

СОДЕРЖАНИЕ

Том 49, номер 1, 2022

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Водные ресурсы естественных и искусственных водоемов Европы <i>А. В. Измайлова, Н. Ю. Корнеевкова</i>	3
Прогнозирование уровней воды на реках Краснодарского края с использованием методов машинного обучения <i>П. А. Белякова, В. М. Морейдо, А. С. Цыпленков, А. Н. Амербаев, Д. А. Гречишников, Л. С. Курочкина, В. А. Филиппов, М. С. Макеев</i>	13
Алгоритм автоматизированного расчленения гидрографа по методу Б.И. Куделина gwat: проблемы и перспективы <i>Е. П. Рец, М. Б. Киреева, Т. Е. Самсонов, Н. Н. Езерова, А. В. Горбаренко, Н. Л. Фролова</i>	27

ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ

Сход оползня Бузулган: моделирование селей по реке Герхожан-Су и сценарии их воздействия на город Тырнауз после произошедших в 2020 году изменений <i>В. А. Куровская, С. С. Черноморец, И. Н. Крыленко, Т. А. Виноградова, М. Д. Докукин, Э. В. Запорожченко</i>	43
Изучение трансформации гидрогеохимических условий плиоценового водоносного комплекса (дельта р. Меконг, Вьетнам) посредством термодинамического моделирования <i>О. А. Лиманцева, А. Б. Лисенков, Лам Хоанг Куок Вьет</i>	54

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

Структура и продукционный потенциал летнего фитопланктона озера Байкал в современный период <i>Н. А. Бондаренко, И. И. Русанов, С. М. Черницына, О. В. Шубенкова, А. С. Захаренко, Т. В. Погодаева, Н. В. Пименов, Т. И. Земская</i>	66
К вопросу о биоиндикации нефтяного загрязнения пресноводных лимнических экосистем с использованием зоопланктона на примере озера Самотлор (ХМАО) <i>Н. И. Ермолаева</i>	77
Влияние кольтирования фильтров на определение концентрации истинно-растворенных и коллоидных форм миграции химических элементов в речных водах <i>В. М. Шулькин, Н. Н. Богданова, Е. В. Еловский</i>	91
Комплексный анализ распределения компонентов экосистемы в Черном море с учетом гидрохимических и гидрометеорологических факторов <i>С. Б. Крашенинникова, Н. И. Минкина, И. Г. Шокурова, Э. З. Самышев</i>	103

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ, ЭКОНОМИЧЕСКИЕ И ПРАВОВЫЕ АСПЕКТЫ

Опасности и риски рекреационного водопользования: векторы международных исследований. Воздействия рекреации на экосистемы и биоту <i>И. В. Андреева, А. В. Пузанов</i>	112
---	-----

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.55

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ ЕСТЕСТВЕННЫХ И ИСКУССТВЕННЫХ ВОДОЕМОВ ЕВРОПЫ¹

© 2022 г. А. В. Измайлова^{a, b, *}, Н. Ю. Корнеев^a

^aИнститут озероведения РАН – Санкт-Петербургский федеральный исследовательский центр РАН,
Санкт-Петербург, 196105 Россия

^bГосударственный гидрологический институт, Санкт-Петербург, 199004 Россия

*e-mail: ianna64@mail.ru

Поступила в редакцию 29.01.2021 г.

После доработки 08.07.2021 г.

Принята к публикации 27.07.2021 г.

Представлены результаты количественной оценки фонда естественных и искусственных водоемов Европы, выполненной по оригинальной методике, отработанной на территории России и модернизированной для территории зарубежной Европы с учетом новых возможностей автоматизированного дешифрирования водных объектов. Количество и площади водоемов определены с использованием массива Water Mask, основанного на обработке данных за продолжительный период времени (с 2000 по 2012 г.), а также снимков, представляемых программой “Google Планета Земля”. Для оценки запасов вод использованы зависимости между объемами воды в озере и его площадью и региональные зависимости между различными морфометрическими характеристиками озерных котловин, учитывающие их генезис и орографические особенности территории. Согласно проведенной оценке, в водоемах Европы суммарно содержится 3785 км³ пресной воды, из которых ~500 км³ – в искусственных водоемах, а также 88 км³ воды повышенной минерализации. Результаты оценки фонда естественных и искусственных водоемов зарубежной Европы представлены по группам стран, выделенным согласно общероссийскому классификатору стран мира, а европейской части России – по трем регионам схожей площади (северный, центральный и южный). Для европейской части России характерна большая пространственная неоднородность распределения озер и содержащихся в них водных ресурсов, чем для зарубежной Европы. На европейскую часть России приходится 41% объема озерных вод Европы и ~50% вод искусственных водоемов. Водообеспеченность, рассчитанная по запасам озерной воды, наиболее высока на севере европейской части России (99 тыс. м³/чел), в наиболее обеспеченных озерными ресурсами странах Северной Европы они составляют от 50 до 95 тыс. м³/чел. Центральная и южная части европейской части России и большинство стран Европы характеризуются низкой водообеспеченностью по запасам как речного стока, так и озерных вод. Несмотря на высокие суммарные показатели озерного фонда Европы в целом, ситуация с водными ресурсами центральной и южной частей европейской части России почти столь же напряженная, как и в ряде стран Европы.

Ключевые слова: водные ресурсы, озера, Европейская часть России, страны Европы, водообеспеченность.

DOI: 10.31857/S0321059622010072

ВВЕДЕНИЕ

В современном мире вопросы оценки запасов пресной воды выходят на передний план при планировании практически всех видов хозяйственной активности, так что неудивительно, что периодически предпринимаются попытки исчисления озерного фонда в планетарном масштабе [9, 10, 16, 17, 19, 20, 22, 23]. В последних работах по

данной тематике [13, 15, 21] на основе анализа спутниковой информации предложены уточнения полученных ранее аналитическими методами данных по количеству водоемов и их суммарным площадям. Однако, несмотря на ряд предлагаемых уточнений, основной фундаментальный вопрос – сколько на Земле озер и сколько в них воды – остается нерешенным как в планетарном, так и в континентальном масштабе.

По количеству озер и запасам содержащейся в них воды Россия существенно опережает другие страны Евразийского континента. С одной стороны, это позволяет считать ее водные ресурсы

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания ИНОЗ РАН (тема 0154-2019-0004 “Закономерности распределения озер по территории Евразии и оценка их водных ресурсов”).

конкурентоспособными; с другой стороны, несмотря на колоссальные количественные показатели озерного фонда, Россия характеризуется крайней неравномерностью распределения водных ресурсов по территории и достаточно слабой согласованностью основных центров размещения населения и производства и их доступности. Известно, что ряд стран Евразии испытывает значительные проблемы, связанные с нехваткой воды; а другие страны, напротив, обладают огромными ресурсами вод, прежде всего озерных. В то же время отсутствуют количественные характеристики суммарных запасов озерных вод континента; а единичные оценки, проведенные по ряду стран, чаще всего плохо сопоставимы между собой из-за разных методических подходов и включения в расчет водоемов различной крупности и генезиса (с учетом или не учетом прибрежных или искусственных водоемов). В этой связи представляет интерес на основе единой методики оценить водные ресурсы озер всего континента, а также запасов вод, заключенных в искусственные водоемы, для их последующего анализа, сопоставления и определения доли фонда естественных и искусственных водоемов России в водных ресурсах Евразии. Такая работа в настоящее время проводится в Институте озероведения РАН (ИНОЗ РАН – СПб ФИЦ РАН). В рамках данной статьи представлены результаты оценки фонда естественных и искусственных водоемов, проведенной для европейской части континента.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ОЦЕНКИ

Оценка водных ресурсов естественных и искусственных водоемов Европы выполнялась на основе специально разработанной методики [4], изначально опробованной на территории России и впоследствии модернизированной для территории зарубежной Европы с учетом новых возможностей автоматизированного дешифрирования водных объектов. Определение количества водоемов и площадей водной поверхности разных территорий Российской Федерации проводилось в первой половине 2010-х гг. и было основано на визуально-инструментальном дешифрировании озер и водохранилищ на современных спутниковых снимках, предоставляемых программой “Google Планета Земля”. Далее по полученным количеству водоемов и площадям их водной поверхности с учетом средних глубин определялись объемы их вод. При этом последовательно суммировались объемы морфометрически изученных и слабо- или неизученных водоемов [2–4].

Развитие современного аппарата обработки космических изображений, включающего в себя автоматизированное дешифрирование водных объектов с использованием глобальных наборов данных и многоканальных водных индексов, в

том числе NDWI, MNDWI, AWEI, позволяет ускорить визуально-инструментальную оценку фонда естественных и искусственных водоемов при перенесении ее на территорию зарубежной Европы. С этой целью в рамках настоящего исследования наряду с определением водоемов на снимках, представленных программой “Google Планета Земля”, использован массив Water Mask [14], основанный на обработке данных за продолжительный период (с 2000 по 2012 г.) и имеющий степень детализации, позволяющую идентифицировать водоемы с малой площадью водного зеркала. Обработка растров и вычисление площадей озер и водохранилищ проводились в программной среде QuantumGIS (QGIS), после чего проводились коррекция площадей методом визуального дешифрирования и в случае погрешности в данных исходного раstra – уточнение количества озер и их площадей, в том числе с использованием данных “Global Surface Water Seasonality” [18], космических снимков и GLWD [6].

Для территории зарубежной Европы, характеризующейся достаточно высокой морфометрической изученностью водоемов, оказалось оправданным и более масштабное применение зависимости между объемами воды в озере и его площадью, разработанной в ИНОЗ РАН С.В. Рянжиным и Н.В. Кочковым [7]. Вид такой зависимости, основанной на данных о морфометрически изученных водоемах Европы, показан на рис. 1, где приведена общая зависимость, построенная по всем европейским озерам, входящим в базу данных WORLDLAKE [8]. Применительно к отдельным регионам зависимость может меняться, ее форма в значительной степени определяется происхождением котловин.

Необходимо заметить, что, несмотря на высокую корреляцию между указанными характеристиками (объем–площадь), приведенная зависимость может давать значительную ошибку (иногда в несколько раз) при определении объемов больших и средних озер, хотя она применима при определении объемов многочисленных малых водоемов. По средним и большим водохранилищам данные о полных объемах воды практически всегда присутствуют (объемы воды выбирались при нормальном подпорном уровне (НПУ)).

Вероятность ошибки важно учитывать при использовании зависимости объем–площадь в регионах с невысокой лимнологической изученностью. Так, в России морфометрическая изученность средних озер невысокая, и использование данной зависимости может приводить к значительным ошибкам при определении суммарных запасов воды в районах, где основной запас воды сконцентрирован в нескольких слабоизученных озерах. Поэтому при оценке водных ресурсов озер России особое внимание уделялось возмож-

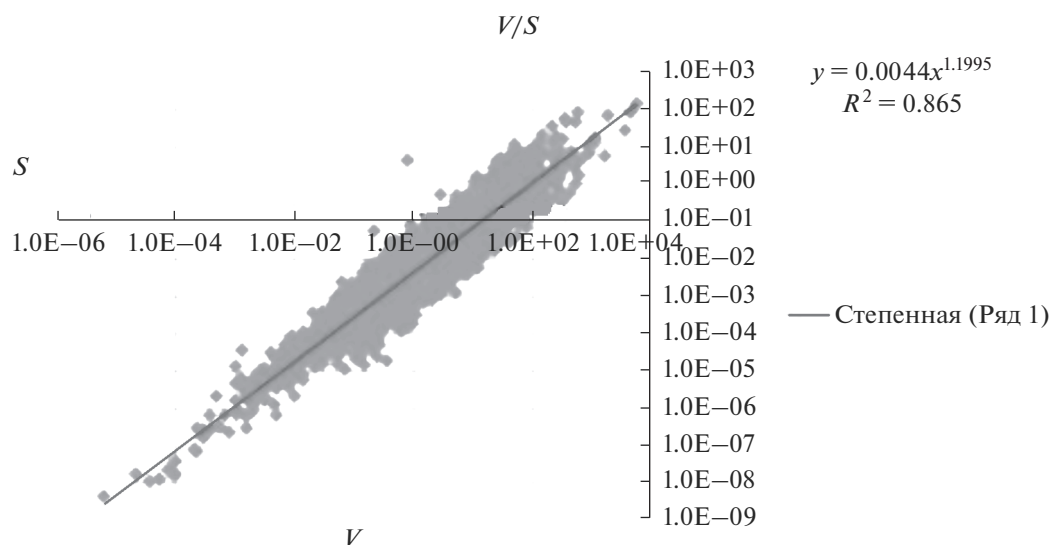


Рис. 1. Общая зависимость между площадью S и объемом V озер Европы (R^2 — коэффициент аппроксимации).

ности определения средних глубин водоемов на основе региональных зависимостей между различными морфометрическими характеристиками озерных котловин, учитывающих также орграфические особенности территории и генезис котловин. В Европе большинство озер, вносящих основной вклад в суммарный водозапас, морфометрически изучены, т. е. по ним есть необходимые данные как по глубинам (средним и наибольшим), так и по объемам воды (табл. 1). Благодаря этому использование региональных зависимостей объем–площадь приводит к относительно небольшой ошибке в суммарных значениях водных ресурсов.

