные математические трудности, возникающие при гидромеханическом рассмотрении задачи напорной фильтрации под плоским флютбетом и водоупором, указывал также Н.Н. Павловский [11]. Использование для этого результатов численных решений, дающих только дискретные значения специальных функций и интегралов (в “цифрах”) для каких-то отдельных точек и фрагментов задачи, не позволяет получить общее аналитическое решение в элементарных функциях для всей области задачи и ограничены в возможностях выявления причинно-следственных связей (в виде аналитических формул) исходных факторов и в оценке их влияния на итоговые результаты. В связи с этим ниже изложено новое прямое приближенно-гидромеханическое решение указанной задачи с представлением итоговых результатов в элементарных функциях.

МЕТОД РЕШЕНИЯ

Для получения аналитической взаимосвязи между комплексными областями физического течения $z = x + iy$ (рис. 2а) и годографа скорости $V = V_x + iV_y$, имеющей вид правой горизонтальной полуполосы (рис. 2ж), методом последовательных конформных отображений переводим их на единую связующую комплексную полуплоскость $\gamma = \gamma_1 + i\gamma_2$ (рис. 2е). Область годографа $V = V_x + iV_y$ отображаем на полуплоскость $\gamma = \gamma_1 + i\gamma_2$ через промежуточную комплексную область $\varepsilon = \varepsilon_1 + i\varepsilon_2$ (рис. 2з) функциями [5, 7, 10]:

$$\varepsilon = \pi(V + i), \quad \gamma = \operatorname{ch}^2\left(\frac{\varepsilon}{2}\right). \quad (5)$$

Как известно, непосредственное точное отображение на верхнюю полуплоскость области течения (прямоугольника) по формуле Шварца—Кристоффеля может быть осуществлено только эллиптическим синусом Якоби и дальнейшие преобразования при решении задачи приводят к сложнейшим аналитическим зависимостям (2), (3) с “неберущимися” функциями и интегралами,

практически непригодными для аналитических расчетов прикладных инженерных задач. В связи с изложенным конформное отображение области течения $z = x + iy$ (осушаемого массива) — прямоугольника с основанием b и высотой T — на связующую полуплоскость $\gamma = \gamma_1 + i\gamma_2$ проводим для двух случаев — “удлиненного” (при $b/T \leq 1$) и “уширенного” (при $b/T > 1$) массивов, результаты отображения которых практически полностью ($\ll 1\%$) совпадают с аналогичными данными известного конформного отображения эллиптическим синусом Якоби [1–3, 13, 14].

Для “удлиненного” массива при отображении области $z = x + iy$ на $\gamma = \gamma_1 + i\gamma_2$ используем промежуточные комплексные области: $t = t_1 + it_2$, $\varsigma = \xi + i\eta$, $\theta = \theta_1 + i\theta_2$, $S = S_1 + iS_2$ (рис. 2б–2д) — с отображающими функциями:

$$\begin{aligned} t &= z - \frac{b}{2}, \quad \varsigma = \frac{2}{\lambda R} \frac{\sin\left(\frac{\pi t}{b}\right)}{1 + \sin^2\left(\frac{\pi t}{b}\right) R^{-2}}, \\ \theta &= \varsigma - \xi_B, \quad S = \frac{1}{\theta}, \quad \gamma = \frac{S - S_D}{S_A - S_D}, \\ R &= \operatorname{ch}\left(\frac{\pi T}{b}\right), \quad \lambda = \frac{2R}{1 + R^2}, \\ S_A &= \frac{\lambda}{1 - \lambda \xi_B}, \quad S_D = \frac{-1}{1 + \xi_B}, \\ \xi_B &= \frac{2}{\lambda R} \frac{\sin\left(\frac{\pi h}{b}\right)}{1 + \sin^2\left(\frac{\pi h}{b}\right) R^{-2}}. \end{aligned} \quad (6)$$

Для “уширенного” массива при отображении области $t = t_1 + it_2$ на $\gamma = \gamma_1 + i\gamma_2$ используем промежуточные комплексные области: $\sigma = \sigma_1 + i\sigma_2$, $J = J_1 + iJ_2$, $\tau = \tau_1 + i\tau_2$, $v = v_1 + iv_2$ (рис. 3а–3г) — с отображающими функциями:

$$\begin{aligned} \sigma &= \frac{\pi}{2} + i \frac{\pi}{T} \left(t + \frac{b}{2}\right), \quad J = \frac{2}{mr} \frac{\sin\left(\frac{\pi \sigma}{b}\right)}{1 + \sin^2\left(\frac{\pi \sigma}{b}\right) r^{-2}}, \\ \tau &= J - J_B, \quad v = \frac{1}{\tau}, \quad \gamma = \frac{v - v_D}{v_A - v_D}, \\ r &= \operatorname{ch}\left(\frac{\pi b}{T}\right), \quad m = \frac{2r}{1 + r^2}, \\ v_A &= \frac{-m}{1 + mJ_B}, \quad v_D = \frac{1}{1 - J_B}, \end{aligned} \quad (7)$$

J_B — значение точки B в области $J = J_1 + iJ_2$ (вычисляется по формуле (10)).

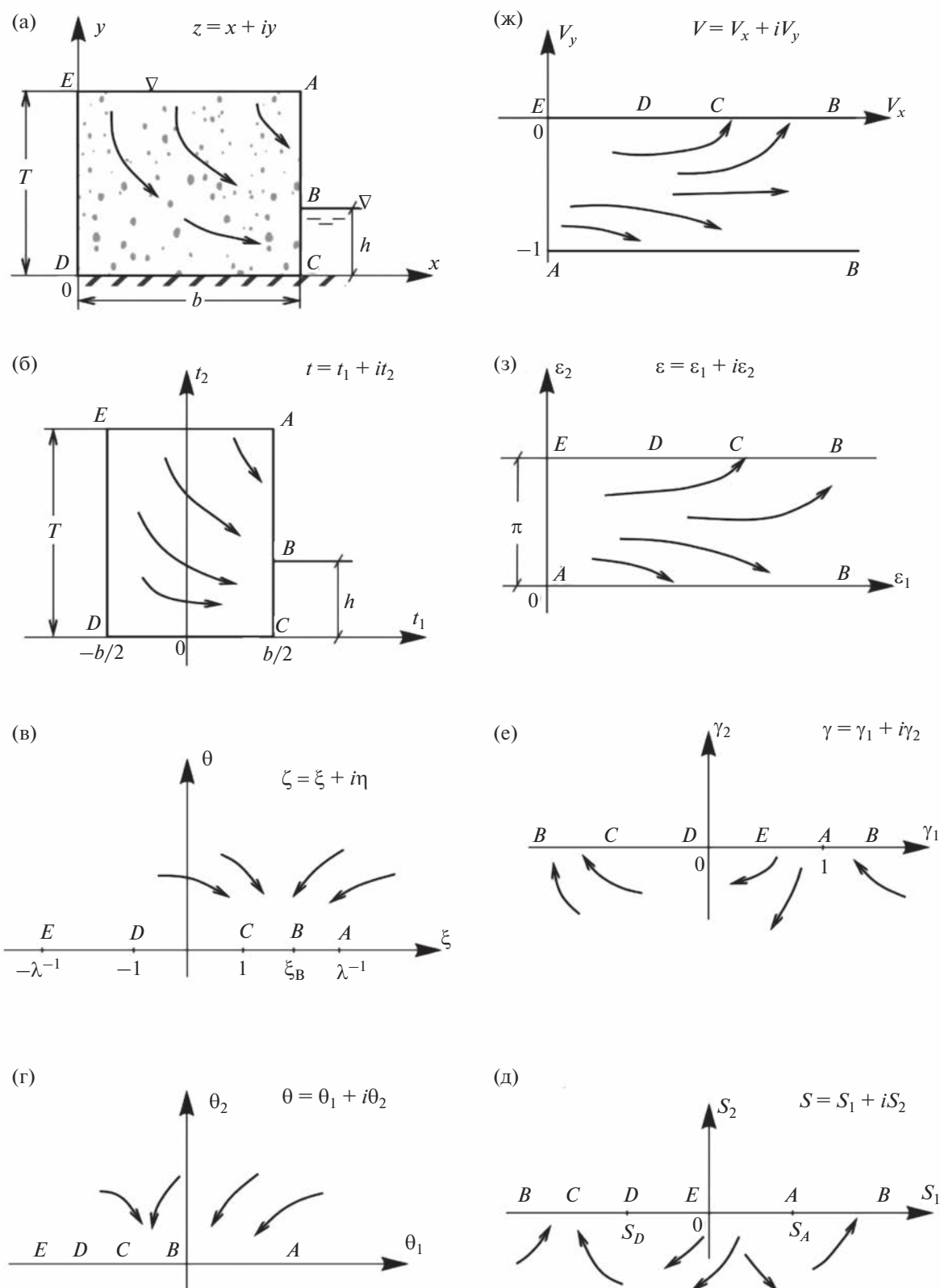


Рис. 2. Схема последовательных конформных отображений областей течения $z = x + iy$ и годографа скорости $V = V_x + iV_y$ на связующую полуплоскость $\gamma = \gamma_1 + i\gamma_2$ для “удлиненного” затопленного массива.

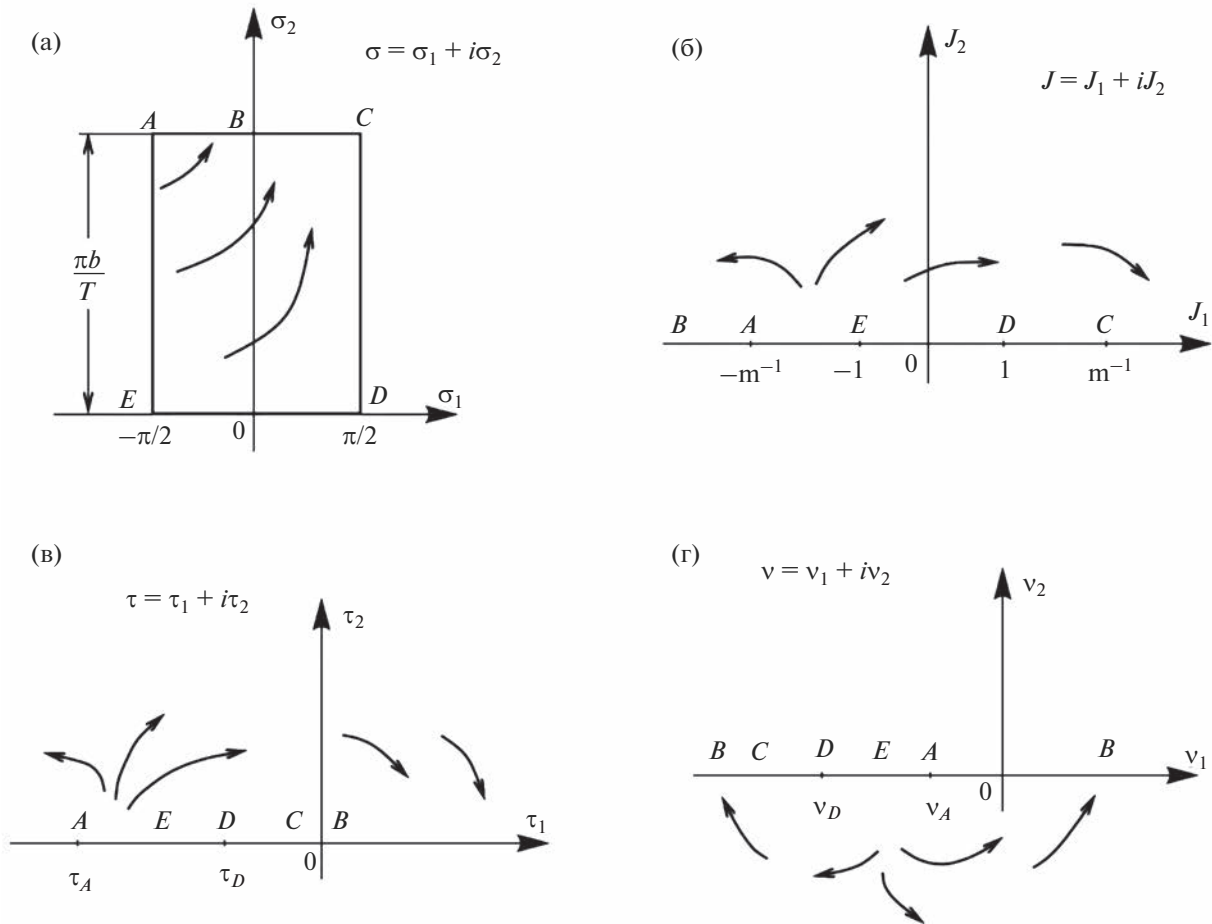


Рис. 3. Схема конформных отображений комплексной области $\sigma = \sigma_1 + i\sigma_2$ на связующую полуплоскость $\gamma = \gamma_1 + i\gamma_2$ для “уширенного” затопленного массива.

На основе результатов изложенных конформных отображений и последующих преобразований, разделяя действительную и мнимую части итоговых аналитических выражений, окончательно получим значения комплексной скорости фильтрации V_x и V_y для области фильтрации осушаемого массива при заданных значениях x и y .

Для случая “удлиненного” массива ($b/T \leq 1$) значения комплексной скорости V_x и V_y определяются по зависимостям:

$$\begin{aligned} V_x &= k \frac{1}{\pi} \operatorname{arch} \frac{M}{2}, \quad V_y = k \frac{1}{\pi} \arccos \frac{2\gamma_1}{M}, \\ M &= \sqrt{(1+N_1)^2 + N_2^2} + \sqrt{(1-N_1)^2 + N_2^2}, \\ N_1 &= \sqrt{\frac{\gamma_1^2 + \gamma_2^2 + \gamma_1}{2}}, \quad N_2 = \sqrt{\frac{\gamma_1^2 + \gamma_2^2 - \gamma_1}{2}}, \end{aligned} \quad (8)$$

(при $N_2 = 0$ значение $M = 2$ для $N_1 \leq 1$ и $M = 2N_1$ для $N_1 > 1$), в которых

$$\begin{aligned} \gamma_1 &= \frac{S_1 - S_D}{S_A - S_D}, \quad \gamma_2 = \frac{S_2}{S_A - S_D}, \\ S_1 &= \frac{\theta_1}{\theta_1^2 + \theta_2^2}, \quad S_2 = \frac{-\theta_2}{\theta_1^2 + \theta_2^2}, \quad \theta_1 = \xi - \xi_B, \quad \theta_2 = \eta, \\ \xi &= \frac{2}{\lambda R} \frac{A_1 A_2 + B_1 B_2}{A_2^2 + B_2^2}, \quad \eta = \frac{2}{\lambda R} \frac{A_2 B_1 - A_1 B_2}{A_2^2 + B_2^2}, \\ A_2 &= 1 + \frac{A_1^2 - B_1^2}{R^2}, \quad B_2 = \frac{2A_1 B_1}{R^2}, \\ A_1 &= \sin\left(\frac{\pi t_1}{b}\right) \operatorname{ch}\left(\frac{\pi t_2}{b}\right), \quad B_1 = \cos\left(\frac{\pi t_1}{b}\right) \operatorname{sh}\left(\frac{\pi t_2}{b}\right), \\ t_1 &= \pi \left(\frac{x}{b} - \frac{1}{2}\right), \quad t_2 = \frac{\pi}{b} y, \\ 0 &\leq x \leq b, \quad 0 \leq y \leq T. \end{aligned} \quad (9)$$

Для случая “уширенного” массива ($b/T > 1$) величины скоростей V_x и V_y также находятся по зависимостям (8) при подстановке только в них значений γ_1 и γ_2 , равных:

$$\begin{aligned}
\gamma_1 &= \frac{v_1 - v_D}{v_A - v_D}, \quad \gamma_2 = \frac{v_2}{v_A - v_D}, \\
v_1 &= \frac{\tau_1}{\tau_1^2 + \tau_2^2}, \quad v_2 = \frac{-\tau_2}{\tau_1^2 + \tau_2^2}, \\
\tau_1 &= J_1 - J_B, \quad J_2 = \tau_2, \quad J_B = \frac{2}{mr} \frac{a_1 a_2 + b_1 b_2}{a_2^2 + b_2^2}, \\
a_2 &= 1 + \frac{a_1^2 - b_1^2}{r^2}, \quad b_2 = \frac{2a_1 b_1}{r^2}, \\
a_1 &= \cos\left(\frac{\pi h}{T}\right) \operatorname{ch}\left(\frac{\pi b}{T}\right), \quad b_1 = \sin\left(\frac{\pi h}{T}\right) \operatorname{sh}\left(\frac{\pi b}{T}\right), \\
J_1 &= \frac{2}{mr} \frac{c_1 c_2 + d_1 d_2}{c_2^2 + d_2^2}, \quad J_2 = \frac{2}{mr} \frac{c_2 d_1 - c_1 d_2}{c_2^2 + d_2^2}, \\
c_2 &= 1 + \frac{c_1^2 - d_1^2}{r^2}, \quad d_2 = \frac{2c_1 d_1}{r^2}, \\
c_1 &= \sin \sigma_1 \operatorname{ch} \sigma_2, \quad d_1 = \cos \sigma_1 \operatorname{sh} \sigma_2, \\
\sigma_1 &= \pi \left(\frac{1}{2} - \frac{t_2}{T} \right), \quad \sigma_2 = \frac{\pi}{T} \left(t_1 + \frac{b}{2} \right), \\
t_1 &= \pi \left(\frac{x}{b} - \frac{1}{2} \right), \quad t_2 = \frac{\pi}{b} y, \quad 0 \leq x \leq b, \quad 0 \leq y \leq T.
\end{aligned} \quad (10)$$

Полученные аналитические (элементарные) формулы (8)–(10) позволяют непосредственно определять значения комплексной скорости фильтрации в любой точке области фильтрации прямым подсчетом в зависимости от граничных условий исходного затопленного массива (полуширины основания b , высоты T , глубины воды в канаве h) и заданных значений координат x и y , что дает возможность и нахождения всех других необходимых параметров фильтрации.

При этом величина полной скорости фильтрации V находится по формуле (1).

РЕЗУЛЬТАТЫ ДЛЯ ЧАСТНЫХ СЛУЧАЕВ

Для точек контура области фильтрации (рис. 1): $A(b; T)$, $B(b; h)$, $D(0; 0)$ – значения скоростей фильтрации по предлагаемому решению (при наличии и отсутствии уровня воды в дренах h) – полностью совпадают с точными, в частности для случая $h > 0$ [10]: $A(V_x = 0, V_y = -1)$; $B(V_x = \infty, V_y = -1)$; $D(V_x = 0, V_y = 0)$.

При наличии воды в дренах ($h > 0$) значения скоростей фильтрации в нижней (наиболее суффозионно-опасной) точке выхода фильтрационного потока в дренах V_C (в точке C) и в середине поверхности осушаемого массива V_E (в точке E) определяются из зависимостей (8)–(10) соответственно при $x = b$; $y = 0$ и $x = 0$; $y = T$ в виде:

для “удлиненного” массива (при $b/T \leq 1$)

$$V_C = V_x = k \frac{2}{\pi} \operatorname{arch} \sqrt{\frac{(1-\lambda)(\xi_B + 1)}{(1+\lambda)(\xi_B - 1)}}, \quad (11)$$

$$V_E = V_y = k \frac{2}{\pi} \arccos \sqrt{\frac{(1-\lambda)(1-\lambda \xi_B)}{(1+\lambda)(1+\lambda \xi_B)}}, \quad (12)$$

для “уширенного” массива (при $b/T > 1$)

$$V_C = V_x = k \frac{2}{\pi} \operatorname{arch} \sqrt{\frac{2m(1-J_B)}{(1+m)(1-mJ_B)}}, \quad (13)$$

$$V_E = V_y = k \frac{2}{\pi} \arccos \sqrt{\frac{2(1+mJ_B)}{(1+m)(1+J_B)}}, \quad (14)$$

в которых величины λ , ξ_B , m , J_B приведены в (6), (7) и (10).

Для случая отсутствия воды в дренах ($h = 0$) формулы для определения скорости фильтрации $V_E = V_y$ еще более упрощаются:

$$V_E = k \frac{2}{\pi} \arccos \left(\frac{1-\lambda}{1+\lambda} \right) - 1 = \quad (15)$$

$$= k \frac{2}{\pi} \arccos \left(\frac{R-1}{R+1} \right)^2 - 1 \quad \left(\text{при } \frac{b}{T} \leq 1 \right),$$

$$V_E = k \frac{2}{\pi} \arccos \left(\frac{2\sqrt{m}}{1+m} \right) - 1 \quad \left(\text{при } \frac{b}{T} > 1 \right). \quad (16)$$

ВЕРИФИКАЦИЯ МЕТОДА

Сравнение (для частных случаев) точных значений скорости фильтрации $V_E = V_y$, по решению В.В. Ведерников [5], в срединной точке поверхности осушаемого массива $E(0; T)$ для разных соотношений b/T (0.5, 1, 2, 3, 5), равных 0.891, 0.500, 0.110, 0.023, 0.00099, с данными подсчетов по предлагаемым формулам (15), (16) – 0.8902, 0.5004, 0.1098, 0.0229, 0.00099, – показало практически полное совпадение результатов ($\ll 1\%$).

На рис. 1 приведено впервые аналитически построенное поле полных скоростей фильтрации V в виде семейства изотоп – линий равных скоростей фильтрации в затопленном массиве с вертикальными дренами (при $b = 2$; $T = 1$; $h = 0.4$), из которого видно, насколько неоднородный характер имеет распределение скоростей и насколько значительно влияет на это наличие воды в дренах. Представлены также эпюры скоростей фильтрации по граничным линиям: AB (V_x , V – кривые 3, 4); BC ($V = V_x$ – кривая 5); AE ($V = V_y$ – кривая 6); DC ($V = V_x$ – кривая 7), причем для участка DC представлена также для сравнения эпюра скоростей для случая отсутствия воды в канаве: $h = 0$ – кривая 8.

В рамках примера расчета рассматриваемого осушаемого массива для линии AE с максимальным значением напорной функции $\phi_{AE} = T - h = 0.6$ на основе дифференциальной зависимости $V_y = d\psi/dx$ получено интегральное выражение для функции тока (расходов) $\psi_{AE} = \psi(x)$ (кривая 9) в виде:

$$\psi_{AE} = -0.03028(b-x)^4 + 0.22857(b-x)^3 - \\ - 0.6717(b-x)^2 + (b-x),$$

по которому определена максимальная величина расхода фильтрации через половину (правую) осушаемого массива, равная $q = 0.6573$.

Аналогичным образом с использованием дифференциальных зависимостей $V_y = d\phi/dy$ и $V_x = d\phi/dx$ построены также эпюры напорных функций $\phi_{ED} = \phi(y)$ и $\phi_{DC} = \phi(x)$ соответственно по линиям ED и DC (кривые 10, 11).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Известные аналитические решения задачи фильтрации для затопленного массива с вертикальными дренами (дренажными траншеями) с водой представлены чрезвычайно сложными математическими зависимостями в комплексных переменных, что затрудняет их использование при решении прикладных задач. Получено новое приближенно-гидромеханическое решение задачи с использованием годографа скорости и представлением расчетных зависимостей в элементарных функциях, совпадающее для граничных точек с точными данными и практически полностью ($\leq 1\%$) согласующееся с результатами точных подсчетов В.В. Ведерникова для частных случаев. Впервые аналитически построено поле полных скоростей фильтрации в виде семейства изотак — линий равных скоростей фильтрации — для заданного затопленного массива с вертикальными дренажными траншеями, показывающее неоднородный характер распределения скоростей в нем с учетом наличия воды в дрене. Представлены также эпюры скоростей фильтрации по граничным линиям (в том числе в сравнении со случаем отсутствия воды в дрене), а также эпюры функции тока и напорной функции.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Анахаев К.Н. Об определении эллиптических функции Якоби // Вестн. РУДН. Сер. Математика, информатика, физика. 2009. № 2. С. 90–95.
2. Анахаев К.Н. О расчете потенциальных потоков // ДАН. 2005. Т. 401. № 3. С. 337–341.
3. Анахаев К.Н. Строгое решение задачи свободной фильтрации из водотоков полуобратным методом // Прикладна гідромеханіка. Киев. 2008. Т. 10(82). № 1. С. 80–85.
4. Бронштейн И.Н., Семендяев К.А. Справочник по математике. М.: Наука, 1980. 975 с.
5. Ведерников В.В. Теория фильтрации и ее применение в области ирригации и дренажа. М.; Л.: Госстройиздат, 1939. 248 с.
6. Двайт Г.Б. Таблицы интегралов и другие математические формулы. М.: Наука, 1977. 224 с.
7. Лаврик В.И., Савенков В.Н. Справочник по конформным отображениям. Киев: Наук. думка, 1970. 252 с.
8. Милн-Томсон Л. Эллиптические интегралы // Справочник по специальным функциям / Под ред. М. Абрамовица, И. Стиган. М.: Наука, 1979. С. 401–441.
9. Милн-Томсон Л. Эллиптические функции Якоби тэта-функции // Справочник по специальным функциям / Под ред. М. Абрамовица, И. Стиган. М.: Наука, 1979. С. 380–440.
10. Нельсон-Скорняков Ф.Б. Фильтрация в однородной среде. М.: Советская наука, 1949. 568 с.
11. Павловский Н.Н. Собрание сочинений. Т. 2. Движение грунтовых вод. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1956. 771 с.
12. Фильчаков П.Ф. Справочник по высшей математике. Киев.: Наук. думка, 1973. 743 с.
13. Anakhaev K.N. A Contribution to Calculation of the Mathematical Pendulum // Doklady Physics. 2014. V. 59. № 11. P. 528–533.
14. Anakhaev K.N. Calculation of free seepage from water-courses with curvilinear profiles // Water Resour. 2007. V. 34. № 3. P. 295–300.
15. Donat J. Die Wirkung der Dranungen // Wasserkraft und Wasserwirtschaft. 1936. H. 31. S. 73–77. P. 90–94.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 556.5+551.465+577.472

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МЕТАНА В ВОДАХ ОЗЕРА БАЙКАЛ¹

© 2023 г. Д. Н. Гарькуша^{a, *}, Ю. А. Фёдоров^a, Н. С. Тамбиева^b,
Ю. А. Андреев^b, Р. А. Аджиев^b

^aИнститут наук о Земле Южного федерального университета,
Ростов-на-Дону, 344090 Россия

^bГидрохимический институт,
Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: gardim1@yandex.ru

Поступила в редакцию 10.02.2022 г.

После доработки 24.10.2022 г.

Принята к публикации 31.10.2022 г.

Проанализированы результаты изучения распределения концентраций метана в воде открытой акватории и северной оконечности оз. Байкал, а также в истоке р. Ангара в сентябре 2016 и 2019 гг. Для выявления корреляционных связей, помимо метана, также определялись различные гидрохимические показатели (температура; pH; концентрации O_2 , взвешенных веществ, C_{org} , N_{org} , P_{org} , минеральных соединений азота и фосфора). Концентрация метана в воде Байкала варьировала в 2016 г. в пределах 0.44–3.41 мкл/дм³ (в среднем 0.80 мкл/дм³), в 2019 г. – 0.20–5.19 мкл/дм³ (в среднем 1.22 мкл/дм³). Максимальная концентрация метана отмечена в водной массе наиболее глубоководной центральной котловины озера, минимальная – южной котловины. Для мелководных участков минимальные концентрации метана отмечались в прибрежной зоне зал. Лиственничного, максимальные – в северной части озера, куда впадает большое количество рек, а также в пределах Селенгинского мелководья. Для большинства как глубоководных, так и мелководных станций наблюдался пик подповерхностного максимума концентраций метана на глубинах 25–50 м (зона термоклина), после чего его концентрации, как правило, снижались, достигая минимальных значений, либо в промежуточной водной толще, либо в придонных слоях. Мелководные участки, помимо более высоких концентраций метана по сравнению с глубоководными, отличались также и большей контрастностью его распределения по вертикали водной толщи. Анализ корреляционных зависимостей между исследуемыми гидрохимическими показателями выявил наличие значимых прямых связей концентраций метана с концентрациями C_{org} и N_{org} и обратных прямых связей с концентрациями O_2 .

Ключевые слова: оз. Байкал, водная толща, растворенный метан, гидрохимические показатели, распределение метана.

DOI: 10.31857/S0321059623020098, **EDN:** IQWYBU

ВВЕДЕНИЕ

Пресное оз. Байкал, включенное в 1996 г. в список объектов всемирного наследия ЮНЕСКО, – одно из самых грандиозных геологических образований на Земном шаре, объем вод которого составляет ~20% пресных вод суши. Низкая минерализация (~100 мг/дм³) и специфический состав воды озера, своеобразие животного и растительного мира, высокое содержание растворенного кислорода, несмотря на большие глубины, вызывают постоянный интерес ученых всего мира [3].

Байкал расположен в южной части Восточной Сибири между 51° и 56° с.ш., 103° и 110° в.д. Впа-

дина озера окружена со всех сторон цепями гор, которые вплотную подходят к берегам, прерываясь лишь в местах впадения крупных притоков. В морфологическом отношении впадина озера делится глубоководными поднятиями дна – Селенгинской (Селенгино-Бугульдейской) перемычкой и Академическим хребтом – на Южный (максимальная глубина 1461 м), Средний (1642 м) и Северный Байкал (904 м) [25]. Южная котловина озера простирается от южной оконечности озера до дельты р. Селенги, где происходит поднятие дна озера (Селенгинская перемычка). Средняя котловина расположена между р. Селенгой и архипелагом Ушканьих островов. Морфологически она замыкается с СЗ Академическим хребтом, линейно вытянутым от о. Ольхон до Ушканьих островов и далее на СВ. Северная котловина про-

¹ Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект 22-27-00671) в Южном федеральном университете.

стирается от Ушканьих островов до северной оконечности озера. Дно Байкала во всех трех котловинах выровнено со слабым наклоном к западной стороне впадины, где отмечаются максимальные глубины озера [14].

В число уникальных особенностей пресноводного оз. Байкал входят выявленные в донных осадках приповерхностные залежи газовых гидратов, а также многочисленные пузырьковые (струйные) выходы газа со дна озера [9, 30, 36]. На сегодняшний день обнаружено 120 мелководных струйных выходов газа, приуроченных в основном к дельте р. Селенги, на глубинах, не превышающих глубину устойчивости газовых гидратов (380 м, по [30]), и 22 глубоководных струйных выходов газа, зафиксированных во всех трех котловинах озера [15]. Самый глубокий струйный выход газа, названный “Санкт-Петербург”, происходит на глубине 1400 м, самый мелководный выход газа – на глубине чуть >1 м в районе пос. Большие Коты [15]. Как правило, метановые разгрузки фиксируют тектонически ослабленные зоны и области дегазации над залежами углеводородов, в том числе метановых газогидратов [12, 30, 34], а также сопровождают генерацию биогенного метана в донных отложениях.

Первые сведения по распределению концентраций метана в воде и донных отложениях Байкала были получены при экспедиционных исследованиях в летние периоды 1988 и 1994 гг. [21]. Примерно в то же время были впервые изучены микробиологические процессы цикла метана в отложениях озера [4, 17]. С тех пор опубликован ряд работ, посвященных изучению распределения метана в воде и донных отложениях озера [3, 7, 8, 10, 16, 18, 41, 44], однако среди них мало публикаций, ориентированных на изучение распределения метана по вертикальному профилю водной толщи, а их результаты отчасти имеют противоречивый характер.

Так, по данным [16, 18, 42, 44], в открытой акватории Байкала вне зон непосредственного влияния вод притоков, подводных грязевых вулканов и газовых сипов в пределах верхней сотни метров наблюдаются максимальные концентрации метана. Далее с удалением от поверхности его концентрации снижаются, достигая минимальных значений в одних случаях – в глубинной части водной толщи [42], в других случаях – в придонном слое [16, 44]. В то же время в районах разгрузки углеводородсодержащих флюидов в Южном и Среднем Байкале более высокие концентрации метана установлены в придонных горизонтах воды (850–1370 м) [10]. Исключение – отдельные горизонты в поверхностном (5 м) и промежуточ-

ном (300–400 м) слоях воды ряда станций, где зафиксированы максимальные для вертикального профиля концентрации метана.

В целом для Байкала характерны одни из самых низких концентраций метана в воде среди озер мира [3], что обусловлено хорошей аэрацией озера, обуславливающей высокие содержания растворенного в воде кислорода даже в придонных слоях воды (>85% насыщения), а также олиготрофным статусом большинства районов озера [5, 33].

В настоящей работе проанализированы результаты двух масштабных экспедиций, изучавших распределение концентраций метана по площади акватории и глубине водной толщи оз. Байкал. В ходе экспедиций также измерены разные гидрохимические показатели для выявления корреляционных связей с концентрациями метана.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В 2016 г. (с 7 по 20 сентября) и 2019 г. (с 9 по 21 сентября) авторами проведены работы, в ходе которых в открытой акватории Байкала, истоке Ангары и северной прибрежной части озера на различных горизонтах отобраны пробы воды для определения концентраций метана (рис. 1). Дополнительно в отобранных пробах измерены температура; pH; концентрации O_2 , взвешенных веществ, минеральных соединений азота и фосфора (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ и PO_4^{3-} в пересчете на N и P), а также $C_{орг}$, $N_{орг}$ и $P_{орг}$.

Отбор проб воды проведен с борта научно-исследовательских судов “Персей” (2016 г.) и “Профессор Вознесенский” (2019 г.) (Иркутское УГМС Росгидромета) соответственно с помощью батометра “Gidrobios” и кассетного пробоотборника “General Oceanics Model 1018” на 12 батометров. В последнем случае каждый батометр отдельно программировался на необходимую глубину, что позволило одновременно автоматически отбирать пробы с заданных горизонтов.