Таким образом, представленная в настоящей статье оценка фонда естественных и искусственных водоемов Европы базируется на полученных ранее данных по фонду европейской части России (ЕЧР) [4] и на результатах новой оценки фонда естественных и искусственных водоемов зарубежной Европы, проведенной с использованием как автоматизированного, так и визуально-инструментального дешифрирования (с целью их

сопоставления и необходимой коррекции). Полученный массив данных по площадям водоемов зарубежной Европы дополнен характеристиками глубин водоемов и объемов содержащихся в них вод, взятых из баз данных “Озера Земли” и WORLDLAKE, собираемых в ИНОЗ РАН на протяжении нескольких десятков лет на основе постоянного мониторинга литературных и справочных источников. Далее с учетом построенных для различных частей зарубежной Европы зависимостей между морфометрическими характеристиками водоемов проводился переход от площадных к объемным характеристикам озерного фонда. Для регионов, по которым характер зависимостей для водоемов, различающихся по своему происхождению, существенно различался, определялся ряд зависимостей, чаще всего выделялись искусственные водоемы и водоемы, привязанные к речной сети. Как видно из рис. 1, зависимость объем–площадь имеет общий вид $V \approx \alpha S^{\beta}$. При анализе изменений полученных значений параметров данной зависимости по всей территории Европы обратило на себя внимание увеличение

Таблица 1. Объем собранной морфометрической информации по озерам зарубежной Европы

Регион	Количество морфометрически изученных озер		Морфометрически изученные озера относительно их общего количества, %	
	>10 км ²	1–10 км ²	>10 км ²	1–10 км ²
Озера Северной Европы	412	1749	47	23
Озера Западной Европы	58	307	95	74
Озера Восточной Европы	78	765	93	85
Озера Южной Европы	41	83	91	66
Вся зарубежная Европа	589	2904	55	32

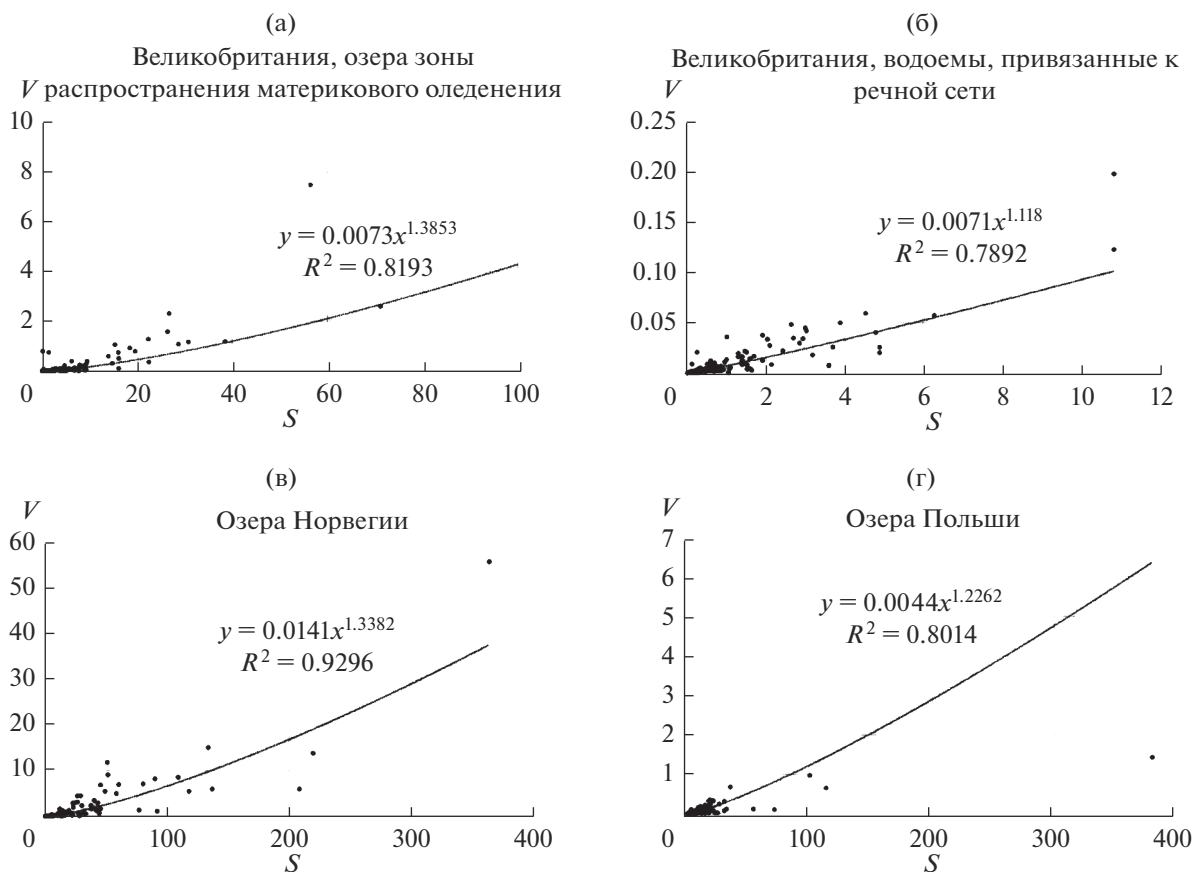


Рис. 2. Пример зависимостей между площадью S и объемом V озер для стран Европы.

обоих параметров в областях с преобладанием доли тектонических, ледниково-тектонических или вулканических озер. В силу того, что скорость приращения объема с ростом площади прежде всего определяется параметром β , то не странно, что наиболее высокие значения этого параметра характерны для регионов со значительной расчлененностью рельефа, где доля таких озер достаточно высока. Данное утверждение можно продемонстрировать на примере территорий Феноскандии, характеризующихся общностью геологического прошлого. Получена зависимость: по данным морфометрически изученных озер гористой Норвегии — $V \approx 0.0141S^{1.3382}$ (рис. 2г), Швеции — $V \sim 0.0047S^{1.2133}$, более равнинной Финляндии — $V \sim 0.0044S^{1.0891}$. На равнинных территориях приращение объема с ростом площади происходит медленно и чаще всего оба параметра (α и β) меньше, чем для общей зависимости, приведенной на рис. 1. Наиболее близкой к общей зависимости оказалась зависимость, полученная для озер Польши (рис. 2в). Наименьшие значения обоих параметров были ранее выявлены для равнинных тундровых областей северо-востока ЕЧР, а в пределах зарубеж-

ной Европы — для Юго-западной части Восточно-Европейской равнины. Так, для естественных водоемов Украины получена зависимость $V \sim 0.0032S^{0.9055}$. Внутри какой-либо конкретной территории, где широко представлены озера, различающиеся по происхождению, зависимость, построенная по всем имеющимся данным, может быть нечетко выражена (слабая корреляция), в то же время при разделении водоемов на группы (по происхождению) частные зависимости будут характеризоваться более высокими значениями корреляции. При этом значения параметров (прежде всего β) чаще всего будут меньше у водоемов, привязанных к речной сети (рис. 2а, 2б). Исключение составляют равнинные районы зоны недостаточного увлажнения, где большинство наиболее глубоких озер расположено в долинах крупных рек.

Примеры зависимостей объем—площадь приведены на рис. 2. Еще раз необходимо подчеркнуть, что для региональных оценок по территории России использование данной зависимости было не всегда оправданным и требовало проведения дополнительных работ по вычислению глубин средних и больших озер.

Таблица 2. Фонд естественных и искусственных водоемов Европы

Регион	Количество водоемов		Площадь водной поверхности водоемов, км ²		Общая озерность, %	Суммарный объем вод водоемов, км ³		Удельная водообеспеченность, тыс. м ³ /чел
	естественных	искусственных	естественных	искусственных		естественных	искусственных	
Северная Европа	628300	37500	103110	1590	5.79	1465	15	13.7
Западная Европа	26660	132710	9410	5100	1.21	258	40	1.43
Восточная Европа	42850	123080	13100	14590	1.63	51	91	0.89
Южная Европа	13470	42000	6350	5800	0.93	227	106	2.12
Север ЕЧР	540000	3110	77000	6200	4.93	1358	28	99
Центр ЕЧР	50930	69330	2980	25460	1.68	9	161	2.48
Юг ЕЧР	18220	18760	4800	8260	2.11	4.6	59	2.38
Европа всего	1320430	426490	216750	67000	2.83	3373	500	5.35

Оценка количества водоемов, суммарных площадей водной поверхности и объемов вод проводилась для всех стран Европы с их последующим суммированием по группам. В рамках настоящей статьи результаты будут приводиться по группам стран, выделенным на территории зарубежной Европы согласно Общероссийскому классификатору стран мира [11]: страны Северной Европы (Гернси, Дания, Джерси, Ирландия, Исландия, Латвия, Литва, Норвегия, Остров Мэн, Соединенное Королевство, Фарерские острова, Финляндия, Швеция, Шпицберген и Ян Майен, Эландские острова, Эстония); страны Западной Европы (Австрия, Бельгия, Германия, Лихтенштейн, Люксембург, Монако, Нидерланды, Франция, Швейцария); страны Восточной Европы (Беларусь, Болгария, Венгрия, Молдова, Польша, Румыния, Словакия, Украина, Чехия); страны Южной Европы (Албания, Андорра, Босния и Герцеговина, Гибралтар, Греция, Испания, Италия, Мальта, Папский Престол, Португалия, Республика Македония, Сан-Марино, Сербия, Словения, Хорватия, Черногория). Европейская часть России будет разделена на 3 региона: север ЕЧР (Северо-Западный Федеральный округ (ФО)); центр ЕЧР (Центральный и Приволжский ФО) и юг ЕЧР (Южный и Северо-Кавказский ФО).

РЕЗУЛЬТАТЫ ОЦЕНКИ

Согласно проведенной оценке, в пределах Европы на снимках дешифрируется более 1750 тыс. водных объектов, среди которых естественных водоемов ~1320 тыс. и искусственных ~430 тыс., в том числе в пределах ЕЧР соответственно 700 тыс., 610 тыс. и 90 тыс. Площадь водной поверхности Европы составляет ~284 тыс. км², из которых чуть <¼ приходится на водоемы искусственного происхождения, средняя озерность со-

ставляет 2.8%, в том числе естественная (за вычетом площади искусственных водоемов) — 2.3%. В водоемах Европы суммарно содержится 3785 км³ пресной воды, из которых ~500 км³ — в искусственных водоемах, а также 88 км³ воды повышенной минерализации.

В табл. 2 представлены результаты оценки фонда естественных и искусственных водоемов Европы по семи выделенным регионам (4 региона в пределах зарубежной Европы и 3 в пределах России). Наряду с полученными количествами естественных и искусственных водоемов, суммарными площадями их водной поверхности и объемами воды приведены значения средней озерности как удельного показателя площадей водной поверхности и значения удельной водообеспеченности за счет водных ресурсов, содержащихся в озерах и водохранилищах. Удельная водообеспеченность приведена в единицах (тыс. м³/чел.), аналогичных водообеспеченности, рассчитываемой в [23] по данным о возобновляемых водных ресурсах (тыс. м³/чел. год).

По полученным данным, суммарный запас вод в озерах зарубежной Европы составляет 2002 км³, в искусственных водоемах — 252 км³. На пресные озера приходится 1915 км³, на водоемы с повышенной минерализацией (лагуны, лиманы, фьорды) — 87 км³. 18 км³ воды содержится в озерах-водохранилищах. Основной объем вод сконцентрирован в водоемах Северной Европы, по расчетам авторов статьи — 1479 км³, или ~2/3 суммарного запаса вод зарубежной Европы.

Суммарная площадь территорий стран Северной Европы составляет ~30% площади территории зарубежной Европы, в них проживает ~18% ее населения. Наибольший запас вод приходится на страны Скандинавского полуострова (1324 км³), что связано с широким распространением здесь

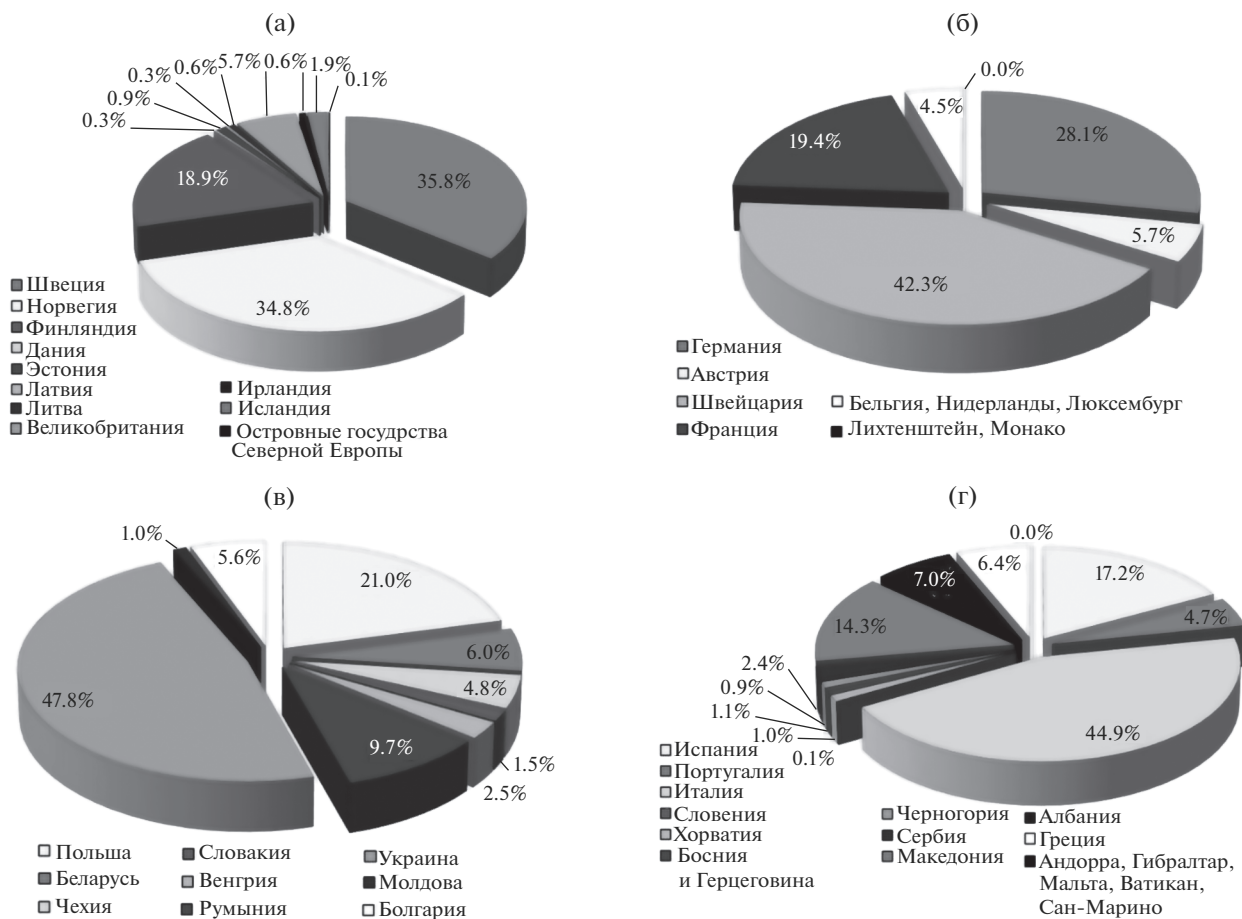


Рис. 3. Распределение суммарных объемов вод (естественных и искусственных водоемов) по странам зарубежной Европы: а – Северная Европа; б – Западная Европа; в – Восточная Европа; г – Южная Европа.

озер, оставшихся в наследие от последнего четвертичного оледенения среди сильно пересеченного рельефа. И в Швеции, и в Норвегии суммарные запасы озерных вод $>500 \text{ км}^3$, при этом в Швеции $\sim 2/3$ этой величины приходится на большие озера (с площадью $>100 \text{ км}^2$), тогда как в Норвегии $\sim 50\%$ сосредоточено в средних озерах (площадью от 10 до 100 км^2), большинство из которых имеют значительные глубины. Суммарные запасы воды в водоемах Финляндии, лишь частично расположенной на Скандинавском полуострове и характеризующейся более равнинным рельефом, составляют $\sim 280 \text{ км}^3$ при том, что коэффициент ее озерности ($>11\%$) самый высокий среди стран зарубежной Европы. Величины запасов вод в остальных странах Северной Европы на 1–2 порядка ниже (рис. 3а), даже в лидирующей среди них Великобритании сосредоточено 87 км^3 воды, в том числе в пресных озерах $\sim 49 \text{ км}^3$. Запасы воды в искусственных водоемах стран Северной Европы составляют лишь $\sim 1\%$ ее суммарного запаса вод. Наибольшими долями вод, сосредоточенных в искусственных водоемах, характеризу-

ются Латвия и Дания (соответственно 32 и 25% общего запаса вод страны).

На страны Западной Европы приходится $\sim 20\%$ площади зарубежной Европы, это ее наиболее густонаселенный регион ($\sim 1/3$ населения). Суммарные запасы вод в водоемах Западной Европы, по оценке авторов статьи, составляют 298 км^3 , из которых 40 км^3 (13.4%) сосредоточены в водохранилищах. На страны Западной Европы приходится $\sim 13\%$ суммарного запаса озерных вод зарубежной Европы и $\sim 16\%$ суммарного запаса вод ее искусственных водоемов. Наиболее крупные и глубокие озера находятся в Альпах, вследствие этого значительный запас озерных вод сконцентрирован в Швейцарии (123 км^3), а также в альпийских районах Германии и Франции (рис. 3б). На территории Австрии практически нет больших озер (в ее пределах расположена лишь небольшая часть акватории Боденского озера), в связи с этим ее озерные ресурсы не столь высоки, как у соседних стран. Наибольшая доля вод, сосредоточенных в искусственных водоемах, — у

стран Бенилюкса и Франции (соответственно 37 и 28% общего запаса вод страны).

28% площади зарубежной Европы приходится на страны Восточной Европы, в которых проживает $\sim 1/4$ ее населения. Суммарные запасы вод в водоемах Восточной Европы оцениваются авторами статьи в 142 км^3 , из них 91 км^3 (64%) заключен в искусственных водоемах; т.е. в озерах Восточной Европы сосредоточено лишь 2.5% суммарного запаса озерных вод зарубежной Европы, в то время как в водохранилищах — $>36\%$. Наибольшим объемом озерных вод характеризуется Польша ($\sim 25 \text{ км}^3$), на значительной части которой остались относительно крупные водоемы в наследие от последнего оледенения. Значимые запасы воды сосредоточены и в озерах Украины ($\sim 13 \text{ км}^3$), среди которых много водоемов с повышенной минерализацией вдоль побережья Черного моря. На долю Украины благодаря большой емкости Днепровских водохранилищ приходится и $\sim 60\%$ суммарного запаса вод, содержащихся в искусственных водоемах Восточной Европы. В Чехии, Словакии, Болгарии и Молдове суммарные запасы озерных вод $<1 \text{ км}^3$, тогда как запасы вод искусственных водоемов во всех странах Восточной Европы $>1 \text{ км}^3$. В большинстве стран на долю искусственных водоемов приходится от 70 до 96% суммарного запаса вод, исключение составляют лишь Польша, Венгрия и Беларусь, где преобладают озерные воды. Среди стран Восточной Европы самые высокие суммарные запасы воды в Украине, самые низкие — в Молдове (рис. 3в).

На страны Южной Европы приходится $\sim 22\%$ площади зарубежной Европы, здесь примерно такое же население, как и в Восточной Европе, то есть $\sim 1/4$ населения всей зарубежной Европы. Суммарные запасы вод в водоемах Южной Европы, по оценке авторов статьи, составляют 333 км^3 , из которых на искусственные водоемы приходится 106 км^3 . Наиболее крупные и глубокие озера расположены в горной части региона, в южной части Альп и в горах Балканского и Апеннинского полуостровов; наибольшие запасы вод сосредоточены в озерах Италии (141 км^3), значительные запасы (от 13 до 46 км^3) — в озерах Греции, Албании и Македонии. Среди стран зарубежной Европы по объему вод, заключенных в водохранилища, лидирует Испания ($>1/2$ суммарного запаса вод в искусственных водоемах Южной Европы и $>1/5$ — всей зарубежной Европы), что делает ее общие запасы вод сопоставимыми с запасами в остальных крупных странах (рис. 3г). Почти 7% озерных вод Южной Европы характеризуются повышенной минерализацией.

На ЕЧР приходится $\sim 40\%$ площади всей Европы и $\sim 16\%$ ее населения, по количеству жителей она лишь немногим превышает население стран

Северной Европы. Согласно проведенной ранее оценке [3, 4], в ЕЧР водные ресурсы естественных водоемов составляют 1372, а искусственных — 248 км^3 . В отличие от зарубежной Европы, для ЕЧР характерно крайне неравномерное распределение озер по территории и, соответственно, суммарных водных ресурсов: $\sim 99\%$ озерных вод (1358 км^3) приходится на север ЕЧР, запасы вод в озерах в центре и на юге ЕЧР несопоставимо меньше (9 и 4.6 км^3 соответственно).

В ЕЧР сконцентрирован 41% объема озерных вод Европы, прежде всего — в расположенных в ее пределах больших озерах. На большие озера приходится 92% суммарных запасов озерных вод ЕЧР и лишь немногим $>50\%$ суммарных запасов озерных вод зарубежной Европы. Это соотношение в значительной степени определяется особенностями рельефа: в равнинных регионах небольшие озера редко характеризуются значительными глубинами и основные объемы воды содержатся в обширных, глубоких котловинах тектонического (или смешанного — ледниково-тектонического) генезиса, среди которых крупнейшие озера Европы — Ладожское и Онежское.

Как уже указывалось, в пределах ЕЧР проживает лишь $\sim 16\%$ населения Европы; вместе с тем, несмотря на большие запасы вод в естественных и искусственных водоемах, рассчитанные на их основе значения удельной водообеспеченности (табл. 2) в центре и на юге ЕЧР лишь немногим больше, чем в странах Западной, Восточной и Южной Европы. Поскольку основой ресурсов поверхностных вод суши традиционно считается речной сток, необходимо уточнить, что и по его ресурсам большинство стран Центральной и Южной Европы характеризуются как низкообеспеченные [23]. В ЕЧР в регионах с низкой водообеспеченностью в настоящее время проживает $\sim 45\%$ населения, в том числе 24% — в регионах с очень и катастрофически низкой водообеспеченностью ($<2 \text{ тыс. м}^3/(\text{чел. год})$ по запасам речного стока) [12]. Высокая водообеспеченность за счет ресурсов речного стока и запасов вод в поверхностных водоемах характерна лишь для севера ЕЧР и стран Северной Европы. При этом водообеспеченность, рассчитанная по запасам озерной воды (табл. 2), наиболее высока на севере ЕЧР (99 тыс. $\text{м}^3/\text{чел.}$). В наиболее обеспеченных озерными ресурсами странах зарубежной Европы, к которым относятся (в порядке увеличения водообеспеченности) Финляндия, Швеция, Исландия и Норвегия, они составляют от 50 до 95 тыс. $\text{м}^3/\text{чел.}$

При недостатке озерных вод, наблюдаемом на значительной территории ЕЧР, проблема водоснабжения в известной мере решена за счет строительства крупных водохранилищ. Необходимо подчеркнуть, что суммарный запас вод водохра-

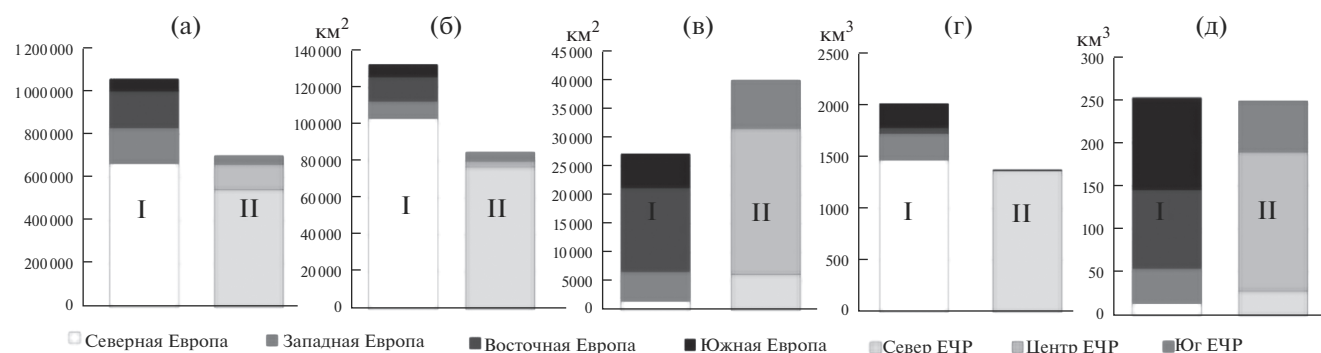


Рис. 4. Сравнение фонда водоемов зарубежной Европы (I) и ЕЧР (II): а — количество водоемов; б — площадь водной поверхности озер; в — площадь водной поверхности искусственных водоемов; г — объемы озерных вод; д — объемы вод водохранилищ.

нилищ ЕЧР практически равен суммарному запасу вод в водохранилищах всей зарубежной Европы. Объемы вод искусственных водоемов в центре ЕЧР в 18 раз превышают запасы озерных вод, а на юге ЕЧР — в 13 раз. Сравнение с данными по зарубежной Европе показывает, что запасы вод в водохранилищах центральной части ЕЧР в 1.2 раза выше, чем в странах Восточной и Западной Европы (суммарно), а южной части ЕЧР — в 1.1 раза больше, чем в Испании, но в 1.7 раза меньше суммарного запаса всей Южной Европы. На рис. 4 представлено сопоставление фондов естественных и искусственных водоемов ЕЧР и зарубежной Европы.

Необходимо отметить, что на расположенные в пределах ЕЧР крупнейшие водохранилища (площадью $>100 \text{ км}^2$) приходится $\sim 90\%$ суммарного запаса вод, содержащихся во всех искусственных водоемах. Для зарубежной Европы это соотношение существенно ниже — в среднем лишь 29%. При этом в Южной Европе оно составляет всего 13, в Западной 17, и лишь в Восточной Европе 54% (в значительной степени благодаря крупнейшим водохранилищам стран бывшего СССР; в Украине, большая часть которой занимают равнинные территории, оно немногим меньше, чем в России).

При фактическом равенстве объемов вод, содержащихся в водохранилищах ЕЧР и зарубежной Европы, суммарные площади водной поверхности искусственных водоемов ЕЧР в ~ 1.5 раза больше. Затопление земель при строительстве водохранилищ приводит к дополнительным потерям воды на испарение, оцениваемым для крупных водохранилищ России (объемом $>1 \text{ млн м}^3$) в $11 \text{ км}^3/\text{год}$ [1]. Почти 50% этой величины составляют потери на испарение с поверхности водохранилищ Волжско-Камского каскада. В [12] указано, что площадь затопления, приходящаяся на 1 км^3 полного и полезного объемов, в России выше, чем в среднем в мире. По расчетам авторов

статьи, это соотношение для ЕЧР больше, чем в среднем для стран зарубежной Европы, в 1.43 раза. Это определяется, с одной стороны, равнинным рельефом территории, с другой — развитием в эпоху СССР грандиозных проектов в области гидротехнического строительства, экологическая целесообразность которых в настоящее время периодически подвергается сомнению.

Распределение водоемов по территории в значительной мере характеризует коэффициент озерности. Этот коэффициент, рассчитанный с учетом площадей как естественных, так и искусственных водоемов, наиболее высокий в Северной Европе (среднее значение 5.8%) и на севере ЕЧР (4.9%). Среди стран зарубежной Европы лишь в Финляндии его среднее значение $>10\%$, на ЕЧР оно превышено в Республике Карелии и в Ленинградской области (в том числе благодаря акваториям Ладожского и Онежского озер). В Западной и Восточной Европе средний коэффициент озерности составляет 1.2 и 1.6, в Южной Европе — чуть $<1\%$. В центре и на юге ЕЧР благодаря прежде всего искусственным водоемам коэффициент озерности выше — соответственно 1.7 и 2.1%. Коэффициент естественной озерности (не учитывающий площади водохранилищ) во всех перечисленных районах $\leq 1\%$. Его самые низкие значения отмечаются в центре ЕЧР (в среднем 0.17%), меняются по территориям Центрального и Приволжского ФО от $<0.01\%$ (Орловская, Белгородская и Тульская области) до 1.37% (Тверская область). Среди стран зарубежной Европы естественная озерность $\leq 0.1\%$ только в Чехии, Словакии и Испании, а также во всех малых государствах Европы, где она снижается до тысячных долей процента.