Отбор и подготовка проб, а также последующее определение вышеперечисленных показателей состава и свойств вод выполнены по общепринятым в системе Росгидромета стандартным методикам [19, 20]. Температуру воды фиксировали по термометрам, установленным на батометрах, сразу после их подъема на борт судна. Определение pH и концентраций O_2 выполнено с помощью портативных pH-метра иономера и оксиметра серии “Эксперт”. Фильтрация проб воды объемом 1.0 л при измерении массовой концентрации взвешенных веществ проведена через мембранные фильтры “Владипор” типа МФАС-ВА с размером пор 0.45 мкм с последую-

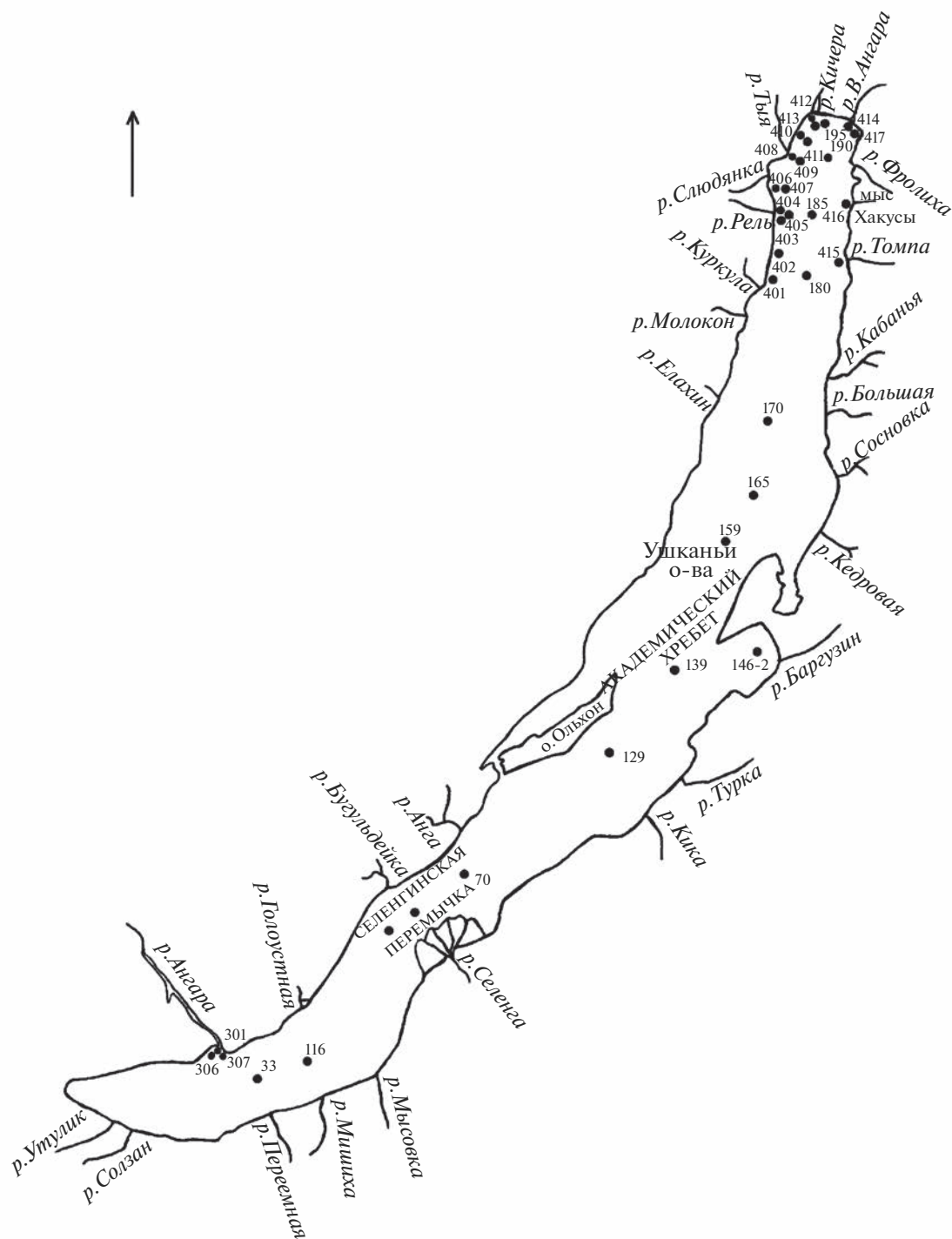


Рис. 1. Картограмма расположения станций отбора проб (кружки), оз. Байкал.

щим взвешиванием на аналитических весах “ВЛ-220М” специального класса точности с дискретностью 0.00001 г. Измерение концентрации метана в воде выполнено на газовом хроматографе “Хроматэк-Кристалл 5000.2” с дозатором равновесного пара на пламенно-ионизационном детекторе.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Температура воды в Байкале на момент проведения экспедиционных исследований в сентябре 2016 и 2019 гг. варьировала в пределах соответственно 4.0–15.8°C (в среднем 10.9°C; количество определений $n = 54$) и 3.8–15.5°C (в

среднем 10.0°C ; $n = 53$) с максимальными значениями в поверхностном и минимальными — в придонном слоях (табл. 1). Распределение температуры поверхностного слоя воды по акватории озера в изученные периоды несколько разнилось. В сентябре 2016 г. минимальная температура (7.5°C) поверхностного слоя воды зафиксирована на глубоководной станции Южной котловины озера (ст. 33), а максимальная ($14.6\text{--}15.8^{\circ}\text{C}$) — на мелководных (<250 м) и глубоководных (>600 м) станциях Северной котловины озера. В сентябре 2019 г. наблюдалась обратная картина — максимальные значения температуры ($13.6\text{--}15.7^{\circ}\text{C}$) поверхностного слоя воды отмечались на мелководных и глубоководных станциях Южной котловины озера, а минимальные ($8.3\text{--}8.8^{\circ}\text{C}$) — на глубоководных станциях Центральной и Северной котловин (станции 139, 159 и 170). В отличие от описанных различий распределения температуры в поверхностном слое воды, характер их распределения по вертикальному профилю водной толщи исследованных районов озера мало различался. В оба экспедиционных периода в целом еще не была нарушена характерная для летнего периода прямая термическая стратификация, выражающаяся в наличии слоя температурного скачка (термоклина) на глубине 25–50 м [11]. Тем не менее в сентябре 2016 г. в Южной котловине и в сентябре 2019 г. в Центральной и Северной котловинах (вероятно, вследствие сильной ветровой активности и уменьшения температуры воздуха в предшествующий наблюдениям период) температура поверхностного слоя воды заметно снизилась и температурный скачок на глубинах 25–50 м был выражен слабее.

Значения рН незначительно варьировали в слабощелочном диапазоне — $7.48\text{--}8.11$ (в среднем 7.73 , $n = 140$) и $7.44\text{--}8.07$ (в среднем 7.78 , $n = 140$) в сентябре 2016 и 2019 гг. соответственно. В 2016 г. в 73% вертикальных профилей максимальные значения рН наблюдались в верхней (0–50 м) толще воды. В 2019 г. в 90% всех вертикальных профилей отмечалось снижение рН от поверхностного слоя ко дну, как правило — с резким спадом и нередко и с минимальными значениями на глубине 50 м.

Концентрации растворенного кислорода в воде озера составляли в сентябре 2016 и 2019 гг. соответственно $9.16\text{--}12.32$ (в среднем 10.24 мг/дм³, $n = 89$) и $8.61\text{--}10.91$ мг/дм³ (в среднем 9.95 мг/дм³, $n = 90$) и в основном были близки к пределу насыщения ($>90\%$), что свидетельствует о доминировании аэробных процессов, протекающих в водной толще озера и в поверхностном слое донных отложений.

Концентрация взвешенных веществ в байкальской воде была крайне низкой — до 0.7 мг/дм³ (в среднем 0.12 и 0.33 мг/дм³ в сентябре соответ-

ственно 2016 и 2019 гг.; $n = 140$), что согласуется с работами [5, 24, 39]. Как на мелководных, так и на глубоководных станциях озера в оба периода максимальное количество взвешенных веществ в большинстве случаев наблюдалось в верхней (0–50 м) толще воды, но нередко и/или в придонном слое.

Концентрация метана в воде Байкала в сентябре 2016 и 2019 гг. варьировала в пределах соответственно от 0.37 до 3.41 мкл/дм³ (в среднем 0.80 мкл/дм³, $n = 139$) и от 0.20 до 5.19 мкл/дм³ (в среднем 1.22 мкл/дм³, $n = 125$) (табл. 1). Как и в предыдущие годы наблюдений [3, 21, 24], максимальные концентрации метана в воде (в среднем 1.06 и 1.50 мкл/дм³ соответственно в 2016 и 2019 гг.) были характерны для прибрежных станций северной части озера с глубинами 25–220 м, куда впадают воды рек Верхняя Ангара, Кичера и др., а также (в среднем 0.68 и 1.93 мкл/дм³ в сентябре соответственно 2016 и 2019 гг.) для станций профиля, проложенного в пределах Селенгинского мелководья. В последнем случае высокие концентрации метана (до $3.59\text{--}5.19$ мкл/дм³) связаны, вероятно, с непосредственным влиянием стока Селенги, в воде которой концентрация метана, по данным исследований [44], составляет $5.0\text{--}22.9$ мкл/дм³.

В зонах озера с глубинами >600 м максимальными концентрациями метана (в среднем 0.58 и 0.97 мкл/дм³ в сентябре соответственно 2016 и 2019 гг.) характеризовалась водная масса наиболее глубоководной центральной котловины (станции 129 и 139). Сопоставимые концентрации (в среднем 0.58 и 0.91 мкл/дм³ соответственно в 2016 и 2019 гг.) отмечены в водной толще северной котловины (станции 159, 165, 170, 180, 185 и 190). Минимальные концентрации метана (в среднем 0.49 и 0.83 мкл/дм³ в сентябре соответственно 2016 и 2019 гг.) зафиксированы в водах южной котловины озера (станции 306, 33 и 116). Несмотря на большие размеры Байкала и некоторую изолированность его котловин, в целом концентрации метана на глубоководных станциях озера характеризовались слабой изменчивостью по площади акватории и по вертикали водного столба, что согласуется с результатами в [42]. Соотношения между средними концентрациями метана по всей водной массе на глубоководных станциях южной, центральной и северной котловин в сентябре 2016 и 2019 гг. несколько различались и составляли соответственно $1 : 1.18 : 1.18$ и $1 : 1.17 : 1.10$. Такие же соотношения, но только для глубинной водной массы (горизонты воды ≥ 100 м) южной, центральной и северной котловин составляли $1 : 1.33 : 1.29$ и $1 : 1.22 : 1.14$ в сентябре соответственно 2016 и 2019 гг. Таким образом, глубинная водная масса центральной котловины озера в оба периода наблюдений характеризовалась более высокими

Таблица 1. Концентрации метана, растворенного кислорода, взвешенных веществ, значения pH и температуры на различных горизонтах водной толщи оз. Байкал по результатам экспедиций в сентябре 2016 и 2019 гг. (степень насыщения воды кислородом приведена только для поверхностного горизонта)

№ станции; координаты, с.ш./в.д.	Горизонт, м	CH ₄ , мкл/дм ³		T, °C		pH		O ₂ , мг/дм ³ (%)		Взвешенные вещества, мг/дм ³	
		2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019
Южная котловина озера											
ст. 301, зал. Лиственничный, исток Ангары 51°51.014′/ 104°47.824′	0.5	0.52	0.86	7.6	14.0	7.79	8.00	10.26 (94)	9.68 (99)	0	0.4
	10	—	0.85	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.87	1.05	—	—	8.11	7.70	10.96	10.61	0.5	0.1
	50	0.74	0.76	—	—	7.81	7.64	—	—	0.2	0.4
	200	—	0.55	—	—	7.80	7.65	—	—	0.2	0.7
	240	0.82	0.47	—	—	7.66	7.72	11.42	10.76	0	0.4
ст. 306, зал. Лиственничный 51°48.661′/ 104°44.538′	0.5	0.52	0.85	10.5	15.5	7.77	8.00	10.96 (98)	9.38 (93)	0	0
	10	—	0.92	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.59	1.15	—	—	7.76	7.79	10.96	10.45	0	0.5
	50	0.57	1.07	—	—	7.73	7.65	—	—	0.2	0.6
	200	—	0.92	—	—	7.76	7.61	—	—	0.4	0.6
	1000	0.44	0.74	—	—	7.75	7.47	11.11	10.15	0	0.6
ст. 307, зал. Лиственничный 51°50.106′/ 104°51.160′	0.5	0.54	—	9.1	15.7	7.83	8.07	11.11 (96)	9.38 (93)	0	0.5
	50	0.67	—	—	—	7.77	7.68	—	—	0	0.5
	250	0.47	—	—	—	—	—	—	—	—	—
ст. 33 51°42.538′/ 105°05.413′	0.5	0.42	0.97	7.5	13.8	7.73	8.01	10.96 (91)	9.84 (95)	0	0.6
	10	—	0.93	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.49	0.89	5.2	8.8	7.79	7.81	11.11	10.76	0	0
	50	0.47	0.84	4.5	8.3	7.90	7.72	—	—	0	0.5
	100	0.47	1.00	4.0	7.8	7.94	7.71	—	—	0	0.4
	1417	0.45	0.82	4.2	4.5	7.88	7.68	10.96	10.91	0	0.3
ст. 116 51°48.543′/ 105°29.622′	0.5	0.37	0.20	9.3	13.6	7.80	7.99	10.51 (92)	10.5 (100)	0.0	0
	10	—	0.31	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.62	1.26	—	—	7.85	7.81	11.26	10.91	0.0	0
	50	0.50	1.13	6.8	—	7.92	7.67	—	—	0.0	0.2
	100	0.46	0.48	—	—	7.96	7.65	—	—	0.0	0
	1420	0.44	0.50	—	—	7.74	7.66	10.81	10.76	0.2	0.4
Селенгинское мелководье											
ст. 61 52°22.586′/ 106°01.682′	0.5	0.64	0.81	12.8	12.8	7.77	7.97	10.36 (98)	9.53 (90)	0.3	0.7
	10	—	0.97	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.69	1.09	7.0	8.8	7.68	7.63	11.26	10.61	0.0	0.5
	50	0.57	0.93	—	5.8	7.67	7.66	—	—	0.0	0.5
	100	0.70	0.98	5.5	5.2	7.64	7.66	—	—	0.0	0.3
	250	0.49	0.54	4.7	4.0	7.60	7.64	11.26	10.15	0.0	0
ст. 4 52°27.302′/ 106°11.477′	0.5	0.62	5.19	13.3	14.0	7.69	7.96	11.1 (107)	8.92 (87)	0.0	0.6
	25	0.64	3.59	—	—	7.59	7.91	11.11	9.07	0.0	0.4
	50	1.14	3.90	—	—	7.50	7.88	—	—	0.0	0.7
	100	0.55	3.74	—	—	7.72	7.92	—	—	0.0	0.3
	250	0.68	4.33	—	—	7.64	7.85	10.21	9.38	0.1	0.2
ст. 70 52°35.648′/ 106°36.494′	0.5	0.64	1.03	13.2	11.6	7.79	8.01	10.06 (96)	9.84 (91)	0.0	0.4
	10	—	1.53	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.69	1.41	—	—	7.70	7.81	10.66	10.61	0.0	0.6
	50	0.69	1.21	—	—	7.81	7.75	—	—	0.2	0.5
	100	0.57	0.87	—	—	7.84	7.70	—	—	0.0	0.4
	421	0.92	0.62	—	—	7.67	7.69	11.11	10.61	0.0	0.5

Таблица 1. Продолжение

№ станции; координаты, с.ш./в.д.	Горизонт, м	CH ₄ , мкл/дм ³		T, °C		pH		O ₂ , мг/дм ³ (%)		Взвешенные вещества, мг/дм ³	
		2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019
Центральная котловина озера											
ст. 129 53°04.683'/ 107°46.767'	0.5	0.64	1.02	13.2	10.1	7.85	8.01	9.91 (95)	9.99 (89)	0.0	0.4
	10	—	1.14	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.65	1.23	—	—	7.70	7.75	11.41	10.76	0.0	0.5
	50	0.54	1.38	—	—	7.79	7.61	—	—	0.0	0.6
	100	0.63	1.15	—	—	7.63	7.63	—	—	0.0	0.6
	600	—	0.93	—	—	—	—	—	—	—	—
	1580	0.73	0.90	—	—	7.73	7.58	11.57	10.61	0.0	0.6
ст. 139 53°22.255'/ 108°12.975'	0.5	0.51	0.84	13.2	8.6	7.60	7.91	9.91 (95)	9.99 (85)	0.3	0.5
	10	—	0.82	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.52	0.94	5.8	6.5	7.63	7.85	11.42	10.61	0.2	0.4
	50	0.49	0.80	5.2	5.3	7.51	7.71	—	—	0.0	0
	100	0.50	0.84	5.2	4.5	7.69	7.65	—	—	0.0	0
	1610	0.55	0.68	5.0	3.8	7.76	7.55	10.51	9.68	0.3	0.6
ст. 146-2, зал. Баргузинский 53°28.974'/108°51.816'	0.5	0.83	—	15.7	12.8	7.79	7.94	10.8 (109)	9.22 (97)	0	0
	30	1.05	—	—	—	7.84	7.88	9.16	9.38	0.2	0.5
Северная котловина озера											
ст. 159 53°55.927'/ 108°37.453'	0.5	0.51	0.83	14.8	8.3	7.59	7.91	9.61 (95)	10.30 (88)	0.7	0
	10	—	0.90	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.56	0.90	10.5	6.1	7.48	7.74	12.02	10.61	0.3	0.5
	50	0.58	0.98	6.7	4.3	7.75	7.59	—	10.76	0.5	0.5
	100	0.52	0.85	5.4	4.3	7.7	7.73	—	—	0.1	0.5
	600	—	0.84	—	—	—	—	—	—	—	—
	880	0.53	0.77	4.5	4.0	7.63	7.70	9.61	10.45	0.2	0.6
ст. 165 54°10.488'/ 108°55.242'	0.5	0.54	—	15.8	—	7.58	8.07	9.46 (96)	10.6 (94)	0.3	0
	25	0.58	—	—	—	7.64	8.03	12.32	10.76	0.4	0.2
	50	0.56	—	—	—	7.75	7.64	—	—	0.5	0
	100	0.62	—	—	—	7.65	7.70	—	—	0.0	0.4
	860	0.55	—	—	—	7.54	7.70	10.06	9.99	0.2	0.4
ст. 170 54°42.491'/ 109°13.289'	0.5	0.55	1.00	15.3	8.8	7.63	7.84	9.91 (99)	10.15 (87)	0.0	0.4
	10	—	0.96	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.56	0.95	—	—	7.62	7.70	12.17	9.99	0.0	0.5
	50	0.58	1.00	—	—	7.62	7.63	—	—	0.0	0
	100	0.52	1.04	—	—	7.57	7.65	—	—	0.2	0.5
	885	0.53	0.76	—	—	7.83	7.57	10.21	10.45	0.0	0
ст. 180 55°03.789'/ 109°26.255'	0.5	0.64	1.01	15.2	10.6	7.75	7.94	9.31 (93)	10.30 (93)	0.3	0
	10	—	0.94	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.70	0.95	—	—	7.88	7.90	9.46	10.45	0.0	0.4
	50	0.61	1.10	—	—	7.82	7.70	—	—	0.5	0.4
	100	0.61	1.04	—	—	7.82	7.68	—	—	0.3	0.6
	820	0.68	0.88	—	—	7.75	7.71	9.76	10.30	0.1	0
ст. 185 55°20.422'/ 109°30.190'	0.5	0.55	0.82	14.6	11.6	7.81	7.73	9.46 (93)	10.45 (96)	0.2	0.3
	10	—	0.87	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.58	0.93	8.8	8.9	7.79	7.62	11.11	10.76	0.0	0.4
	50	0.55	0.91	6.0	8.2	7.75	7.54	—	—	0.1	0.5
	100	0.62	0.80	6.0	6.4	7.58	7.58	—	—	0.0	0
	800	0.63	0.77	5.1	4.3	7.78	7.62	9.91	10.76	0.2	0.1

Таблица 1. Продолжение

№ станции; координаты, с.ш./в.д.	Горизонт, м	CH ₄ , мкл/дм ³		T, °C		pH		O ₂ , мг/дм ³ (%)		Взвешенные вещества, мг/дм ³	
		2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019
ст. 190 55°35.528'/ 109°36.630'	0.5	0.56	0.99	13.6	9.0	7.78	7.87	9.76 (94)	9.68 (84)	0.4	0
	10	—	0.98	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.59	1.09	—	—	7.80	7.65	10.36	10.45	0.3	0.6
	50	0.69	1.01	—	—	7.9	7.58	—	—	0.0	0.3
	100	0.55	0.98	—	—	7.85	7.61	—	—	0.0	0.2
	500	—	0.72	—	—	—	—	—	—	—	—
	634	0.62	0.64	—	—	7.79	7.48	10.21	9.68	0.1	0.2
ст. 195 55°43.969'/ 109°40.322'	0.5	1.72	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	1.68	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	50	0.96	—	—	—	—	—	—	—	—	—
ст. 401, 0.5 км от берега 55°04.548'/ 109°06.432'	0.5	0.78	—	14.6	13.3	7.70	7.97	9.61 (95)	9.38 (90)	0	0.5
	50	0.64	—	—	—	7.58	7.76	—	—	0	0.5
	100	0.64	—	—	—	7.64	7.61	—	—	0	0.2
ст. 402, 0.5 км от берега 55°08.332'/ 109°08.858'	0.5	0.80	—	14.8	12.5	7.71	7.97	9.31 (92)	9.38 (96)	0.4	0.4
	50	0.69	—	—	—	7.76	7.68	—	—	0	0.4
	130	0.65	—	—	—	7.76	7.62	10.51	10.61	0	0.6
ст. 403, 0.5 км от устья правого рукава р. Рель 55°20.158'/ 109°12.182'	0.5	0.86	—	15.4	12.6	7.82	7.89	9.91 (100)	9.53 (90)	0.6	0.6
	25	0.78	—	—	—	7.78	7.81	9.16	9.68	0.5	0.4
	50	0.75	—	—	—	7.71	7.74	—	—	0.4	0.4
	100	0.59	—	—	—	7.72	7.54	—	—	0	0.4
	170	0.59	—	—	—	7.52	7.60	10.36	10.15	0	0
ст. 404, 0.5 км от устья левого рукава р. Рель 55°21.307'/ 109°12.362'	0.5	1.05	1.83	15.6	10.1	7.7	7.82	9.31 (94)	9.84 (88)	0.1	0
	10	—	1.85	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.96	1.53	—	—	7.82	7.96	9.46	9.68	0	0.3
	50	—	1.69	—	—	7.81	7.86	—	—	0	0.5
	90	0.52	1.22	—	—	7.58	7.62	10.66	10.61	0.4	0.5
ст. 405, 1.0 км от устья левого рукава р. Рель 55°21.263'/109°12.437'	0.5	0.79	—	15.5	13.1	7.78	7.94	9.31 (94)	9.38 (90)	0.5	0.5
	50	0.81	—	—	—	7.74	7.69	—	—	0	0.3
	100	0.69	—	—	—	7.70	7.52	—	—	0	0
ст. 406, 0.2 км от устья р. Слюдянки 55°30.797'/109°12.625'	0.5	0.94	—	15.8	13.5	7.70	7.84	9.76 (99)	9.53 (92)	0	0.4
	25	0.73	—	—	—	7.79	7.72	9.46	9.84	0.7	0.6
ст. 407, 0.6 км от устья р. Слюдянки 55°30.857'/ 109°12.993'	0.5	0.77	—	15.8	13.9	7.78	8.03	9.31 (94)	9.53 (93)	0	0
	25	0.79	—	—	—	7.77	7.88	9.31	9.84	0	0.4
	50	0.91	—	—	—	7.67	7.65	—	—	0	0
	100	0.72	—	—	—	7.63	7.61	—	—	0	0.2
	152	0.66	—	—	—	7.53	7.59	10.51	10.45	0.2	0.4
ст. 408, 0.75 км от устья р. Тыя 55°36.115'/109°21.681'	0.5	1.85	—	15.3	12.6	7.70	8.05	9.61 (96)	9.38 (88)	0.2	0
	25	1.72	—	—	—	7.74	8.01	9.31	9.53	0.1	0
	70	1.60	—	—	—	7.67	7.82	10.66	9.99	0.4	0
ст. 409, 1.5 км от устья р. Тыя 55°35.862'/ 109°22.538'	0.5	1.22	1.43	15.5	11.8	7.81	8.01	9.46 (95)	9.38 (87)	0.2	0
	10	—	1.34	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	1.31	1.54	—	—	7.79	7.88	9.16	10.15	0	0.2
	50	0.67	1.09	—	—	7.68	7.62	—	—	0.1	0
	100	0.54	1.31	—	—	7.72	7.59	—	—	0	0
	200	0.50	1.02	—	—	7.53	7.51	10.66	10.30	0	0.4

Таблица 1. Окончание

№ станции; координаты, с.ш./в.д.	Горизонт, м	CH ₄ , мкл/дм ³		T, °C		pH		O ₂ , мг/дм ³ (%)		Взвешенные вещества, мг/дм ³	
		2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019
ст. 410, 0.5 км от устья р. Чуны 55°42.727'/ 109°28.648'	0.5	0.72	—	14.9	15.8	7.71	8.0	9.46 (94)	9.53 (97)	0.1	0.4
	30	0.84	—	—	—	7.74	8.0	9.46	9.68	0.1	0.4
ст. 411, 2.0 км от устья р. Чуны 55°42.207'/ 109°29.744'	0.5	0.61	—	14.8	15.5	7.81	7.98	9.61 (95)	9.07 (91)	0	0.5
	25	0.69	—	—	—	7.84	7.96	9.61	9.53	0	0.4
	50	0.64	—	—	—	7.87	7.84	—	—	0.2	0.6
	100	0.66	—	—	—	7.77	7.69	—	—	0	0.3
ст. 412, 0.5 км от устья р. Кичеры 55°46.003'/109°37.057'	0.5	1.57	0.73	15.1	12.4	7.72	7.97	9.46 (94)	9.38 (88)	0.1	0.4
	10	—	1.24	—	—	—	—	—	—	—	—
	20	3.41	0.91	—	—	7.64	7.99	9.61	9.38	0.3	0
ст. 413, 1.0 км от устья р. Кичеры 55°45.620'/ 109°36.973'	0.5	1.06	1.20	14.6	12.2	7.73	8.01	9.46 (93)	9.53 (89)	0	0
	10	—	2.07	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	2.54	1.95	—	—	7.79	8.06	9.61	8.92	0.2	0.5
	50	1.31	3.50	—	—	7.75	8.00	—	—	0.2	0.3
	100	1.64	2.36	—	—	7.64	7.56	—	—	0	0.3
ст. 414, 1.0 км от устья р. Верхняя Ангара 55°41.645'/109°51.800'	145	1.69	4.65	—	—	7.76	7.59	11.1	10.45	0	0.5
	0.5	0.75	1.07	14.7	11.0	7.82	7.73	9.61 (95)	8.61 (78)	0	0.3
	10	—	1.22	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.83	1.52	—	—	7.69	7.70	9.61	9.07	0	0
	50	0.83	3.08	—	—	7.69	7.44	—	—	0	0.3
ст. 415, 0.5 км от устья р. Томпуды 55°07.095'/109°43.998'	110	2.09	1.55	—	—	7.54	7.90	11.11	10.15	0	0.7
	0.5	0.88	1.02	14.8	14.0	7.76	8.06	9.76 (97)	9.38 (91)	0	0.5
	10	—	1.07	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	—	1.17	—	—	7.75	8.04	10.21	9.53	0	0.3
ст. 416, 1.5 км от устья р. Горячий 55°21.525'/109°46.552'	50	—	1.01	—	—	7.71	7.94	—	—	0.2	0.3
	60	1.23	1.21	—	—	7.73	7.95	10.66	9.53	0	0.4
	0.5	0.73	0.94	15.6	13.0	7.85	7.96	9.76 (99)	9.53 (91)	0	0.4
	10	—	1.12	—	—	—	—	—	—	—	—
	25	0.84	1.06	—	—	7.77	7.90	9.76	9.53	0	0
ст. 417, 2.0 км от берега, Дагарская губа 55°39.668'/109°53.580'	50	0.99	1.44	—	—	7.76	7.89	—	—	0.4	0.3
	100	0.91	1.17	—	—	7.72	7.76	—	—	0	0.4
	150	0.88	1.13	—	—	7.77	7.84	10.66	9.99	0.5	0.4
	0.5	1.02	1.07	14.8	12.5	7.78	7.96	9.76 (97)	9.22 (87)	0	0.3
	10	—	1.14	—	—	—	—	—	—	—	—
	30	3.3	1.05	—	—	7.81	7.90	9.76	9.38	0.1	0

концентрациями метана по сравнению с остальными озерными котловинами.

При анализе распределения концентраций метана на мелководных участках с глубинами до 250 м установлено, что минимальные значения (в среднем 0.66 и 0.76 мкл/дм³ в сентябре соответственно 2016 и 2019 гг.) в оба периода отмечены в прибрежной зоне зал. Лиственничного, где находится исток Ангары (станции 301 и 307). Соотношения между средними концентрациями метана в прибрежных водах северной котловины, для которой характерны в среднем максимальные значения, и в прибрежных водах зал. Лиственничного,

характеризующихся минимальными значениями, составляли 1.61 и 1.97 в сентябре соответственно 2016 и 2019 гг.

Для большинства станций наблюдений характерен пик подповерхностного максимума концентраций метана на глубинах 25–50 м — в зоне термоклина (55.2% вертикальных профилей в сентябре 2016 г. и 66.7% — в сентябре 2019 г.), после чего его концентрации, как правило, снижаются, достигая минимальных значений либо в промежуточной водной толще, либо в придонных горизонтах воды (рис. 2), что согласуется с исследованиями [16, 42, 44]. Как отмечено в работе [16],

подобный тип вертикального распределения метана при низких его концентрациях (<0.01 мкл/дм³) широко распространен в океане, нередко он встречается и в морях [13, 27, 29, 35, 40], а при несколько более высоком содержании метана — в хорошо аэрированных озерах [32, 38, 43]. Считается [3, 10, 16, 42], что доминирующей причиной формирования подповерхностного максимума концентраций метана в насыщенной кислородом верхней толще воды Байкала, в которой сосредоточена основная масса фитопланктона, может быть его образование в анаэробных микроразнообразиях — кишечном тракте рыб и зоопланктона (в частности массового представителя байкальского зоопланктона — рачка эпишуры (*Epischura baicalensis* Sars.)) [16], а также в пеллетах и частицах детрита, содержащих метаногенную микрофлору. Кроме этого, источниками метана могут быть всплывающие со дна к поверхности озера газогидраты, разлагающиеся в приповерхностной водной толще [6], пузырьковый газ подводных сипов, а также перенос течениями и перераспределение по акватории более теплых и насыщенных метаном вод притоков [16].

Для некоторых станций, в основном расположенных в пределах мелководных участков северной котловины озера, максимум концентраций метана отмечен в поверхностных горизонтах — 0.5 и 10 м, что, вероятно, обусловлено непосредственным влиянием стока более насыщенных метаном вод Кичеры, Верхней Ангара и многочисленных мелких речек. Для отдельных станций (33, 61, 165, 170 и 180) наиболее высокие концентрации метана зафиксированы на глубине 100 м. Ряд станций характеризовался максимальными концентрациями метана в придонном горизонте воды, причем в сентябре 2016 г. количество таких станций было больше, чем в сентябре 2019 г. (в 2016 г. — это станции 70, 129, 139, 185 и 414; в 2019 г. — станции 413 и 415).

Наименьшая контрастность распределения концентраций метана по вертикали водной толщи характерна для глубоководных станций всех трех котловин. Соотношения между максимальными и минимальными концентрациями метана по вертикали водного столба на этих станциях в среднем не превышало 1.2–1.4, в то время как в мелководной зоне (зал. Лиственничный, Селенгинское мелководье и северная часть озера с глубинами до 250 м) это отношение было более высоким и составляло в среднем 1.5–1.7, достигая на отдельных станциях 2.5–3.2.

Анализ корреляционных зависимостей между исследуемыми гидрохимическими показателями во всей водной массе озера (рис. 3) выявил наличие относительно невысоких, но достоверных ($P < 0.01$) прямых связей концентраций метана с концентрациями $C_{\text{орг}}$ ($r = 0.27$ в 2016 г.) и $N_{\text{орг}}$ ($r =$

$= 0.35$ в 2016 г.) и обратных прямых связей с концентрациями O_2 ($r = 0.24$ в 2016 г. и $r = -0.33$ в 2019 г.). Если рассматривать тесноту корреляционной взаимосвязи в каждом отдельном горизонте вод (табл. 2), то можно отметить более значимые коэффициенты корреляции между концентрациями CH_4 и O_2 в зоне термоклина (25–50 м) ($r = -0.52$ в 2016 г. и $r = -0.63$ в 2019 г.), CH_4 и $C_{\text{орг}}$ в поверхностном слое ($r = 0.40$ в 2016 г. и $r = 0.25$ в 2019 г.) и CH_4 и $N_{\text{орг}}$ в придонном слое ($r = 0.50$ в 2019 г.). Полученные результаты согласуются с результатами исследований в ряде пресных озер [1–3, 22, 23], на примере которых показано значимое влияние концентраций растворенного O_2 и органического вещества на пространственно-временную изменчивость распределения метана в их водной толще и донных отложениях.

В табл. 3 обобщены опубликованные данные по концентрациям метана в воде оз. Байкал. Как видно из таблицы, его минимальные концентрации в воде, нередко ниже равновесных с атмосферой [7, 16], характерны для глубоководных открытых районов озера, что обусловлено преобладанием в их водной толще процессов окисления метана и его эмиссии в атмосферу над процессами, приводящими к поступлению газа в толщу воды. Максимальные концентрации метана приурочены к мелководным районам озера — к зонам впадения рек Фролиха, Верхняя Ангара, Кичера и Селенга, а также к станциям, расположенным в зоне подводного выпуска сточных вод г. Байкальска и Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК), закрытого в 2013 г. [3]. По мнению авторов [3], это связано с активным поступлением органического вещества в водную толщу и донные отложения таких зон и с его последующим разложением до субстратов (H_2 , CO_2 , ацетат и др.), используемых метаногенными археями как в донных отложениях, так и в анаэробных микронизмах, формируемых во взвешенных в воде органоминеральных частицах. Отдельно стоит выделить относительно невысокие концентрации (0.09–2.3 мкл/дм³) метана, наблюдаемые непосредственно над грязевыми вулканами Маленьким, “К2” и Большим и над нефтяным сипом “Горевой Утес”, расположенными в южной и средней частях озера, а также на участке струйных газовыделений в районе Селенгинского мелководья. Метановая разгрузка в виде струйных газовыделений, фиксируемых в тектонически ослабленных зонах и в областях дегазации над залежами углеводородов, в том числе газогидратов и грязевых вулканов [12, 30, 34], влияя на распределение метана в воде озера, локально повышает его концентрации в водной массе, окружающей газовую струю. Поступивший в воду метан как в результате диффузии, так и в составе пузырьков может частично или полностью раствориться и

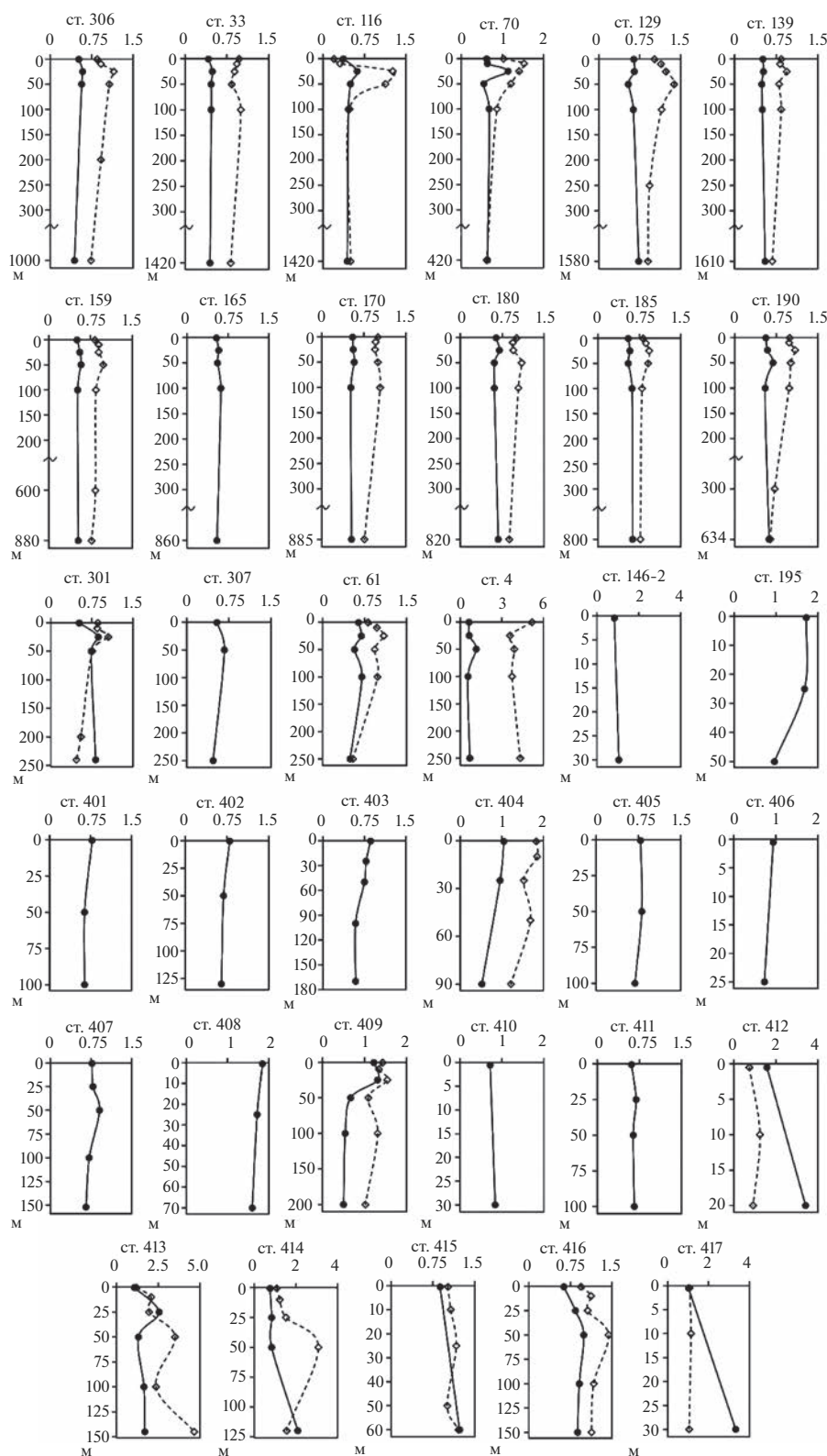


Рис. 2. Изменение концентраций метана по глубине водной толщи оз. Байкал: сплошная линия — сентябрь 2016 г., прерывистая линия — сентябрь 2019 г.