Анализ изменения коэффициента озерности по территории свидетельствует об отсутствии его четкой зависимости от степени континентальности климата или от географической широты местности (даже если рассматривать только есте-

ственную озерность). Как указано в [5], значения озерности в большей степени обуславливаются геологическими факторами, нежели климатическими, при этом определяющий фактор — геологическая история территории. На территориях как ЕЧР, так и зарубежной Европы повышенная озерность наблюдается прежде всего в регионах, относительно недавно (по геологическим меркам) освободившихся от ледникового покрова или морских вод. При этом внутри этих регионов изменения коэффициента озерности обуславливаются уже различиями форм рельефа. За счет строительства искусственных водоемов озерность на большей части Европы существенно увеличена. Наибольшее увеличение озерности отмечено в центре и на юге ЕЧР, для ряда областей ЕЧР — на два порядка (Тульская, Орловская, Белгородская, Саратовская, Ульяновская области, Пермский край, Республики Чувашия, Адыгея, Северная Осетия). По странам Европы увеличена озерность за счет строительства искусственных водоемов — в пределах одного порядка (Чехия, Словакия, Молдова, Испания, Сербия).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ фонда естественных и искусственных водоемов Европы свидетельствует о том, что для ЕЧР характерна большая пространственная неоднородность распределения озер, чем для зарубежной Европы, причем в большинстве стран Южной Европы суммарные водные ресурсы озер достаточно высоки. За счет искусственных водоемов суммарные запасы вод в ЕЧР увеличены в ~1.2 раза, а в зарубежной Европе в 1.1 раза. Несмотря на высокие суммарные показатели озерного фонда ЕЧР, ситуация с водными ресурсами на ее обширной территории немногим более благоприятная, чем в ряде стран Европы.

Наличие значительных проблем с водообеспечением в центре и на юге ЕЧР и сопоставимость по регионам ЕЧР и странам Европы удельной водообеспеченности, рассчитанной как по данным о речном стоке [23], так и по запасам вод (в настоящей статье), содержащихся в естественных и искусственных водоемах, свидетельствуют о рациональности рассмотрения богатых озерных водных ресурсов северной части ЕЧР прежде всего в свете их возможного использования для обеспечения внутренних потребностей страны.

Необходимо уточнить, что в рамках статьи рассматриваются осредненные за определенный интервал времени площади озер и водохранилищ (массив “Water Mask” содержит данные, обработанные с начала 2000-х гг.). При переходе к объемным характеристикам фонда для морфометрически изученных озер также использовались опубликованные осредненные данные по объемам воды, а для водохранилищ — объемы вод при

НПУ. В то же время для значительного количества водоемов (как естественных, так и искусственных) характерна изменчивость площадей зеркала как во внутригодовом, так и в многолетнем разрезе, что, соответственно, влечет за собой и некоторые изменения объемов содержащихся в них вод. Изменчивость наиболее выражена в зоне неустойчивого и недостаточного увлажнения, т. е. в районах с наибольшими проблемами с водообеспеченностью. Анализ возможных изменений запасов вод в разные по водности периоды представляет отдельную задачу, и его проведение планируется как продолжение настоящей работы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Водные ресурсы России и их использование / Под ред. И.А. Шикломанова. СПб.: ГГИ, 2008. 600 с.
2. Измайлова А.В. Водные ресурсы озер Российской Федерации // География и природ. ресурсы. 2016. № 4. С. 5–14.
3. Измайлова А.В. Озера России: закономерности распределения, ресурсный потенциал. СПб.: Папирус, 2018. 288 с.
4. Измайлова А.В. Озерные водные ресурсы европейской части Российской Федерации // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 2. С. 122–133.
5. Измайлова А.В., Корнеев Н.Ю. Озерность Российской Федерации и определяющие ее факторы // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 1. С. 16–25.
6. Корнеев Н.Ю., Измайлова А.В. Использование космической информации при оценке морфометрических характеристик озер и построении карт озерности и густоты озерной сети // Регион. экология. 2019. № 2(56). С. 43–50.
7. Кочков Н.В., Рянжин С.В. Методика оценки морфометрических характеристик озер с использованием спутниковой информации // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 1. С. 18.
8. Кочков Н.В., Рянжин С.В. Озера мира WORLDLAKE. Свид. о гос. регистрации базы данных № 2015621549.
9. Лосев К.С. Вода. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 272 с.
10. Львович М.И. Мировые водные ресурсы и их будущее. М.: Мысль, 1974. 448 с.
11. Постановление Госстандарта России от 14.12.2001 № 529-ст “О принятии и введении в действие Общероссийского классификатора стран мира”. Дата введения 01.07.2002. Ред. 29.05.2019.
12. Румянцев В.А., Коронкевич Н.И., Измайлова А.В., Георгиади А.Г., Зайцева И.С., Барабанова Е.А., Долгов С.В., Корнеев Н.Ю. Антропогенные воздействия на водные ресурсы России и пути минимизации их негативных последствий // Эколого-географические проблемы перехода к зеленой экономике. Минск: СтройМедиаПроект, 2019. С. 193–209.
13. Downing J.A., Prairie Y.T., Cole J.J., Duarte C.M., Tranvick L.J., Striegel R.G., McDowell W.H., Kortelainen P., Melack J.M., Middleburg J.J. The global abun-

- dance and size distribution of lakes, ponds and impoundments // *Limnol. Oceanograph.* 2006. V. 51. P. 2388–2397.
14. Hansen M.C., Potapov P.V., Moore R., Hancher M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Thau D., Stehman S.V., Goetz S.J., Loveland T.R., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C.O., Townshend J.R.G. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change // *Science*. 2013. V. 342. № 6160. P. 850–853.
 15. Lehner B., Doll P. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands // *J. Hydrol.* 2004. V. 296. P. 1–22.
 16. Meybeck M. Global distribution of lakes // *Physics and Chemistry of Lakes*. Berlin, Heidelberg, 1995. P. 1–36.
 17. Nace R.L. World water inventory and control / Ed. R.J. Chorley // *Water, Earth and Man*. London, 1969. P. 31–42.
 18. Pekel J.-F., Cottam A., Gorelick N., Belward A.S. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes // *Nature*. 2016. № 540 (7633). P. 418–422.
 19. Ryzanzhin S.V. Global Statistics for surface area and water storage of natural world lakes // *Verhein Int. Verhein Limnol.* 2006. V. 29. № 2. P. 640–645.
 20. Tamrazyan G.P. Total lake water resources of the planet // *Bull. Geolog. Soc. Finland.* 1974. V. 46. № 1. P. 23–27.
 21. Verpoorter Ch., Kutser T., Seekell D.A., Tranvik L.J. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery // *Geophys. Res. Lett.* 2014. V. 41 (18). P. 6396–6402.
 22. Wetzel R.G. *Limnology*. Philadelphia: Saunders College Publ., 1983. 860 p.
 23. World Water Resources at the Beginning of 21st Century / Ed. I.A. Shiklomanov, J.C. Rodda. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2003. 450 p.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.06

ПРОГНОЗИРОВАНИЕ УРОВНЕЙ ВОДЫ НА РЕКАХ КРАСНОДАРСКОГО КРАЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДОВ МАШИННОГО ОБУЧЕНИЯ¹

© 2022 г. П. А. Белякова^{a, b, *}, В. М. Морейдо^a, А. С. Цыпленков^c, А. Н. Амербаев^a,
Д. А. Гречишников^c, Л. С. Курочкина^d, В. А. Филиппов^e, М. С. Макеев^f

^aИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^bТихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия

^cМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Москва, 119991 Россия

^dГосударственный гидрологический институт, Санкт-Петербург, 199004 Россия

^eСпециализированный центр по гидрометеорологии и мониторингу
окружающей среды Черного и Азовского морей, Сочи, 354057 Россия

^fООО Эмерсит, Краснодар, 350001 Россия

*e-mail: pobel@mail.ru

Поступила в редакцию 16.08.2021 г.

После доработки 17.08.2021 г.

Принята к публикации 18.08.2021 г.

Рассмотрена возможность построения моделей машинного обучения для прогнозирования уровней воды на участках горных рек Краснодарского края на основе данных наблюдений за уровнями воды на автоматизированных гидрологических комплексах Автоматизированной системы мониторинга паводковой ситуации Краснодарского края. В качестве объектов исследования выбраны две горные реки Краснодарского края — Пшиш и Мзымта. Они протекают в различных природных условиях, отличаются по водному режиму и характеру боковой приточности на выбранных участках. Исследованы модели на базе трех распространенных архитектур машинного обучения — регрессионной модели деревьев решений М5Р, градиентного бустинга деревьев решений XGBoost и искусственной нейронной сети на основе многослойного перцептрона. Эффективность прогнозирования проверяется для заблаговременности от 1 до 20 ч, обсуждаются различия для рек с разным водным режимом и возможности использования исследованных моделей для оперативного прогнозирования. Для р. Пшиш определена оптимальная заблаговременность прогнозирования 15–18 ч ($S/\sigma_{\Delta} = 0.38–0.39$ для модели XGBoost), для р. Мзымты качество моделирования оценивается как хорошее, однако без достижения необходимой прогностической эффективности (при заблаговременности 5 ч $S/\sigma_{\Delta} = 0.87$ для модели MLP). Полученные результаты позволяют оценить модели машинного обучения как пригодные для задач краткосрочного гидрологического прогнозирования на основе высокочастотных данных наблюдений за уровнями воды.

Ключевые слова: гидрологические прогнозы, машинное обучение, искусственные нейронные сети, быстроразвивающиеся паводки, краткосрочные прогнозы уровней воды.

DOI: 10.31857/S0321059622010047

ВВЕДЕНИЕ

Наводнения относятся к числу наиболее разрушительных стихийных бедствий в России и в мире, а их прогноз — одна из ключевых составля-

ющих системы защиты населения и хозяйства от наводнений. В России наводнения почти ежегодно уносят жизни людей, причем с начала 2000-х гг. более 80% людей погибли от наводнений дождевого происхождения, более 50% — в ходе быстроразвивающихся паводков [2]. Для обеспечения необходимой заблаговременности прогноза для реагирования чрезвычайных служб и оповещения населения при угрозе наводнения необходимо развитие систем гидрологического прогнозирования, которое обеспечивается наличием данных мониторинга, современных прогностических методик и квалифицированного персонала [6, 29].

¹ Обработка данных и моделирование выполнены при финансовой поддержке РФФИ и Краснодарского края в рамках научного проекта 19-45-233007, обработка ЦМР — в рамках проекта РФФИ 19-05-00353, интерпретация результатов выполнена в рамках темы 147-2019-0001 (государственная регистрация АААА-А18-118022090056-0) Государственного задания ИВП РАН. А.С. Цыпленков выполнял исследование в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

Ожидается, что благодаря климатическим изменениям частота и интенсивность опасных метеорологических явлений, в том числе и экстремальных ливневых осадков, будет увеличиваться во многих регионах мира, и это делает проблему прогнозирования наводнений чрезвычайно трудной на всех временных масштабах [22, 25, 27]. В России также в последние годы отмечается рост вклада сильных ливней в общую сумму осадков [21].

Существенный прогресс в задачах прогнозирования быстроразвивающихся паводков может быть достигнут путем увеличения доступности данных (от измерительных станций, населения и дистанционного зондирования) и методов их оптимального использования, чтобы углубить понимание гидрометеорологических явлений и их социально-экономических последствий [38]. В Краснодарском крае с 2013 г. действует уникальная для России региональная автоматизированная система мониторинга паводковой ситуации (АСМПС КК) [12], которая включает в себя более 250 автоматизированных гидрологических комплексов (АГК) и более 90 автоматических метеорологических станций (АМС). Автоматизированные посты измеряют уровень воды на реках с частотой 1 раз в 10 мин, а также некоторые метеорологические характеристики и в режиме реального времени передают значения на информационный сервер системы по каналам сотовой связи на базе технологий ООО “Эмерсит” [12]. К достоинствам системы относится высокая плотность сети мониторинга ($< 170 \text{ км}^2$ на 1 АГК в горной части края), высокая частота передачи данных, а также их открытость через сеть Интернет, что подтверждает ее значение в обеспечении оперативного мониторинга паводков и предупреждения населения о наводнениях. АСМПС КК вписывается в международную практику создания локальных гидрометеорологических систем для решения проблемы мониторинга и прогнозирования быстроразвивающихся паводков [46]. В то же время массив высокочастотных данных, полученных региональной системой мониторинга, может быть использован для развития методов моделирования и прогнозирования быстроразвивающихся паводков. Несмотря на сравнительно краткий период работы системы “Эмерсит”, результаты измерений уже активно используются исследователями для изучения гидрологических и геоморфологических явлений [5, 13, 14].

Достижения в области искусственного интеллекта (ИИ) и машинного обучения (МО) [23, 31, 32, 40] предлагают многообещающие методы с целью использования всего потенциала больших объемов данных для анализа и прогнозирования с целью предоставления точной и своевременной информации для заинтересованных организаций (“stakeholders”), населения и органов власти.

В задачах краткосрочного гидрологического прогнозирования зачастую не требуется детальное описание процессов формирования речного стока, а важно точное описание реакции речной системы на входные метеорологические воздействия [17]. Для этого успешно используются упрощенные модели, связывающие предшествующие наблюдения за речным стоком и метеовеличинами в пределах речного водосбора с будущими величинами речного стока путем эффективного учета (авто)корреляции временных рядов [4].

Задача прогнозирования уровней воды для горных рек Краснодарского края очень актуальна в свете регулярных наводнений. Уровни воды — более точно и легко измеряемая характеристика по сравнению с расходами воды, особенно на горных реках, а прогноз уровней на нижнем посту участка с учетом наблюдений на верхнем — традиционно решаемая гидрологическая задача. Цель этой работы — построение моделей машинного обучения для прогнозирования уровней воды на реках Пшиш (у ст. Гурийской) и Мзымте (у с. Казачий Брод) Краснодарского края с учетом уровней воды на постах, расположенных выше по течению. В качестве исходных данных впервые привлекаются высокочастотные наблюдения за уровнями воды сети АСМПС КК. Исследуются модели на базе трех распространенных архитектур машинного обучения — регрессионной модели деревьев решений M5P [37], градиентного бустинга деревьев решений XGBoost [20] и искусственной нейронной сети на основе многослойного перцептрона (здесь и далее MLP [24]). Эффективность прогнозирования проверяется для заблаговременности от 1 до 20 ч.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Водосборы рек Пшиш и Мзымты (рис. 1) расположены на разных макросклонах Западного Кавказа. Эти реки выбраны благодаря своим близким размерам (табл. 1) и контрастным природным условиям на водосборах. Пшиш относится к притокам среднего течения Кубани и впадает в Краснодарское водохранилище. Бассейн Мзымты расположен на юге российской части Черноморского побережья Кавказа, река впадает в Черное море. Верховья р. Мзымты находятся западнее, в более высокой части Большого Кавказа, максимальные высоты в бассейне $> 3250 \text{ м}$, а на водоразделах р. Пшиш — только 1800 м . Рельеф и высотное положение водосборов определяют климатические особенности, режим снегонакопления, а также водный режим рек.