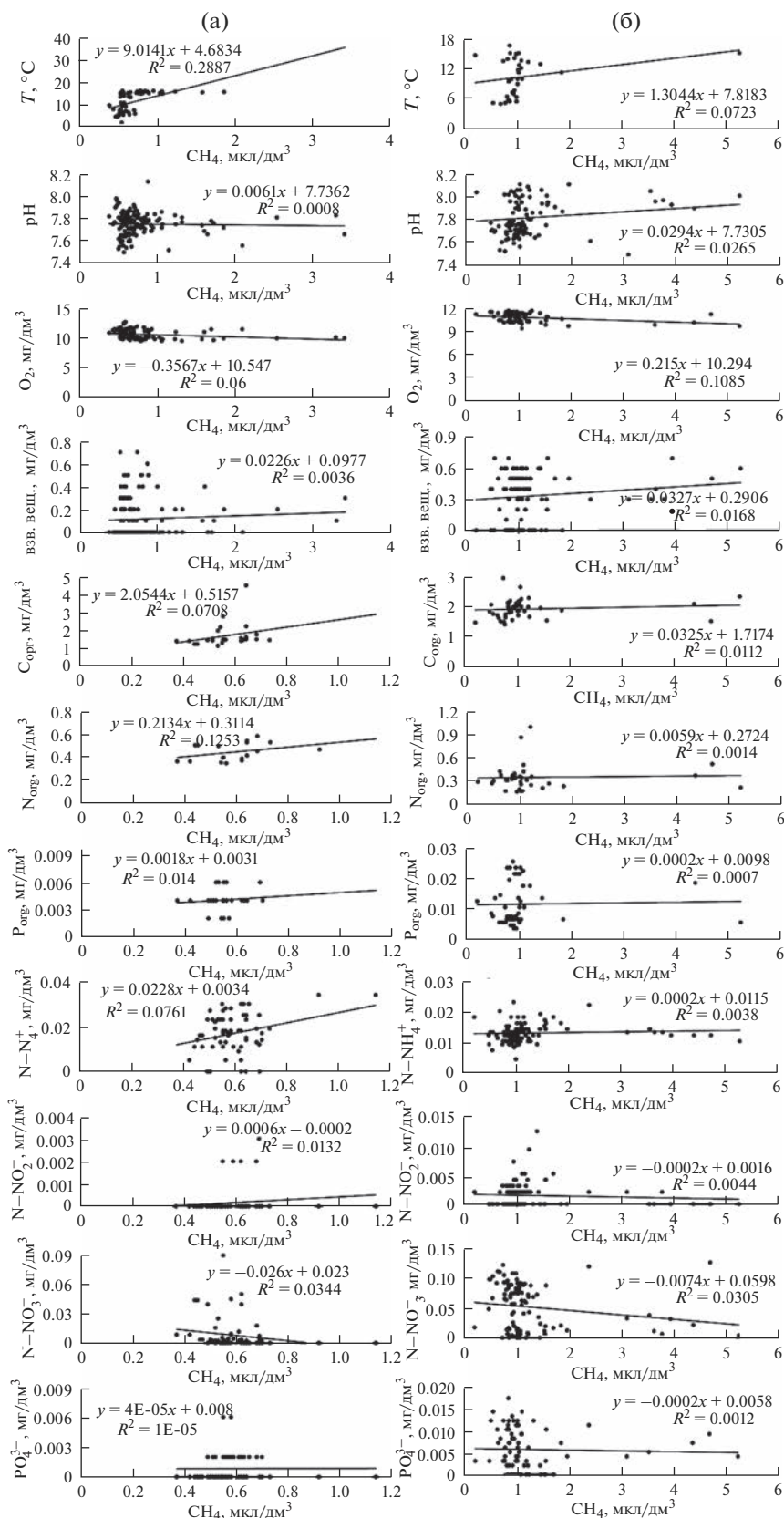


Рис. 3. Зависимости между концентрациями метана и ряда гидрохимических показателей в воде оз. Байкал по данным экспедиций в сентябре 2016 г. (а) и 2019 г. (б).

Таблица 2. Распределение значений коэффициентов корреляции r между концентрациями метана и исследуемыми гидрохимическими показателями в различных горизонтах воды оз. Байкал (в числителе — данные за 2016 г., в знаменателе — за 2019 г., в скобках — количество точек аппроксимации)

Пара гидрохимических показателей	Все горизонты	0 м	0–50 м	0–100 м	25–50 м	Придонный горизонт
CH ₄ –температура	0.54 (54)	0.49 (33)	0.52 (44)	0.52 (49)	0.49 (10)	0.21 (5)
	0.27 (36)	0.15 (20)	0.20 (28)	0.22 (32)	0.18 (8)	0.57 (4)
CH ₄ –рН	0.03 (135)	0 (33)	0 (89)	0.02 (113)	0.07 (50)	0.02 (33)
	0.16 (101)	–0.03 (23)	0.08 (66)	0.13 (81)	0.30 (40)	0.16 (22)
CH ₄ –взвешенные вещества	0.06 (135)	0.02 (33)	0.05 (90)	0.08 (114)	0.04 (51)	0.09 (33)
	0.13 (101)	0.25 (23)	0.21 (66)	0.20 (81)	0.16 (40)	0.08 (22)
CH ₄ –O ₂	–0.24 (88)	–0.41 (33)	–0.32 (63)	–0.30 (66)	–0.52 (24)	–0.19 (30)
	–0.33 (65)	–0.50 (23)	–0.38 (46)	–0.37 (48)	–0.63 (21)	–0.23 (20)
CH ₄ –NO ₂	0.11 (65)	0 (13)	0.12 (39)	0.10 (52)	0.09 (26)	0.18 (13)
	–0.07 (101)	–0.31 (23)	–0.15 (66)	–0.09 (81)	–0.15 (40)	–0.06 (22)
CH ₄ –NO ₃	–0.19 (65)	–0.82 (13)	–0.13 (39)	–0.09 (52)	–0.17 (26)	–0.54 (13)
	–0.17 (101)	–0.08 (23)	–0.14 (66)	–0.18 (81)	–0.39 (40)	–0.03 (22)
CH ₄ –NH ₄	0.28 (64)	0.21 (12)	0.22 (38)	0.19 (51)	0.23 (26)	0.60 (13)
	0.06 (101)	–0.20 (23)	–0.04 (66)	0.08 (81)	0.13 (40)	0.01 (22)
CH ₄ –PO ₄	0 (65)	–0.09 (13)	–0.06 (39)	–0.04 (52)	–0.14 (26)	0.20 (13)
	–0.03 (74)	0.02 (22)	–0.07 (48)	–0.04 (57)	–0.26 (22)	0.02 (22)
CH ₄ –C _{орг}	0.27 (25)	0.40 (13)	0.40 (13)	0.40 (13)	–(0)	0.14 (12)
	0.11 (44)	0.25 (22)	0.21 (25)	0.16 (27)	–(0)	0.01 (22)
CH ₄ –N _{орг}	0.35 (18)	0.59 (9)	0.59 (9)	0.59 (9)	–(0)	0.02 (9)
	0.12 (34)	–0.12 (17)	–0.11 (20)	–0.11 (22)	–(0)	0.50 (17)
CH ₄ –P _{орг}	0.12 (29)	0.04 (13)	0.20 (21)	0.12 (25)	0.42 (8)	0.24 (4)
	0.03 (51)	–0.18 (26)	–0.16 (32)	–0.13 (37)	0.19 (10)	0.33 (14)

окислиться в глубинных горизонтах, так и не достигнув поверхности. Степень растворения газа в воде зависит главным образом от глубины и температуры воды, а для пузырькового переноса — и от мощности выделения со дна пузырьков газа и от их размеров, а также от уровня насыщенности метаном водной толщи [37]. С изменением этих факторов будет меняться и доля метана, достигающего поверхностных слоев воды. Считается (например, в [41]), что для мелководных (<20 м) выходов пузырьков газа почти весь выделяющийся метан достигает раздела вода–атмосфера. Для более глубоководных (~50 м) выходов ≥50% газовых пузырьков достигают поверхностных горизонтов. Подводные струйные выходы газа, расположенные на глубинах 100–300 м и больше, практически не достигают поверхностных слоев воды [41], очевидно — как метан, диффузионно выделяющийся в водную толщу из глубоководных отложе-

ний. Поэтому источником метана, содержащегося в поверхностных горизонтах глубоководных районов озера, удаленных от зон впадения крупных рек, может быть атмосфера или непосредственная его генерация в анаэробных микроразнообразиях во взвешенных в воде остатках отмерших организмов, а также в пищеварительном тракте и фекальных выделениях (пеллетах) зоопланктона (например, [26, 28]). В первом случае концентрации метана в поверхностном горизонте воды будут минимальны, а во втором, наоборот, у поверхности воды или на некоторой глубине от нее будут наблюдаться повышенные его концентрации [3].

В последние годы в ряде работ [16, 31] на основании эпизодических исследований выделена проблема увеличения концентраций метана в воде глубоководных котловин озера по сравнению с его концентрациями в прошлом. В [16] высказано

Таблица 3. Обобщенные данные по концентрации метана (мкл/дм³) в воде различных районов оз. Байкал, по [3] с дополнениями (в числителе – пределы изменения, в знаменателе – среднее значение, в скобках – количество измерений, прочерк – нет данных)

Район отбора проб	Глубина до дна, м	Август 1994 г. [21, 24]	Июнь–август 1991–2000 гг. [8]	По [44]	Август–сентябрь 2002–2004 гг. [7]	Июль 2013 г. [10]	Сентябрь 2014 г. [3]	Сентябрь 2015 г. [3]	Сентябрь 2016 г. (данная работа)	Июль 2018 г. [16]	Сентябрь 2019 г. (данная работа)
Северная котловина озера											
Мелководная зона	0.5–220	–	–	–	–	–	0.2–13.9 4.8 (3)	0.3–2.0 0.9 (11)	0.50–3.41 1.07 (59)	–	0.73–4.65 1.50 (39)
Губа Фролиха	22–690	–	0.3–41.0 15.1 (3)	–	–	–	–	–	–	–	–
Глубоководная зона	634–885	–	0–3.0 1.1 (7)	–	0.03–0.09 (8)	–	–	–	0.51–0.70 0.58 (30)	–	0.64–1.1 0.91 (32)
Центральная котловина озера											
Глубоководная зона	1500–1610	–	–	–	0.01–0.12 (12)	–	<0.1–2.1 (2)	–	0.49–0.73 0.58 (10)	0.03–0.17 (19)	0.68–1.38 0.97 (13)
Баргузинский залив	30	–	–	–	–	–	–	–	0.83–1.05 (2)	–	–
Глубоководная зона, над грязевым вулканом “К-2”	890	–	–	–	–	0.15–0.66 (19)	–	–	–	–	–
Глубоководная зона, над нефтяным сипом “Горевой Утес”	855	–	–	–	–	0.09–1.0 (20)	–	–	–	–	–
Южная котловина озера											
Глубоководная зона	1000–1420	–	–	–	0.02–0.1 (11)	–	<0.1–1.1 (2)	–	0.44–0.62 0.51 (10)	0.03–0.19 (17)	0.20–1.26 0.83 (18)
Глубоководная зона, над грязевым вулканом “Большой”	1370	–	–	–	–	0.09–0.36 (21)	–	–	–	–	–
Зона впадения в озеро р. Селента	25–50	–	–	–	–	–	<0.1–2.5 0.8 (4)	0.2–4.5 1.2 (5)	–	–	–
Селентинское мелководье	250–421	–	–	–	–	–	–	–	0.49–1.14 0.68 (15)	–	0.54–5.19 1.93 (17)
Селентинское мелководье, над грязевым вулканом Маленьким и струйными газовыделениями	–	–	–	1.3–2.3 (2)	–	–	–	–	–	–	–
Район БЦБК	15–250	0.3–2.9 1.6 (21)	–	–	–	–	0.8–2.1 1.4 (3)	0.3–0.7 0.4 (13)	–	–	–
Район Хара-Муринской банки	15–200	0.9–12.1 2.3 (10)	–	–	–	–	–	–	–	–	–
зал. Лиственничный, исток р. Ангара	240–250	–	–	–	–	–	–	–	0.47–0.67 0.58 (3)	–	0.47–1.05 0.76 (6)

мнение, что в результате подъема уровня Байкала (на 0.8–1.2 м, по разным данным) после пуска на Ангаре Иркутской ГЭС (возведена в 1950–1959 гг.) и заполнения Иркутского водохранилища, включающего в свой состав оз. Байкал, в толще донных отложений озера произошло расширение границ зоны термодинамической устойчивости метановых газогидратов. Это привело к дополнительному их образованию и, как следствие, к уменьшению внутриводного давления и интенсивности выходов метана в водную толщу. По оценкам авторов [16], в настоящее время переходный процесс, продолжавшийся примерно 50 лет, завершился и на нижней границе существования газовых гидратов начался рост внутриводного давления, который сопровождается увеличением интенсивности выделения метана из донных отложений и повышением его концентраций в водной толще. Отметим оригинальность этой гипотезы, однако, на взгляд авторов статьи, отсутствие регулярных многолетних исследований, проводимых в основные гидрологические сезоны, не позволяет статистически корректно выявить какие-либо четкие временные тренды в динамике концентраций метана в водной толще озера. Для обоснованно установленных изменений под воздействием природных и/или антропогенных факторов необходимо проведение систематических наблюдений за уровнем концентраций метана в различные гидрологические периоды, главным образом в глубоководной зоне озера, а также в зонах впадения крупных рек и в районе подводного выпуска сточных вод г. Байкальска и ныне закрытого БЦБК.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Распределение растворенного метана по акватории и вертикали водного столба оз. Байкал, впадина которого в морфологическом отношении разделена поднятиями дна на три глубоководные котловины (южную, центральную и северную), происходит в условиях нормально аэрированного водоема, что обуславливает в целом относительно низкие концентрации метана в водной толще всех трех котловин.

Среди глубоководных котловин озера в оба периода экспедиционных исследований (сентябрь 2016 и 2019 гг.) в среднем максимальными концентрациями метана характеризовалась водная масса наиболее глубоководной центральной котловины (глубины до 1642 м). Сопоставимые концентрации отмечались в водной толще северной котловины (глубины до 904 м) и минимальные — в водах южной котловины озера (глубины до 1461 м). Несмотря на большие размеры озера и некоторую изолированность его котловин, в целом распределение концентраций метана по акватории и по вертикали водного столба в глубоководных зонах

Байкала отличалось слабой изменчивостью. Для вод мелководных участков (глубины до 250 м) минимальные концентрации метана отмечались в прибрежной зоне зал. Лиственничного, где берет начало р. Ангара, а максимальные его концентрации — в воде у прибрежных станций северной части озера, куда впадают воды рек Верхняя Ангара, Кичера и других более мелких рек, а также у станций профиля, проложенного вдоль устьевой зоны р. Селенги в пределах Селенгинского мелководья.

Для большинства как глубоководных, так и мелководных станций наблюдался пик подповерхностного максимума концентраций метана в зоне термоклина, расположенного в период исследований на глубинах 25–50 м, после чего его концентрации, как правило, снижались, достигая минимальных значений в промежуточных или придонных горизонтах воды. Главной причиной формирования подповерхностного максимума исследуемого газа в насыщенной кислородом верхней водной толще Байкала, вероятно, была его генерация в анаэробных микроразнообразиях, образующихся во взвешенных в воде частицах детрита, а также в пищеварительном тракте и фекальных выделениях (пеллетах) зоопланктона. Воды мелководных участков, помимо более высоких концентраций метана по сравнению с глубоководной зоной котловин, отличались также и большей контрастностью его распределения по вертикали водной толщи, что обусловлено наличием дополнительных источников генерации и поступления метана в воду. Таким источником, кроме характерной и для глубоководных участков непосредственной генерации метана в донных отложениях и в анаэробных микроразнообразиях водной толщи, может быть также поступление в прибрежную зону более насыщенных растворенным метаном речных вод.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А. Особенности распределения содержания метана в прибрежных участках Петрозаводской губы Онежского озера // Вод. ресурсы. 2015. Т. 42. № 3. С. 288–297.
2. Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А. Факторы формирования концентраций метана в водных экосистемах. Ростов-на-Дону; Таганрог: Изд-во Южного федерального ун-та, 2021. 366 с.
3. Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А., Тамбиева Н.С., Андреев Ю.А., Михайленко О.А. Метан в воде и донных отложениях озера Байкал // Вод. ресурсы. 2019. Т. 46. № 5. С. 511–522.
4. Геодекян А.А., Авилов В.И., Авилова С.Д. Геоэкологические исследования Байкала // ДАН СССР. 1990. Т. 310. № 6. С. 1442–1446.
5. Государственный доклад “О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2017 году”. Иркутск: КЦ Эксперт, 2018. 340 с.

6. Гранин Н.Г., Мизандронцев И.Б., Козлов В.В., Цветова Е.А., Гнатовский Р.Ю., Блинов В.В., Асламов И.А., Кучер К.М., Иванов В.Г., Жданов А.А. Кольцевые структуры на ледовом покрове озера Байкал: анализ экспериментальных данных и математическое моделирование // Геология и геофизика. 2018. Т. 59. № 11. С. 1890–1903.
7. Гранин Н.Г., Мизандронцев И.Б., Обжиров А.И., Верещагина О.Ф., Гнатовский Р.Ю., Жданов А.А. Окисление метана в водной толще озера Байкал // ДАН. 2013. Т. 451. № 3. С. 332–335.
8. Дагурова О.П., Намсараев Б.Б., Козырева Л.П., Земская Т.И., Дулов Л.Е. Бактериальные процессы цикла метана в донных осадках озера Байкал // Микробиология. 2004. Т. 73. № 2. С. 248–257.
9. Жижченко Б.П. Углеводородные газы. М.: Недра, 1984. 112 с.
10. Захаренко А.С., Пименов Н.В., Иванов В.Г., Земская Т.И. Окисление метана в водной толще районов газо- и нефтепроявлений Среднего и Южного Байкала // Микробиология. 2015. Т. 84. № 1. С. 98–106.
11. Кипрушина К.Н. Сезонная динамика вертикального распределения зоопланктона открытой части Южного Байкала (район Больших Котов) // Изв. Иркутского гос. ун-та. Сер. Биология. Экология. 2009. Т. 2. № 1. С. 39–44.
12. Кузьмин М.М., Калмычков Г.В., Гелетий В.Ф., Гнилуши В.А., Горелад А.В., Хахаев Б.Н., Певзнер Л.А., Каваи Л., Йошида Н., Лучков А.Д., Пономарчук В.А., Конторович А.Э., Бажин Н.М., Махов Г.А., Дядин Ю.А., Кузнецов Ф.А., Ларионов Э.Г., Манаков А.Ю., Смоляков Б.С., Мандельбаум М.М., Железняков Н.К. Первая находка газогидратов в осадочной толще озера Байкал // ДАН. 1998. Т. 362. № 4. С. 541–543.
13. Леин А.Ю., Иванов М.В. Биогеохимический цикл метана в океане. М.: Наука, 2009. 576 с.
14. Лут Б.Ф. Геоморфология Прибайкалья и впадины озера Байкал. Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. Новосибирск: Ин-т геологии и геофизики СО АН СССР, 1988. 32 с.
15. Макаров М.М. Пузырьковые выходы метана из донных отложений озера Байкал. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Иркутск: ТОИ ДВО РАН, 2016. 24 с.
16. Мизандронцев И.Б., Козлов В.В., Иванов В.Г., Кучер К.М., Корнева Е.С., Гранин Н.Г. Вертикальное распределение метана в водной толще Байкала // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 1. С. 12–85.
17. Намсараев Б.Б., Дулов Л.Е., Соколова Е.Н., Земская Т.И. Бактериальное образование метана в донных осадках озера Байкал // Микробиология. 1995. Т. 64. № 3. С. 411–417.
18. Пестунов Д.А., Домышева В.М., Иванов В.Г., Шамрин А.М., Панченко М.В. Пространственное распределение направления потоков CO₂ и CH₄ по акватории озера Байкал (кругобайкальская экспедиция, июнь 2013 г.) // Оптика атмосферы и океана. 2015. Т. 28. № 9. С. 792–800.
19. РД 52.24.512–2012 Объемная концентрация метана в водах. Методика измерений газохроматографическим методом с использованием анализа равновесного пара. Ростов-на-Дону: Росгидромет, Гидрохим. ин-т, 2012. 23 с.
20. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Ч. 1 / Под ред. Л.В. Боевой. Ростов-на-Дону: НОК, 2009. 1037 с.
21. Фёдоров Ю.А., Никаноров А.М., Тамбиева Н.С. Первые данные о распределении содержания биогенного метана в воде и донных отложениях оз. Байкал // ДАН. 1997. Т. 353. № 3. С. 394–397.
22. Фёдоров Ю.А., Тамбиева Н.С., Гарькуша Д.Н. Влияние природных и антропогенных факторов и процессов на распределение концентрации метана в воде и донных отложениях Ладожского озера // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2006. № 5. С. 412–424.
23. Фёдоров Ю.А., Тамбиева Н.С., Гарькуша Д.Н. Метан как показатель экологического состояния пресноводных водоемов (на примере озер Валдай и Ужин) // Метеорология и гидрология. 2004. № 6. С. 88–96.
24. Фёдоров Ю.А. Стабильные изотопы и эволюция гидросферы. М.: Центр “Истина” МО РФ, 1999. 370 с.
25. Шимараев М.Н., Троицкая Е.С., Гнатовский Р.Ю. Изменение температуры глубинных вод озера Байкал в 1972–2007 годы // География и природ. ресурсы. 2009. № 3. С. 68–76.
26. Bianchi M., Marty D., Teyssie J.-L., Fowler S.W. Strictly aerobic and anaerobic bacteria associated with sinking particulate matter and zooplankton fecal pellets // Mar. Ecol. Progress Ser. 1992. V. 88. P. 55–60.
27. Conrad R. The Global methane cycle: Recent advances in understanding the microbial processes involved // Environ. Microbiol. 2009. Rep. 1. P. 285–292.
28. Cynar F.J., Yayanos A.A. Enrichment and characterization of methanogenic bacterium from the oxic upper layer of the ocean // Curr. Microbiol. 1991. V. 23. P. 89–96.
29. Damm E., Helmke E., Thoms S., Schauer U., Nothig E., Bakker K., Kiene R.P. Methane production in aerobic surface water in central Arctic Ocean // Biogeosci. 2010. V. 7. P. 1099–1108.
30. Granin N.G., Makarov M.M., Kucher K.M., Gnatovsky R.Y. Gas seeps in Lake Baikal-detection, distribution, and implications for water column mixing // Geo-Mar. Lett. 2010. V. 30 (3, 4). P. 399–409.
31. Granin N.G., Radzyminovich N.A., Granina L.Z., Blinov V.V., Gnatovsky R.Yu. Freshening of near-bottom waters in Lake Baikal triggered by the Mw6. 2 Kultuk earthquake of August 2008 // Geo-Mar. Lett. 2012. V. 32. № 5. P. 453–464.
32. Grossart H.-P., Frindt K., Dziallas C. et al. Microbial methane production in oxygenated water column of an oligotrophic lake // Proc. Natl. Acad. Sci. 2011. V. 108. P. 19657–19661.
33. Izmet'eva L.R., Moore M.V., Hampton S.E., Ferwerda C.J., Gray D.K., Woo K.H. Pislegina H.V., Krashchuk L.S., Shimaraeva S.V., Silow E.A. Lake-wide physical and biological trends associated with warming in Lake Baikal // J. Great Lakes Res. 2016. V. 42. P. 6–17.

34. Kadnikov V.V., Mardanov A.V., Beletsky A.V., Shubenkova O.V., Pogodaeva T.V., Zemskaya T.I., Ravin N.V., Skryabin K.G. Microbial community structure in methane hydrate-bearing sediments of freshwater Lake Baikal // Federation Eur. Microbiol. Soc. Microbiol. Ecol. 2012. V. 79. P. 348–358.
35. Karl D.N., Beversdorf L., Bjorkman K.M., Church M.J., Martinez A., Delong E.F. Aerobic production of methane in the sea // Nat. Geosci. 2008. V. 1. P. 473–478.
36. Khlystov O., De Batist M., Shoji H., Hachikubo A., Nishio S., Naudts L., Poort J., Khabuev A., Belousov O., Manakov A., Kalmychikov G. Gas hydrate of Lake Baikal: Discovery and varieties // Asian Earth Sci. 2013. V. 62. № 1. P. 162–166.
37. Leifer I., Boles J.R., Luyendyk B.P., Clark J.F. Transient discharges from marine hydrocarbon seeps: spatial and temporal variability // Environ. Geol. 2004. V. 46 (8). P. 1038–1052.
38. Murase J., Sugimoto A. Inhibitory effect of light on methane oxidation in pelagic water column of a mesotrophic lake (Lake Biwa, Japan) // Limnol. Oceanogr. 2005. V. 50. P. 1339–1343.
39. Potyomkina T.G., Baryshev V.B., Grachev A.M., Potyomkin V.L. Chemical composition of suspension in water body of Lake Baikal // Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. A. 1998. V. 405. P. 543–545.
40. Reeburgh W.S. Oceanic methane biogeochemistry // Chem. Rev. 2007. V. 107. P. 486–513.
41. Schmale O., Greinert J., Rehder G. Methane emission from high-intensity marine gas seeps in the Black Sea into the atmosphere // Geophys. Res. Lett. 2005. V. 32 (7). L07609.
42. Schmid M., De Batist M., Granin N.G., Kapitanov V.A., McGinnis D.F., Mizandrontsev I.B., Obzhairov A.I., Wiest A. Sources and sinks of methane in Lake Baikal: A synthesis of measurements and modeling // Limnol. Oceanogr. 2007. V. 52 (5). P. 1824–1837.
43. Tang K.W., McGinnis D.F., Frindte K., Bruchert V., Grosart H.-P. Paradox reconsidered: Methane oversaturation in well-oxygenated lake waters // Limnol. Oceanogr. 2014. V. 59 (1). P. 275–284.
44. Zemskaya T., Egorov A., Khlystov O., Shubenkova O., Namsaraev B., Chernitsina S., Dagurova O., Kalmychikov G., Grachev M. Biogeochemical cycles of methane in Lake Baikal // Geoph. Res. Abstr. 2005. V. 7. 03994.

КОРРЕКЦИЯ АЛЬГОЦЕНОЗОВ С ПОМОЩЬЮ ИНТРОДУКЦИИ ХЛОРЕЛЛЫ: АНАЛИЗ ПОПЫТОК ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

© 2023 г. Т. Е. Павлюк^а, *, А. Н. Попов^а, О. С. Ушакова^а,
В. Ф. Мухутдинов^а, А. А. Падалка^а

^аРоссийский научно-исследовательский институт комплексного использования
и охраны водных ресурсов, Екатеринбург, 620049 Россия

*e-mail: T.Pavluk@mail.ru

Поступила в редакцию 28.09.2022 г.

После доработки 28.09.2022 г.

Принята к публикации 04.10.2022 г.

На основе анализа открытой информации по прикладным исследованиям последнего десятилетия, а также теоретических основ и принципов функционирования водных экосистем, в частности фитопланктона, изучены последствия активного продвижения метода коррекции альгоценозов водоемов, так называемой “альголизации”, с помощью интродукции широкого спектра штаммов водоросли хлореллы. Приведен обзор наиболее известных попыток провести реабилитацию проблемных водоемов, улучшения их экологического состояния по данной технологии, рассмотрены ошибки, заблуждения и намеренные искажения фактов представителями агроиндустрии, продвигающими идею реабилитации водоемов путем коррекции природных альгоценозов.

Ключевые слова: коррекция альгоценозов, хлорелла, цианобактерии, гидробиология, фитопланктон, экологическое состояние, цветение воды.

DOI: 10.31857/S0321059623030094, EDN: CXKMQO

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время на рынке экологических услуг в Российской Федерации существует и активно рекламируется метод борьбы с “цветением” водоемов синезелеными водорослями (далее — цианобактериями), называемый его авторами “альголизацией”. Суть альголизации (о теоретических основах можно прочитать, например, в работе Н.И. Богданова [2]) заключается в особой технологии внесения в водоем некоторого количества суспензии определенного штамма хлореллы, выращенной в промышленных условиях. Основные поставщики услуги — ООО НПО “Альгобиотехнология”, ООО “Альготек” — используют для этой процедуры выделенные и запатентованные Н.И. Богдановым штаммы *Chlorella vulgaris* ИФР № С-111 [12], *Chlorella vulgaris* BIN [4], а также *Chlorella kessleri* ВКПМ А1-11 ARW [3].

По мнению авторов методики, в результате внесения клеток хлореллы “цветение” водоемов цианобактериями должно прекратиться. Однако анализ некоторых результатов и фактов, связанных с обсуждаемой технологией, заставляет задуматься прежде всего о корректности использования методических приемов в процессе ее реализации и последующего мониторинга, а также о ее реальной эффективности.

Анализ материалов международных конференций последних лет по гидробиологической тематике, в том числе и конференции “Физиология и биотехнология микроводорослей” (октябрь 2012 г., Институт физиологии растений РАН, Москва), в работе которой приняли участие многие научные и производственные организации Российской Федерации, Казахстана, Японии, Кореи и ряда стран Европы, свидетельствует о том, что, несмотря на актуальность борьбы с “цветением” воды цианобактериями, на авторитетных научных форумах не было представлено ни одной подобной разработки. Учитывая это, можно было бы считать “лечение” проблемных водоемов посредством “альголизации” отечественным “ноу-хау”, однако статус “ноу-хау” для любой технологии должен быть засвидетельствован практическими результатами.

Авторы статьи в своем обзоре собрали доступные в научно-публицистической литературе и в источниках СМИ сведения и примеры использования технологии “альголизации”, уделили внимание последствиям, отклику водной экосистемы на такие биоманипуляции. Из-за большого количества подопытных водоемов и разного рода ангажированных публикаций под авторством “альголизаторов” обзор историй коррекции аль-

гоценозов разделен на две части. Первая часть посвящена пяти водным объектам, ситуация на которых изучалась эпизодически или разово, вторая — одному водному объекту, Цимлянскому водохранилищу, где дан глубокий анализ материалов ведомственного мониторинга, проводимого Ростовской АЭС.

ЧТО ПЛАНИРОВАЛИ И ЧТО ПОЛУЧИЛИ — ПЕРВЫЕ ПРИМЕРЫ ПОДМЕНЫ РЕАБИЛИТАЦИИ НА ХЛОРЕЛЛОВУЮ ИНОКУЛЯЦИЮ

В качестве основного аргумента за проведение “альголизации” ее авторы приводят примеры положительного влияния метода на водоемы.

Пензенское водохранилище

Основной пример — Пензенское водохранилище, которое “альголизуется” с 2001 г. По утверждению специалистов, проводивших его “альголизацию”, с момента начала процедуры по 2012 г. Пензенское водохранилище не “цвело”. Однако есть сведения [25, 27], что на протяжении всего этого времени “цвело” Сурское водохранилище. Но Сурское и Пензенское — названия одного и того же водоема. Более того, в 2010 г. вследствие массового развития цианобактерий в Пензенском водохранилище качество питьевой воды в г. Пензе было низким, отмечался эпизод появления характерного запаха в воде [1, 28].

Последняя информация о состоянии Пензенского (Сурского) водохранилища в 2019 г. указывает на то, что сотрудники “Горводоканала” обратились к специалистам для разработки рекомендаций по борьбе с фитопланктоном [11]. Это те же сотрудники, которые рьяно ратовали за “альголизацию” предыдущие 19 лет с начала эксперимента над водохранилищем. Тем временем “цветение” воды в водоеме регулярно происходило с мая по октябрь и закономерно останавливалось при наступлении холодов.

В 2019 г. в Пензенском водохранилище был зафиксирован рост новых видов водорослей, типичных для более северных широт, устойчивых к низкой температуре [22]. Они не только не погибали в непривычных условиях, но начали активно размножаться. Таким примером стала появившаяся совсем недавно цианобактерия *Nodularia spumigena* — обычный возбудитель “цветения” вод бассейна Балтийского моря [8]. В благоприятной среде она начинает активно размножаться, а в момент пика своего развития вытесняет из сообщества и ингибирует развитие остальных видов естественного альгоценоза, а те в свою очередь, отмирая, вырабатывают токсичные вещества и при разложении отмершей биомассы поглощают

большое количество растворенного в воде кислорода.

Необходимо заметить, что *Nodularia spumigena* токсична и сама по себе, в ходе жизненного цикла она выделяет гепатотоксическое вещество, которое называется нодуларин.

По словам очевидцев, водная гладь приобрела зеленовато-бирюзовый оттенок, на водохранилище стоит сильнейшая вонь, а на берег выбросило погибшую рыбу. Ситуация на Сурском водохранилище в 2019 г. напоминала экологическую катастрофу. Эксперты заявляют, что во время “цветения” водорослей людям, в особенности детям, нежелательно находиться в водоемах [6]. Зачастую после контакта с *Nodularia spumigena* у человека появляется аллергическая реакция в виде покраснений и высыпаний на коже, а при попадании цианобактерии внутрь человеческого организма могут наступить более серьезные осложнения.

Биологи сообщают, что водные биоресурсы (рыбы, моллюски) также становятся опасны для употребления в период “цветения” данной цианобактерии. В организмах особей, питающихся фитопланктоном, скапливаются неблагоприятные для человека токсины. В связи с этим ученые не советуют купаться и ловить рыбу во время “цветения” этого вида альгоценоза.

Многолетнее бездумное экспериментирование по корректировке альгоценоза привело к тому, что в настоящий момент сотрудники “Горводоканала” г. Пензы просят ученых федеральных институтов, а не альянс коммерческих организаций по “альголизации”, помочь в разработке рекомендаций по реабилитации водоема.

В качестве временной меры предлагается вселение ~30 т белого толстолобика для выедания “лишнего” фитопланктона [1, 20]. Но все это опять предлагается без конкретного ответа на главный вопрос: что при этом произойдет с водным объектом? Фактически предлагается борьба не с причиной конкретной ситуации в водоеме, а со следствием, что никогда не приводило к получению длительного положительного результата.

История с Пензенским водохранилищем в итоге закончится, как всегда, с обращением в федеральный центр за помощью профинансировать программу по восстановлению водного объекта. При этом вряд ли будет услышан ответ на вопрос, почему бесполезно потрачено несколько десятков миллионов рублей на так называемую “альголизацию” с нулевым эффектом, к тому же необходимость реабилитации Пензенского водохранилища стала более актуальной, чем двадцать лет назад.

Ижевское водохранилище

В Ижевском водохранилище в первый год после проведения “альголизации” в 2009 г. произошла перестройка альгоценоза с полидоминантного, в который входили синезеленые водоросли *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena* sp. и *Oscillatoria (Planktothrix) agardhii*, на монодоминантный с участием *Oscillatoria (Planktothrix) agardhii*. В дальнейшем это привело к резкому (пятикратному) росту численности цианобактерий. Специальных исследований по данному вопросу проведено не было, поэтому причина ухудшения экологического состояния Ижевского водохранилища после внесения суспензии хлореллы остается неясной. Альгологи МУП “Ижводоканал”, которые предоставили эти сведения, полагают, что это могло быть связано с внесением факторов, повлиявших на сообщество водорослей (например, альговирусов). В ответ на рекомендацию проверить культуру хлореллы на содержание альговирусов, чтобы исключить их негативное влияние на водоросли обрабатываемых водоемов, ООО НПО “Альгобиотехнология” получило справку от специалистов кафедры микробиологии Санкт-Петербургского государственного университета о том, что вирусы хлореллы не оказывают негативного влияния на животных [15]. Что касается влияния на сообщества водорослей — вопрос так и остался открытым.

Белоярское водохранилище, Свердловская область

При обсуждении результатов проведенного в 2012 г. мониторинга подвергнувшегося “альголизации” Белоярского водохранилища у сотрудников РосНИИВХ, проводивших наблюдения, возникли разногласия с представителями ООО НПО “Альгобиотехнология” в трактовке полученной информации. В частности, факт более низкой, чем в верховье, биомассы фитопланктона у плотины водохранилища, по представлениям специалистов “Альгобиотехнологии”, — показатель положительного влияния “альголизации”. Однако исследования, проведенные сотрудниками РосНИИВХ задолго до “альголизации” в конце 1980-х гг., показали подобный результат: концентрация фитопланктона в верховье водохранилища, куда р. Пышма приносит воду, обогащенную биогенами, была выше, чем в низовье у плотины (рис. 1).

Аналогичны результаты наблюдений на водохранилище и в более ранние годы: содержание фитопланктона в единице объема воды и без каких-либо воздействий всегда было меньше у плотины, чем в верховье водоема. Это показывает, что для Белоярского водохранилища — водного объекта многолетнего регулирования (время пребывания воды — до 2.5 лет) — полученные в 2012 г.

данные соответствуют естественно сформировавшейся закономерности развития альгоценоза на акватории. Следовательно, утверждение о том, что биомасса фитопланктона в низовьях водоема стала значительно меньше, чем в верховьях, как результат положительного влияния “альголизации”, в свете вышеизложенного факта неправомерно. К тому же, судя по абсолютным величинам биомассы водорослей в единице объема воды, интенсивность “цветения” воды в 2012 г. даже возросла по сравнению с 1988 г. (рис. 1а, 1б).

Озеро Невское, Ленинградская область

НПО “Альгобиотехнология” приводит также пример г. Приозерска Ленинградской области, где в окрестностях Севастьяновского сельского поселения проводили биологическую реабилитацию (“альголизацию”) двух озер (140 га), используемых для питьевого водоснабжения [30]. Вода при водорослевом “цветении” по органолептическим свойствам была признана непригодной для использования. “Альголизацию” озер начали 15 июня 2009 г. В этот период (с июня по конец августа включительно), по данным Росгидромета по Ленинградской области, наблюдались обильные дождевые осадки, что привело к подъему уровня воды в оз. Ладожском (р. Севастьяновка принадлежит к его водосбору) на 25 см выше среднеегодового. Поскольку “альголизация” протекала на фоне летнего дождевого паводка, а это грубая методическая ошибка проведения экспериментов по оценке влияния каких-либо факторов (в данном случае — “альголизации”) на изменение концентрации фитопланктона или химических компонентов в воде водного объекта, заявление представителей НПО “Альгобиотехнология” о том, что благодаря “альголизации” вода стала пригодной для питья спустя две недели с начала вселения хлореллы (15 июня 2009 г.), абсолютно неправомерно, тем более что через некоторое время после прохождения летнего паводка водоемы пришли в прежнее негативное состояние. В итоге принято грамотное инженерное решение по прокладке нового водовода для водоснабжения жителей поселка из другого источника. С 2018 г. по настоящее время питьевая вода высокого качества подается в п. Севастьяново по водоводу (15.7 км) из п. Кузнечного (оз. Ладожское) [24]. Попытки улучшить качество воды из прежнего источника — оз. Невского — путем внесения туда хлореллы больше никто не предпринимал.

*Черноисточинское водохранилище,
Свердловская область*

Намерение администрации г. Нижний Тагил (Свердловская область) улучшить состояние пи-

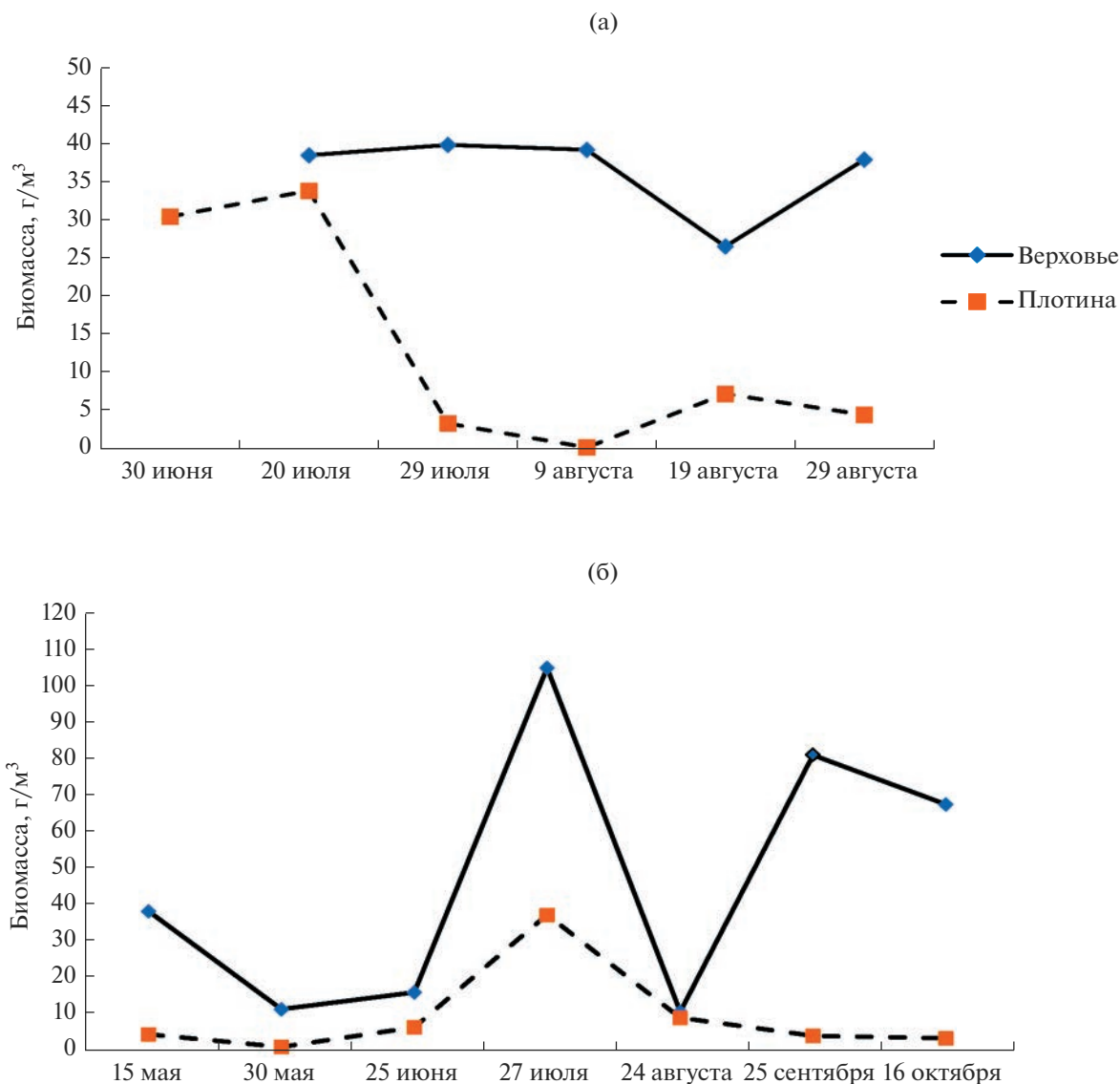


Рис. 1. Динамика биомассы фитопланктона Белярского водохранилища по данным 1988 (а) и 2012 (б) гг.

тьегового водоема — Черноисточинского водохранилища, характеризуемого интенсивным “цветением” водорослей, — вполне оправдано и обосновано. Однако в результате недостаточной компетенции специалистов по экологии в администрации г. Нижний Тагил и желания получить результат в кратчайшие сроки было принято решение о финансировании “альголизации”, что в конечном итоге привело к плачевным последствиям — нарушению экологического равновесия в Черноисточинском водохранилище, что способствовало переходу его вод из категории питьевых в категорию технических.

В итоге на сомнительное мероприятие (“альголизацию”) в 2011–2014 гг. были потрачены муниципальные средства, обещаемого эффекта улучшения состояния водоема не произошло, на-

оборот, в дальнейшем наблюдалась ускоренная деградация экологической системы. Природный альгоценоз водоема повторил путь альгоценозов Ижевского и Пензенского водохранилищ — стал монодоминантным с активным развитием токсичной водоросли *Aphanizomenon flos-aquae*. С 2015 по 2020 г. в летний период постоянно происходит массовая гибель рыбы. Вода становится абсолютно непригодной не только для питья без многоступенчатой, технологически сложной и дорогой предварительной подготовки, но и для рекреации.

Эксперименты с “альголизацией” проводили и на других водных объектах, за развитием водорослей на которых, в соответствии с контрактом, наблюдали специалисты РосНИИВХ (Нижне-Тагильское, Верхне-Выйское водохранилища), по существу — с теми же отрицательными резуль-

татами. Однако описанные ниже методические ошибки, допущенные авторами “альголизации” при постановке экспериментов, не позволяют сделать какие-либо обоснованные выводы об их результатах.

В частности, при всей достаточно большой совокупности внешних и внутренних факторов динамики процессов жизнедеятельности фитопланктона в водоеме делать выводы о результатах воздействия какой-либо одной процедуры на альгоценоз водного объекта без сравнения с изменениями в эти же периоды в неподверженном подобному влиянию водоеме-аналоге — неправомерно.

Более того, авторы “альголизации” не учитывают время пребывания воды в водохранилищах или в их отдельных секторах, скорости распространения в них воды и какой-либо растворенной или взвешенной субстанции, это грубейшая методическая ошибка проведения работ по оценке влияния каких-либо факторов на состояние их биоты и химический состав воды на зарегулированных водных объектах.

Обоснование механизма влияния “альголизации” на водный биоценоз ее авторы строят на основе декларируемых ими свойств штамма *Chlorella vulgaris* ИФР № С-111 и *Chlorella vulgaris* BIN: после внесения в водоем за считанные дни этот штамм становится доминирующей микроводорослью в указанном биотопе, поглощает все биогенные элементы и органические вещества, за счет чего вытесняет синезеленые водоросли.

Однако при отслеживании специалистами РосНИИВХ ситуации на альголизуемых водохранилищах на Урале (Белоярское, Нижне-Тагильское, Черноисточинское, Верхне-Выйское) в воде водоемов за весь период наблюдений (с мая по октябрь 2012 г.) заметных количеств хлореллы на фоне достаточно больших биомасс других видов водорослей отмечено не было.

ПРИМЕР ЦИМЛЯНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ВОДОЕМА- ОХЛАДИТЕЛЯ РОАЭС

В 2021 г. после получения краткого отчета “Анализ проведения мероприятий по альголизации водоема-охладителя Ростовской АЭС” от начальника отдела охраны окружающей среды станции О.И. Горской [9] было проведено изучение фактической ситуации по открытым источникам информации. Необходимость в этом возникла по причине полной неясности ситуации с альгоценозом водоема-охладителя РоАЭС, поскольку изложение материала в кратком отчете проведено умозрительно, без аргументации цифрами и фактами, с непреклонным оптимизмом в отношении процедуры “альголизации”.

В целом, данные, предоставленные в [8], не позволяют корректно интерпретировать результаты использования метода “альголизации”.

При изучении полученных данных и материалов, находящихся в свободном доступе, были обнаружены приведенные ниже конфликты информации.

1) В [8] утверждается, что вселение *Chlorella vulgaris* в 2007–2008, 2012 и в 2014–2020 гг. позволило предотвратить “цветение воды”, а также улучшить качество вод по некоторым показателям: “содержание загрязняющих веществ, количество растворенного в воде кислорода, органолептические показатели воды, химическое и биохимическое потребление кислорода и др.”. Также идет ссылка на отчеты Волгоградского отделения ГосНИОРХ и НПО “Гидротехпроект” за 2012, 2014–2020 гг.

Согласно материалам НПО “Гидротехпроект” [20, 21, 16], было отмечено “цветение” воды цианопрокариотами на территории водоема-охладителя, в частности — в сентябре 2017 г. (численность доходила до 163.4 млн кл/л) [20], а также в ноябре 2018 г. (численность до 454.1 млн кл/л) [21].

Также стоит обратить внимание на следующий абзац об исследованиях в 2016 г. и о межгодовой изменчивости за 2016–2018 гг. [21]:

“Данные исследований 2016 г. продемонстрировали:

— Подтверждается наличие в составе СТВ (система технического водоснабжения) Цимлянско-го водохранилища цианопрокариот, в том числе и токсичных, где в наиболее теплое летнее время происходит цветение, и делает его постоянным источником (и предшественником) таких цветений и в водоеме (охладителе), где теплый сезон пролонгирован на осень;

— в составе фитопланктона Цимлянского водохранилища и, как следствие, водоема-охладителя имеется несколько видов потенциально токсичных цианопрокариот, а также обнаружен *Chrysochloris ovalisporum*, способный в подогреваемых водоемах умеренной зоны, а также в тропических и субтропических естественных эвтрофированных водоемах Австралии и Евразии давать вспышки цветения, приводящие к полной перестройке экосистем, этот вид водорослей также потенциально токсичен.

Обилие фитопланктона в 2018 г. было сопоставимо с данными за 2016 г. и в среднем выше, чем в 2017 г. В 2018 г., как и в предыдущие годы, в планктоне основное значение имели виды цианопрокариот. Видно, что в последние три года роль цианобактерий значительно выросла. В этом (2018) году в планктоне активно вегетировали потенциально токсичные виды *Chrysochloris ovalisporum*, *Planktolyngbya* spp., *Planktothrix agardhii*, *Woronichinia compacta*. Так же как и в прошлом

году, отмечено большое значение потенциально токсичного вида *Planktothrix agardhii*, формировавшего “цветение” воды в осенний период.”

Вывод: служба охраны окружающей среды станции выдает недостоверную информацию, скрывая факт, что водоем-охладитель РоАЭС “цвел” и продолжает “цвести” все годы наблюдения с тенденцией усиления степени “цветения” воды за последние 3–4 года.

2) Согласно статье [10], где в авторах указана О.И. Горская, которая является составителем отчета [8], в 2010–2016 гг. было отмечено “слабое эвтрофирующее воздействие продувочных вод, поступающих из водоема-охладителя АЭС”, и, согласно приведенному видовому составу, *Chlorella vulgaris* в флористическом списке как вид совсем не встречается, а преобладают токсикогенные виды родов *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*.

Вывод: несмотря на проводимую “альголизацию”, хлорелла физически не встречается как постоянный компонент альгоценоза. В результате имеющиеся качественные и количественные флуктуации в альгоценозе не имеют отношения к “альголизации”, а обусловлены иными природными и антропогенными факторами.

3) Согласно статье [14], где приведены исследования с 2009 по 2015 г. с апреля по октябрь в приплотинной части Цимлянского водохранилища, показано, что “ежегодно наблюдается интенсивное “цветение” сине-зеленых на больших площадях со скоплением на прибрежных участках и с экстремальными значениями в отдельные годы”. Также в статье никак не выделяется и не упоминается влияние проведенных мероприятий по “альголизации”.

Вывод: Приплотинный плес Цимлянского водохранилища ежегодно “цветет” цианобактериями, несмотря на ежегодно декларируемую в нем успешную “альголизацию”.

4) Рассмотрены результаты проведения “альголизации” в 2007 г. по данным статьи [10], где приведены неоднозначные данные. Так, указано, что “Вселение *Chlorella vulgaris* осуществлялось в период с марта по ноябрь в общем объеме 12860 л суспензии с периодичностью дважды в месяц. Результаты показали, что вселяемый объект обнаруживался как в экспериментальных, так и в контрольных заливах эпизодически. При этом количественные характеристики ее развития колебались в довольно широких пределах — от 13 до 21056 тыс. кл/л и от 0.001 до 1.369 г/м³”. Согласно данным этой статьи, в 2007 г. к концу июля доминирующий комплекс фитопланктона Приплотинного плеса был представлен цианобактериями. Тогда можно поднять вопрос о том, в каких местах, когда и сколько (биомасса/численность) обнаруживалось внесенного вида, так как не

представлены сведения о точках, в которых отмечены такие высокие количественные характеристики *Chlorella vulgaris* (21056 тыс кл/л и 1.369 г/м³).

Кроме того, сами авторы указывают на неоднозначность применяемой методики: “Причиной сравнительно невысоких концентраций штамма в водоеме, кроме незначительности самого масштаба альголизации по сравнению с площадью плеса, может быть потребление хлореллы беспозвоночными и рыбами, особенно молодью, которая держится в заливах до конца лета. Кроме того, при внесении хлореллы в разгар “цветения”, когда вода наиболее насыщена продуктами разложения синезеленых водорослей, в том числе и токсичными, нельзя полностью исключить возможность их ингибирующего влияния на альголизант. Клетки хлореллы встречались в приплотинной зоне в широких температурных диапазонах — от 1°C в марте до 27°C в августе, однако четкой закономерности не установлено. Поведение и состояние вселяемой хлореллы, ее приживаемость и расселение в водоеме требуют дальнейшего детального изучения.”

Важно отметить, что, по данным публикации [29], в 2007 г. район водоема-охладителя был контрольным участком и вселения штамма хлореллы в него не проводилось. Таким образом, говорить о влиянии метода “альголизации” на резкое снижение биомассы фитопланктона в 2007–2008 гг. нельзя.

Вывод: масштабные эксперименты 2007 г. по “альголизации” Цимлянского водохранилища не затрагивали водоем-охладитель РоАЭС, из чего следует, что хлорелла не имеет к наблюдаемым в водоеме-охладителе процессам никакого отношения. Из-за обилия мешающих и маскирующих факторов среды, а также методических сложностей реализации самого эксперимента закономерного влияния хлореллы на альгоценоз Цимлянского водохранилища не установлено.

В “Предварительных материалах ОВОС” “Гидротехпроекта” [20] встречены противоположные заключения о наличии “цветения” в водоеме-охладителе РоАЭС:

5) на стр. 39 в [20] сказано: “В водоеме-охладителе и на других исследованных водных объектах “цветения” воды не отмечено, биомасса фитопланктона, в том числе синезеленых водорослей, значительно меньше, чем в Цимлянском водохранилище. Развитие фитопланктона лимитируется здесь высоким развитием высшей водной растительности — конкурента в потреблении биогенных элементов и основного создателя первичной продукции в водоеме-охладителе.”;

на стр. 50 [20] утверждается: “В сентябре 2017 г. на акватории водоема-охладителя было отмечено “цветение” воды, вызванное активной вегетацией цианопрокариот”.

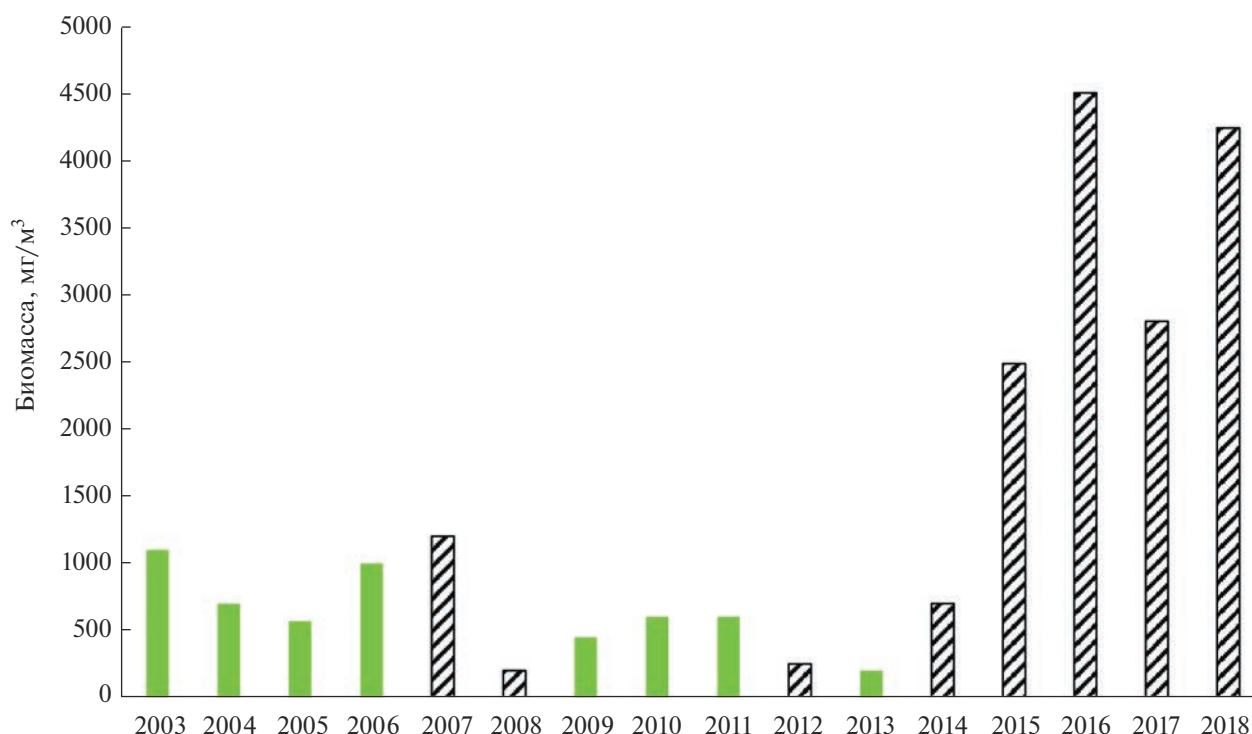


Рис. 2. Динамика биомассы фитопланктона (мг/м³) в районе водоема-охладителя Ростовской АЭС (Цимлянское водохранилище) по данным 2003–2018 гг. Штриховкой столбцов выделены годы проведения “альголизации”.

Вывод: понятие “цветения” воды имеет строгую формализацию, но авторы отчета не пользуются существующей градацией степеней “цветения” воды — с класса 1 (слабое цветение) по класс 4 (гиперцветение) [23], а оперируют этим термином субъективно, описательно. При таком подходе сравнение результатов за разные даты и разных мест невозможно.

Таким образом, используя всю доступную по нескольким источникам информацию [16, 17, 20, 21], был составлен график изменения биомассы фитопланктона с 2003 по 2018 г. На рис. 2 выделены столбцы с годами, в которые проводилась “альголизация”, согласно данным [8].

На графике на рис. 2 видно, что с 2015 г. произошел резкий рост показателя биомассы фитопланктона. При анализе результатов с 2003 по 2018 г. можно сделать вывод о том, что проведение “альголизации” в 2007–2008, 2012 и 2014–2018 гг. не оказывает закономерного влияния на развитие фитопланктона в водоеме-охладителе.

Точку зрения авторов настоящей статьи подтверждают и высказывания сотрудников Волгоградского отделения ГосНИОРХ в публикации [7]: “В 2006–2012 гг. с целью борьбы с синезелеными водорослями и уменьшения “цветения” воды проводилось вселение в водохранилище *Chlorella vulgaris* преимущественно штаммов BIN, ИФР С-111 на основе метода Н.И. Богданова (2004,

2008), так называемая “альголизация” (Кравцова, Калинина, 2013; Сальникова, Горская, 2013). Результаты этих мероприятий неоднозначны и не позволяют охарактеризовать их воздействие как положительно-отрицательное или нейтральное (Бульон и др., 2008; Калинина и др., 2012, 2013).”

Вывод: ни в одном тезисе отчетов или исследований не упоминается о серьезном лимитирующем влиянии заселенного вида *Chlorella vulgaris* или о ее преобладании в биомассе или численности фитопланктона. В годы проведения “альголизации” в водоеме-охладителе наблюдаются как максимальные, так и минимальные за период наблюдений биомассы фитопланктона. А утверждение в [8]: “...это [изменение соотношения долей водорослей и цианобактерий] связано с регулярными мероприятиями по биологической реабилитации водоема-охладителя методом альголизации”, — вводит в заблуждение, ничем не подкреплено и не обосновано.

АРГУМЕНТАЦИЯ “АЛЬГОЛИЗАТОРОВ” И ПОЗИЦИЯ НАУЧНОЙ ОБЩЕСТВЕННОСТИ

По утверждению разработчиков “альголизации” [13, 26], у применяемого штамма хлореллы есть полезные “побочные” эффекты, отличающие ее от других планктонных водорослей, — хло-

релла насыщает воду кислородом, при этом выделяется атомарный кислород, который разрывает длинные цепочки входящих в состав нефтепродуктов углеводородов. Кроме того, как они утверждают, за счет развития хлореллы в воде происходит снижение содержания тяжелых металлов, так как в присутствии кислорода их ионы переходят в форму высшей степени окисления и образуют с анионами нерастворимые соединения.

Однако, согласно физиологии растений, в процессе жизнедеятельности хлорелла, как и любой другой растительный организм, не только выделяет кислород при фотосинтезе, но и поглощает его при дыхании и не имеет каких-либо отличий в данном аспекте от других микроводорослей.

В процессе фотосинтеза у хлореллы, как и у других водорослей, в качестве побочных продуктов образуются некоторые активные формы кислорода: синглетный кислород, перекись водорода, супероксид и т. д. Однако, во-первых, атомарный кислород в условиях живого организма не образуется — для этого необходимо очень большое количество энергии; во-вторых, активные формы кислорода токсичны для клеточных структур, поэтому растительные организмы обладают механизмами, препятствующими окислительным повреждениям. В норме клетка нейтрализует активные формы кислорода в месте образования (в тилакоидах хлоропластов, в матриксе митохондрий), и вероятность их попадания в окружающую среду ничтожно мала. Выход этих форм кислорода в цитоплазму — патологический процесс, приводящий в конечном итоге к гибели клетки.

Предположение о появлении в воде в присутствии хлореллы атомарного кислорода, с точки зрения физиологии растений, безосновательно. Следовательно, абсолютно безосновательно и предположение о том, что якобы атомарный кислород разрывает длинные цепочки углеводородов, входящих в состав нефтепродуктов.

Что касается воздействия хлореллы на ионы металлов, в аэробных условиях в водных объектах они находятся в высшей степени окисления и вступают во взаимодействие с анионами без участия растворенного в воде кислорода. Можно ожидать некоего процесса поглощения хлореллой ряда ионов металлов, являющихся биогенными веществами, но этот процесс характерен в той или иной мере для всех видов водорослей и по сути приводит к кругообороту ионов металлов в водоемах, а не к удалению из них.

Появление новой технологии, якобы позволяющей решить одну из насущных водохозяйственных задач — предотвращение антропогенного эвтрофирования водоемов, не могло не вызвать заинтересованности научного сообщества. В 2008 г.

предлагаемую технологию и обосновывающие ее материалы анализировала группа ведущих специалистов профильных институтов: В.В. Бульон (Зоологический институт РАН), Е.Ю. Воякина (СПб НИЦ экологической безопасности), В.Я. Костяев (лаборатория альгологии Института биологии внутренних вод РАН), И.С. Трифонова, Л.А. Кудерский (Институт озероведения РАН), В.Н. Никулина (Зоологический институт РАН), А.Е. Королев, Г.М. Лаврентьева, О.А. Ляшенко, М.М. Мельник, Т.В. Терешенкова (ГосНИОРХ). В результате их работы появилось заключение, содержащее, помимо прочего, вопросы и замечания, которые сводятся к следующему [5]:

— в тексте при описании “альголизации” обнаружены многочисленные положения, либо не имеющие научного обоснования, либо ему противоречащие; обосновывающие метод эксперименты выполнены с грубыми методическими ошибками; отсутствуют четкое описание методики и нормативы внесения хлореллы; у предлагаемой технологии в представленном авторами виде отсутствует научная и экспериментальная основа;

— технология не рассматривалась и не апробировалась уполномоченными государственными органами;

— данный метод может оказаться не только бесполезным, но и вредным, так как предполагает внесение в питьевые водоемы суспензии хлореллы, выращенной с добавлением бактериальной смеси или сточных вод (это предполагает технология подготовки “альголизанта”) без предварительного обеззараживания; особо подчеркивается, что используемые при “альголизации” штаммы хлореллы не апробированы эпидемиологически.

В 2014 г. в Красноярске состоялся съезд Гидробиологического общества при РАН РФ, в решения которого было внесено положение, касающееся “альголизации”: “Важным итогом работы Съезда явилось решение считать так называемый метод “альголизации” водоемов ложным и наносящим значительный ущерб Российской гидробиологии. Подчеркнута необходимость развития современных высокотехнологичных научных методов борьбы с эвтрофированием водоемов”.

В письме Федерального агентства водных ресурсов от 03.07.2014 [19] говорится о том, что в 2007 г. Росводресурсы провели апробацию метода “альголизации” на Цимлянском водохранилище для регулирования его гидробиологического состояния. Результаты оказались неоднозначными, не позволили сделать выводы об эффективности технологии. Там же говорится о проведении в 2009 г. Научно-технического совета по вопросу “альголизации”. На совещании было принято утверждение, что изучение механизмов и последствий искусственного регулирования качества

воды методом интродукции биологических видов — сложная научная задача. Имеющийся опыт “альголизации” не позволяет сделать окончательных выводов об эффективности метода, само предложение использовать хлореллу для подавления “цветения” водоемов научно не обосновано и не подтверждено практикой. Дальнейшее проведение НИОКР в этом направлении считается нецелесообразным.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

К настоящему времени накоплено большое количество аргументов против бездумного проведения так называемой “альголизации”: отсутствие подобного направления в современной биотехнологии микроводорослей, нулевые или даже отрицательные результаты воздействия метода на водоемы, отсутствие прописанной и апробированной методики, неправомерность выводов в связи с ошибочностью применяемой сотрудниками ООО НПО “Альгобиотехнология”, ООО “Альготек” и других компаний методологии проведения исследования, непредсказуемость и неясность отдаленных последствий для подвергающихся данной операции водных объектов. Вызывает сомнение также качество и чистота используемых для “альголизации” штаммов. Все это ставит под сомнение те рациональные моменты, которые, возможно, содержатся в основе идеи метода “альголизации”.

В результате выполнения комплекса опытно-исследовательских работ по установлению конкурентных качеств зеленой водоросли хлореллы по отношению к цианобактериям и другим возбудителям “цветения” воды сотрудниками РосНИИВХ и других научно-исследовательских институтов [18] получено научное подтверждение ошибочности утверждений о возможности использования хлореллы как способа биоманипуляции в борьбе с “цветением” воды в природных водоемах. Предлагаемый метод подавления “цветения” в водоемах при помощи их “альголизации” суспензией зеленой водоросли хлореллы штамма *Chlorella vulgaris* BIN является бесполезным, неэффективным и несет санитарные риски.

С учетом совокупности полученных фактов можно утверждать, что в отношении попыток дополнительно провести исследования для поиска уникальных свойств штамма хлореллы *Chlorella vulgaris* BIN в борьбе с “цветением” водоемов следует обозначить четкую позицию — данная водоросль по своей экологии не имеет иного преимущественного механизма в конкуренции с другими видами альгоценоза, кроме как высокая начальная скорость размножения популяции в благоприятных условиях среды (монокультура), и дальнейшее проведение исследовательских работ

бессмысленно и будет носить лишь сугубо академический характер.