Бассейн р. Пшиш находится в зоне умеренного климата с годовой суммой осадков $> 900 \text{ мм}$ (г. Хадыженск — 950 мм , х. Горный — 1660 мм), снежный покров неустойчивый и образуется не каждую зиму. Бассейн р. Мзымты относится к зо-

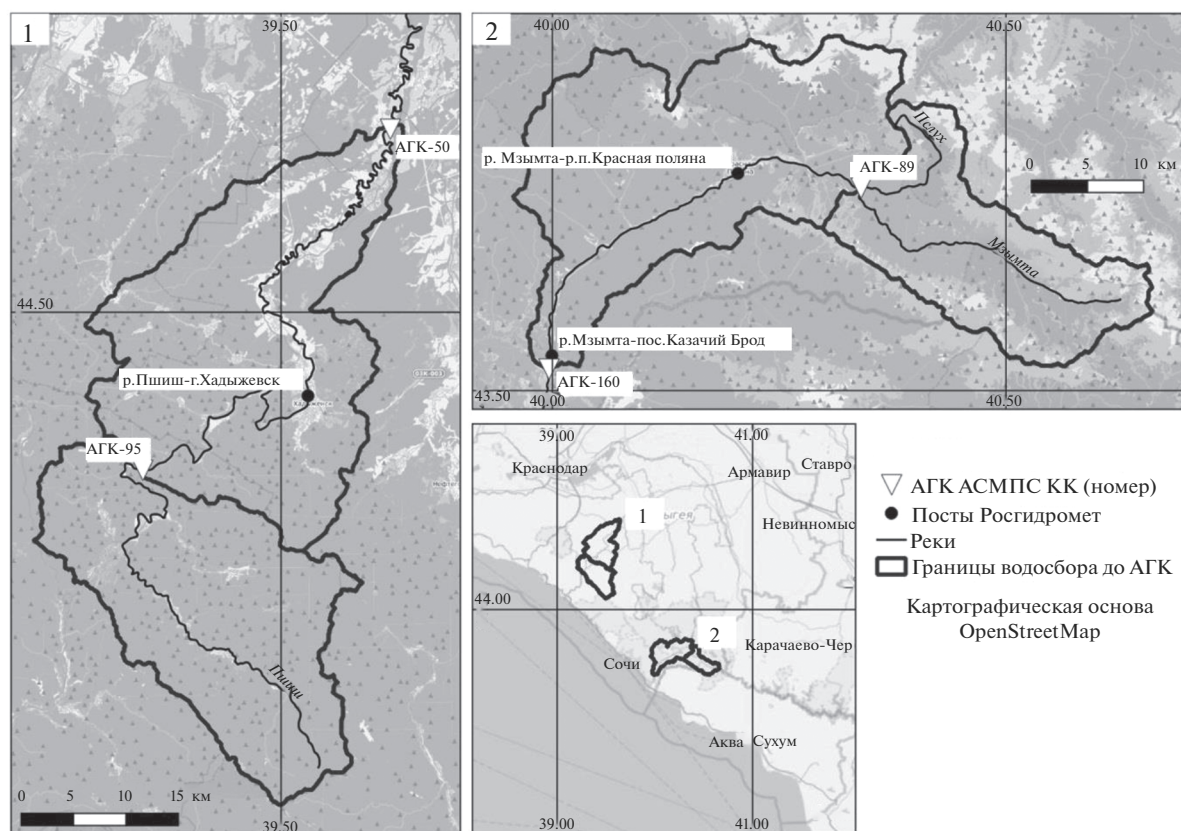


Рис. 1. Картохема водосборов рек Пшиш (1) и Мзымты (2) и расположения выбранных АГК.

не влажного субтропического климата, годовое количество осадков >1300 мм (г. Адлер – 1377 мм, пгт Красная Поляна – 1795 мм) [10]. Часть водо-

сбора выше 600–1300 м относится к зоне переменного снежного покрова, где снег выпадает ежегодно и продолжительность залегания состав-

Таблица 1. Характеристики рек Пшиш и Мзымты и их водосборов к выбранным створам АГК Автоматизированной системы мониторинга паводковой ситуации Краснодарского края

Характеристики	р. Пшиш – с. Навагинское	р. Пшиш – ст. Гурийская	р. Мзымта – выше слияния с р. Пслух	р. Мзымта – с. Казачий Брод
	АГК-95	АГК-50	АГК-89	АГК-160
Расстояние от устья, км	167.5	81	54	14
Площадь водосбора, км ²	546	1240	299	855
Средняя высота водосбора, м	551	378	1884	1343
Максимальная высота водосбора, м	1839 (г. Шесси)		3257 (г. Агепста)	
Уровень датчика, м БС	187.561	75.302	648.824	75.390
Доля выбросов* в ряду, %	0.23	0.05	0.24	0.11
Доля пропусков в ряду, %	3.33	2.29	4.95	7.77
Максимальный подъем уровня воды, м (дата)	6.27 (24.10.2018)	9.33 (25.10.2018)	2.22 (30.10.2017); 2.03 (25.10.2018)	3.11 (24.10.2018)

* К выбросам относятся заведомо ошибочные измерения уровня воды, связанные с недостатками технологии и калибровкой датчиков. Пояснения в тексте.

ляет >120 дней, что обеспечивает работу горнолыжных курортов на склонах долины р. Мзымты.

Согласно классификации П.С. Кузина [7], р. Пшиш относится к рекам с паводками в течение всего года, преобладающими в холодное время года, а р. Мзымта — к рекам с весенне-летним половодьем и паводками в течение всего года. Средние максимальные за год подъемы на р. Пшиш составляют 2.9 м у АГК-95 и 6.1 м у АГК-50. Средняя интенсивность роста уровней в ходе паводков составляет 0.1–0.6, максимальная — 1.1 м/ч. Время добегания между соответствующими пиками высоких паводков на р. Пшиш составляет от 18 до 28 ч, что соответствует скорости движения волны на этом участке 3–4 м/с.

Диапазон колебания уровней на р. Мзымте в ходе паводочных событий составляет 2–3 м. В верхнем течении интенсивность подъема уровней обычно ниже — 0.05–0.24 м/ч, в нижнем течении — до 0.5 м/ч. При этом в нижнем течении формирование паводков часто начинается раньше в силу того, что влагоперенос осуществляется со стороны моря [1]. Пиковые уровни тоже могут наступить раньше на расположенном ниже посту. Очень показателен в этом отношении паводок 25 июня 2015 г., когда вслед за ливнями развивались наводнения на реках в прибрежной зоне и низкогорье, в Казачьем Броду пик прошел в 13 ч, а воздушные массы поднялись в горную часть спустя сутки и сформировали пик паводка у слияния рек Мзымты и Пслух в 10 ч 26 июня.

Несмотря на сравнительно краткий период работы АСМПС КК, датчиками уже зафиксированы рекордные подъемы уровней воды. Так, в ходе наводнения 24–25 октября 2018 г. рост уровня на р. Пшиш составил >6.2 м в районе с. Навагинского и 9.3 м у ст. Гурийской. По данным гидропостов Росгидромета, в г. Хадыженске и ст. Бжедуховской это был наивысший паводок за период наблюдений с 1936 г. В те же даты — 24–25 октября 2018 г. — развивался высокий паводок на р. Мзымте с подъемами уровня на 2.0–3.1 м выше слияния с р. Пслух и у с. Казачий Брод соответственно. В районе Казачьего Брода это был второй по величине паводок после 25 октября 2003 г. (или третий с учетом наивысшего паводка, наблюденного на гидрологическом посту Кепша 26 июня 1956 г.) за период инструментальных измерений.

Гидрометеорологическая изученность

На выбранных реках наблюдения на сети АСМПС КК ведутся параллельно наблюдениям на гидрологических постах Росгидромета, что позволяет проводить взаимный контроль качества получаемых данных. В рамках региональной сети АСМПС КК работают 3 АГК на самой

р. Мзымте и 3 АГК на притоках. На р. Пшиш установлены 6 АГК и 2 АГК на притоках. В рамках настоящего исследования выбраны по 2 пары АГК АСМПС КК на каждой реке с наиболее полными (малое количество пропусков измерений и выбросов) рядами наблюдений (табл. 1). Расстояние между выбранными постами составляет 86.5 км по течению р. Пшиш и 40 км по течению р. Мзымты.

Обработка данных измерений уровней воды, удаление выбросов и настройка фильтра для снижения зашумленности рядов

Для исследования использован архив данных наблюдений сети АСМПС КК, содержащий уровни воды с апреля 2014 г. по январь 2021 г., измеренные через каждые 10 мин на АГК-95, АГК-50, АГК-89 и АГК-160.

В связи с конструктивными особенностями радарных датчиков-уровнемеров, высокой частотой измерений, а также характером потока в местах измерений ряды отметок уровней воды насыщены выбросами и шумами. Большинство существующих методик анализа временных рядов на выпадающие значения, выбросы или аномалии не подходят для анализа хода уровня воды малых горных рек из-за особенностей их гидрологического режима. Резкие и быстрые подъемы уровня воды, характерные для рек Западного Кавказа, известными авторам статистическими тестами (статистический критерий Шовене, тест Граббса, критерий Пирса, Q-тест Диксона) отклоняли нулевую гипотезу о том, что проверяемые значения не являются выбросами. Поэтому для удаления выпадающих значений, связанных с ошибками измерения, разработан следующий алгоритм. В первую очередь проводилось восстановление регулярного шага измерений 10 мин. Далее проводился анализ ряда на наличие выбросов путем обнаружения событий, при которых уровень за 10 мин повышался на >1.5 м, а затем снижался на >40 см. Доля выбросов на выбранных АГК варьирует от 0.05 (18–25 значений, связанных с калибровкой датчиков, по информации ООО “Эмерсит”) до 0.24%. За 7 лет работы датчиков доля пропусков составляет от 2.29 до 7.77% длины ряда. Обнаруженные ошибочные данные удалялись, отсутствующие значения заменялись линейно интерполированными.

После определения выбросов и восстановления регулярного шага измерений данные были отфильтрованы от высокочастотных шумов, свойственных самописцам такого типа. Принятые в гидрологии методы линейной и нелинейной фильтрации [39] не подходят для этой задачи, так как сильно уменьшают фактический размах колебаний уровня во время паводков. В связи с этим применен метод сглаживания Савитцки–

Голей [42], который широко используется для обработки высокочастотных данных наблюдений в различных областях [28, 45]. Отличительная черта данного фильтра – то, что он позволяет сгладить шумы и сохранить фактическую амплитуду колебаний [36]. Сглаживание происходит с окном в 41 значение при помощи полинома 8-й степени. После процедуры сглаживания была применена линейная интерполяция, чтобы заполнить небольшие пропуски <8 ч, образовавшиеся из-за удаления выбросов и из-за некачественных измерений. Это необходимо для обеспечения наиболее полных и непрерывных рядов для дальнейшего моделирования.

Подготовка рядов для экспериментов

Для проведения вычислительных экспериментов были подготовлены матрицы данных с 2014 по 2020 г. Расчеты выполнялись с шагом 1 ч, поэтому предварительно данные были приведены к часовому шагу. Для каждого часа выполнялся прогноз уровней воды на определенную заблаговременность на основе информации, известной на момент выдачи прогноза. Матрицы включали в себя набор из 54 предикторов – рядов уровней воды, полученных в результате обработки исходной информации АСМПС КК. В тех же матрицах содержалось 8 предикатов – рядов прогнозируемой характеристики (уровней воды) – с заблаговременностью от 1 до 20 ч (“будущие” уровни воды L_{t+1} , L_{t+2} , L_{t+3} , L_{t+5} , L_{t+10} , L_{t+15} , L_{t+18} , L_{t+20}).

В число предикторов вошли:

уровни воды на верхнем створе $H_{t-\tau}$ (м) на час выпуска прогноза и за предысторию $\tau = 1 \dots 48$ ч;

уровни воды на нижнем створе $L_{t-\tau}$ (м) на час выпуска прогноза и за предысторию $\tau = 1 \dots 24$ ч.

Формирование таких матриц позволяет использовать для прогнозирования закономерности руслового добега паводочной волны по руслу реки. Матрицы исходных данных организованы построчно. В первой позиции каждой строки расположены “текущая” дата и час – дата и час выдачи экспериментального прогноза t .

Далее ряды уровней воды были разделены на обучающий и проверочный наборы в соответствии с рекомендациями [18] с достаточной длиной и сходными статистическими характеристиками. Обучающий период для р. Пиши назначен с 03.03.2015 по 31.08.2018 (70% данных), проверочный – с 01.09.2018 по 05.01.2020 (30%). Аналогичный период выбран для Мзымты с 01.01.2014 по 31.08.2018 (обучение, 80%) и с 01.09.2018 по 05.01.2020 (проверка, 20% из-за наличия пропусков).

МОДЕЛИ И МЕТОДЫ ИХ ПОСТРОЕНИЯ

Описание модели M5P

Алгоритм M5P базируется на алгоритме построения деревьев регрессионных моделей M5 [37]. Данный алгоритм включает в себя три этапа. На первом этапе строится дерево принятия решений, где критерий расщепления минимизирует изменчивость значений предиката в каждой из ветвей. На втором этапе выполняется отсечение на каждом из листьев. При отсечении внутренние узлы дерева образуют плоскость регрессии. На третьем этапе для предотвращения появления разрывов применяется процедура сглаживания. Оно объединяет предсказания модели в листе со значениями для каждого узла на пути от листа к корню дерева принятия решений. Достоинство алгоритма – компактность и относительная легкость интерпретации получаемых моделей. Алгоритм использует ненормированные исходные данные.