Еще раз следует акцентировать внимание на том, что “альголизация” в современной гидробиологии не имеет научного обоснования, фактического подтверждения (за исключением самих разработчиков) и в официальной науке признана лженаукой. Далее везде и повсеместно предлагаем впредь упоминать данный метод только в историческом контексте, изъав его из перечня методов по борьбе с “цветением воды” синезелеными водорослями (цианобактериями) как противоречащий экосистемному подходу в водохозяйственной деятельности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Асанов А.Ю. Водные биологические ресурсы Пензенской области. Сурское водохранилище // Вестн. Астраханского гос. техн. ун-та. Сер. Рыбное хоз-во. 2015. № 1. С. 14–25.
2. Богданов Н.И. Биологическая реабилитация водоемов. Пенза: РИО ПГСХА, 2008. 152 с.
3. Богданов Н.И. Планктонный штамм *Chlorella kessleri* для предотвращения “цветения” водоемов синезелеными водорослями. Патент RU 2585523. № 2015111746/10. Бюл. №15. 2016.
4. Богданов Н.И. Штамм микроводоросли *Chlorella vulgaris* для получения биомассы и очистки сточных вод. Патент РФ 1751981. № 2192459. Бюл. № 4. 2022.
5. Бульон В.В., Воякина Е.Ю., Королев А.Е., Костяев В.Я., Кудерский Л.А., Лаврентьева Г.М., Ляшенко О.А., Мельник М.М., Никулина В.Н., Трифонова И.С., Терешенкова Т.В.. О книге Н.И. Богданова “Биологические основы предотвращения “цветения” Пензенского водохранилища синезелеными водорослями”. СПб., 2008. 17 с.
6. Ветрова А.В. Они слишком быстро размножаются! Опасные твари захватили Сурское водохранилище. https://1pnz.ru/city_online/obshchestvo/news/ekologicheskaya_katastrofa_na_surskom_vodohranilishche_pochemu_vodoem_prevratilsya_v_zele_nuyu_zhizhu/ (дата обращения: 14.06.2019)
7. Вехов Д.А., Науменко А.Н., Горелов В.П., Голоколенова Т.Б., Шевлякова Т.П., Современное состояние и использование водных биоресурсов Цимлянско-го водохранилища (2009–2013 гг.) // Рыбохозяйственные исследования на водных объектах Европейской части России. СПб.: ГосНИОРХ, 2014. С. 116–145.
8. Водоросли, вызывающие “цветение” водоемов северо-запада России. М.: КМК, 2006. 367 с.
9. Горская О.И. Анализ проведения мероприятий по альголизации водоема-охладителя Ростовской АЭС. Волгодонск: Ростовская АЭС, 2021.
10. Горская О.И., Яковлев С.В., Черешнева Л.А., Сапельников В.М. Результаты многолетнего биологического мониторинга в Цимлянском водохранилище в районе продувки водоема-охладителя Ростов-

- ской АЭС // Глобальная ядерная безопасность. 2017. № 2 (23). С. 7–20.
11. Гулин Д.В. Вонючей водой в Сурском занимаются ученые. <https://www.penza-press.ru/lenta-novostey/149514/vonyuchej-vodoj-v-surskom-zanimayutsya-uchenye> (дата обращения: 15.07.2019)
 12. Извещение к авторскому свид. СССР. SU 1751981. Штамм микроводоросли *Chlorella vulgaris* – продуцент биомассы. Богданов Н.И. № 4378916/13. 10.02.1997. MRFD 1997. <https://patents.su/1-1751981-shtamm-mikrovodorosli-chlorella-vulgaris-producent-biomassy.html>
 13. Кульнев В.В., Лухтанов В.Т. Биологическая реабилитация водоемов путем структурной перестройки фитопланктонного сообщества. <http://www.algobiotehnologia.com/shop/?gid=185>
 14. Мартышева Н.А., Хоружая Т.А. Особенности “цветения” воды Цимлянского водохранилища синезелеными микроводорослями // Изв. вузов. Северо-Кавказский регион. Сер. Естественные науки. 2017. № 2 (194).
 15. Научное заключение об альговирусах из Санкт-Петербургского государственного университета. <http://www.algobiotehnologia.com/shop/?gid=189>
 16. Окончательные материалы по оценке воздействия на окружающую среду эксплуатации энергоблока № 2 Ростовской АЭС в 18-месячном топливном цикле на мощности реакторной установки 104% от номинальной. Валдай: Гидротехпроект, 2016.
 17. Окончательные материалы оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) эксплуатации энергоблока № 3 Ростовской АЭС в 18-месячном топливном цикле на мощности реакторной установки 104% от номинальной с вентиляторными градирнями. Кн. 2. Валдай: Гидротехпроект, 2019.
 18. Определение на базе исследований физиологических свойств *Chlorella vulgaris* BIN ее способности к изменениям альгоценоза при различных количественных отношениях их концентраций в воде и научное обоснование механизма процесса. Екатеринбург: РосНИИВХ, 2021. 374 с.
 19. Письмо Федерального агентства водных ресурсов ВН-02-19/3430 от 03.07.2014.
 20. Предварительные материалы ОВОС эксплуатации энергоблока № 1 Ростовской АЭС в 18-месячном топливном цикле на мощности реакторной установки 104% от номинальной. Кн. 2. Валдай: Гидротехпроект, 2018.
 21. Предварительные материалы ОВОС эксплуатации энергоблока № 3 Ростовской АЭС в 18-месячном топливном цикле на мощности реакторной установки 104% от номинальной с вентиляторными градирнями. Кн. 2. Валдай: Гидротехпроект, 2018.
 22. Программа борьбы с планктоном составят для Сурского моря. https://penza.aif.ru/society/programmu_borby_s_planktonom_sostavyat_dlya_surskogo_morya (дата обращения: 03.10.2019)
 23. Реймерс Н.Ф. Природопользование. Словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. 637 с.
 24. Схема водоснабжения и водоотведения МО Севастьяновское сельское поселение Приозерского муниципального района Ленинградской области на период до 2028 года. СПб.: ЯНЭНЕРГО, 2013. 98 с.
 25. Форум обсуждения проблем города Череповец. http://forum.cherepovets.net/lofi_version/index.php/t152457-200.html
 26. Хлорелла для альголизации водоемов. http://ecoforwardgroup.ru/?page_id=348
 27. Цветение воды в Сурском водохранилище не является причиной неприятного запаха водопроводной жидкости. http://tv-express.ru/news_info/14507/ (дата обращения: 17.08.2010)
 28. Щенетова В.А., Толстова Т.В. Анализ экологического состояния Пензенского водохранилища // Фундаментал. исследования. 2011. № 8. С. 188–189.
 29. Яковлев С.В., Ходяков Е.А., Калинина С.Г. Улучшение экологического состояния Приплотинного плеса Цимлянского водохранилища методом альголизации // Глобальная ядерная безопасность. 2012. Спец. вып. 3.
 30. <http://www.algobiotehnologia.com/info/contacts.php>

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ, ЭКОНОМИЧЕСКИЕ И ПРАВОВЫЕ АСПЕКТЫ

УДК 556.182:628.171(476)

МЕЖРЕГИОНАЛЬНЫЕ РАЗЛИЧИЯ ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

© 2023 г. О. В. Шершнёв*

*Гомельский государственный университет им. Франциска Скорины,
Гомель, 246019 Республика Беларусь*

**e-mail: natstudy@yandex.ru*

Поступила в редакцию 02.09.2021 г.

После доработки 08.10.2021 г.

Принята к публикации 14.10.2021 г.

На основе водохозяйственной статистики государственного водного кадастра Республики Беларусь выполнен анализ динамики использования воды за период 2000–2019 гг. В основу исследования положены статистические методы анализа временных рядов и относительных показателей динамики водопользования. Выявлены тенденции и приоритеты использования воды в целом по стране и на уровне административных районов. Показано, что за период 2000–2019 гг. в стране произошло сокращение водоотбора на 28%, а использование воды на хозяйственно-питьевые и промышленные нужды снизилось более чем на 30%. На основе сравнительного анализа установлены межрегиональные различия водопользования, представленные в относительном выражении показателей: общего водоотбора, объема добычи подземных и изъятия поверхностных вод, количества использованной воды по целям водопользования. В большинстве (в 102 из 118) административных районов страны основной источник водоснабжения — подземные воды, добыча которых превышает изъятие поверхностных вод, а в 36 районах водоснабжение обеспечивается полностью за счет подземных вод. Выполнена группировка административных районов по приоритетным целям использования воды. Установлено, что в 78 районах приоритетны одновременно две цели водопользования, как правило — хозяйственно-питьевые и сельскохозяйственные нужды, обеспечиваемые подземными водами. Дифференциация объемов водоотбора и приоритетов водопользования на уровне районов определяется численностью населения, степенью развития отраслей материального производства и их потребностью в воде.

Ключевые слова: водопользование, водоотбор, приоритеты водопользования, поверхностные воды, подземные воды, Республика Беларусь, административные районы.

DOI: 10.31857/S0321059623030136, **EDN:** CPTPDS

ВВЕДЕНИЕ

Водные ресурсы — ключевой элемент в промышленном производстве, сельском хозяйстве, питьевом водоснабжении и энергетике. Возрастание антропогенной нагрузки в совокупности с климатическими изменениями приводит к увеличению спроса на водные ресурсы, что предопределяет актуальность вопросов оценки их использования как с научной, так и практической точек зрения.

В Беларуси оценка ресурсов и исследование запасов пресных вод наряду с вопросами водопользования также рассматриваются как приоритетные. Это обусловлено, с одной стороны, влиянием внутренних антропогенных факторов, изменением регионального климата, которые приводят к обострению водных проблем, с другой — тем, что с 1990-х гг. в стране произошли экономические и демографические перемены, оказавшие

влияние на водопотребление населения, промышленности и сельского хозяйства, а в первой четверти 2000-х гг. изменилась долгое время существовавшая система показателей в структуре водопользования, что вызвало перераспределение в учете объемов целевого использования воды.

К настоящему времени в научной литературе есть работы, содержащие анализ показателей использования поверхностных и подземных вод в экономике Беларуси на различных временных этапах, прогнозы перспективной потребности в подземных водах вплоть до 2050 г. [1, 2, 10–12, 18], анализ использования водных ресурсов отдельных регионов на основе водохозяйственного баланса [13, 17], оценка динамики водопотребления в стране в целом, по областям, по крупным городам, по основным водосборам рек, по видам экономической деятельности, прогнозные оценки водопотребления на период до 2030 г. [4–7, 14].

Вопросы приоритета источников водоснабжения и целей водопользования на уровне административных районов не рассматриваются. При этом очевидно существование межрегиональной дифференциации водопользования по причинам различий численности населения и отраслевой структуры районов, соответственно — и потребности в воде.

Решение задачи эффективного водопользования одновременно с осуществлением технических, технологических и водоохранных мероприятий должно опираться на своевременные и достоверные оценки объемов фактического использования водных ресурсов в прошлом и настоящем и их соотношений с учетом приоритетов водных объектов и целей водопользования.

Цель работы — анализ межрегиональных различий на уровне административных районов Республики Беларусь по приоритетам водопользования — объемам, источникам водоснабжения и целям водопользования.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

При оценке водопользования используются, как правило, теоретический и отчетно-статистический методы.

Теоретический метод основан на составлении баланса водопотребления и водоотведения с учетом особенностей производственных процессов, систем водоснабжения и канализации.

Отчетно-статистический метод опирается на данные государственной статистической отчетности об объемах водопотребления, водоотведения и производстве продукции. При оценке динамики водопотребления наиболее распространены статистические методы анализа временных рядов.

Оценка водопользования в Республике Беларусь базировалась на материалах государственного водного кадастра (ГВК), включающего в себя обобщенные данные статистических отчетов предприятий и организаций об использовании воды за период 2000–2019 гг. [8, 9].

Применяемые для реализации поставленной цели методы представлены тремя группами:

эмпирические (сравнение);

количественные (экономико-статистические, статистическая группировка);

графические (диаграммы, картосхемы).

К первой группе методов относится метод сравнения исследуемых объектов (районов) с целью выявления сходства или различия между ними по ряду показателей (численности населения, объему забранной воды, количеству используемой воды по целям водопользования и др.). Это

позволило получить количественные различия между исследуемыми объектами.

Во второй группе в качестве экономико-статистического метода применен анализ рядов динамики водоотбора и использования воды по темпу прироста и темпу роста, рассчитанным к базисному периоду (2000 г.). Статистические группировки сформированы по следующим группировочным признакам: величина водоотбора, источник водоотбора, цели и величина водопользования.

Графические методы использованы для визуализации, систематизации и обобщения результатов исследования в виде диаграмм и картосхем.

Методическая схема исследования выражает представленные ниже несколько этапов анализа статистических данных по водопользованию.

1. Анализ интенсивности изменения водоотбора за периоды 2000–2019 и 2016–2019 гг. Уровни в динамическом ряду представлены абсолютными среднегодовыми величинами, характеризующими забор воды и ее использование по целям водопользования. Относительный показатель динамики (темпы прироста) рассчитан по базисным периодам — 2000 и 2016 гг.

2. Изучение структуры и динамики водопользования за период 2000–2019 гг. на основе анализа данных раздела “Статотчетность водопользователей” ГВК Республики Беларусь [8, 9]. В качестве сравниваемых группировок использованы цели водопользования.

3. Анализ водопользования на уровне административных районов (с учетом административных центров) методом статистических группировок на основе данных раздела “Статотчетность водопользователей” ГВК Республики Беларусь за 2019 г. Группировочные признаки — цель водопользования и объем используемой воды, объем забранной подземной и поверхностной воды, общий водоотбор.

Для проведения пространственно-территориальных сравнений на уровне административных районов выполнен анализ изменения общего водоотбора на основе расчета относительного показателя динамики (темпа роста) при сравнении 2019 г. с 2016 г. Рассчитаны относительные показатели водопользования, выделены их уровни и соответствующие им границы интервалов группировки (табл. 1). При расчете относительного показателя общего водоотбора по административным районам за базу сравнения принимался максимальный общий водоотбор за 2019 г., который пришелся на Вилейский район и составил 114.8 млн м³.

Таблица 1. Относительные показатели, используемые для анализа водопользования в пределах административных районов

Доля в максимальном общем водоотборе		Доля забранной воды		Доля использования воды в общем водопотреблении	
степень показателя	значение показателя, %	степень показателя	значение показателя, %	степень показателя	значение показателя, %
Весьма высокая	[80, 100]	Весьма высокая (или абсолютная)	[80, 100]	Весьма высокая (или абсолютная)	[80, 100]
Высокая	[60, 80)	Высокая	[60, 80)	Высокая	[60, 80)
Средневысокая	[40, 60)	Средневысокая	[53, 60)	Средневысокая	[40, 60)
Заметная	[20, 40)	Примерно равная	[47, 53)	Заметная	[20, 40)
Незначительная (и весьма незначительная)	[0, 20)			Незначительная (и весьма незначительная)	[0, 20)

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В Республике Беларусь поверхностные воды отбираются для производственных нужд, гидроэнергетики, рыбо-прудового хозяйства и орошения, а подземные воды используются для питьевого водоснабжения и производства продуктов питания, лекарственных и ветеринарных средств, для кормления и поения животных.

Водный кодекс Республики Беларусь предусматривает приоритет подземных вод в использовании для питьевых нужд перед иным их использованием (ст. 3). Для хозяйственно-питьевых нужд могут использоваться и воды поверхностных водных объектов, качество которых соответству-

ет гигиеническим нормативам безопасности воды (статья 39) [3].

Динамика водоотбора за период 2000–2019 гг. указывает на наметившийся еще в 1992 г. нисходящий тренд добычи (изъятия) воды из подземных и поверхностных источников (рис. 1). Несмотря на то, что ежегодная величина общего водоотбора (цепной показатель) менялась от 2.5 до –7.8%, в 2019 г. водоотбор сократился на 28%, или в абсолютном выражении на 520.4 млн м³ по отношению к 2000 г. Изъятие поверхностных вод уменьшилось на 31, забор подземных – на 25.5%.

С 1985 по 1995 г. в структуре общего водоотбора доминировали поверхностные воды (53–60%), а затем до настоящего времени от 54 до 58% забора воды приходилось на подземные воды. Повы-

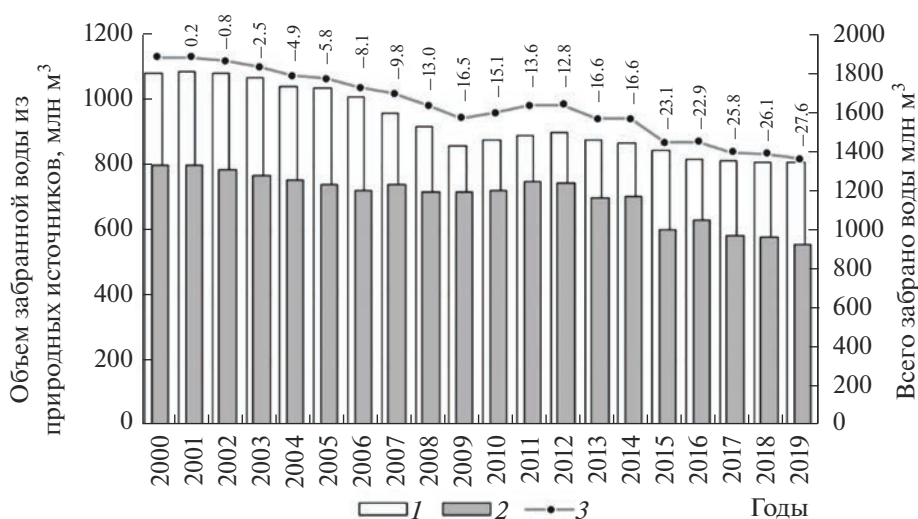


Рис. 1. Объем забранной воды из природных источников для использования в Республике Беларусь: 1 – подземные воды; 2 – поверхностные воды; 3 – всего забрано воды (цифры над кривой – темпы прироста к базисному 2000 г.). Составлено автором на основе данных ГВК [8, 9].

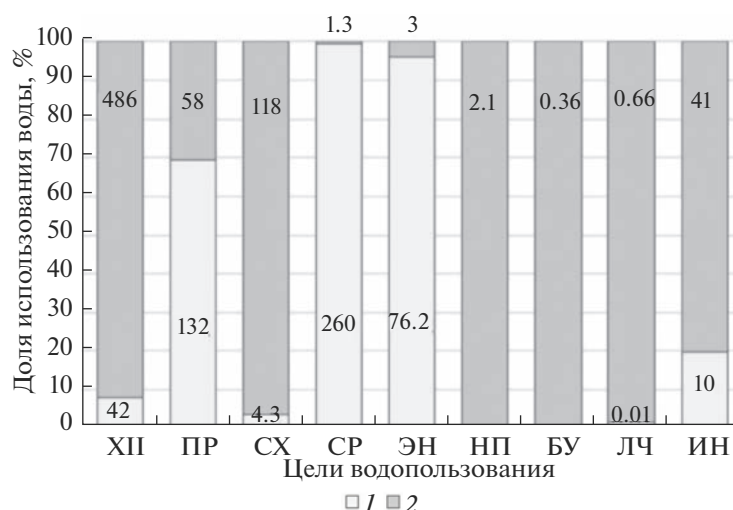


Рис. 2. Использование воды (млн м³) в Республике Беларусь в 2019 г. Цели водопользования: ХП — хозяйственно-питьевые нужды, ПР — нужды промышленности, СХ — нужды сельского хозяйства (кроме рыбоводства), СР — нужды сельского хозяйства (только рыбоводство), ЭН — энергетические нужды, НП — для производства алкогольных, безалкогольных, слабоалкогольных напитков и пива (кроме буттирования пресных и минеральных вод), БУ — буттирование пресных и минеральных вод, ЛЧ — лечебные (курортные, оздоровительные) нужды, ИН — прочие цели; 1 — использовано поверхностных вод, 2 — использовано подземных вод. Составлено автором на основе данных ГВК [8].

шение доли забора подземных вод обусловлено их более высоким качеством по сравнению с поверхностными водами и, как следствие, приоритетным использованием прежде всего в хозяйственно-питьевом водоснабжении.

Уменьшение потребления свежей воды, преимущественно поверхностной, на промышленные нужды привело к сокращению изъятия поверхностных вод и увеличению доли забора подземных вод.

В 2016 г. в Республике Беларусь изменилась форма статистической отчетности — «Отчет об использовании воды» (форма «1-вода») и ряд показателей были выделены отдельно как самостоятельные цели использования воды: энергетические, лечебные, промышленные нужды. Это расширило существовавшую структуру водопользования и привело к перераспределению объемов и долей используемой воды между целями водопользования.

Хозяйственно-питьевые нужды — приоритетные в общей структуре водопользования, на них расходовалось воды от 782 млн м³ (46%) в 2000 г. до 528.7 млн м³ (43%) в 2019 г., что указывает на снижение водопотребления на 32%. Из общего объема воды, используемой для этих целей в 2019 г., 91% составляют подземные воды. Почти на 100% они востребованы на лечебные нужды, для буттирования и производства напитков, но по абсолютной величине (0.67–2.1 млн м³) существенно уступают хозяйственно-питьевому водоснабжению (рис. 2).

Объемы использования свежей воды на нужды промышленности до 2016 г. оставались вторыми по приоритету. Их доля не существенно колебалась — в пределах 28–31%. К 2016 г. водопотребление в промышленности (с учетом буттирования, производства напитков, энергетических и прочих целей) сократилась на 39%.

В 2016–2019 гг. с учетом изменения статистической отчетности доля используемой в промышленности воды составляла 15–16%, а вторым по объему водопотребления (21–24%) стало рыбоводство. При этом использование подземных вод в промышленности практически не менялось и было на уровне 58.1–58.7 млн м³ в год, или 29–31% общего объема воды, востребованной на нужды промышленности.

Значительная часть воды тратилась на нужды рыбоводства, где доля ее использования колебалась от 13.5 до 28%, что было обусловлено как сокращением использования поверхностных вод для других целей, так и увеличением собственного водопотребления, в отдельные годы достигавшего 350–400 млн м³. Несмотря на то, что с 2000 по 2019 г. темп прироста составил 14%, с 2012 по 2019 г. водопотребление снизилось на 35%.

На сельскохозяйственное орошение и водоснабжение расходовалось воды от 160 млн м³ в 2000 г. до 122 млн м³ в 2019 г., что составляло 8–9% ее общего объема, предназначенного на все цели. До 98% использованной в сельском хозяйстве воды приходится на подземные воды. За весь исследуемый период доля воды, используемой для орошения, в основном составляла от 3 до 5%,

лишь в редкие годы возрастая до 6–13% от всего объема ее использования на сельскохозяйственные нужды. Весьма незначительное использование воды на орошение (3–6 млн м³) предопределено в целом благоприятными климатическими условиями для ведения сельского хозяйства, его специализацией и малыми орошаемыми площадями (до 25 тыс. га, или 0.4% в составе пахотных земель [15]).

Водообеспечение энергетики на 96–97% происходит за счет поверхностных водных источников. В 2016–2019 гг. доля расходуемой в энергетике воды составляла 6.2–6.7% объема воды, затраченного на все цели.

В течение 2016–2019 гг. прослеживалось замедление снижения потребления воды на все цели. Происходит периодическое повышение либо уменьшение использования воды.

В целом за период 2000–2019 гг. наибольшее сокращение использования воды произошло для хозяйственно-питьевых и промышленных нужд. Его причины на том или ином временном этапе могли быть обусловлены следующими факторами [4, 7, 8, 16]:

в хозяйственно-питьевом водоснабжении: убылью населения, внедрением и распространением приборного учета использования воды в жилом секторе городов и тенденцией сбережения воды в сфере жилищно-коммунального хозяйства;

в промышленном водоснабжении: сокращением производственных мощностей водоемких предприятий, снижением доли водоемких производств в промышленности, внедрением водосберегающих технологий.

Для установления территориальных различий водопользования на уровне административных районов проанализированы абсолютные и относительные показатели забора воды из водных объектов и объемов ее использования для разных целей водопользования.

За период 2016–2019 гг. характерная для Беларуси в целом тенденция сокращения общего водоотбора сохранилась и в большинстве административных районов (рис. 3). Для многих районов она имеет колебательный характер – водоотбор то возрастает, то снижается. Такая периодичность обусловлена увеличением или сокращением числа водопользователей и объемов забранной воды для использования крупными водопользователями: рыбхозами, предприятиями водопроводно-канализационного хозяйства, энергетики, добывающей и перерабатывающей промышленности, а также снижением численности населения практически во всех районах.

Для большей части районов наблюдается относительно небольшое (в 1.1–1.2 раза) уменьшение общего водоотбора. В ряде районов он остал-

ся на прежнем уровне, а в 44 районах объем общего водоотбора даже несколько возрос.

Наиболее заметное снижение водоотбора (в 1.5–2.8 раза) характерно для небольшого числа районов и вызвано прежде всего сокращением расхода воды на нужды рыбоводства (Жабинковский, Малоритский, Чашникский и Слонимский районы), промышленности и хозяйственно-питьевого водоснабжения (Лельчицкий и Славгородский районы).

Небольшое увеличение водоотбора (до 1.1–1.2 раз) в основном было связано с обеспечением сельскохозяйственных нужд, реже – рыбоводства и промышленности. Для этих целей расходуется преимущественно 0.1–0.5 млн м³ воды, и лишь в отдельных районах (Ляховичском, Столинском, Лунинецком и Светлогорском) использование воды возрастает до 2.5–8.6 млн м³ для нужд промышленности и рыбоводства.

Наибольший общий водоотбор (114.8 млн м³) в 2019 г. приходился на Вилейский район, а меньше всего воды (0.64 млн м³) было забрано в Краснопольском районе. В этом диапазоне объемов общего водозабора районы объединены в 5 групп (табл. 1; рис. 3).

Большинство районов (102 из 118) характеризуется незначительным и весьма незначительным водоотбором (0.64–22.3 млн м³ в год), суммарная величина которого составляет 538.3 млн м³, или 39.5% от общереспубликанской. Основная часть этого объема воды расходуется на хозяйственно-питьевые и сельскохозяйственные цели, в меньшей степени – для удовлетворения нужд рыбоводства (Малоритский, Поставский, Чашникский, Житковичский, Петриковский, Осиповичский районы) и промышленности (Мозырский, Речицкий, Волковысский, Борисовский и Смолевичский районы).

На 9 районов с заметной величиной общего водоотбора приходится 309.3 млн м³ в год, или ~23% общереспубликанской величины водозвличения. В водоотборе незначительно преобладают (54%) поверхностные воды, которые расходуются преимущественно на нужды рыбоводства (Ганцевичский, Лунинецкий, Пинский, Любанский, Солигорский и Червенский районы) и промышленности (Светлогорский, Солигорский, Брестский и Лунинецкий районы). Наиболее значительные объемы подземных вод (до 20 млн м³) обеспечивают хозяйственно-питьевые нужды в районах с высокой численностью населения (380–400 тыс. чел.), большая часть которого (90%) концентрируется в областных центрах (города Брест и Витебск).

Наименее распространенные 3 группы с общим водоотбором от средневысокого до весьма высокого включают в себя от 2 до 3 административ-

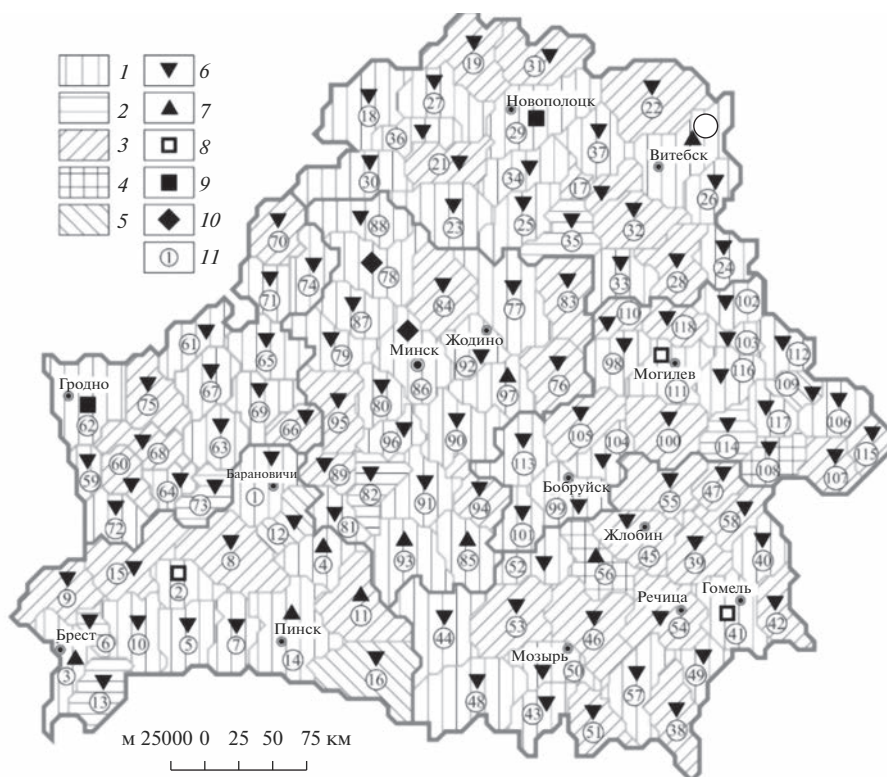


Рис. 3. Изменение водоотбора 2019/2016 гг. и объем общего водоотбора в 2019 г. по административным районам Республики Беларусь. Темпы роста, %: 1 – 36–68, 2 – 69–100, 3 – 101–132, 4 – 133–164, 5 – 165–234; общий водоотбор, млн м³: 6 – 0.64–22 (незначительный и весьма незначительный), 7 – 23–44 (заметный), 8 – 47–50 (средневысокий), 9 – 71.3–71.8 (высокий), 10 – 110–115 (весьма высокий); 11 – административные районы: 1 – Барановичский, 2 – Березовский, 3 – Брестский, 4 – Ганцевичский, 5 – Дрогичинский, 6 – Жабинковский, 7 – Ивановский, 8 – Ивацевичский, 9 – Каменецкий, 10 – Кобринский, 11 – Лунинецкий, 12 – Ляховичский, 13 – Малоритский, 14 – Пинский, 15 – Пружанский, 16 – Столинский, 17 – Бешенковичский, 18 – Браславский, 19 – Верхнедвинский, 20 – Витебский, 21 – Глубокский, 22 – Городокский, 23 – Докшицкий, 24 – Дубровенский, 25 – Лепельский, 26 – Лиозненский, 27 – Миорский, 28 – Оршанский, 29 – Полоцкий, 30 – Поставский, 31 – Россонский, 32 – Сенненский, 33 – Толочинский, 34 – Ушачский, 35 – Чашникский, 36 – Шарковщинский, 37 – Шумилинский, 38 – Брагинский, 39 – Буда-Косшелевский, 40 – Ветковский, 41 – Гомельский, 42 – Добрушский, 43 – Ельский, 44 – Житковичский, 45 – Жлобинский, 46 – Калинковичский, 47 – Кормянский, 48 – Лельчицкий, 49 – Лоевский, 50 – Мозырский, 51 – Наровлянский, 52 – Октябрьский, 53 – Петриковский, 54 – Речицкий, 55 – Рогачевский, 56 – Светлогорский, 57 – Хойникский, 58 – Чечерский, 59 – Берестовицкий, 60 – Волковысский, 61 – Вороновский, 62 – Гродненский, 63 – Дятловский, 64 – Зельвенский, 65 – Ивьевский, 66 – Кореличский, 67 – Лидский, 68 – Мостовский, 69 – Новогрудский, 70 – Островецкий, 71 – Ошмянский, 72 – Свислочский, 73 – Слонимский, 74 – Сморгонский, 75 – Щучинский, 76 – Березинский, 77 – Борисовский, 78 – Вилейский, 79 – Воложинский, 80 – Дзержинский, 81 – Клецкий, 82 – Копыльский, 83 – Крупский, 84 – Логойский, 85 – Любанский, 86 – Минский, 87 – Молодечненский, 88 – Мядельский, 89 – Несвижский, 90 – Пуховичский, 91 – Слуцкий, 92 – Смолевичский, 93 – Солигорский, 94 – Стародорожский, 95 – Столбцовский, 96 – Узденский, 97 – Червенский, 98 – Бельничский, 99 – Бобруйский, 100 – Быховский, 101 – Глусский, 102 – Горечайский, 103 – Дрибинский, 104 – Кировский, 105 – Климовичский, 106 – Кличевский, 107 – Костюковичский, 108 – Краснопольский, 109 – Кричевский, 110 – Крулянский, 111 – Могилевский, 112 – Мстиславский, 113 – Осиповичский, 114 – Славгородский, 115 – Хотимский, 116 – Чаусский, 117 – Чериковский, 118 – Шкловский. Составлено автором.

ных районов. В них общий водоотбор составляет 143–224 млн м³ в год, или 11–17% общереспубликанского. Такие объемы водоотбора востребованы прежде всего для обеспечения хозяйственно-питьевых, промышленных и энергетических нужд. Преимущественно это районы с административными центрами, имеющими развитую производственную и социальную инфраструктуру, высокую численность населения (города Минск, Гомель, Гродно, Могилев, Полоцк, Новополоцк).

Часть отбираемой воды расходуется на рыбохозяйственные и сельскохозяйственные нужды. В Гродненском, Полоцком, Березовском и Вилейском районах от 54 до 97% общего водоотбора – поверхностные воды.

В соответствии с приоритетом природного источника воды в большинстве районов (в 102 из 118) забор подземных вод преобладает над изъятием поверхностных. В 36 административных районах водоотбор осуществляется полностью за счет

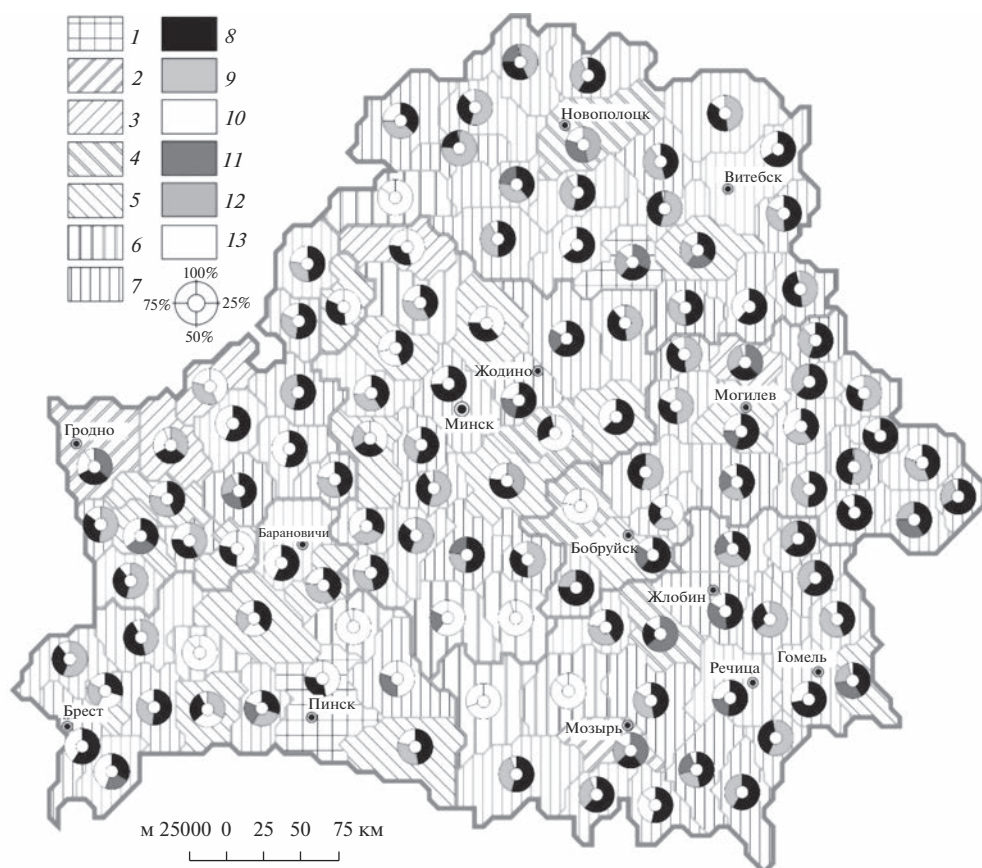


Рис. 4. Приоритеты использования воды по административным районам Республики Беларусь в 2019 г. Приоритет природного источника воды: 1 – 47–53% – примерно равный забор подземных (поверхностных) вод, 2 – 53–60% – средневысокое изъятие поверхностных вод, 3 – 53–60% – средневысокий забор подземных вод, 4 – 60–80% – высокое изъятие поверхностных вод, 5 – 60–80% – высокий забор подземных вод, 6 – 80–100% – весьма высокое (или абсолютное) изъятие поверхностных вод, 7 – 80–100% – весьма высокий (или абсолютный) забор подземных вод; приоритетные цели водопользования: 8 – хозяйственно-питьевые нужды, 9 – нужды сельского хозяйства (кроме рыбоводства), 10 – нужды сельского хозяйства (только рыбоводство), 11 – нужды промышленности, 12 – энергетические нужды, 13 – все остальные цели.

подземных вод с объемом добычи 104 млн м³, что составляет всего 13% общего забора подземных вод в стране (рис. 4).

Водоотбор из поверхностных источников осуществляется в 82 районах. Лишь в 14 из них изъятие поверхностных вод преобладает над забором подземных, но при этом их доля составляет 80,5% (447 млн м³) общего объема извлеченных поверхностных вод в стране. В районах Пинском и Чашникском доли поверхностного и подземного водоотбора практически равнозначны.

Различия приоритетов использования подземных вод по группам районов обусловлены целями водопользования и наличием источников, удовлетворяющим по количеству и качеству воды задачам водоснабжения. В большинстве районов за счет подземных вод на 70–100% обеспечивается хозяйственно-питьевое и сельскохозяйственное водоснабжение. В промышленности доля подземных вод может составлять до 30% общего объ-

ема используемой воды. Изъятие поверхностных вод относительно забора подземных вод возрастает в районах, где преобладает водопользование для нужд рыбоводства, промышленности и энергетики.

Для определения приоритетных целей водопользования в пределах административных районов определены соответствующие доли использования воды в общем объеме водопользования. В качестве приоритетной принята цель водопользования от заметной (20–40%) до весьма высокой (80–100%) доли используемой воды от общего водопотребления (табл. 1). По данному показателю административные районы образуют три группы с одной, двумя и тремя приоритетными целями водопользования (рис. 4).

Группа с одним приоритетом водопользования представлена 19 районами и имеет два целевых направления – хозяйственно-питьевые нужды и рыбоводство.

Приоритет хозяйственно-питьевого водоснабжения объединяет 12 районов, которые на 70–100% обеспечиваются за счет подземных вод. Для приоритетной цели используется до 54–87% воды от всего объема, предназначенного на различные нужды. Для девяти из них общий водоотбор весьма незначительный (0.64–3.5 млн м³) и незначительный (12–18 млн м³) для территорий с численностью населения от 9.5–43 до 135–150 тыс. чел. соответственно. В четырех районах (Брестском, Витебском, Гомельском и Минском) доля общего водоотбора увеличивается до заметного, средневысокого и весьма высокого, составляя от 33 до 110 млн м³. В целом величина водоизвлечения возрастает в районах с процессами урбанизации и субурбанизации. Центры многих районов – многофункциональные города (столица и областные центры Минск, Гомель, Брест, Витебск), большие города (Орша, Барановичи), высокая численность их населения предопределяет приоритет (60–70%) хозяйственно-питьевого водопользования, на которое расходуется от 0.3 до 170 млн м³ воды. Промышленные или сельскохозяйственные цели водоснабжения в таких районах характеризуются незначительной долей использования воды (8–18% общего водопотребления).

В семи районах основной потребитель воды – рыбоводство. Общий водоотбор в районах меняется от незначительного (12–17 млн м³) до заметного (24–43 млн м³) и средневысокого (47 млн м³). При этом от 77 до 92% водоотбора приходится на поверхностные источники. На нужды рыбоводства расходуется от 10 до 38 млн м³, или от 70 до 90% общего количества воды на все цели водопользования. Основные потребители воды – крупные рыбоводные предприятия, выращивающие рыбу в аквакультуре (прудовое, садковое и индустриальное рыбоводство), в распоряжении которых находится до 23.5 тыс. га искусственных прудов (например: ОАО “Опытный рыбхоз “Селец”, 2359.5 га; ОАО “Рыбхоз “Локтыши”, 2448.2 га; ОАО “Рыбхоз “Новинки”, 967.45 га; ОАО “Опытный рыбхоз “Белое”, 1600 га; ОАО “Рыбхоз “Тремля”, 1436 га).

Вторую группу составляют 78 районов, в которых приоритетны одновременно две цели водопользования.

В большинстве (56) районов этой группы приоритетные – хозяйственно-питьевые и сельскохозяйственные нужды. На каждую из них расходуется от 0.1 до 3.1 млн м³, или 30–76% общего объема использования воды на различные нужды. Разница объемов используемой воды по двум приоритетным направлениям, как правило, составляет 0.1–0.5 млн м³. Численность населения районов меняется от 9.3 до 84.5 тыс. чел, но в основном (44 района) варьирует от 9.3 до 31 тыс. чел. Несмотря на наличие отдельных промышленных

городов (Кобрин, Мосты, Вилейка, Клецк), районы ориентированы преимущественно на развитие сельского хозяйства. Имеющиеся промышленные предприятия не относятся к высоководоемким, поэтому вода, используемая для промышленных целей, имеет незначительную долю (1.5–18%) в общем водопотреблении.

За исключением Вилейского района, приоритетный (на 90–100%) источник водоснабжения для большинства районов – подземные воды, а общий водоотбор обычно весьма незначительный – от 0.7 до 6.9 млн м³. В Вилейском районе весьма высокий объем водоотбора (115 млн м³) на 97% обеспечивается поверхностными водами. Вода Вилейского водохранилища предназначена для увеличения обводнения р. Свислочи с целью водоснабжения г. Минска.

Две небольшие группы составляют районы, в которых приоритетные нужды водопользования – хозяйственно-питьевые и промышленные, а также нужды рыбоводства и хозяйственно-питьевые.

Приоритеты хозяйственно-питьевого и промышленного водопользования имеют 8 районов. Как правило, они характеризуются достаточно высокой численностью населения (от 68 до 400 тыс. чел) с его наибольшей концентрацией в областных и районных центрах (городах Могилев, Жлобин, Речица, Светлогорск, Волковыск, Борисов, Бобруйск), городах областного подчинения (Жодино). При этом районы имеют высокий промышленный потенциал, включая в том числе высоководоемкое производство (химическое, нефтехимическое, металлургическое, металло- и деревообрабатывающее, текстильное, пищевое). В этих районах, за исключением Светлогорского, приоритетный (на 70–96%) источник водоснабжения – подземные воды, а общий водоотбор имеет незначительный объем (9–22 млн м³), возрастающий до средневысокого (50 млн м³) в Могилевском районе (за счет г. Могилева). В Светлогорском районе водоснабжение проводится за счет объемов воды (25.2 млн м³), на 70% изымаемых из поверхностных водных объектов, которые расходуются на нужды промышленности.

В девяти районах две приоритетные цели водопользования – нужды рыбоводства и хозяйственно-питьевые. В семи районах, кроме Пинского и Червенского, в общем объеме извлекаемой воды преобладают подземные воды. Однако за счет более широкого привлечения поверхностных вод для удовлетворения нужд рыбоводства доля забора подземных вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения и прочих целей составляет 55–73%. Она возрастает до 91–99% в Наровлянском и Молодечненском районах, в которых хозяйственно-питьевое водоснабжение превалирует над рыбоводственным; общий водоотбор в этих райо-

нах весьма незначительный (1.8 млн м³) и незначительный (15.3 млн м³) соответственно.

Для водоснабжения Пинского района проводится водоотбор в объеме 22.7 млн м³ и характерны примерно равные доли объемов добываемых подземных и извлекаемых поверхностных вод. В Червенском районе объем водоотбора составляет 37 млн м³, который на 65% обеспечиваются поверхностными водами.

Единичны районы, имеющие одновременно две приоритетные цели водопользования — энергетические и промышленные, энергетические и хозяйственно-питьевые и др.

В 21 административном районе приоритетны одновременно три цели водопользования — в большинстве случаев это сочетание хозяйственно-питьевых, сельскохозяйственных и промышленных. Численность населения районов меняется от 19.6 до 38.8 тыс. чел, возрастает в отдельных районах (Рогачевский, Слуцкий) до 54—89 тыс. чел. Несмотря на наличие промышленных и многофункциональных городов (Добруш, Рогачев, Слуцк, Костюковичи), районы ориентированы на развитие сельского хозяйства. Потребности в воде в этих районах удовлетворяются весьма незначительным водоотбором — от 1.7 до 6.5 млн м³. Приоритетный источник водоснабжения — подземные воды, доля которых в общем водоотборе меняется от 58 до 100%. На каждую из трех приоритетных целей водопользования расходуется от 0.5 до 4.3 млн м³, или 20—50% общего объема воды, предназначенного на различные нужды. Разница объемов потребляемой воды по приоритетным направлениям в основном составляет 0.2—0.7 млн м³.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ динамики водозабора в Республике Беларусь за период 2000—2019 гг. выявил тенденцию постоянного снижения забора воды, до 60% которой составляют подземные воды.

До 96% используемой воды приходится на хозяйственно-питьевые, рыбохозяйственные, промышленные, сельскохозяйственные и энергетические нужды. Сокращение водопотребления на хозяйственно-питьевые и промышленные нужды составило 30%. В 2019 г. хозяйственно-питьевое водоснабжение оставалось приоритетным в Республике Беларусь, на него расходовалось до 43% общего объема используемой воды.

Характерная для страны в целом тенденция сокращения общего водоотбора прослеживается и на уровне большинства административных районов, но зачастую проявляется периодическое возращение и снижение водоотбора.

В 102 из 118 административных районов водоснабжение обеспечивается за счет незначитель-

ных и весьма незначительных объемов общего водоотбора ~23 млн м³ в год. В 36 административных районах водоотбор осуществляется полностью за счет подземных вод с объемом забора 104 млн м³, что составляет лишь 13% общего забора подземных вод в стране.

В 82 районах второй источник водоснабжения после подземных вод — поверхностные воды. Только в 14 административных районах они имеют приоритетное значение и используются для нужд рыбоводства, промышленности и энергетики.

В 78 районах приоритетны одновременно две цели водопользования — хозяйственно-питьевые и сельскохозяйственные, обеспечиваемые подземными водами. Меньше районов с приоритетами использования воды на хозяйственно-питьевые и промышленные нужды, а также на рыбоводство и хозяйственно-питьевые нужды.

Одна приоритетная цель водопользования установлена для 19 районов. В 12 из них основная цель использования воды — на хозяйственно-питьевые нужды, на что расходуется от 0.3 до 170 млн м³ воды, или 54—87% объема воды на все цели водопользования. В семи районах приоритетное использование воды — на нужды рыбоводства, на что расходуется от 70 до 90% общего количества воды на все цели водопользования.

Различия между районами по объему водоотбора и приоритетам водопользования обусловлены в разной степени численностью населения, степенью урбанизации, структурой и специализацией отраслей экономики, ее состоянием, наличием водоемких производств и их потребностью в воде, степенью внедрения водосберегающих технологий.

Полученные результаты исследования могут учитываться при разработке планов водопользования, направленных на оптимизацию и повышение эффективности использования водных ресурсов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Альтишуль А.Х., Белецкий С.С., Гудак С.П., Усенко В.С.* Использование и охрана подземных вод Белоруссии // Водные ресурсы Белоруссии и их охрана. Минск: БГУ, 1982. С. 11—31.
2. *Белецкий С.С., Корниенко И.М.* Современное использование подземных вод // Подземные воды Белоруссии, их использование и охрана. Минск: БелНИГРИ, 1982. С. 62—71.
3. Водный кодекс Республики Беларусь: 30 апреля 2014 г. № 149-З // Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. <https://pravo.by/docu-ment/?guid=12551&p0=Nk1400149&p1=1> (дата обращения: 05.08.2021 г.)
4. *Волчек А.А., Зубрицкая Т.Е.* Динамика распределения водных ресурсов Беларуси между секторами

- экономики // Вестн. БрГТУ. Сер. Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геоэкология. 2019. № 2. С. 6–9.
5. Волчек А.А., Зубрицкая Т.Е. Использование водных ресурсов в Республике Беларусь // Вестн. БрГТУ. Сер. Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геоэкология. 2014. № 2. С. 29–33.
6. Волчек А.А., Зубрицкая Т.Е. Использование водных ресурсов Беларуси и их дифференциация по основным водосборам // Водн. хоз-во России. 2017. № 5. С. 16–33.
7. Волчек А.А., Зубрицкая Т.Е. Проблемы водопотребления в Республике Беларусь // Вестн. БрГТУ. Сер. Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геоэкология. 2016. № 2. С. 7–10.
8. Государственный водный кадастр. Водные ресурсы, их использование и качество (за 2019 год). Минск: Минприроды Республики Беларусь, Минздрав Республики Беларусь, ЦНИИКИВР, 2019. 221 с.
9. Государственный водный кадастр. Раздел “Статотчетность водопользователей”. <http://178.172.161.32:8081/watstat/data/> (дата обращения: 05.08.2021 г.)
10. Гудак С.П., Ольховик В.А., Штаковская А.Я. и др. Обеспеченность народного хозяйства Белоруссии хозяйственно-питьевой водой // Подземные воды Белоруссии, их использование и охрана. Минск: БелНИГРИ, 1982. С. 49–62.
11. Курило К.А. Прогноз обеспеченности Беларуси запасами пресных подземных вод на перспективу // Природ. ресурсы. 2000. № 4. С. 34–46.
12. Лавров А.П., Белецкий С.С. Ресурсы и перспективы использования подземных вод БССР // Режим, баланс и ресурсы подземных вод. Минск: БелНИГРИ, 1974. С. 40–56.
13. Пеньковская А.М., Гриневич А.Г., Булак И.А. Водохозяйственное районирование и водохозяйственный баланс реки Вилии // Природ. ресурсы. 2011. № 1. С. 42–51.
14. Пеньковская А.М., Панова Е.Н., Петренко Е.Б. Оценка влияния водопользования на поверхностные водные объекты Беларуси // Природн. ресурсы. 2018. № 1. С. 5–22.
15. Сельское хозяйство Республики Беларусь: стат. сборник. Минск: Нац. стат. ком. Республики Беларусь, 2021. 179 с.
16. Состояние природной среды Беларуси. Экол. бюл. 2013 г. Минск, 2014. 364 с.
17. Широков В.М., Пеньковская А.М., Плужников В.Н. Водохозяйственный баланс бассейна Днепра. Минск: БГУ, 1980. 128 с.
18. Широков В.М., Свистунов А.И. Водные ресурсы Белорусской ССР и их хозяйственное использование // Водные ресурсы Белоруссии и их охрана. Минск: БГУ, 1982. С. 4–11.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ, ЭКОНОМИЧЕСКИЕ И ПРАВОВЫЕ АСПЕКТЫ

УДК 504.056:574;502.58:574

ОПАСНОСТИ И РИСКИ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ: ВЕКТОРЫ МЕЖДУНАРОДНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ. ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРИРОДНЫХ СИЛ НА РЕКРЕАЦИОННЫЕ ПЛЯЖИ И ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА¹

© 2023 г. И. В. Андреева*

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

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

Поступила в редакцию 26.04.2022 г.

После доработки 26.04.2022 г.

Принята к публикации 24.10.2022 г.

В завершение серии обзоров зарубежных публикаций по проблемам опасностей на рекреационных пляжах обобщены цели, задачи, методы и выводы исследований угроз общественным пространствам, инфраструктуре и отдыхающим от волн, течений, эрозии и других природных явлений и процессов. На основе анализа подходов и результатов прикладных гидродинамических, геоморфологических, климатических и социологических исследований обозначены идеи, перспективные для развития отечественной теории и практики изучения опасностей на пляжах.

Ключевые слова: рекреационный пляж, опасность, обратные течения, эрозия, разрушение пляжа.

DOI: 10.31857/S0321059623030033, **EDN:** CXNJGZ

ВВЕДЕНИЕ

Прибрежные территории ценятся за существенные природные и экономические выгоды, поэтому побережья во всем мире наиболее освоены и заселены. Утилитарные блага (ресурсные, климатические, транспортные) на берегах удачно дополнены природными объектами — пляжами, дюнами, утесами, которые создают условия для реализации естественной потребности человека в отдыхе [7].

Помимо очевидных выгод, положение на контакте суши и гидросферы сопряжено с высокими рисками для социальных пространств, инфраструктуры и населения. Здесь обычны наводнения, штормы и течения, которые, усиливаясь антропогенной нагрузкой, вызывают эрозию, разрушают пляжи и объекты на них, препятствуют безопасному отдыху [9]. И если социальные структуры можно спланировать и построить за пределами опасных вдольбереговых зон, то сместить от воды рекреацию практически невозможно, поскольку концентрация ресурсов и потребительский эффект (полезность для отдыхающего, удовлетворенность от отдыха) ее максимальны именно на контакте природных сред [60].

В этой связи и научное сообщество, и практики озадачены изучением и прогнозом прибрежных опасностей для рекреации, поиском путей адаптации к ним. Путь адаптации здесь определяется как совокупность мер по зонированию побережий и противодействию их разрушению от наводнений и волн. Начиная с 1990-х гг. количество публикаций по этим вопросам неуклонно растет, а тематический спектр ширится и детализируется.

В рассматриваемой области отечественные исследования опираются на фундаментальные положения прикладной геоморфологии. В них физическая безопасность для пляжей как материальных объектов с определенной формой, массой, объемом и границами именуется геоморфологической безопасностью и увязана с опасными для инфраструктуры и населения свойствами рельефа (оползни, карст, суффозия, абразия), реагирующими на поведение уровня водного объекта [3–5]. Выводы этих исследований отражают превалирование геоморфологических угроз ввиду базового значения рельефа в рекреационной системе [3].

За рубежом геоморфологическое направление — одно из трех направлений исследований физической опасности, которая понимается как нежелательное механическое воздействие водных масс на физические тела пляжа, инфраструктуры и отдыхающих. Оно ограничивается изучением рисков, связанных с денудационными процессами

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

Таблица 1. Востребованность тематических результатов исследования

Количество ссылок на статью	Источник	Год издания	Страна авторства	Область исследований
87	[75]	2011	Англия	Денудационные процессы на пляже
80	[18]	2016	Франция	Гидродинамические процессы на пляже
80	[47]	2003	Эстония	Денудационные процессы на пляже
52	[70]	1994	Англия	Гидродинамические процессы на пляже
46	[46]	2003	Бразилия	Гидродинамические процессы на пляже
45	[57]	2010	США	Гидродинамические процессы на пляже
41	[54]	2011	Испания	Управление рисками на пляже
29	[83]	2015	США	Гидродинамические процессы на пляже
28	[42]	2017	Испания	Денудационные процессы на пляже
27	[32]	2012	Австралия	Гидродинамические процессы на пляже
24	[71]	2015	Англия	Денудационные процессы на пляже
23	[58]	2011	США	Гидродинамические процессы на пляже
23	[45]	2013	Австралия	Денудационные процессы на пляже
22	[38]	2009	Англия, Австралия	Гидродинамические процессы на пляже
21	[76]	2009	Англия	Гидродинамические процессы на пляже

(эрозия, оползень, камнепад) и потерей территории, в том числе — обусловленных повышением уровня моря.

Два других направления следующие: 1) анализ рисков от гидродинамических процессов (волны, приливы, течения), в том числе — связанных с погодными явлениями и изменением климата; 2) оценка качества управления пляжами, в том числе — экспертиза причин и последствий ущерба и травм, результативности спасательных мер, эффективности управленческих решений, программ и действий.

Цель настоящего исследования — обобщение международных проектов в области изучения опасностей в рекреационном водопользовании, связанных с физическими опасностями для инфраструктуры и отдыхающих от течений, волн, эрозии и камнепадов. На основе анализа мирового опыта и его тенденций с учетом российских природных условий и рекреационных практик для отечественных исследователей предложены наиболее перспективные направления научного поиска.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

С помощью поисковых запросов Тема 1 = (“beach” and “hazard” and “recreation”); Тема 2 = (“recreational beach” and “risk”); Тема 3 = (“beach” and “damage” and “recreation”) в электронной научной библиотеке “Web of Science” [89] обнаруживается 95 статей, датируемых 1992–2021 гг. и посвященных исследованию вопросов влияния природных процессов на рекреационные пляжи. Подробнее описание метода отбора публикаций приведено в [1].

Авторы опубликованных работ — 328 представителей 35 стран. В их число входят пять россиян — соавторы статьи [73]. Среди исследователей наиболее результативны Р.В. Брандер (R.W. Brander) (Австралия, 4 статьи с общим цитированием этих работ — 143), Дж.А. Хименес (J.A. Jimenez) (Испания, 4 и 86 соответственно), Т. Скотт (T. Scott) (Англия, 4 и 201), Г. Масслинк (G. Masselink) (Англия, 3 и 121), П. Рассел (P. Russell) (Англия, 3 и 121), А.Т. Вильямс (A.T. Williams) (Англия, 3 и 14).

Судя по цитируемости, характеризующей интерес к исследуемой области, а также востребованность результатов и перспективность их развития, — изучение опасных гидродинамических и денудационных процессов в зонах отдыха равнозначно актуально (табл. 1). Самая большая группа авторов, насчитывающая 67 человек (20%), равно как и в обобщениях, посвященных исследованиям пляжных сред [1] и воздействий рекреационной деятельности на экосистемы пляжей [2], объединяет граждан США. За лидером следуют Австралия (34 автора), Испания (29), Англия (23), Италия (20) — страны с традиционной пляжной культурой и развитым сектором въездного курортного туризма. Общая географическая черта объектов исследований — рекреационных пляжей — принадлежность к странам с протяженными и комфортными для круглогодичного пляжного отдыха побережьями, открытыми в сторону обширных водных масс — морей и океанов.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБОБЩЕНИЕ

Пляжи постоянно эволюционируют из-за сочетания воздействий прибрежных течений, волн и приливов (наводнений). Множество наблюдений по всему миру фиксируют рост частоты этих природных явлений и увеличение масштабов их влияния на популярные места отдыха [7, 19]. Поэтому исследования динамических процессов на рекреационных пляжах актуализировались.

Гидродинамический блок связан с рассмотрением вопросов опасности как для территории пляжа и экосистем, так и для отдыхающих. Первые посвящены вертикальному разрушению пляжей и механическим повреждениям объектов инфраструктуры и отдыха. Вторые оценивают влияние волн и течений на жизнь и здоровье пловцов, серферов, ныряльщиков.

Береговые линии имеют разные происхождения и геоморфологические формы (песчаные пляжи, глинистые обрывы, скалистые мысы, отвесные утесы), которые по-разному реагируют на воздействие природных сил, поэтому стратегии изучения разных побережий и подходы к прогнозированию часто различаются. При этом тактика чаще остается общей и строится на тщательном геоморфологическом обследовании района и оценке местного климата, обуславливающего направление и силу ветров и волн [9].

Главный инструмент работ — традиционный в гидрологии метод численного моделирования, который в процессе совершенствования теоретико-технологической базы уточняется для целей пространственно-временного прогноза конкретных процессов: эрозии, аккреции и опасных прибрежных течений [18]. Например, для изучения динамики и циркуляции волн, влияющих как на стабильность территорий, так и на безопасность пловцов, вводные сведения о высоте и периоде волн дополняются деталями, характеризующими движение волны (тангаж, крен, крутизна). Основанный на обучаемой нейронной сети такой метод в сравнении с традиционным прогнозом более точен и краткосрочен — до 24 ч [65]. Рассматриваются возможности гибридизации систем фиксации данных и систем моделирования. Автоматизация обработки данных, например — методом анализа пикселей (фотограмметрическое преобразование пикселей в реальные координаты гребня волны и впадины), позволяет определять факторы опасности для посетителей на удаленных и спонтанно посещаемых берегах, чаще скалистых [44, 69, 78].

Посредством моделирования решаются задачи оценки опасности для объектов на пляже, связанные с переувлажнением, эрозией и обрушением берегов, отложением осадков в заливах и на пляжах. В них расчеты будущего положения береговой линии и уровня моря сопоставляются с ожи-

даемым сроком службы зданий и сооружений [36, 67, 81, 82]. Уровень опасности для пловцов и прогулочных лодок определяется из анализа реакции разных конфигураций береговой линии или погружных конструкций (в том числе сооружений для дайвинга) на штормы, рассеивание отложений и физические параметры пляжей [8, 49, 51, 66, 70, 90]. Фактический материал таких исследований (период шторма, размер песчинок, ширина бермы, уровень воды) дополняет космические снимки и климатические данные.

Одна из новых тенденций в мире — гибридный подход к защите территорий от мощных природных угроз. Он основан на гипотезе о взаимоусиливающих ролях экосистемных (растительность) и техногенных (защитные сооружения, дамбы) элементов в берегозащитных системах. Пример подхода — парки, смягчающие последствия цунами и представляющие собой спроектированный холмистый ландшафт с растительностью, механизмы защиты которого предварительно смоделированы на основе топографических данных об уклоне берега, силе и форме волны. В этой связи изучаются функции и реакции элементов таких систем — растительности и рельефа, а также эффекты их влияния на скорость эрозии и течения вблизи берегов [56, 62]. На примере такого исследования показано, что инфраструктура парка и доступ посетителей к чувствительным системам пляжей усиливают изменения и ограничивают восстановление пляжа после штормов [41].

Численные модели перераспределения штормовых наносов используются в сравнительных исследованиях динамики пляжей естественных и тех, где люди — часть динамической системы, например удаляют избыточный песок и восстанавливают дюны. В модели вводят данные об уклоне, фронтальном профиле и высоте гребней дюн, периодах роста и стабильности дюн, типе погоды, штормовой активности. Результат состоит в знаниях об актуальных течениях, эрозионной активности, закономерностях распределения осадочного материала, наличии опасных микроформ рельефа дна, увеличивающих риск утопления пловцов [34, 58, 84].

Исследования угроз отдыхающим основаны на анализе демографических показателей, а также информации о распространенности, локализации, причинах и результатах спасательных мероприятий. Методами социальных наук изучаются человеческое понимание, восприятие и поведение в ситуации опасности на пляже. Развиваются обработка статистических данных и физические исследования, включающие в себя измерение или моделирование поведения пловцов в потоках.

Главная смертельная опасность для любителей пляжного отдыха во всем мире — разрывные (обратные) течения (“rip currents”) [17, 18, 46]. Они

представляют собой один из механизмов оттока от берега в море огромного количества воды в виде узких и концентрированных потоков, не зависящих от погоды и силы прилива. Основу знаний об их морфологии и гидродинамике, контролирующих возникновение и развитие, обеспечивают классификации, в частности — классификация по доминирующему управляющему механизму, которая выделяет течения гидродинамически и батиметрически управляемые, а также контролируемые границами естественных мысов или антропогенных сооружений [18]. Исследования обратных течений уточняют водообмен между шельфом и зоной прибоя, моделируют и оценивают пространственно и количественно волновые и внутриволновые процессы [83].

Задачи поиска связей между условиями на пляже и безопасностью отдыха решают классификации пляжей: по морфологическим критериям [79, 80], по наличию специального спасательного оборудования [95]. Типизации пляжей, разработанные в Англии [75–77] и Австралии [22, 92, 93] посредством кластерного анализа, служат основой национальных программ оценки пляжного риска. Они опираются на данные о морфологической (ширина, высота и уклон пляжа и отмели), седиментологической (скорость осаждения осадков, размер зерна, доля массы >2 мм) и гидродинамической (высота и период волны) обстановке. Помимо самостоятельной ценности, классификации служат целям оперативного выявления рисков и зонирования побережий по безопасности [23].

Для разных мест мира устанавливаются параметры волн и течений, наиболее опасные для отдыхающих. Такие исследования проведены на песчаных пляжах Амазонки (Бразилия) [16], Гвинейского залива (Бенин), где фиксируются самые высокие показатели утопления в мире [17], зал. Сантьяго (Мексика) [19], на 51 пляже Южного Китая [50] и выявили наиболее опасные высоты и частоты волн, скорости течения и сочетания факторов, чаще всего приводящих к утоплениям и травмам.

Несмотря на массовое интуитивное понимание взаимосвязи между погодой и безопасностью на побережье, объективный анализ этой зависимости отсутствует. Отдельные исследования связаны с разработкой классификаций рисков для разных прибрежных районов и видов деятельности. Они основаны на сравнении данных о несчастных случаях и случаях спасения с данными о погоде и волновых условиях. Их результаты — показатели степени чувствительности видов отдыха к прибрежным метеопараметрам, представленные в виде эмпирических коэффициентов риска, а также установленные для разных мест мира закономерности. Например, для плавания риск ин-

цидентов наиболее высок на малолюдных пляжах при хорошей погоде и умеренных волнах [11, 28], а для отдыха на рекреационных судах — в экстремальных погодных условиях [28]. Отдельно обсуждаются риски для отдыхающих, связанные с конкретными погодными явлениями, например метеоцунами и морскими грозами [38].

Изучается распределение типов травм, приведших к ним занятий, получивших их групп населения. На основе статистических данных травматологических центров выявляются соотношения между пострадавшими местными жителями и приезжими, лицами разного пола и возраста, а также наиболее травмоопасные виды отдыха [11, 31, 76, 77, 86, 91].

Изучение реакции людей, попавших в разрывные течения, позволяет дать рекомендации пловцам о мерах реагирования и самоспасения. На основе анкетирования по демографии выживших, их знаниях о безопасности на пляже, а также о реакциях на попадание в течение определяются наиболее успешные для выживания тактики поведения [32]. В исследованиях, связанных с оценкой роли осведомленности об опасности в обеспечении безопасности на пляже, анализируются влияние пропаганды (телевизионных шоу о спасателях [88]) или наличие у пользователей ключевых знаний о природной среде пляжа [24, 46]. В подобных случаях используют метод опросов и приходят к однозначным выводам о прямой зависимости числа несчастий от поведения на пляже.

Исследования геоморфологических проблем раскрывают причины и следствия разрушения и отступления берегов, анализируют динамику эрозии. Вместе с показателями эрозионной опасности междисциплинарные модели используют экономические данные о выгодах и затратах, потоках услуг, воздействиях на прибрежную среду и служат определению условий, при которых использование пляжей выгодно и подконтрольно [6, 10, 48]. С помощью ретроспективного анализа космоснимков, моделей изменения климата, региональных климатических и геоморфологических баз данных такие работы выполнены для побережий России [73], Эстонии [47], США [43], Испании [42], Тайваня [94]. Результаты представлены базами данных для географических информационных систем.

Поскольку постэрозионная реставрация пляжей (замена песка, устранение повреждений) высокочувствительна, то научный поиск уточняет технологии реставрации и параметры самих пляжей. Расчет оптимальной ширины пляжа методами вычислительного моделирования основан на геоморфологических, гидродинамических и геоботанических данных [68]. Уточнение технологий связано с поиском снижающих затраты проектов. Например, при отсутствии естественных ресур-

сов для подсыпки пляжа на мысе Кавра (Мальта) численно смоделировано поведение измельченной породы из местного карьера, оценена целесообразность ее применения вместо морского песка [35].

В специальный блок объединены исследования по разработке защитных проектов в разных частях мира. Их цель — поиск точечных мер защиты от эрозии в зависимости от целевого назначения побережья и задач управления. Такие выполнены, например, для пляжей Салерно в Италии (система защиты состоит из длинного ряда параллельных затопленных волнорезов) [14], Лос-Анджелеса в США (предусматривает питание пляжей, восстановление дюн, строительство защищенных сооружений) [7], Израиля [15], Кейптауна в ЮАР [33], Лайда в Испании в биосферном заповеднике Урдайбай (предусматривает мобилизацию и перераспределение песка между надводной и подводной частями пляжа) [64]. Часть работ развивает методологию анализа влияния эрозии на функции пляжей до регионального масштаба (побережье Маресме, Испания) [12].

Изменения климата, в том числе режима осадков, в пляжных регионах мира усиливают другие потенциально опасные для отдыха условия. В холмистых и горных местностях растут число оползней и нестабильность скалистых склонов. Для прогноза оползней используются данные об их отрыве, транзите и стоке. Особенности землепользования учитываются введением в расчет данных о хозяйстве. При моделировании ситуации в Чинкве-Терре (Италия) вместе с данными о литологии, крутизне и характере склонов и платформ использованы показатели степени заброшенности сельскохозяйственных земель и расстояния до дорог [29]. Для оценки опасности камнепадов на побережье Корнуола (Англия) использован метод, применяемый обычно на автомагистралях [25]. На Тенерифе (Испания) [27], в регионе Алгарве (Португалия) [87], в Колхью (Англия) [90] для оценки риска камнепадов разработаны специальные методы.

В разделе управления пляжами контекст опасности и оптимизации мероприятий по снижению рисков все чаще полагается на автоматизированное слежение за посещаемостью пляжей и поведением пользователей. Далее временные и пространственные закономерности анализируются вместе с экологическими, метеорологическими, социальными параметрами объекта. В работах такого рода обсуждается эффективность мер защиты, их экологические преимущества и ограничения. Например, оценивается скорость достижения равновесного состояния и восстановления рельефа или растительности после возмущающих воздействий при применении разных технологий: от отсыпки, берегоукрепления и перепрофи-

лирования пляжа [13, 20, 21, 30, 39] до внедрения специфичных рекреационных практик [85].

Анализ затрат и выгод — общий подход к оценке рисков, на котором основаны практически все исследования по управлению пляжами. Он состоит в расчете стоимости мер по защите побережий от опасных воздействий вод и по борьбе с последствиями береговой эрозии. Элементы подхода — метод “готовность платить” за защиту и восстановление пляжей [21, 52], а также экспертиза государственных программ защиты берегов [40].

Чаще всего результат исследований выражен в прогнозной стоимости потерь, определяющей выбор более выгодного и экономически обоснованного варианта борьбы с эрозией [15, 26, 61, 71]. Однако развиваются и немонетарные подходы. К таким относится, например, методика оценки множественных рисков, которая учитывает частоту опасностей и стоимость экосистемных услуг. С помощью нее на пляже Сант-Абanel (Испания) определены наиболее вероятные опасности (от загрязнения, штормовой эрозии и наводнения) и наиболее страдающие экосистемные услуги, в том числе поддержка экосистемных функций биосферы, биоремедиация отходов, досуг и отдых [54, 55]. Другой пример — методика цифрового анализа береговой линии, апробированная на Балеарских островах (Испания) для оценки нарушений дюнных систем пляжей [72]. Эти инструменты позволяют составить рейтинг опасностей для экосистемных услуг пляжей и выявить приоритеты защиты. Значимость этих аспектов увеличивается, поскольку выводы все большего числа исследований указывают на большие изменчивость и неопределенность последствий прибрежных опасностей из-за политических решений, чем даже из-за изменения климата [63].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ результатов изучения опасных проявлений природных сил на рекреационных пляжах показал равнозначность угроз гидродинамического и геоморфологического генезиса. Самые часто изучаемые проблемы следующие: 1) потеря площади пляжа и инфраструктуры из-за наводнений и вызванной ими эрозии; 2) гибель и травмирование пловцов в обратных течениях; 3) угроза здоровью отдыхающих от осыпания прибрежных скал. Эти аспекты представляют собой прикладные вариации классических гидро- и геоморфологических исследований, опирающихся на методы цифрового моделирования, и часто служат начальным этапом исследований, направленных на управление побережьями. Оценка риска камнепадов на пляжах — сравнительно новая задача, поэтому в режиме поиска она привлекает разнообразный инструментарий, в том числе геоин-

формационный. Исследования вреда здоровью отдыхающих и поведенческих особенностей, влияющих на безопасность на пляжах, опираются на традиционные социологические и статистические методы, а перспективное изучение климатозависимости рекреационного водопользования использует специфические методы климатологии в дополнение к междисциплинарным методам.