Описание модели XGBoost

XGBoost – это градиентный бустинг деревьев решений. Бустинг – это техника, позволяющая строить композицию алгоритмов последовательно, при этом каждый следующий алгоритм строится таким образом, чтобы минимизировать ошибки предыдущих. В качестве базовых алгоритмов композиции используются неглубокие деревья решений.

Пусть задана композиция из $N - 1$ деревьев решений:

$$a_{N-1}(x) = \sum_{n=1}^{N-1} b_n(x). \quad (1)$$

На следующем шаге необходимо добавить алгоритм $b_N(x)$, который уменьшит ошибку композиции на обучающей выборке. Иными словами, следует определить, какие значения $s_1, \dots, s_t$ должен принимать алгоритм $b_N(x_i) = s_i$ на объектах обучающей выборки, чтобы ошибка всей композиции была минимальной:

$$s = \underset{r}{\operatorname{argmin}} E(r) = \underset{r}{\operatorname{argmin}} \sum_{i=1}^l L(y_i, a_{N-1}(x_i) + r_i). \quad (2)$$

Тогда вектор s можно искать как антиградиент функции ошибки:

$$s = -\nabla E. \quad (3)$$

Таким образом, обучение алгоритма $b_N(x)$ представляет собой минимизацию квадратичной функции ошибки ответов алгоритма и элементов вектора s .

Модель написана на языке “Python”. Для построения использовалась библиотека “xgboost”

версии 0.90. Для валидации модели применялась библиотека “sklearn”. Исходными данными для модели служили нормированные величины в диапазоне $[-1; 1]$.

Описание модели MLP

Наиболее распространенная модель искусственной нейронной сети (ИНС), применяемой для гидрологических задач [16, 33, 43], – многослойный перцептрон MLP (“multilayer perceptron”) [24]. Многослойный перцептрон представляет собой вычислительную сеть из отдельных искусственных нейронов – моделей нейронов головного мозга. Математическая модель нейрона впервые предложена в работе [30], но получила широкое развитие только после разработки алгоритма обратного распространения ошибки [41] для определения параметров модели (“весов” входных переменных). Модель многослойного перцептрона основана на использовании одного или нескольких слоев искусственных нейронов, принимающих на вход большое число рядов данных наблюдений (например, за уровнем воды с различным сдвигом во времени) и трансформирующих их в выходной сигнал (например, уровни воды заданной заблаговременности) путем нелинейных преобразований и комбинаций входных сигналов с различными “весами”. Математическое представление искусственного нейрона – зависимость следующего вида:

$$y = \varphi \left(\sum_{i=1}^n w_i x_i + b \right), \quad (4)$$

которая связывает выходной сигнал y с вектором входных данных x_i ($i = 1, 2, \dots, n$), входящих в модель с различными весами w_i , порогом активации нейрона b через функцию активации φ . В качестве функции активации обычно используется нелинейная функция сигмиды следующего вида:

$$\varphi = \frac{1}{1 + e^{-sx}}. \quad (5)$$

Определение весов, с которыми векторы исходных данных входят в искусственную нейронную сеть, основано на сопоставлении выходного сигнала с обучающим вектором (данными наблюдений) и обратным распространением ошибки, которое приводит к повторному взвешиванию. Этот процесс называется “обучением” нейросети. В итоге обучение должно обеспечивать минимизацию выбранной целевой функции, в качестве которой, как правило, используется среднеквадратическое отклонение (но может быть выбрана любая другая).

Нелинейный характер связей, выстраиваемых между входом и выходом ИНС, а также использование любых входных данных для автоматизиро-

ванного поиска модельной структуры позволили использовать ИНС в различных задачах, не только в области гидрологии. С точки зрения класса гидрологических моделей ИНС представляет собой классическую модель “черного ящика” [19]. Такая модель не требует детального описания моделируемой системы (в данном случае – процессов формирования стока в пределах речного бассейна), чтобы распознать взаимосвязи между входами и выходами. Для различных сложных нелинейных систем ИНС имеют преимущество перед моделями с распределенными параметрами в том, что требования к входным данным обычно меньше. Исходными данными для модели служат нормированные величины в диапазоне $[-1; 1]$.

Процесс разработки модели ИНС заключается в следующем. Измеренные данные, используемые для разработки модели, делятся на две группы: обучение и тестирование. Сначала модель ANN обучается на первом наборе и результат моделирования сопоставляется с данными наблюдений для определения качества моделирования. Далее модель проверяется на независимом наборе данных и ставится условие на допустимое снижение оценки качества модели. В итоге разработки настроенная модель позволяет получить выходной сигнал при любом количестве исходных данных.

Для разработки модели прогнозирования хода уровней воды на основе данных измерений АГК АСМПС КК использованы программные средства библиотеки “scikit-learn” языка “Python” [35]; для решения регрессионных задач с обучением использована программная реализация “MLPRegressor”. Основные параметры модели – количество скрытых слоев модели, количество нейронов в них, вид активационной функции, алгоритм поиска глобального минимума оптимизационной функции и максимальное количество итераций. Поиск оптимального набора параметров проводился с помощью функции сеточного поиска с десятикратной перекрестной проверкой (обучающий набор данных случайным образом делится на 10 частей, на 9/10 происходит настройка параметров, на 1/10 – проверка, затем деление набора данных проводится заново, так продолжается 10 раз). Указанные процедуры также реализованы в виде функций библиотеки “scikit-learn”.

Методы оценки качества моделей

Для оценки результатов расчетов использованы следующие метрики. Среднеквадратическая ошибка смоделированных значений относительно фактических рассчитывалась так:

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (H_i^{\text{sim}} - H_i^{\text{obs}})^2}{N}}, \quad (6)$$

здесь H_i^{sim} — смоделированный уровень воды, м; H_i^{obs} — наблюдаемый уровень воды; N — длина оцениваемого ряда.

Критерий эффективности гидрологических моделей Нэша–Сатклиффа NSE [34]:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (H_i^{\text{sim}} - H_i^{\text{obs}})^2}{\sum_{i=1}^N (H_i^{\text{obs}} - \overline{H^{\text{obs}}})^2}. \quad (7)$$

Показатель Нэша–Сатклиффа NSE находится в диапазоне $(-\infty; 1]$, при значениях $NSE > 0.75$ качество моделирования считается отличным, при $0.36 < NSE < 0.75$ — удовлетворительным, при $NSE < 0.36$ — неудовлетворительным.

Для оценки качества “инерционного” прогноза моделей рассчитывался показатель S/σ_Δ [9, 4], σ_Δ — отклонение “инерционного” прогноза для каждой заблаговременности:

$$\sigma_\Delta = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (\Delta_i - \bar{\Delta})^2}{N-1}}, \quad (8)$$

$$\Delta_i = H_i^{\text{obs}} - H_{i+\tau}^{\text{obs}}, \quad \tau = 1 \dots 20. \quad (9)$$

Значения S/σ_Δ находятся в диапазоне $[0; +\infty)$, значения 0–0.5 свидетельствуют об отличном, 0.5–0.7 — о хорошем, 0.7–0.8 — об удовлетворительном, >1 — о неудовлетворительном качестве методики прогноза.

Необходимо отметить, что приведенные метрики обычно используются для оценки качества моделирования и прогнозирования расходов воды, но могут использоваться и для уровней воды.

РЕЗУЛЬТАТЫ

В моделях машинного обучения, в которых используется линейная регрессия, в данном случае М5Р и XGBoost, степень ассоциации предикторов и предиката зачастую определяет качество моделирования и может быть оценена заранее путем проведения (авто)корреляционного анализа переменных. Для выбранных пар АГК на исследуемых реках выполнялась оценка корреляции уровней воды на расположенном ниже по течению АГК с различной заблаговременностью с уровнями на расположенном выше АГК с различным отступом назад во времени. Для р. Пишиш

наиболее выраженная корреляция уровней расположенного ниже АГК-95 и расположенного выше АГК-50 наблюдается при заблаговременности 15–20 ч (рис. 2а) — до 0.93. Аналогично время добегания, определенное по времени соответствующих пиков высоких паводков, на данном участке составляет, как уже указано, ~18 ч. Автокорреляция на АГК-95 при заблаговременности до 8 ч не падает ниже 0.95, до 13 ч — ниже 0.90 (рис. 2б). Для р. Мзымты в силу существенного изменения площади водосбора между АГК и значительной боковой приточности не наблюдается высокой корреляции между уровнями нижележащего АГК-160 и вышележащего АГК-89 (рис. 2в): она не превышает 0.74 для заблаговременности 1 ч и начинает снижаться после 5 ч. При активном снеготаянии на водосборе р. Мзымты время добегания волны суточного хода уровней на выбранном участке составляет 2–3.5 ч. Автокорреляция часовых уровней АГК-160, напротив, достаточно высокая: до 7 ч она составляет 0.97, до 17 ч — 0.90 (рис. 2г). Полученные оценки соответствуют времени добегания между АГК.

С помощью сеточного поиска в пространстве гиперпараметров моделей с 10-кратной кросс-валидацией на обучающей выборке определены оптимальные параметры и структуры моделей и оценены критерии качества моделирования при заблаговременности: 1, 2, 3, 5, 10, 15, 18 и 20 ч (табл. 2). Для модели М5Р структура дерева классификации усложнялась по мере роста заблаговременности, хотя интерпретация выбранной конфигурации модели доступна для любой заблаговременности в виде графа решения (как, например, на рис. 3 для заблаговременности 1 ч). В ходе настройки модели XGBoost были проверены возможные комбинации параметров: количество деревьев $\in [100, 300, 500, 800]$, максимальная глубина деревьев $\in [3, 5, 8]$. Лучшие результаты показала модель с 1000 деревьев глубиной ≤ 5 . В модели MLP для заблаговременности 5 ч выбрана структура с одним слоем из 10 нейронов, а при другой заблаговременности структура более сложная — два или три слоя из 10 нейронов каждый.

Для р. Пишиш наилучший результат на обучающей и проверочной выборках по значениям NSE для всех моделей получен для заблаговременности 1–5 ч. Для заблаговременности до 5 ч среднеквадратическая ошибка моделирования $S \leq 0.2$ м. На проверочном периоде ошибка S растет быстрее, чем на калибровочном периоде, и составляет 0.25–0.41 м. С ростом заблаговременности оценки качества в виде критерия NSE закономерно снижаются, но остаются >0.8 , что соответствует отличному результату моделирования. По результатам проверки на независимом материале лучшие оценки качества достигнуты у моделей М5Р и XGBoost, у последней — для заблаговременности ≥ 10 ч.

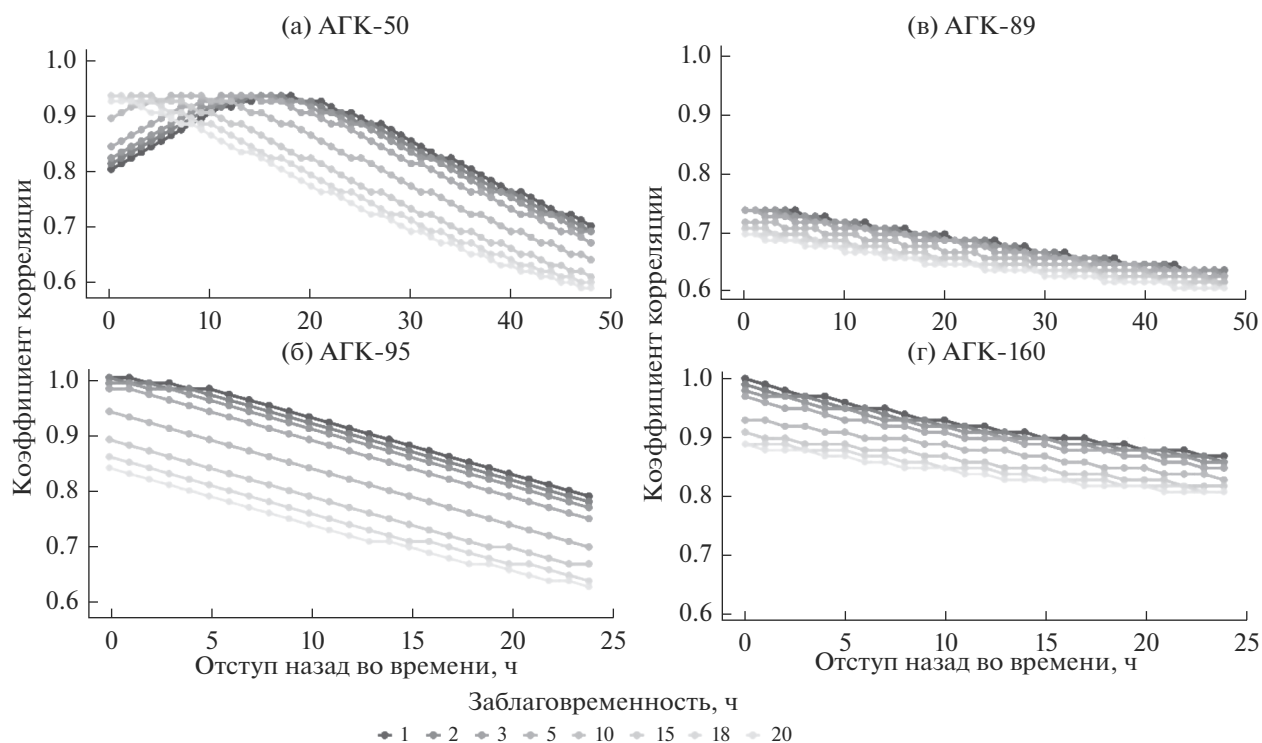


Рис. 2. Корреллограмма уровней воды на реках Пшиш (а, б) и Мзымте (в, г) между верхним и нижним постом (а, в) и автокорреллограмма на нижнем посту (б, г).