С учетом небольшого количества отечественных тематических исследований, растущего интереса к ним мирового научного сообщества и запроса практики внутреннего туризма следует ожидать в России всплеска изучения проблемы — развития прикладных геоморфологических работ и появления прикладных гидродинамических и социально-экономических проектов. Содержание их может быть связано как с выявлением конкретных природных рисков и их проявлений на конкретных пляжах и для конкретных видов отдыха, так и с поиском специфики опасностей на пляжах водных объектов разного типа (моря, реки, озера, природно-антропогенные водоемы) в разных природных зонах. Востребованность таких знаний будет обеспечена растущим спросом на внутренний летний туризм и отдых и послужит развитию отечественной теоретико-методической базы в области рекреационного водопользования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андреева И.В. Опасности и риски рекреационного водопользования: векторы международных исследований. Качество рекреационных сред // Вод. ресурсы. 2021. № 3. С. 280–289.
2. Андреева И.В., Пузанов А.В. Опасности и риски рекреационного водопользования: векторы международных исследований. Воздействия рекреации на экосистемы и биоту // Вод. ресурсы. 2022. № 1. С. 112–120.
3. Бредихин А.В. Рекреационно-геоморфологические системы. Смоленск: Ойкумена, 2010. 328 с.
4. Мишурунский Д.В., Бредихин А.В. Комплексная оценка рекреационно-геоморфологического потенциала побережий Белого и Балтийского морей // Геоморфология. 2019. № 1. С. 38–47.
5. Санин А.Ю. Некоторые особенности неблагоприятных и опасных явлений в пределах береговых морфосистем Южного берега Крыма // Проблемы региональной экологии. 2013. № 3. С. 213–218.
6. Abbott T. Shifting shorelines and political winds — the complexities of implementing the simple idea of shoreline setbacks for oceanfront developments in Maui, Hawaii // Ocean Coast. Manage. 2013, V. 73. P. 13–21.
7. Aerts J.C.J.H., Barnard P.L., Botzen W. et al. Pathways to resilience: adapting to sea level rise in Los Angeles // Annals of the NY Acad. Sci. 2018. V. 1427. P. 1–90.
8. Aminti P.L., Bartoletti E., Berriolo G. et al. Marina di Cecina urban beach: a shore protection project // J. Coastal Res. 2011. V. 61. P. 282–289.
9. Anagnostou C., Antoniou P.F., Hatiris G.A. Erosion of a depositional coast in NE Rhodes island (SE Greece) and assessment of the best available measures for coast protection // J. Coastal Res. 2011. V. 64. P. 1316–1319.
10. Appendini C.M., Lizarraga-Arciniega R., Fischer D.W. Shoreline erosion management program for Rosarito Beach, Baja California, Mexico // Environmental coastal regions. 2nd Int. Conf. Environ. Problems Coastal Regions. 1998. P. 99–108.
11. Attard A., Brander R.W., Shaw W.S. Rescues conducted by surfers on Australian beaches // Accident analysis and prevention. 2015. V. 82. P. 70–78.
12. Ballesteros C., Jimenez J.A., Valdemoro H.I. et al. Erosion consequences on beach functions along the Maresme coast (NW Mediterranean, Spain) // Natural Hazards. 2018. V. 90. P. 173–195.
13. Bariteau L., Bouchard D., Gagnon G. et al. A riverbank erosion control method with environmental value // Ecol. Engineering. 2013. V. 58. P. 384–392.
14. Benassai G., Celentano P., Sessa F. Coastal storm damage reduction program in Salerno Province after the winter 2008 storms // Manage. Engineering. 2009. V. 126. P. 119.
15. Bitan M., Zviely D. Lost value assessment of bathing beaches due to sea level rise: a case study of the Mediterranean coast of Israel // J. Coastal Conservation. 2016. V. 23 (4). P. 773–783.
16. Brito W.C., Pereira L.C.C., Sousa R.C. et al. Beach hazard and risk perception of lifeguards working in a macrotidal Amazon beach // J. Coastal Res. 2016. V. 75 (2). P. 1217–1221.
17. Castelle B., Almar R., Dorel M. et al. Rip currents and circulation on a high-energy low-tide-terraced beach (Grand Popo, Benin, West Africa) // J. Coastal Res. 2014. V. 70. P. 633–638.
18. Castelle B., Scott T., Brander R.W. et al. Rip current types, circulation and hazard // Earth-Sci. Rev. 2016. V. 163. P. 1–21.
19. Cervantes O., Verduzco-Zapata G., Botero C. et al. Determination of risk to users by the spatial and temporal variation of rip currents on the beach of Santiago Bay, Manzanillo, Mexico: Beach hazards and safety strategy as tool for coastal zone management // Ocean Coastal Manage. 2015. V. 118 (B). P. 205–214.
20. Chang J.I., Yoon S. Assessing the economic value of beach restoration: case of song-do beach, Korea // J. Coastal Res. 2017. V. 79. P. 6–10.
21. Chang J.I., Yoon S. The economic benefit of coastal erosion control in Korea // J. Coastal Res. 2016. V. 75 (2). P. 1317–1321.
22. Chappell J., Eliot I. Surf-beach dynamics in time and space — an Australian case study, and elements of a predictive model // Marine Geol. 1979. 32 (3–4). P. 231–250.
23. Chen J.G., Zhong Y.Z., Chuang L.Z.H. et al. Risk management of coastal water safety for recreational activities: the case of Taoyuan coast // Applied Geogr. 2020. V. 117. № 102173.
24. Clifford K.M., Brander R.W., Trimble S. et al. Beach safety knowledge of visiting international study abroad students to Australia // Tourism Manage. 2018. V. 69. P. 487–497.

25. *Coggan J.S., Pine R.J., Stead D.* A proposed methodology for rockfall risk assessment along coastlines // *Geosci. South-West England*. 2001. V. 10 (2). P. 190–194.
26. *Daniel H.* Replenishment versus retreat: the cost of maintaining Delaware's beaches // *Ocean Coastal Manage.* 2001. V. 44. P. 87–104.
27. *de Vallejo L.I.G., Hernandez-Gutierrez L.E., Miranda A. et al.* Rockfall Hazard Assessment in Volcanic Regions Based on ISVS and IRVS Geomechanical Indices // *Geosci.* 2020. V. 10 (6). № 220.
28. *de Vos M., Rautenbach C.* Investigating the connection between metocean conditions and coastal user safety: An analysis of search and rescue data // *Safety Sci.* 2019. V. 117. P. 217–228.
29. *Di Napoli M., Di Martire D., Bausilio G. et al.* Rainfall-induced shallow landslide detachment, transit and runout susceptibility mapping by integrating machine learning techniques and GIS-based approaches // *Water*. 2021. V. 13 (4). № 488.
30. *do Carmo J.S.A., Reis C.S., Freitas H.* Successful rehabilitation of a sand dune system // *Environ. Problems Coastal Regions*. 2006. V. 88. P. 195.
31. *Doelp M.B., Puleo J.A., Cowan P. et al.* Delaware coast Delaware surf zone injury demographics // *American J. Emergency Medicine*. 2018. V. 36 (8). P. 1372–1379.
32. *Drozdowski D., Shaw W., Dominey-Howes D. et al.* Surveying rip current survivors: preliminary insights into the experiences of being caught in rip currents // *Natural Hazards Earth System Sci.* 2012. V. 12 (4). P. 1201–1211.
33. *Dube K., Nhamo G., Chikodzi D.* Rising sea level and its implications on coastal tourism development in Cape Town, South Africa // *J. Outdoor Recreation and Tourism-research Planning and Management*. 2021. V. 33. № 100346.
34. *El-Asmar H.M., Taha M.M.N., El-Sorogy A.S.* Morphodynamic changes as an impact of human intervention at the Ras El-Bar-Damietta Harbor coast, NW Damietta Promontory, Nile Delta, Egypt // *J. African Earth Sci.* 2016. V. 124. P. 323–339.
35. *Firman K., Kemp J., Finch D. et al.* Designing a sustainable beach replenishment scheme for a site in Malta // *J. Coastal Res.* 2011. V. 61. P. 36–43.
36. *Goldstick J., Kealy M.J., Maxwell E.N. et al.* Howard beach flood risk reduction study: valuing nature's role // *International conference on sustainable infrastructure: Methodology*. 2017. P. 161–170.
37. *Gopalakrishnan S., Landry C.E., Smith M.D. et al.* Economics of coastal erosion and adaptation to sea level rise // *Annual Rev. Res. Economics*. 2016. V. 8. P. 119–139.
38. *Haslett S.K., Mellor H.E., Bryant E.A.* Meteo-tsunami hazard associated with summer thunderstorms in the United Kingdom // *Physics Chem. Earth*. 2009. V. 17–18. P. 1016–1022.
39. *Hesham M., Maysa M.N., Abdelbaset S.* Morphodynamic changes as an impact of human intervention at the Ras El-Bar-Damietta Harbor coast, NW Damietta Promontory, Nile Delta, Egypt // *J. African Earth Sci.* 2016. V. 124. P. 323–339.
40. *Hillyer T.M., Stakhiv E.Z., Sudar R.A.* An evaluation of the economic performance of the US Army corps of engineers shore protection program // *J. Coastal Res.* 1997. V. 13 (1). P. 8–22.
41. *Houser C.* Response and recovery of the national seashores to extreme storms: Sensitivity to the frequency of storm events // *National Parks: Vegetation, Wildlife and Threats*. 2010. P. 105–129.
42. *Jimenez J.A., Valdemoro H.I., Bosom E. et al.* Impacts of sea-level rise-induced erosion on the Catalan coast // *Regional Environ. Change*. 2017. V. 17 (2). P. 593–603.
43. *Keller E.A., Capelli M.N.* Ventura river flood of February 1992 – a lesson ignored // *Water Res. Bull.* 1992. V. 28 (5). P. 813–832.
44. *Kennedy D.M., Ierodiaconou D., Weir A. et al.* Wave hazards on microtidal shore platform: testing the relationship between morphology and exposure // *Natural Hazards*. 2017. V. 86 (2). P. 741–755.
45. *Kennedy D.M., Sherker S., Brighton B. et al.* Rocky coast hazards and public safety: Moving beyond the beach in coastal risk management // *Ocean Coastal Manage.* 2013. V. 82. P. 85–94.
46. *Klein A.H.D.F., Santana G.G., Diehl E.L. et al.* Analysis of hazards associated with sea bathing: Results of five years work in oceanic beaches of Santa Catarina State, southern Brasil // *J. Coastal Res.* 2003. V. 35. P. 107–116.
47. *Kont A., Jaagus J., Aunap R.* Climate change scenarios and the effect of sea-level rise for Estonia // *Global and Planetary Change*. 2003. V. 36 (1–2). P. 1–15.
48. *Landry C.E.* Coastal erosion as a natural resource management problem: An economic perspective // *Coastal Manage.* 2011. V. 39 (3). P. 259–281.
49. *Lee F.C., Hsu J.R.C., Lin W.H.* Appraisal of storm beach buffer width for cyclonic waves // *Coastal Engineering*. 2011. V. 58 (11). P. 1049–1061.
50. *Li Z.Q.* Rip current hazards in South China headland beaches // *Ocean Coastal Manage.* 2016. V. 121. P. 23–32.
51. *Liria P., Gyssels P., Galparsoro I. et al.* Morphodynamic study of the Ondarreta Beach in San Sebastian (Spain) // *Wit Transactions on Ecol. Environ.* 2006. V. 88. P. 183–192.
52. *Liu J., Liu N., Zhang Y.M. et al.* Evaluation of the non-use value of beach tourism resources: A case study of Qingdao coastal scenic area, China // *Ocean Coastal Manage.* 2019. V. 168. P. 63–71.
53. *Li Z.Q.* Rip current hazards in South China headland beaches // *Ocean Coastal Manage.* 2016. V. 121. P. 23–32.
54. *Lozoya J.P., Sarda R., Jimenez J.A.* A methodological framework for multi-hazard risk assessment in beaches // *Environ. Sci. Policy*. 2011. V. 14 (6). P. 685–696.
55. *Lozoya J.P., Sarda R., Jimenez J.A.* Beach multi-risk assessment in the Costa Brava (Spain) // *J. Coastal Res.* 2011. V. 61. P. 408–414.
56. *Lunghino B., Tate A.F.S., Mazereeuw M. et al.* The protective benefits of tsunami mitigation parks and ramifications for their strategic design // *Proc. National Acad. Sci. USA*. 2020. V. 117 (20). P. 10740–10745.

57. Lynett P.J., Melby J.A., Kim D.H. An application of Boussinesq modeling to Hurricane wave overtopping and inundation // *Ocean Engineering*. 2010. V. 37 (1). P. 135–153.
58. Magliocca N.R., McNamara D.E., Murray A.B. Long-term, large-scale morphodynamic effects of artificial dune construction along a barrier Island coastline // *J. Coastal Res.* 2011. V. 27 (5). P. 918–930.
59. Martino S., Amos C.L. Valuation of the ecosystem services of beach nourishment in decision-making: The case study of Tarquinia Lido, Italy // *Ocean Coastal Manage.* 2015. V. 111. P. 82–91.
60. McGinlay J., Parsons D.J., Morris J. et al. Leisure activities and social factors influence the generation of cultural ecosystem service benefits // *Ecosystem Services*. 2018. 31. P. 468–480.
61. Mehvar S., Filatova T., Syukri I. et al. Developing a framework to quantify potential sea level rise-driven environmental losses: A case study in Semarang coastal area, Indonesia // *Environ. Sci. Policy*. 2018. V. 89. P. 216–230.
62. Mendoza E., Oderiz I., Martinez M.L. et al. Measurements and modelling of small scale processes of vegetation preventing dune erosion // *J. Coastal Res.* 2017. V. 77. P. 19–27.
63. Mills A.K., Ruggiero P., Bolte J.P. et al. Quantifying uncertainty in exposure to coastal hazards associated with both climate change and adaptation strategies: A US Pacific Northwest alternative coastal futures analysis // *Water*. 2021. V. 13 (4). № 545.
64. Monge-Ganuzas M., Gainza J., Liria P. et al. Morphodynamic evolution of Laida beach (Oka estuary, Urdaibai Biosphere Reserve, southeastern Bay of Biscay) in response to supratidal beach nourishment actions // *J. Coastal Res.* 2017. V. 130. P. 85–95.
65. Mooneyham J., Crosby S.C., Kumar N. et al. SWRL Net: A spectral, residual deep learning model for improving short-term wave forecasts // *Weather and Forecasting*. 2020. V. 35 (6). P. 2445–2460.
66. Nielsen A.F., Gordon A.D. Long term impacts of jetties and training walls on estuarine hydraulics and ecologies // *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation*. 2017. V. 21. P. 317–355.
67. Oh H.M., Jeong K.Y., Kim H.K. et al. Wave risk assessment on coastal areas in Korea // *Proc. 10th int. conf. Asian Pacific Coasts*. 2020. P. 1351–1358.
68. Pattanapol W., Wakes S.J., Hilton M. Using computational fluid dynamics to determine suitable foredune morphologies in New Zealand // *J. Coastal Res.* 2011. V. 64 (1). P. 298–302.
69. Power H.E., Kinsela M.A., Stringari C.E. et al. Automated sensing of wave inundation across a rocky shore platform using a low-cost camera system // *Remote Sensing*. 2018. V. 10 (1). № 11.
70. Pye K., Neal A. Coastal dune erosion at Formby point, North Merseyside, England – Causes and mechanisms // *Mar. Geol.* 1994. V. 119 (1–2). P. 39–56.
71. Remoundou K., Diaz-Simal P., Koundouri P. et al. Valuing climate change mitigation: A choice experiment on a coastal and marine ecosystem // *Ecosystem Services*. 2015. V. 11. P. 87–94.
72. Roig-Munar F.X., Martin-Prieto J.A., Rodriguez-Perea A. et al. Risk assessment of beach-dune system erosion: beach management impacts on the Balearic Islands // *J. Coastal Res.* 2012. V. 28 (6). P. 1488–1499.
73. Ryabchuk D., Spiridonov M., Zhamoida V. et al. Long term and short term coastal line changes of the Eastern Gulf of Finland. Problems of coastal erosion // *J. Coastal Conserv.* 2012. V. 16 (3). P. 233–242.
74. Sayan M.S. Fragmented cityscapes and conflicting land uses by the Mediterranean sea: Experiences from Antalya // *Medcoast 07. Eight Int. Conf. Mediterranean Coastal Environ.* 2007. V. 1–2. P. 415–423.
75. Scott T., Masselink G., Russell P. Morphodynamic characteristics and classification of beaches in England and Wales // *Marine Geol.* 2011. V. 286 (1–4). P. 1–20.
76. Scott T., Russell P., Masselink G. et al. High volume sediment transport and implications for recreational beach risk // *Coastal Engineering*, 2009. V. 1–5. P. 4250.
77. Scott T., Russell P., Masselink G. et al. Rip current variability and hazard along a macro-tidal coast // *J. Coastal Res.* 2009. V. 56 (1). P. 895–899.
78. Shand T.D., Bailey D.G., Shand R.D. Automated detection of breaking wave height using an optical technique // *J. Coastal Res.* 2012. V. 28 (3). P. 671–682.
79. Short A.D. *Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics*. Wiley, New York, 1999. 392 p.
80. Short A.D., Hogan C. Rip currents and beach hazards: their impacts on public safety and implications for coastal management // *J. Coastal Res.* 1994. SI 12. P. 197–209.
81. Silveira T.M., Taborda R., Carapuco M.M. et al. Assessing the extreme overwash regime along an embayed urban beach // *Geomorphol.* 2016. V. 274. P. 64–77.
82. Slezinger M., Pelikan P., Gernesova L. Options of ensuring safe use of beach shores // *Public recreation and landscape protection – With man hand in hand*. 2015. V. 1–2. P. 175–177.
83. Suanda S.H., Feddersen F. A self-similar scaling for cross-shelf exchange driven by transient rip currents // *Geophys. Res. Lett.* 2015. V. 42 (13). P. 5427–5434.
84. Thomas T., Rangel-Buitrago N., Phillips M.R. et al. Mesoscale morphological change, beach rotation and storm climate influences along a Macrotidal Embayed Beach // *J. Marine Sci. Engineering*. 2015. V. 3 (3). P. 1006–1026.
85. Twrda M., Kolarcikova L., Perinkova M. Transformation of coastal area in a case of expand touristic industry // *8th architektura v perspektiv*. 2016. P. 121–122.
86. Tyebally A., Ang S.Y. Kids can't float: epidemiology of paediatric drowning and near-drowning in Singapore // *Singapore Medical J.* 2010. V. 51 (5). P. 429–433.
87. Viegas J., Goncalves J.P., Pais L.A. Rockfall risk assessment along cliffed coastlines of Algarve, Portugal // *Increase*. 2018. P. 32–46.
88. Warton N.M., Brander R.W. Improving tourist beach safety awareness: The benefits of watching Bondi Rescue // *Tourism Manage.* 2017. V. 63. P. 187–200.
89. Web of Science. <https://clarivate.ru/products/web-of-science> (дата обращения: 05.06.2021)
90. Williams A.T., Davies P., Ergin A. et al. Coastal recession and the reliability of planned responses: Colhuw

- Beach, the Glamorgan Heritage Coast, Wales, UK // J. Coastal Res. 1998. V. 26. P. 72–79.
91. *Wolf B.C., Harding B.E.* Parasailing fatalities in south-west Florida // Am. J. Forensic Medicine Pathol. 2009. V. 30 (4). P. 391–393.
92. *Wright L.D., Short A.D.* Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis // Marine Geol. 1984. V. 56 (1–4). P. 93–118.
93. *Wright L.D., Short A.D., Boon Iii J.D. et al.* The morphodynamic effects of incident wave groupiness and tide range on an energetic beach // Mar. Geol. 1987. V. 74 (1–2). P. 1–20.
94. *Yang R.Y., Wu Y.C., Hwung H.H. et al.* Current counter-measure of beach erosion control and its application in Taiwan // Ocean Coastal Manage. 2010. V. 53 (9). P. 552–561.
95. *Yoon I.J., Hong J.W.* Safety equipment for swimming beaches in Korea: Implications for management // J. Coastal Res. 2017. V. 79. P. 1–5.

УДК 628.1.032+574.52

НЕЙРОСЕТЕВОЙ АНАЛИЗ КАК ОСНОВА БУДУЩЕЙ СИСТЕМЫ ВОДНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ¹

© 2023 г. О. М. Розенталь^а, *, В. Х. Федотов^б, **

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^бЧувашский государственный университет им. И.Н. Ульянова,
Чебоксары, 428015 Россия

*e-mail: omro3@yandex.ru

**e-mail: fvh@inbox.ru

Поступила в редакцию 22.02.2022 г.

После доработки 28.06.2022 г.

Принята к публикации 04.10.2022 г.

Рассмотрены относительно новые даже для многих ученых и специалистов нейросетевые методы и технологии применительно к их использованию для целей водно-экологического регулирования. Эффективность нейросетей в указанном направлении обусловлена их способностью к самообучению, и связанными с этим возможностями обнаруживать сложные нелинейные зависимости между контролируемыми показателями. В работе описаны методология и особенности функционирования искусственных нейронных сетей. Приведены учебно-методические примеры, иллюстрирующие возможности их использования. В качестве практической задачи применения методов ИНС исследована возможность повышения эффективности выявления крупных предприятий-загрязнителей природной воды из числа многих водопользователей промышленного региона. С этой целью использованы данные по концентрации ряда приоритетных загрязняющих воду металлов на гидрохимических створах р. Исети в зоне г. Екатеринбурга. Показано, что здесь нейросетевой анализ позволяет обнаружить взаимозависимости отдельных показателей качества воды на соседних створах. Благодаря этому удалось сделать вывод о существовании тесных логистических хозяйственных связей водопользователей, упрощающем обнаружение загрязнителей воды по “водному следу”, оставленному предприятиями-смежниками. Показано также, что с использованием методов ИНС появляются новые возможности установления вклада производственных сбросов в уровень загрязнения воды веществами двойного генезиса (естественного и техногенного). Достоверность выводов подтверждается возможностью по имеющимся на заданном гидрохимическом створе данным удовлетворительно предсказывать качество воды на створе, расположенном ниже по течению реки.

Ключевые слова: искусственные нейронные сети, нейросетевой анализ, качество воды, производственные сбросы, водный след, гидрохимический створ.

DOI: 10.31857/S0321059623030112, **EDN:** DEBXQG

ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

Нарастающее разнообразие загрязняющих веществ в природных и сточных водах и их истощение в условиях ограниченного гидромониторинга представляют собой глобальный вызов цивилизации, нарушающий среду обитания в угоду экономической конъюнктуре. Угроза от загрязненной воды промышленных регионов для биоценоза и людей становится все более явственной по мере того, как обнаруживается неэффективность систем биосигнализации и автоматического контроля качества воды. Тем более, что официальная информация содержит лишь ограниченное число

усредненных показателей, каждый из которых лишь дезориентирует пользователей, поскольку часто оказывается, что его величина ниже характеристик variability.

Необратимую деградацию водных запасов планеты невозможно остановить без достоверных данных о динамике их состава и свойствах, о достоверной системе раннего предупреждения водно-экологических рисков и о корректном разграничении природных и антропогенных загрязнений. В свою очередь это требует обращения не к усредненной, а к первичной измерительной информации, повышенная variability которой, отражающая нестационарность и нелинейность контролируемых показателей, затрудняет исследования имеющихся закономерностей. Между

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

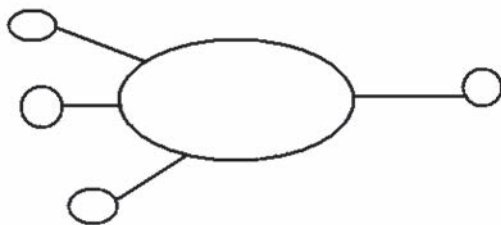


Рис. 1. Искусственный нейрон (овал), преобразующий входные сигналы в выходной (кружочки).

тем знание именно таких закономерностей необходимо для расшифровки протекающих в водных потоках сложных процессов, без учета которых невозможно сохранение и рациональное использование природных вод. Инструменты для указанных исследований — специализированные аналитические системы, опирающиеся на широкий спектр математических моделей от классической регрессии до изящных схем искусственного интеллекта на основе нейронных сетей, возможности которых для водно-экологического регулирования рассмотрены в данной работе.

МЕТОДОЛОГИЯ ИСКУССТВЕННЫХ НЕЙРОННЫХ СЕТЕЙ

Появление и развитие технологии искусственных нейронных сетей (ИНС), начатое с середины прошедшего столетия, недолго оставалось уделом немногочисленной группы теоретиков в области искусственного интеллекта [11, 12, 29]. Уже с 1980-х гг. стало понятно, что методы ИНС могут быть исключительно полезны в разнообразных отраслях науки, экономики и техники, благодаря способности систем самообучаться, распознавать скрытые закономерности и классифицировать большие массивы данных [1, 2, 9, 10, 15, 21, 24], а также благодаря тому, что их идеология доступна даже не математику. Поэтому с появлением первых моделей искусственного интеллекта они используются для диагностики и прогнозных оценок в экологии, климатологии и сельском хозяйстве [19].

Использование ИНС для целей водно-экологического регулирования также представляется исключительно эффективным, что обосновывается в настоящей работе.

Структура искусственных нейронных сетей

Искусственный нейрон — это модельный объект, функционирующий как нейропроцессор, преобразующий входные сигналы в выходные по алгоритму, имитирующему работу естественного нейрона (рис. 1).

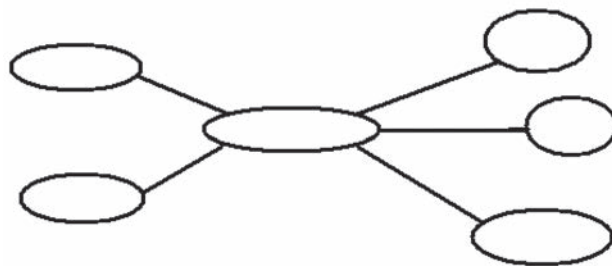


Рис. 2. ИНС с двумя входными, одним промежуточным и тремя выходными нейронами.

Модель ИНС предусматривает: 1) набор нейронов; 2) набор связей между ними; 3) правило обработки входных сигналов; 4) правило вычисления величины активации нейрона; 5) правило вычисления выходных сигналов; 6) правило корректировки силы связей (обучения). На рис. 2 показана трехслойная ИНС с двумя входными нейронами (слева), одним промежуточным (в середине), тремя выходными нейронами (справа), двумя входными связями между первым и вторым слоями сети и тремя выходными связями между вторым и третьим слоями.

Как указано выше, отличительная особенность ИНС — способность оценивать выходную информацию на основе входной в режиме самообучения, обеспечивающем наилучшее соответствие исходных и расчетных данных. Для этого задается типовая архитектура ИНС, включающая линейные сети, многослойные персептроны (математическая модель мозга) и др. Далее выбирается подходящий алгоритм оптимизации (обучения) [9].

ИНС может моделировать функцию практически любой степени сложности, определяемую числом слоев и нейронов в слое. На практике выбор архитектуры многослойной сети, приспособленной для решения конкретной задачи, устанавливается экспертно.

В рамках обучения сети обнаруживаются возможные скрытые функциональные или статистические зависимости между входными и выходными данными, результатом чего являются числовые оценки весов связей, характеризующих силу влияния нейронов друг на друга. Обученная сеть может использоваться для решения таких важных для водно-экологического регулирования задач, как поиск причинно-следственных связей между контролируруемыми показателями и прогнозирование состава и свойств воды. С этой целью в пакете программ “Statistica Neural Networks” (SNN) [2] могут использоваться различные сети, в том числе наиболее простая линейная,

Таблица 1. Показатели работы автоматической линии

Время (x)	Имеющиеся данные										Прогноз			
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	20	100
Количество деталей (y)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	20	100

а также более полная многослойная, радиальная базисная или обобщенно-регрессионная.

Линейная сеть (LNN) состоит только из двух слоев (входной и выходной). Это простейший персептрон и хорошая точка отсчета для оценки возможностей ИНС. Если в задаче немного обучающих данных, то нет оснований использовать более сложные модели.

Многослойный персептрон (MLP) состоит из двух и более слоев (входной, промежуточные и выходной). Такая сеть может моделировать функцию практически любой степени сложности и является универсальным аппроксиматором. Доказано, что для моделирования любой задачи достаточно MLP с двумя промежуточными слоями [1, 10]. Однако для решения большинства практических задач достаточно всего одного промежуточного слоя.

Сеть радиальных базисных функций (RBF) содержит один промежуточный слой радиально симметричных нейронов и выходной слой из элементов с линейными функциями активации [9, 24]. Элемент этой сети реагирует на расстояние от данной точки до “центра” радиального элемента. Сети RBF имеют ряд преимуществ перед MLP: моделируют любую нелинейную функцию с помощью одного промежуточного слоя, т. е. избавляют от выбора числа слоев; параметры выходного слоя можно оптимизировать с помощью хорошо известных методов линейного моделирования, которые работают быстро и не испытывают трудностей с локальными минимумами, мешающими при обучении MLP. Поэтому сеть RBF обучается на порядок быстрее MLP, но для адекватного моделирования требует, как правило, несколько большего числа элементов, работает медленнее и плохо экстраполирует данные.

Обобщенно-регрессионная сеть (GRNN) построена на вероятностных принципах [9, 21]. В точку расположения каждого обучающего наблюдения помещается гауссова ядерная функция. Считается, что каждое наблюдение свидетельствует о некоторой уверенности в том, что поверхность отклика в данной точке имеет определенную высоту, и эта уверенность убывает при отходе в сторону от точки. GRNN запоминает все обучающие наблюдения и использует их для оценки отклика в произвольной точке. Окончательная выходная оценка сети получается как взвешенное среднее выходов по всем обучающим наблюдениям, где величины весов отражают рас-

стояние от этих наблюдений до точки оценивания (так более близкие точки вносят больший вклад в оценку).

Функционирование искусственных нейронных сетей

Создание любой сети начинается с задания ее структуры, т. е. набора параметров (тип сети, число входов, число слоев, число нейронов в слое, число выходов и др.). Функция Советник (“Advise”) предлагает эвристически определенные разумные значения этих параметров (рекомендуемые). Выбор сети для практической работы выполняется с учетом смысла задачи и опытных соображений. Для обучения ИНС в пакете реализованы типовые алгоритмы: линейного обучения (по умолчанию предполагает обучение методом псевдообратных), радиально-базисного обучения, обратного распространения ошибки, быстрые методы второго порядка и др. Все эти алгоритмы оптимизационные, и способы их применения схожи.

Обученная сеть позволяет анализировать данные в различных режимах: на отдельных наблюдениях, на полном наборе известных наблюдений или выполнять анализ в рекуррентном режиме с вновь появляющимися данными. В результате, обучив сеть на данных, описывающих некоторый класс объектов, можно воспользоваться ей как специализированным инструментом прогнозирования или даже как “экспертом” в заданной предметной области. Выходные данные такой системы рассматриваются как “нейропрогноз” или “нейроэкспертиза”. Таким образом, можно построить и обучить несколько модификаций сетей для работы с определенными подклассами данного класса, т. е. создать нейросетевую библиотеку, которая будет всегда быстро доступна, способна быстро дообучаться и обрабатывать большие объемы данных [15].

Примеры

Линейные сети позволяют решить множество практических задач, и можно рекомендовать начинать моделирование именно с них.

Пример 1. Опишем линейную сеть архитектуры 1-1 некоторой автоматизированной производственной линии, которая задана двумя показателями при значениях времени $x \leq 9$ (табл. 1).

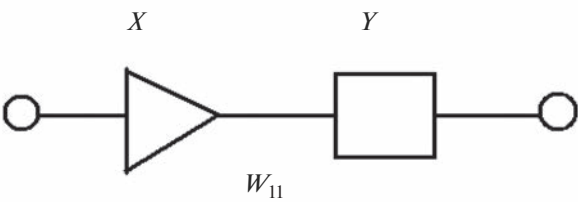


Рис. 3. Простейшая линейная сеть архитектуры 1-1.

Решение. По табл. 1 нетрудно предположить, что скорость работы линии может быть описана уравнением $y = x$. Проверим эту гипотезу с помощью линейной нейросети. Создадим сеть с одним входом и одним выходом, где имеются два нейрона X , Y и одна связь. На рис. 3 входной нейрон сети показан треугольником, выходной – квадратиком. Кружочки соответствуют исходным переменным – они не входят в архитектуру сети. Линия W_{11} обозначает единственную явную связь от входного нейрона к выходному. Сумма взвешенных значений входных сигналов (свертка) равна $W_{11}X$. Если порог включения нейрона обозначить W_{01} , то получим сеть, которая моделирует линейную функцию с двумя параметрами $Y = W_{11}X + W_{01}$.

Обучим приведенную сеть на данных табл. 1. Для этого первые 8 образцов используем для обучения (“Train”), а оставшиеся два из числа известных – для контроля качества обучения (“Verify”). Ход обучения отражен на рис. 4, где видно, что ошибки обучения (нижняя линия) и ошибки верификации (верхняя линия) близки к нулю и стабилизировались примерно на 500-м шаге (эпохе), что говорит о хорошем качестве обучения и модели в целом.

Найденные в результате обучения веса $W_{11} = 1$, $W_{01} = 6.6 \times 10^{-16} \approx 0$ означают, что сеть нашла зависимость $y \approx 1x + 0 = x$, что совпадает с предложенным выше уравнением.

Для прогноза протестируем сеть при $x > 9$, т. е. получим значения y при 10, 11 и 20, 100. Как видно из правой части табл. 1, нейронная сеть рассчитала недостающие значения с идеальным прогнозом.

Данный пример тривиален и лишь позволяет понять, как работают нейросети.

Пример 2. Усложним задачу, учитывая, что время измерения фиксируется с погрешностью $\pm 10\%$, и внесем возникающий при этом случайный “шум” (табл. 2).

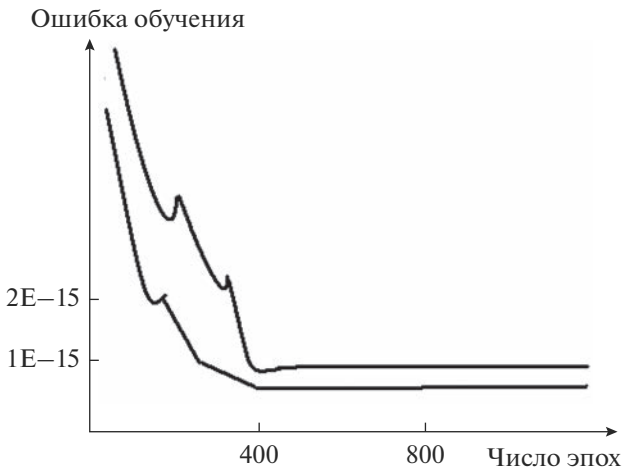


Рис. 4. График ошибок обучения (нижняя линия) и ошибок проверки (верхняя линия), характеризующий алгоритм обучения ($2e - 15$, $1e - 15$ означают 2×10^{-15} , 1×10^{-15}).

Решение. Повторяя описанный выше алгоритм, получим следующее уравнение нейросети: $y = 1.0017x + 0.0034$ с ошибкой 0.026. Аналогичный результат для обычной регрессии следующий: $y = 0.9951x - 0.0309$ с ошибкой 0.029. Как видно, здесь результаты с использованием ИНС и классической регрессии практически одинаковы, но ошибка сети немного меньше.

Убедиться в устойчивости сети можно, повторяя обучение с новыми исходными данными или с новыми начальными значениями весов сети (операция переинициализации, “Reinitialize”). Нетрудно убедиться, что в данном случае результаты практически не изменяются, что указывает на устойчивость сети и на факт единственности найденного решения.

На практике ИНС умеют решать намного более сложные задачи, когда обычные методы статистики малоэффективны.

Пример 3. Пусть требуется исследовать данные табл. 3 ($Y1$ и $Y2$ – выходы):

Решение. На базе этих данных может быть создано четыре сети разной архитектуры: 1-1, 2-1, 1-2 и 2-2. Рассмотрим подробнее две из них, показанные на рис. 5 и 6.

Результаты обучения этих сетей приведены в табл. 4.

Видно, что в данном случае все веса (включая пороги) получили равные значения. Это показывает, что выходы равновероятно связаны с входа-

Таблица 2. Показатели работы автоматической линии с учетом погрешности оценки времени

Время (x)	0	1.05	2.1	3.07	4.05	5.07	6.02	7.01	8.03	9.04
Количество деталей (y)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9

Таблица 3. Исходные данные, описывающие некоторый процесс

Номер наблюдения	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
X1	1	1	2	1	2	3	3	3	1	0
X2	1	2	2	3	3	3	2	1	3	0
Y1	2	3	4	4	5	6	5	4	4	0
Y2	4	6	8	8	10	12	10	8	8	0

ми и обе сети (рис. 5 и 6) хорошо улавливают линейные связи, имеющиеся в исходном наборе данных. Следовательно, вполне достаточно использовать простейшую из них – 2-1.

Примеры использования нейросетей для решения задач гидрологии

Модели искусственного интеллекта в настоящее время – наилучший инструмент для анализа высоко вариабельных рядов данных, например – свойственных для состава и свойств природных вод. Благодаря этому методы ИНС успешно используются при обработке гидрологической информации, обеспечивая возможность безошибочно решать многие водохозяйственные вопросы. В обзорной работе [26] приведены примеры использования ИНС при моделировании состояния водных ресурсов речных бассейнов, а в [22] – также и для оценки состояния прибрежных вод при условии выбора подходящей архитектуры нейросетей. Ограничения ИНС при обработке данных для целей краткосрочного прогнозирования и классификации показателей качества воды описаны в работе [30]. Другие обзорные работы посвящены “эволюционным алгоритмам при планировании и управлении водоснабжением подземными водами” [27] и моделированию гидрологических характеристик таких вод [28]. В работах последних лет также приводятся результаты исследования данных о качестве воды речных бассейнов, смоделированных с помощью нечетких методов [23, 31].

В целом необходимо отметить, что развитие гидрологических исследований в области искусственного интеллекта происходит с 1990-х гг. При этом заметное место занимают и работы российских ученых. В [8] представлены результаты разработки комплекса средств автоматизации, объединенных в систему мониторинга и прогнозирования гидрологической обстановки с использованием гибридных имитационно-нейросетевых моделей. Система позволяет автоматизировать полный цикл моделирования речных наводнений. Она была апробирована в ходе весеннего половодья в 2014–2018 гг. на участке русла р. Северная Двина от г. Великий Устюг до г. Котласа. Специалисты МГУ им. М.В. Ломоносова и ИВП РАН также неоднократно проводили исследования с применением методов ИНС [17, 18, 20, 25], в частности – на участке слияния рек Сухоны и Юга. Для прогноза затопления Великого Устюга, связанного с формированием ледовых заторов, с помощью ИНС был составлен прогноз на период 9 марта – 29 апреля 2018 г. для следующих районов: посты Тотьма и Каликино (р. Сухона); пост Гаврино (участок слияния рек Юга и Лузы); пост в Великом Устюге. Анализ показал, что ИНС эффективнее работают при обычном ледоходе, прогнозируя длительные по времени и инерционные эффекты. Опыт авторов для анализа водно-экологических рядов описан ниже.

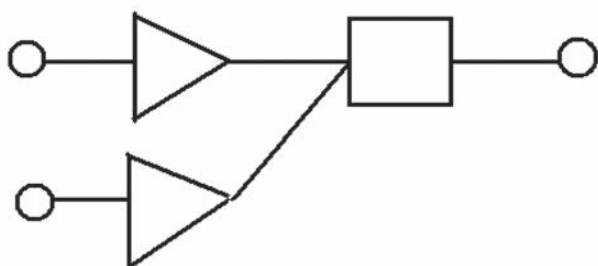
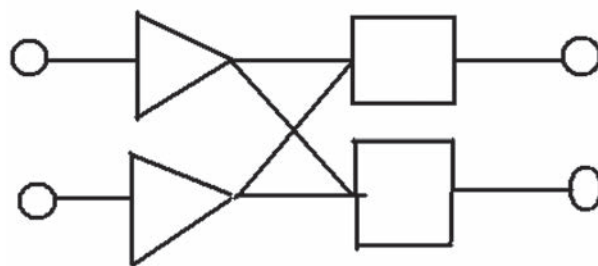

Рис. 5. Линейная сеть с двумя входами и одним выходом 2-1.

Рис. 6. Линейная сеть с двумя входами и двумя выходами 2-2.

Таблица 4. Веса связей сетей 2-1 и 2-2

	Сеть 2-1	Сеть 2-2	
Пороги	$-1.331e-16$	$-1.331e-16$	$-1.331e-16$
Веса	$W_{11} = 0.5$	$W_{11} = 0.5$	$W_{12} = 0.5$
	$W_{21} = 0.5$	$W_{21} = 0.5$	$W_{22} = 0.5$

ИССЛЕДОВАНИЕ СОСТАВА ВОД ПРОМЫШЛЕННОГО РЕГИОНА НА ОСНОВЕ НЕЙРОСЕТЕВОГО АНАЛИЗА

Данная часть работы выполнена с учетом установленного около ста лет назад положения о том, что качество речной воды селитебных территорий отражает характер человеческой деятельности [14]. Это положение было подтверждено позднее многочисленными исследованиями, в том числе позволяющими выявить такие заболевания, как COVID-19 [32] по обнаруженным фрагментам вируса в сточных водах. Не менее важна задача идентификации по качеству природных вод источников их загрязнения производственными отходами. Оказалось, однако, что это просто решить при наличии единичных предприятий-загрязнителей, но непросто — при многочисленности последних в промышленных регионах [5, 6, 13, 16], когда приоритетной задача — обнаружение наиболее крупных источников загрязнения. Поэтому была сделана попытка развития методологии такой идентификации с применением методов ИНС для исследования закономерностей, зашифрованных в массивах гидрометеорологической информации. Предполагалось, что нейросети позволят изучить динамику формирования качества воды в условиях его пространственно-временной вариабельности.

Постановка задачи идентификации предприятий-загрязнителей промышленного региона

Для предметного введения в поставленную задачу рассмотрим трудности указанной идентификации на основе имеющихся массивов гидрометеорологических данных. Использовались данные мониторинга качества воды, полученные в 1990–2010 гг. Уральским управлением Росгидромета на гидрохимических постах (створах) р. Исети (правый приток Тобола). Таковы результаты 250 измерений концентрации каждого из выбранных четырех приоритетных металлов-загрязнителей в пунктах выше г. Екатеринбурга (+5.2 км, пункт наблюдения 1), в городе (пункт 2) и ниже его (–4 км, пункт 3), итого $3 \times 4 \times 250 = 3000$ точек. Обнаружилось, что концентрация железа (здесь и далее — в мг/дм³, остальных металлов — в мкг/дм³) изменяется в диапазоне от 0.05 до 5; меди — от 2 до 500; цинка — от 1 до 1000; никеля — от 0 до 500. В результате наблюдается ситуация полного хаоса, при котором признаки вариабельности — размах, амплитуда, среднеквадратическое отклонение концентрации — превышают их средние значения (рис. 7).

Такова типичная ситуация на малых и средних реках в зоне промышленных регионов. Поэтому здесь никакой идентификации отдельных (преобладающих) предприятий-загрязнителей выявить невозможно. Также невозможно и установление вклада стоков в загрязнение природных вод веществами двойного генезиса (естественного и техногенного). В лучшем случае приходится ограничиваться оценкой средних значений контролируемых показателей [5, 13], по которым можно сравнить качество вод на разных створах. Так, из рис. 8 видно, что на участке р. Исети между ство-

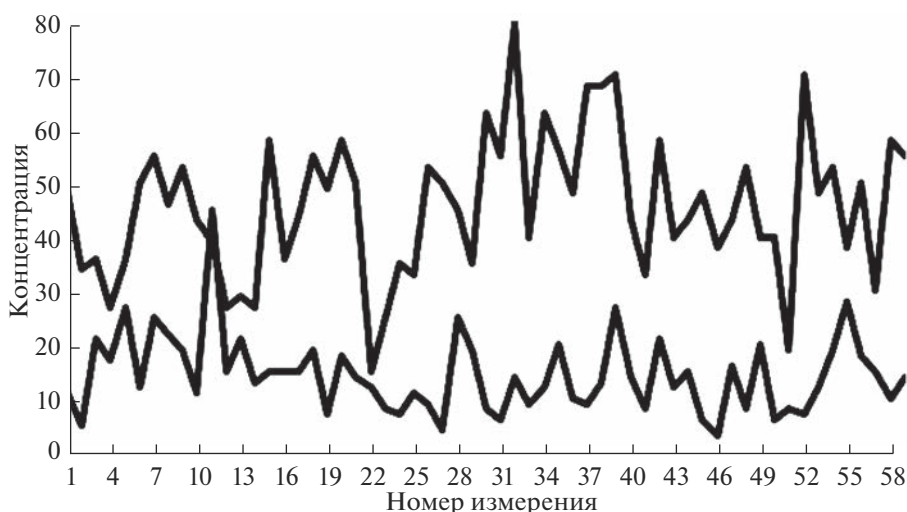


Рис. 7. Ежемесячные измерения в 1999–2000 гг. на створе 2 концентраций соединений цинка (верхняя линия) и никеля (нижняя линия).



Рис. 8. Отнесенные к содержанию металлов на створе 2 средние концентрации железа общего (сплошная линия), никеля (штриховая), меди (пунктирная) и цинка (штрихпунктирная) на створах 1 и 3.

рами 1 и 2 качество воды снижается по цветным металлам, практически вдвое, а на участке 2 → 3 изменяется меньше по всем металлам, кроме цинка, среднее содержание которого повышается втрое.

Возникает первоочередная задача снижения сбросов соединений цинка как особо токсичного загрязнения [16]. Однако, как уже указано, не просто выявить основного предприятия-загрязнителя в развитом промышленном регионе с его металлургическими, машиностроительными, металлообрабатывающими, химическими производствами, где соли цинка используются для нанесения покрытий, травления, обезжиривания и т. д. Как правило, эти производства оснащены очистными сооружениями, но резкий рост цинка на створе 3 означает, что часть из них не работает в плановом режиме, гарантирующем полноту водоподготовки. Неочевидно также, происходит ли точечное (сосредоточенное) загрязнение вод или преобладает неточечный (диффузный) сток с производственных площадок [7]. Здесь недостаточно используемых на практике методов оценки качества воды. Поэтому рассмотрены возможности исследования динамики его формирования на основе ИНС с их способностью оценивать выходную статистическую информацию на основе входной в режиме самообучения, обеспечивающем наилучшее соответствие исходных и расчетных данных.

Предполагалось, что ИНС позволит обнаружить взаимную зависимость “водных следов” [3, 4] сбросов загрязнений на соседних пунктах контроля (створах) реки. Такая зависимость возникает при наличии тесных логистических хозяйственных связей смежных производств, работающих синхронно. Принималось, что тем самым удастся облегчить идентификацию предприятий-загрязнителей по признаку сходной вариабельности контролируемых показателей сбросов [14, 32]. Была задана типовая архитектура ИНС с автома-

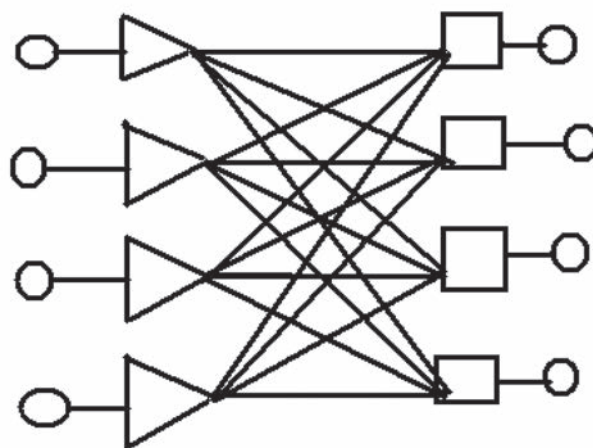


Рис. 9. Полносвязная бинарная линейная сеть архитектуры 4-4.

тизированным процессом описания данных для высоковариабельных рядов, таких как на рис. 7.

Нейросетевой анализ. Бинарная система

Взаимосвязь суммы металлов вышерасположенного створа с каждым металлом на нижерасположенном створе исследовалась с помощью полносвязной бинарной (для двух створов) линейной нейросети архитектуры 4-4, где первая цифра обозначает число металлов на входном створе, а вторая — на выходном (рис. 9).

Анализировали статистику нейрорегрессий (характеристики их точности и множественные коэффициенты корреляции Пирсона) и веса нейросвязей с учетом “влияния суммы загрязнений на каждое из них” и “влияния каждого загрязнителя на каждый”. Результат анализа для створов 1 и 2 приведен в табл. 5.

В табл. 5 показатель “Error Mean” близок к нулю, т. е. нейросеть, обученная на результатах замеров на створах 1 и 2, практически без ошибок воспроизводит исходные данные на этих створах. При этом разброс расчетных значений даже несколько меньше разброса исходных значений. Видно также, что “Abs E. Mean” > “Error Mean”, т. е. знаки разностей измеренных и расчетных значений примерно равномерно чередуются и при вычислении “Error Mean” взаимно погашаются. Кроме того, “S.D. Ratio” < 1, т. е. нейрорегрессия дает меньшие отклонения, чем исходные данные. Коэффициент корреляции здесь варьирует от среднего (влияние металлов створа 1 на Cu2) до умеренного (Fe2) и слабого (Zn2, Ni2) уровня. Это позволяет сделать предположение о возможном пополнении природных загрязнений воды медью в предместье Екатеринбурга, а также об отсутствии избыточных сбросов соединений

Таблица 5. Статистика нейрорегрессии для системы створов 1 → 2 (здесь и далее цифра после обозначения металла соответствует номеру створа; Data Mean – среднее значение концентрации вещества на выходном створе; Data Standard Deviation (S.D.) – стандартное отклонение концентрации на выходном створе; Error Mean – среднее значение разности между измеренным и расчетным (по нейросети) значениями концентрации на выходном створе; Error S.D. – стандартное отклонения исходных данных от расчетных по нейросети; Abs E. Mean – абсолютная средняя ошибка (среднее арифметическое модулей разностей между исходным и расчетным значениями концентрации на выходном створе); S.D. Ratio = Error S.D./Data S.D. – относительная ошибка нейрорегрессии; Correlation – коэффициент множественной корреляции)

Показатель	Fe2	Cu2	Zn2	Ni2
Data Mean	0.67	34.01	47.83	13.94
Data S.D.	0.54	23.56	56.74	16.19
Error Mean	≈0	≈0	≈0	0.17
Error S.D.	0.48	18.59	55.85	15.53
Abs E. Mean	0.34	13.89	23.96	9.59
S.D. Ratio	0.89	0.78	0.98	0.95
Correlation	0.43	0.61	0.17	0.28

цинка и никеля на участке реки между створами 1 и 2.

Другой результат получен для участка реки между створами 2 и 3 (табл. 6), где повышенная корреляция наблюдается для Zn3 и Ni3. При этом снизился разброс корреляций. Такой эффект, вероятно, указывает на однотипность систем очистки сточных вод на взаимозависимых производствах (участках, цехах).

В табл. 6 показатель “Error Mean” близок к нулю, т. е. нейросеть хорошо воспроизводит исходные данные. Показатель “S.D. Ratio” почти не изменился по сравнению с приведенным в табл. 6, но коэффициенты корреляции повысились, особенно по Zn3 и Ni3. Это указывает на пополнение природных загрязнений сбросами.

Нейросетевой анализ. Тернарная система

Взаимосвязь системы двух вышерасположенных створов с нижерасположенным (1 + 2) → 3

Таблица 6. Статистика нейрорегрессии для системы створов 2 → 3

Показатель	Fe3	Cu3	Zn3	Ni3
Data Mean	0.63	42.86	150.11	14.46
Data S.D.	0.58	39.21	266.74	13.58
Error Mean	≈0.00	0.17	1.22	0.23
Error S.D.	0.54	34.31	212.19	10.89
Abs E. Mean	0.36	19.34	123.62	7.92
S.D. Ratio	0.92	0.87	0.79	0.80
Correlation	0.37	0.48	0.60	0.59

исследовалась с помощью полносвязной тернарной линейной нейросети 8-4 (рис. 10).

Для этой системы обнаруживается повышенное снижение разброса корреляций (табл. 7).

Из табл. 7 видно, что сеть, обученная на результатах замеров на створах 1, 2 и 3, хорошо воспроизводит исходные данные. Разброс расчетных значений также меньше разброса исходных значений, а показатель “S.D. Ratio” снизился, свидетельствуя, что тернарная нейрорегрессия несколько точнее бинарной. Коэффициенты корреляции по всем металлам также стали выше, чем в табл. 5 и 6. Дополнительное по сравнению с данными табл. 5 и 6 снижение разброса корреляций и их повышение свидетельствуют о существовании тесных логистических хозяйственных связей предприятий рассматриваемого промышленного региона. Таковым может быть обмен сырьем, материалами и продуктами. Усиление или ослабление такого обмена естественным образом отражается и на интенсивности сбросов в соответствии с моделями, предложенными в работах [14, 32].

Таблица 7. Статистика нейрорегрессии для системы створов (1 + 2) → 3

Показатель	Fe3	Cu3	Zn3	Ni3
Data Mean	0.63	42.86	150.11	14.46
Data S.D.	0.58	39.21	266.74	13.58
Error Mean	0.00	0.17	1.22	0.23
Error S.D.	0.52	33.89	202.12	10.30
Abs E. Mean	0.35	19.34	123.50	7.39
S.D. Ratio	0.88	0.86	0.75	0.75
Correlation	0.45	0.50	0.65	0.65

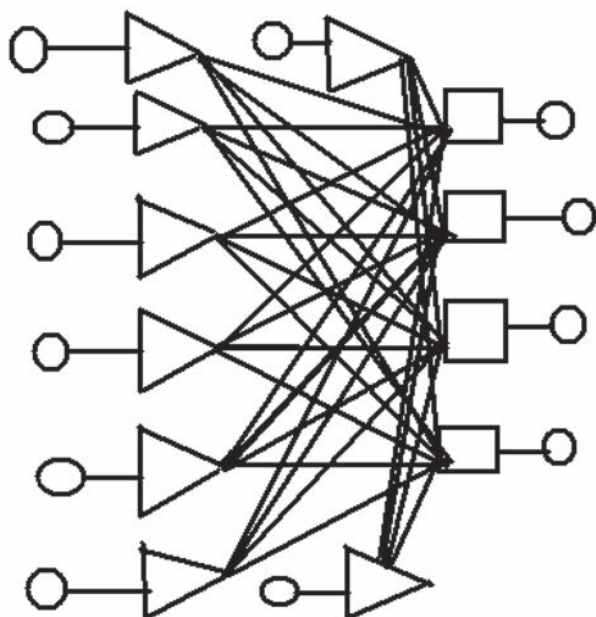


Рис. 10. Полносвязная бинарная линейная сеть архитектуры 8–4.

Дифференцированное влияние загрязняющих воду металлов “каждого на каждый”

Такое влияние рассчитывалось через веса нейросвязей, дополняющих и уточняющих регрессионную статистику. В программе SNN веса подбираются с помощью нейросетевых оптимизационных алгоритмов обучения [2], обеспечивая наилучшее соответствие исходных и расчетных данных. Результаты обучения зависят от таких его параметров, как число эпох обучения (итераций), ошибка обучения, начальные веса связей и др. В данной работе расчеты проводились с использованием стандартных значений параметров обучения. Веса нейросвязей, рассчитанные для бинарных систем, приведены в табл. 8, 9, где “Threshold” – веса пороговых (неявных) связей, соединяющих “пороговые” нейроны с соответствующим выходным нейроном, отражающие влияние неучтенных факторов на выходной створ.

Из приведенных таблиц видно, что веса порогов (“Threshold”) малы, что указывает на незна-

чительность влияния неучтенных факторов. По данным табл. 9 отчетливо проявляется влияние концентрации меди Cu1 на створе 1 на медь Cu2 на створе 2 (вес 0.65), что согласуется с табл. 5 (где корреляция для Cu2 составляет 0.61). Это подтверждает вывод о природном происхождении меди, возможно поступающей в речной поток при выщелачивании подстилающих пород в верховьях Исети. По данным табл. 10 отчетливо проявляется влияние Ni2 на металлы створа 3, особенно – на Zn3, что согласуется с табл. 6 (где корреляции для Zn3 составляет 0.60).

На практике к настоящему времени основные предприятия-загрязнители установлены, и избыточное накопление солей цинка на створе 3 р. Исети прекращено. Однако для этого потребовались немалые усилия межрегиональной прокуратуры с привлечением общественного экологического контроля. Между тем нейросетевая идентификация хозяйственных связей производителей и потребителей никельсодержащего сырья, сбрасывающих стоки в зонах створов 1–2 и 2–3 данного промышленного региона, позволила бы намного меньшими усилиями обеспечить нормальное водно-экологическое регулирование.

Оценка достоверности выводов, полученных с использованием ИНС, была выполнена путем прогноза качества воды в форме его оценки на заданном створе на основе анализа данных выше-расположенных створов, не участвовавших в обучении сети.

Прогноз качества воды

Для прогнозирования все данные были поделены на обучающие (75–80%) и тестовые (20–25%), которые не использовались при обучении. Входные данные для прогноза выбирались реальными (из тестового множества), а выходные рассчитывались на основе обучающих (предполагались заранее не известными). Ошибку прогноза оценивали по формуле $E = \{[\sum(C_i - C_i^*)/C_i]^2\}^{1/2}/4$, где C_i – измеренная концентрация загрязнителя на створе, по которому осуществляется прогноз;

Таблица 8. Веса нейросвязей в системе Створ 1 → Створ 2

	Fe2	Cu2	Zn2	Ni2
Threshold	–0.04	–0.06	–0.03	–0.04
Fe1	0.14	0.11	0.00	0.09
Cu1	–0.04	0.65	0.03	–0.11
Zn1	0.48	0.08	0.05	0.16
Ni1	0.15	0.00	–0.02	0.08

Таблица 9. Веса нейросвязей в системе Створ 2 → Створ 3

	Fe3	Cu3	Zn3	Ni3
Threshold	–0.06	–0.05	–0.04	–0.07
Fe2	0.10	0.06	0.13	0.21
Cu2	0.08	–0.00	–0.23	–0.07
Zn2	0.19	0.06	0.18	0.17
Ni2	0.35	0.46	0.80	0.64

Таблица 10. Прогноз по системе Створ 1 → Створ 2

Тестовый образец	Измеренные концентрации на створе 1				Измеренные концентрации на створе 2				Прогнозные (расчетные) концентрации на створе 2				Ошибка прогноза E
	Fe1	Cu1	Zn1	Ni1	Fe2	Cu2	Zn2	Ni2	Fe2	Cu2	Zn2	Ni2	
1	1.12	6	35	0	1.04	18	51	44	0.85	21.54	32.38	26.04	0.07
2	0.75	5	64	13	1.36	28	45	17	1.44	24.88	47.62	35.44	0.05
62	1.38	16	52	9	3.36	85	93	38	1.19	32.60	45.74	32.90	0.48
63	1.1	24	58	0	1.15	52	50	25	1.12	41.18	50.56	26.03	0.04
76	1.31	30	36	17	0.72	110	48	35	0.91	42.95	53.91	24.25	0.27
77	0.77	26	31	11	1.15	70	78	22	0.74	39.28	50.76	16.77	0.16
112	0.32	33	30	7	0.85	54	36	14	0.60	46.04	56.06	7.85	0.07
113	0.5	23	38	11	0.85	54	80	8	0.85	37.83	52.48	17.26	0.10
214	0.41	22	36	5	0.338	5	14	6	0.76	36.85	49.34	14.27	0.17
215	0.325	4	14	3	0.152	7	14	3	0.47	17.49	31.27	12.88	0.09
Средняя ошибка													0.15

C_i^* – прогнозные (расчетные) значения концентрации на том же створе. Результаты приведены в табл. 10–12, где тестовые образцы выбраны из массива данных.

Из табл. 10–12 видно, что ошибка рассматриваемого прогноза преимущественно изменяется в диапазоне 4–40% и в среднем $\leq 20\%$, что существенно ниже погрешности измерения контролируемых показателей, приписанная норма которой для основных рассматриваемых металлов $\geq 50\%$ [11].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Обширные исследования по моделированию гидрологических, гидрохимических и гидро-

биологических характеристик с использованием моделей искусственного интеллекта позволяют надеяться, что эти методы будут внедрены в практику и облегчат решение многих вопросов водно-экологического регулирования, полноценного анализа и прогноза состава и свойств воды. Уже к настоящему времени работы с использованием ИНС позволили получить убедительную информацию о том, что большая часть негативных изменений водных ресурсов связана с антропогенной деятельностью. В целом, все настойчивее звучит вывод о том, что единственный способ сохранения и восстановления водных ресурсов – разработка эффективной политики водопользования, основанной на детальном мониторинге водно-экологических показателей. При этом важно внедрять методы ИНС для обработки данных

Таблица 11. Прогноз по системе Створ 2 → Створ 3

Тестовый образец	Измеренные концентрации на створе 2				Измеренные концентрации на створе 3				Прогнозные (расчетные) концентрации на створе 3				Ошибка прогноза E
	Fe2	Cu2	Zn2	Ni2	Fe3	Cu3	Zn3	Ni3	Fe3	Cu3	Zn3	Ni3	
6	0.74	14	75	13	2.62	140	1200	40	0.68	41.15	197.11	14.85	0.52
8	0.8	13	35	13	0.47	12	110	22	0.68	40.94	181.57	14.54	0.07
11	1.31	29	75	51	0.88	180	870	0	1.09	94.32	424.69	34.16	0.29
22	0.49	37	54	21	0.63	8	110	20	0.70	53.05	178.52	16.57	0.08
133	0.9	58	80	33	0.56	40	50	28	0.97	70.26	224.81	23.93	0.10
134	0.66	44	85	17	0.53	39	45	14	0.78	47.67	151.00	15.99	0.05
135	1.22	44	75	5	0.43	22	53	24	0.91	30.55	73.88	13.19	0.08
207	0.326	28	28	13	0.285	34	33	1	0.57	41.62	132.47	11.98	0.07
227	0.143	2	17	5	0.125	7	11	3	0.38	29.78	136.71	7.76	0.07
237	1	1	11	4	0.213	7	6	6	0.39	38.07	172.15	10.15	0.09
Средняя ошибка													0.14

Таблица 12. Прогноз по системе Створ 1 + 2 → Створ 3

Тестовый образец	Измеренные концентрации на створе 1 + 2								Измеренные концентрации на створе 3				Прогнозные концентрации на створе 3				Ошибка прогноза E
	Fe1	Cu1	Zn1	Ni1	Fe2	Cu2	Zn2	Ni2	Fe3	Cu3	Zn3	Ni3	Fe3	Cu3	Zn3	Ni3	
6	0.48	8	36	8	0.74	14	75	13	2.62	140	1200	40	0.73	46.17	298.12	21.44	0.42
12	0.24	9	42	0	1.6	30	39	94	1.07	40	1800	12	1.03	180.29	776.98	47.31	0.42
13	0.4	14	40	6	0.37	15	29	15	1.23	48	370	47	0.55	44.34	176.63	14.63	0.20
14	0.61	8	17	7	0.86	24	40	0	1.37	58	540	61	19.19	162.74	13.28	19.19	0.31
15	0.94	21	67	8	1.86	37	34	18	0.43	24	210	28	48.80	309.22	25.31	48.80	0.07
207	15	15	5	0.326	28	28	13	15	0.285	34	33	1	0.44	37.9	112.44	12.95	0.06
208	23	14	0	0.163	32	34	3	23	0.16	37	51	4	0.46	30.41	26.10	6.34	0.04
214	22	36	5	0.338	5	14	6	22	0.08	43	28	11	0.42	31.53	89.17	6.67	0.06
215	4	14	3	0.152	7	14	3	4	0.406	39	33	3	0.23	25.23	134.20	8.06	0.05
237	4	1	1	0.138	1	1	11	4	0.213	7	6	6	0.14	38.70	170.71	7.64	0.07
Средняя ошибка																	0.17

гидромониторинга и формирования системы моделирования качества водопользования, позволяющего решать такие задачи, как, например, уменьшение риска внезапного снижения качества воды из-за производственных сбросов.

Способность ИНС обнаруживать и оценивать веса связей между статистическими данными эффективна для изучения динамики формирования качества воды в условиях его пространственно-временной вариабельности. На примере р. Исети в промышленном регионе (г. Екатеринбург) показано, что нейросетевой анализ позволил обнаружить взаимозависимости отдельных показателей качества воды на соседних створах и, тем самым, выявить логистические хозяйственные связи водопользователей. Это облегчает идентификацию приоритетных загрязнителей воды по “водному следу” загрязнений, оставленному предприятиями-смежниками. Показано также, что ИНС упрощает выявление техногенного снижения качества воды на фоне ее природного загрязнения. Достоверность полученных выводов подтверждается возможностью удовлетворительно предсказывать качество воды на некотором гидрохимическом створе по данным, полученным для створов, расположенных выше.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Арнольд В.И. О функциях трех переменных // ДАН СССР. 1957. Т. 114. № 4. С. 679–681.
2. Боровиков В.П. Нейронные сети Statistica Neural Networks: Методология и технология современного анализа данных. М.: StatSoft, 2015. 354 с.
3. ГОСТ 27384-2002 Вода. Нормы погрешности измерений показателей состава и свойств.
4. ГОСТ Р ИСО 14046-2017 Экологический менеджмент. Водный след. Принципы, требования и руководящие указания.
5. Государственный доклад “О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2020 году”. М.: Росводресурсы, НИА-Природа, 2022. 510 с.
6. Данилов-Данильян В.И., Веницианов Е.В., Аджиенко Г.В., Козлова М.А. Оценка современных подходов к управлению качеством поверхностных вод и их охране // Вестн. РАН. 2019. Т. 89. № 12. С. 1248–1259.
7. Диффузное загрязнение водных объектов: проблемы и решения / Под ред. В.И. Данилова-Данильяна. М.: РАН, 2020. 512 с.
8. Зеленцов В.А., Потрясаев С.А., Пиманов И.Ю., Пономаренко М.Р. Автоматизация мониторинга и комплексного моделирования гидрологической обстановки в бассейнах рек // Уч. зап. Рос. гос. гидрометеорол. ун-та. 2019. № 55. С. 74–85.
9. Каллан Р. Основные концепции нейронных сетей. М.: Изд. Дом “Вильямс”, 2001. 287 с.
10. Колмогоров А.Н. О представлении непрерывных функций нескольких переменных в виде суперпозиции непрерывных функций одного переменного // ДАН СССР. 1957. Т. 114. № 5. С. 953–956.
11. Минский М., Пайперт С. Перцептроны. М.: Мир, 1971. 264 с.
12. Розенблатт Ф. Принципы нейродинамики. Перцептрон и теория механизмов мозга. М.: Мир, 1965. 480 с.
13. Розенталь О.М., Александровская Л.Н., Кириллин А.В. Байесовский подход к повышению достоверности контроля качества вод // Аналитика и контроль. 2018. Т. 22. № 3. С. 334–340.
14. Строганов С.Н. Связь питания жителей и состава сточной воды: Питание Москвы в 1903–1922 гг. // Тр. Совещания по очистке сточных вод, состоя-

- шего при Канализационном отделе М.К.Х. М.: М.К.Х., 1923. Вып. 2.
15. Федотов В.Х. Нейронные сети в экономике. Чебоксары: Изд-во Чувашского гос. ун-та, 2006. 298 с.
 16. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод. М.: АСВ, 2002. 704 с.
 17. Agafonova S.A., Frolova N.L., Krylenko I.N. et al. Dangerous ice phenomena on the lowland rivers of European Russia // *Natural Hazards*. 2017. V. 88. № S1. P. 171–188.
 18. Alabyan A.M., Lebedeva S.V. Flow dynamics in large tidal delta of the Northern Dvina river: 2D simulation // *J. Hydroinformatics*. 2018. V. 20. № 4. P. 798–813.
 19. Bandyopadhyay S., Maulik U., Wang J.T.L. Analysis of Biological Data: A Soft Computing Approach. Analysis of Biological Data: A Soft Computing Approach. World Scientific. Singapur, 2007.
 20. Belikov V.V., Krylenko I.N., Alabyan A.M. et al. Two-dimensional hydrodynamic flood modelling for populated valley areas of Russian rivers // *Proc. IAHS*. 2015. V. 370. P. 69–4.
 21. Bishop C. Neural Networks for Pattern Recognition. Oxford: Univ. Press, 1995.
 22. Chau K. A review on integration of artificial intelligence into water quality modelling // *Mar. Pollut. Bull.* 2006. V. 52. P. 726–733.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.04.003>
 23. Che Osmi S.F., Malek M.A., Yusof M., Azman N.H., Faizal W.M. Development of river water quality management using fuzzy techniques: a review // *Int. J. River Basin Manag.* 2016. V. 14. P. 243–254.
<https://doi.org/10.1080/15715124.2015.1105232>
 24. Haykin S. Neural Networks: A Comprehensive Foundation. New York: McMillan College Publ. Co., 1994. 696 p.
 25. Krylenko I., Motovilov Yu., Antokhina E. et al. Physically-based distributed modelling of river runoff under changing climate conditions // *Proc. IAHS*. 2015. V. 368. P. 156–161.
 26. Maier H.R., Dandy G.C. Neural networks for the prediction and forecasting of water resources variables: a review of modelling issues and applications // *Environ. Model. Softw.* 2000. V. 15. P. 101–124.
[https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(99\)00007-9](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(99)00007-9)
 27. Nicklow J., Asce F., Reed P., Asce M., Savić D., Desalegne T., Asce M., Harrell L., Asce M., Chan-hilton A., Asce M., Karamouz M., Asce F., Minsker B., Asce M., Ostfeld A., Asce M., Singh A., Asce M., Zechman E., Asce M. State of the Art for Genetic Algorithms and Beyond in Water Resources Planning and Management // *J. Water Resour. Planning Management*. 2010. V. 136 (4). P. 412–432.
 28. Raghavendra S., Deka P.C. Support vector machine applications in the field of hydrology: a review // *Appl. Soft Comput. J.* 2014. V. 19. P. 372–386.
<https://doi.org/10.1016/j.asoc.2014.02.002>
 29. Rumelhart D.E., Hinton G.E., Williams R.J. Learning internal representations by error propagation // *Parallel Distributed Processing: Exploration in the Microstructure of Cognition*. Cambridge, MA: MIT Press, 1986. V. 1. P. 318–362.
 30. Solomatine D.P., Ostfeld A. Data-driven modelling: some past experiences and new approaches // *J. Hydroinformatics*. 2008. V. 10. P. 3–22.
<https://doi.org/10.2166/hydro>
 31. Tayasha, Tran Minh Thang, Zahar her Yasin. A survey on river water quality modeling using artificial intelligence models. // *J. Hydrol.* 2020. V. 585. № 6. P. 1–62.
 32. Virender K. Sharma, Eric Lichtfouse, Etienne Decroly. COVID-19 epidemiologic surveillance using wastewater // *Environ. Chem. Lett.* 2021. V. 19 (45). № 1. P. 1911–1915.