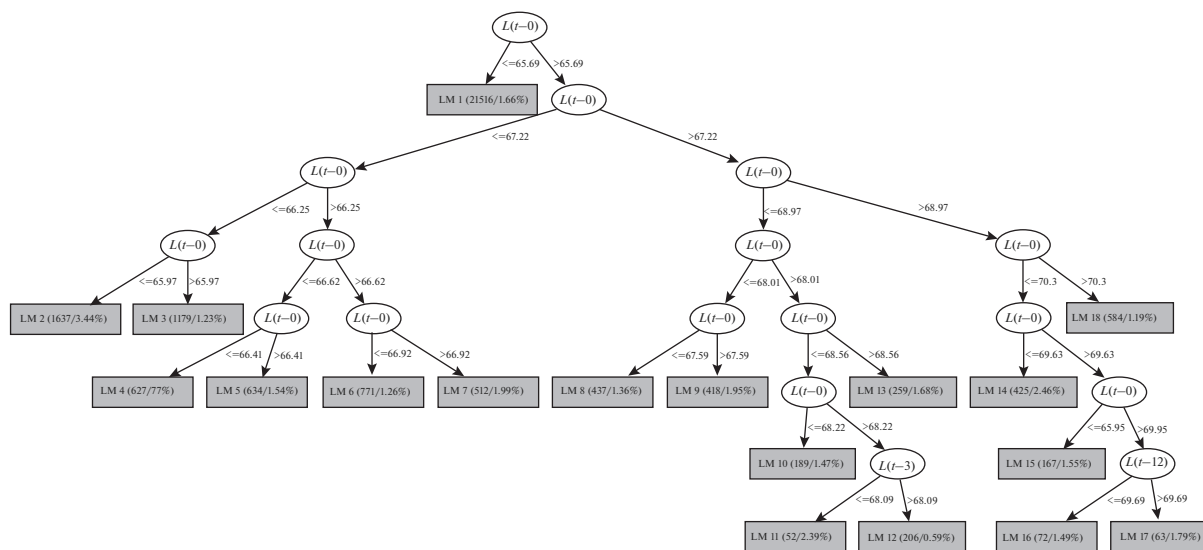


Рис. 3. Графическое отображение дерева решений модели M5P для прогноза уровня воды на р. Пшиш у ст. Гурийской при заблаговременности 1 ч.

Оценки прогностических свойств результатов моделирования по критерию S/σ_{Δ} показывают, что наилучший прогноз может быть достигнут для заблаговременности 15 и 18 ч, что близко к времени добега на участке между выбранн-

ми постами АГК-95 и АГК-50 на р. Пшиш и согласуется с результатами корреляционного анализа.

Выполнен анализ моделирования отдельных паводочных событий на р. Пшиш. Ниже рассмот-

Таблица 2. Оценки качества моделирования уровней воды р. Пшиш у ст. Гурийской

Заблаговременность, ч			1	2	3	5	10	15	18	20
Обучение	M5P	S	0.02	0.04	0.06	0.07	0.11	0.15	0.22	0.21
		NSE	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.97	0.98
		$S/\sigma\Delta$	0.45	0.38	0.37	0.27	0.23	0.24	0.30	0.27
	XGboost	S	0.01	0.02	0.03	0.09	0.13	0.17	0.22	0.27
		NSE	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.98	0.98	0.96
		$S/\sigma\Delta$	0.20	0.19	0.16	0.37	0.28	0.27	0.30	0.35
	MLP	S	0.04	0.05	0.05	0.08	0.12	0.16	0.20	0.22
		NSE	0.99	0.99	0.99	0.98	0.96	0.93	0.90	0.88
		$S/\sigma\Delta$	0.66	0.42	0.33	0.33	0.26	0.25	0.28	0.29
Проверка	M5P	S	0.03	0.05	0.08	0.14	0.26	0.28	0.34	0.38
		NSE	0.99	0.99	0.99	0.99	0.98	0.97	0.96	0.95
		$S/\sigma\Delta$	0.53	0.45	0.46	0.50	0.51	0.40	0.43	0.45
	XGboost	S	0.07	0.08	0.10	0.14	0.22	0.27	0.31	0.36
		NSE	0.99	0.99	0.99	0.99	0.98	0.98	0.97	0.96
		$S/\sigma\Delta$	1.24	0.71	0.58	0.52	0.44	0.38	0.39	0.42
	MLP	S	0.09	0.11	0.11	0.15	0.25	0.33	0.35	0.41
		NSE	0.99	0.99	0.99	0.99	0.98	0.96	0.96	0.94
		$S/\sigma\Delta$	1.58	0.94	0.67	0.55	0.50	0.47	0.44	0.49

рим моделирование наиболее высокого (исторического) паводка 24–26 октября 2018 г. на примере заблаговременности 5 и 15 ч (рис. 4).

Для заблаговременности 5 и 15 ч для паводка 25 октября 2018 г. модель MLP существенно завышает максимальный уровень — на 2.3 и 3.2 м соответственно. Модель MLP раньше остальных моделей предсказывает достижение отметки неблагоприятного явления (НЯ) (71.802 м) и отметки опасного явления (ОЯ) (72.802 м) — на 5 ч раньше

их фактического наступления при заблаговременности 5 ч и на 4 ч раньше при заблаговременности 15 ч. На спаде паводка модель MLP демонстрирует резкий провал в отметках уровней, что, возможно, связано с интерпретацией моделью двухпикового паводка на верхнем створе АГК-95, уровни которого входят в предикторы для прогноза уровней на нижнем створе АГК-50.

Некоторое возмущение на подъеме паводка можно отметить в результатах модели M5P, кото-

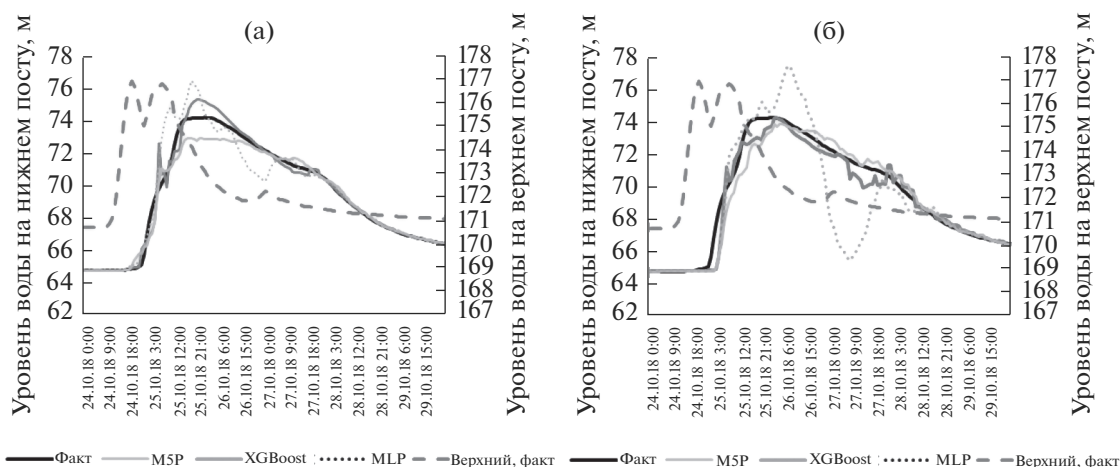


Рис. 4. Фактический и смоделированный графики хода уровней воды при прохождении паводка 25.10.2018–26.10.2018 на р. Пшиш. Заблаговременность слева — 5, справа — 15 ч.

Таблица 3. Оценки качества моделирования уровней воды р. Мзымты у с. Казачий Брод

Заблаговременность, ч			1	2	3	5	10	15	18	20
Обучение	M5P	S	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06
		NSE	0.99	0.99	0.98	0.97	0.96	0.96	0.95	0.95
		$S/\sigma\Delta$	0.76	0.75	0.73	0.68	0.53	0.47	0.47	0.46
	XGboost	S	0.02	0.03	0.04	0.06	0.10	0.11	0.12	0.12
		NSE	0.99	0.99	0.98	0.96	0.89	0.85	0.84	0.83
		$S/\sigma\Delta$	0.68	0.75	0.79	0.78	0.91	0.89	0.88	0.88
	MLP	S	0.08	0.13	0.17	0.22	0.31	0.37	0.39	0.40
		NSE	0.99	0.98	0.96	0.93	0.86	0.80	0.78	0.76
		$S/\sigma\Delta$	3.23	3.09	3.00	2.94	2.92	2.90	2.88	2.87
Проверка	M5P	S	0.04	0.06	0.07	0.11	0.15	0.17	0.18	0.19
		NSE	0.99	0.97	0.95	0.88	0.76	0.70	0.66	0.64
		$S/\sigma\Delta$	1.03	0.91	0.90	1.00	1.03	0.96	0.96	0.95
	XGboost	S	0.03	0.06	0.08	0.10	0.14	0.16	0.17	0.17
		NSE	0.99	0.97	0.94	0.90	0.80	0.73	0.70	0.68
		$S/\sigma\Delta$	0.94	0.94	0.94	0.95	0.94	0.91	0.89	0.89
	MLP	S	0.03	0.06	0.07	0.09	0.14	0.15	0.16	0.17
		NSE	0.99	0.97	0.95	0.91	0.81	0.75	0.71	0.70
		$S/\sigma\Delta$	0.95	0.92	0.87	0.87	0.92	0.87	0.87	0.87

рое вскоре нивелируется. При заблаговременности 5 ч модель M5P завышает пиковые уровни на 1.1 м, при заблаговременности 15 ч модель на 2 ч раньше предсказывает достижения отметки НЯ, но запаздывает с прогнозированием отметок ОЯ, не дотягивая до наблюдаемых уровней 1.0–1.3 м.

Результаты моделирования этого же паводка по модели XGBoost менее убедительные — модель позднее описывает наступление отметок НЯ, ОЯ и в абсолютных значениях занижает уровни воды на 1.0–1.7 м. Причем при заблаговременности 5 ч модель XGBoost постоянно занижает пиковые уровни воды, а при заблаговременности 15 ч ведет себя аналогично модели M5P и запаздывает с прогнозируемым уровнем ОЯ на 4 ч. Таким образом, реальная заблаговременность в прогнозе наступления отметки ОЯ составляет 19 и 12–11 ч по моделям MLP и M5P соответственно.

В целом наилучшие результаты моделирования для выдающегося паводка 24–25 октября 2018 г. на р. Пшиш достигаются двумя моделями: M5P и MLP. Также стоит отметить, что XGBoost показывает более плавные подъемы и спады паводков, в отличие от MLP с более резкой реакцией на изменение предикторов. Модели M5P и MLP при прогнозе способны завышать отметки уровней паводков в области ненаблюдаемых ранее величин. Несмотря на более слабый результат модели MLP по оценкам NSE и $S/\sigma\Delta$, модель про-

явила хорошие прогностические качества на выдающемся паводке.

Аналогичные испытания моделей проведены для р. Мзымты. Результаты приведены в табл. 3. Следует отметить, что эффективность моделей, выраженная в оценке NSE , падает с каждым шагом заблаговременности от 0.98 до 0.6 гораздо быстрее, чем для р. Пшиш. Это объясняется существенно меньшим временем добега между верхним АГК-89 и нижним АГК-160, составляющим <4 ч. Кроме того, зачастую при высоких паводках пик формируется раньше на нижнем посту из-за направления движения воздушных масс от побережья в горы и последовательного включения частей водосбора в процесс формирования стока и его трансформации, что снижает роль уровней на верхнем посту как предикторов. Среднеквадратические ошибки моделирования составляют от 0.02 до 0.40 м за период обучения и от 0.03 до 0.19 м за проверочный период.

Для всех трех моделей свойственно заметное снижение эффективности NSE за проверочный период, хотя наиболее стабильные результаты характерны в данном случае для многослойного перцептрона. Для моделей M5P и XGBoost существенное снижение эффективности за период верификации, вероятно, можно объяснить чрезмерным обучением (англ. “overfitting”).

Для участка Мзымты по критерию $S/\sigma\Delta$ прогностическая эффективность не достигается.

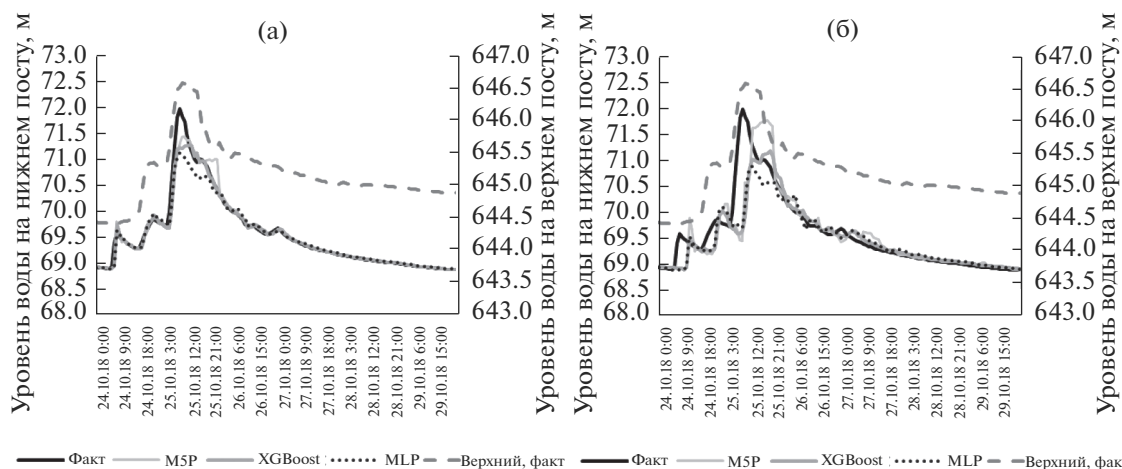


Рис. 5. Фактический и смоделированный графики хода уровней воды при прохождении паводка 25.10.2018 г. на р. Мзымте. Заблаговременность слева – 1, справа – 5 ч.

Более успешные результаты моделирования получены для заблаговременности 3 и 5 ч. Это свидетельствует о необходимости привлечения дополнительных гидрометеорологических предикторов для разработки более эффективных прогностических методик и увеличения заблаговременности. Аналогично выполнен анализ моделирования отдельных паводочных событий на р. Мзымте. Наиболее высокий паводок 25.10.2018–26.10.2018, включенный в проверочный период, описывается всеми моделями с занижением максимальных отметок уровней воды и с запаздыванием во времени относительно наблюдаемых значений (рис. 5).

ОБСУЖДЕНИЕ

Качество моделирования уровней воды за выбранный период для участка р. Пшиш более высокое, чем для участка р. Мзымты. Найденные различия в качестве моделирования на выбранных участках рек Пшиш и Мзымта могут быть объяснены различиями природных условий на их водосборах. Несмотря на значительную площадь бокового участка водосбора, превышающую площадь водосборов у верхних постов (в 1.3 и 1.9 раз соответственно), приточность не сильно влияет на ход паводочной волны только на р. Пшиш. Боковой водосбор на участке р. Пшиш от с. Навагинского до ст. Гурийской довольно пологий с высотами ≤ 700 м, видимо, ведущий себя синхронно с верхним водосбором, где в основном формируется сток высоких паводков в результате выпадения интенсивных дождей осадков. Ниже г. Хадыженска дополнительный приток может быть совсем низким из-за малого коэффициента дождевого стока равнинной части водосбора, а характер р. Пшиш становится транзитным [8].

Большое время добегания на участке объясняется слабым уклоном русла (падение от 180 до 80 м абс.).

В пределах более высоко расположенного водосбора р. Мзымты процессы формирования стока и трансформации паводочной волны на выбранном участке усложнены за счет высотной поясности (это влияет на соотношение талого и дождевого стока) и системы разнонаправленных хребтов, влияющих на движение несущих влагу воздушных масс. Водосбор р. Мзымты от слияния с р. Пслух до Казачьего Брода включает в себя среднегорье краснополянской котловины (с высотами 500–2000 м) и низкогорье так называемой зоны “предвосхождения” воздушных масс (до ~ 1000 м), обращенное к побережью [10]. Боковая приточность здесь – мощный фактор, влияющий на ход уровней воды и затрудняющий строить модели уровня режима с учетом только верхнего створа (АГК-89), расположенного в верхнем течении реки. Кроме того, в русле реки даже после зимней Олимпиады-2014 проводятся дноуглубительные и берегоукрепительные работы, которые могут оказывать влияние на уровень режим в районе верхнего поста. В районе нижнего поста в Казачьем Броду в уровне режиме в отдельные периоды (например, 17.10.2019–28.10.2019) прослеживаются сбросы Краснополянской ГЭС с диапазоном колебаний до 25 см. Маленькое время добегания на участке обусловлено в том числе большим уклоном русла (падение от 650 до 70 м абс. на вдвое более коротком участке, чем на р. Пшиш).

Для участка р. Пшиш, отличающегося значительной скоррелированностью уровней воды верхнего и нижнего АГК, наилучшие результаты показала модель бустинга деревьев решений, т.е. по своей сути – ансамбль линейных моделей, наиболее эффективным образом использующий

корреляцию внутри выборки. Сложная нелинейная модель MLP показала наихудшие из трех моделей результаты при каждой заблаговременности, очевидно, вследствие переобучения. Тем не менее ее результаты могут иметь большой прогностический потенциал для высоких паводков, как это было показано на примере выдающегося паводка в октябре 2018 г. Наибольшая эффективность прогноза достигается при заблаговременности 15 и 18 ч. Таким образом, полученные результаты моделирования для р. Пшиш, имитирующие закономерности трансформации паводочной волны на участке реки, дополняют результаты, полученные по методу соответственных уровней (расходов воды) для более крупной реки региона — Кубани [15], но с часовым шагом вместо суточного и с применением более современных технологий.

Для участка р. Мзымты связность между предиктором и предиктантом заметно меньше вследствие значительной и асинхронной боковой приточности (рис. 2). Наилучшей из трех моделей оказалась нелинейная модель MLP, что косвенно может свидетельствовать о возможности обнаружения ей дополнительных связей внутри выборки. И хотя по критерию NSE качество моделирования для заблаговременности до 5 ч оценивается как отличное, более строгий критерий прогностической эффективности $S/\sigma\Delta$ не позволяет называть прогностический результат удовлетворительным. Нюансы поведения этого критерия по мере роста заблаговременности обсуждаются в работе [11]. Для построения более эффективных прогностических моделей хода уровней и/или расходов воды Мзымты целесообразно использовать дополнительно сведения о поведении притоков и метеорологическую информацию.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенное исследование показало, что применение методов машинного обучения для моделирования уровней воды может обеспечить надежные прогностические результаты. Для участка нижнего течения р. Пшиш оптимальная заблаговременность прогнозирования составляет 15–18 ч. Для р. Мзымты в Казачьем Броду с учетом данных об уровнях на верхнем посту у слияния с р. Пслух качество моделирования оценивается как хорошее, однако без достижения необходимой прогностической эффективности. Это объясняется следствием значительной боковой приточности в среднем и нижнем течении реки и асинхронного формирования стока в разных частях водосбора.

Для участка р. Пшиш наилучшие результаты воспроизведения уровней воды показала модель бустинга деревьев решений (XGBoost), т.е. ансамбль линейных моделей, наиболее эффективным образом использующих корреляцию внутри выборки. Модели M5P и MLP могут успешно до-

полнять и улучшать прогноз в случае прохождения высоких паводков.

Для р. Мзымты наилучшей из трех моделей, напротив, оказалась нелинейная модель MLP, что косвенно может свидетельствовать о возможности обнаружения ей дополнительных связей внутри выборки. Дальнейшие исследования будут сфокусированы на поиске интерпретируемых нейронных сетей. Это достаточно востребованное в настоящее время направление разработок [26, 44]. Для улучшения качества моделирования уровней воды Мзымты целесообразно привлекать дополнительные исходные данные об уровнях на притоках и метеорологическую информацию.

В целом использование методов машинного обучения для построения методик прогноза паводков на реках Краснодарского края на основе данных сети АСМПС КК представляется перспективным. При накоплении достаточных массивов данных интенсивности выпадения осадков с часовым шагом будет исследована возможность использования моделей искусственного интеллекта в задачах краткосрочного и сверхкраткосрочного прогноза паводков типа осадки—уровни и осадки—сток.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеевский Н.И., Магрицкий Д.В., Колтерманн П.К., Торопов П.А., Школьный Д.И., Белякова П.А. Наводнения на черноморском побережье Краснодарского края // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 1. С. 3–17.
2. Белякова П.А., Морейдо В.М., Пьянкова А.И. Анализ половозрастной структуры погибших от наводнений в России за 2000–2014 гг. // Третьи Виноградские чтения. Грани гидрологии. 2018. С. 849–853.
3. Борщ С.В., Симонов Ю.А., Христофоров А.В. Система прогнозирования паводков и раннего оповещения о наводнениях на реках Черноморского побережья Кавказа и бассейна Кубани // Тр. Гидрометцентра РФ. 2015. Спец. вып. 356. 247 с.
4. Борщ С.В., Христофоров А.В. Оценка качества прогнозов речного стока // Тр. Гидрометцентра России. 2015. Спец. вып. 355. 198 с.
5. Васильева Е.С., Белякова П.А., Алексюк А.И., Селезнева Н.В., Беликов В.В. Моделирование быстроразвивающихся паводков на малых реках Северного Кавказа с использованием современных данных автоматизированной гидрометеорологической сети // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 2. С. 135–146.
6. Интегрированное управление паводками. Концептуальный документ ВМО № 1047. Женева, 2009. 32 с.
7. Кузин П.С. Классификация рек и гидрологическое районирование СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1960. 456 с.
8. Лурье П.М., Панов В.Д., Ткаченко Ю.Ю. Река Кубань. Гидрография и режим стока. СПб.: Гидрометеиздат, 2005. 498 с.

9. Наставление по службе прогнозов. Раздел 3. Ч. 1. Прогнозы режима вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1962. 193 с.
10. Панов В.Д., Базелюк А.А., Лурье П.М. Реки Черноморского побережья Кавказа: гидрография и режим стока. Ростов н/Д.: Донской изд. дом, 2012. 607 с.
11. Соколов А.А., Бугаец А.Н. К вопросу об оценке методик краткосрочного прогноза гидрологических величин // Метеорология и гидрология. 2018. № 8. С. 65–71.
12. Ткаченко Ю.Ю., Шержуков Е.Л. Опыт создания систем краткосрочного прогноза угроз гидрологического характера // Вод. хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2014. № 3. С. 75–82.
13. Швердяев И.В., Клещенко А.В., Мисиров С.А. Факторы паводковой опасности рек Северо-Западного Кавказа // Наука Юга России. 2021. Т. 17. № 1. С. 37–51.
14. Цыпленков А.С., Иванова Н.Н., Ботавин Д.В., Голосов В.Н. Гидрометеорологические предпосылки и геоморфологические последствия экстремального паводка в бассейне малой реки в зоне влажных субтропиков (на примере р. Цаньк, район Сочи) // Вестн. Санкт-Петербургского ун-та. Науки о Земле. 2021. Т. 66. № 1. С. 144–166.
15. Юмина Н.М., Кукина Л.В. Прогнозы и расчеты стока рек в бассейне Кубани // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2011. № 1. С. 55–59.
16. Abrahart R.J., Anctil F., Coulibaly P., Dawson Ch.W., Mount N.J., See L.M., Shamseldin A.Y., Solomatine D.P., Toth E., Wilby R.L. Two decades of anarchy? Emerging themes and outstanding challenges for neural network river forecasting // Progress in Physical Geography: Earth and Environment. 2012. V. 36. № 4. P. 480–513. <https://doi.org/10.1177/0309133312444943>
17. Beven K. Deep learning, hydrological processes and the uniqueness of place // Hydrological Processes. 2020. V. 34. № 16. P. 3608–3613. <https://doi.org/10.1002/hyp.13805>
18. Bhattacharya B., Solomatine D.P. Machine learning in sedimentation modelling // Neural Networks. 2006. V. 19. № 2. P. 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.neunet.2006.01.007>
19. Brooks K.N., Ffolliott P.F., Magner J.A. Hydrology and the management of watersheds. 4th ed. Ames, Iowa: Wiley-Blackwell, 2013. <https://doi.org/10.1002/9781118459751>
20. Chen T., Guestrin C. XGBoost: A Scalable Tree Boosting System // Proc. 22nd ACM SIGKDD Int. Conf. Knowledge Discovery Data Mining. P. 785–794. <https://doi.org/10.1145/2939672.2939785>
21. Chernokulsky A.V., Kozlov E.A., Zolina O.G., Bulygina O.N., Mokhov I.I., Semenov V.A. Observed changes in convective and stratiform precipitation in Northern Eurasia over the last five decades // Environ. Res. Lett. 2019. V. 4. № 4. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aafb82>
22. Emori S., Brown S.J. Dynamic and thermodynamic changes in mean and extreme precipitation under changed climate // Geophys. Res. Lett. 2005. V. 32. L17706. <https://doi.org/10.1029/2005GL023272>
23. Ghahramani Z. Probabilistic machine learning and artificial intelligence // Nature. 2015. V. 521. P. 452–459. <https://doi.org/10.1038/nature14541>
24. Haykin S. Neural Networks and Learning Machines. 3rd ed. Upper Saddle River. N. Y.: Prentice Hall Publ., 2009. 906 p.
25. IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley. Cambridge, United Kingdom; NY, USA: Cambridge Univ. Press, 1535 p.
26. Jain A., Sudheer K.P., Srinivasulu S. Identification of physical processes inherent in artificial neural network rainfall runoff models // Hydrol. Processes. 2004. V. 18. № 3. P. 571–581.
27. Lehmann J., Coumou D., Frieler K. Increased record-breaking precipitation events under global warming // Climatic Change. 2015. № 4 (132). P. 501–515.
28. Luo J., Ying K., Bai J. Savitzky–Golay smoothing and differentiation filter for even number data // Signal Processing. 2005. V. 85. № 7. P. 1429–1434. <https://doi.org/10.1016/j.sigpro.2005.02.002>
29. Manual on Flood Forecasting and Warning. WMO. № 1072. Geneva, 2011. 138 p.
30. McCulloch W.S., Pitts W. A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity // Bull. Math. Biophys. 1943. V. 5. P. 115–133. <https://doi.org/10.1007/BF02478259>
31. Moreido V.M., Gartsman B.I., Solomatine D.P., Suchilina Z.A. Prospects for short-term forecasting of river streamflow from small watershed runoff using machine learning methods // Hydrosphere. Hazard Process. Phenom. 2020. V. 2. № 4. P. 375–390. <https://doi.org/10.34753/HS.2020.2.4.375>
32. Moreido V., Gartsman B., Solomatine D.P., Suchilina Z. How well can machine learning models perform without hydrologists? Application of rational feature selection to improve hydrological forecasting // Water (Switzerland). 2021. V. 13. № 12. 1696. <https://doi.org/10.3390/w13121696>
33. Mutlu E., Chaubey I., Hexmoor H., Bajwa S.G. Comparison of artificial neural network models for hydrologic predictions at multiple gauging stations in an agricultural watershed // Hydrol. Process. 2008. V. 22. № 26. P. 5097–5106. <https://doi.org/10.1002/hyp.7136>
34. Nash J.E., Sutcliffe J.V. River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles // J. Hydrol., 1970. V. 10. № 3. P. 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
35. Pedregosa F., Varoquaux G., Gramfort A., Michel V., Thirion B., Grisel O., Blondel M., Prettenhofer P., Weiss R., Dubourg V., Vanderplas J., Passos A., Cournapeau D., Brucher M., Perrot M., Duchesnay É. Scikit-learn: Machine Learning in Python // J. Machine Learning Res. 2011. V. 12. P. 2825–2830.

36. *Press W.H., Teukolsky S.A.* Savitzky-Golay Smoothing Filters // *Computers in Physics*. 1990. V. 4. № 6. P. 669. <https://doi.org/10.1063/1.4822961>
37. *Quinlan J.R.* Learning with continuous classes // *Proc. 5th Australian Joint Conf. Artificial Intelligence*. 1992. P. 343–348.
38. *Reichstein M., Camps-Valls G., Stevens B., Jung M., Denzler J., Carvalhais N., Prabhat.* Deep learning and process understanding for data-driven Earth system science // *Nature*. 2019. V. 566. P. 195–204. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-0912-1>
39. *Rodda H.J.E., Little M.A.* Understanding mathematical and statistical techniques in hydrology. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2015. 302 p. <https://doi.org/10.1002/9781119077985>
40. *Rolnick D., Ahuja A., Schwarz J., Lillicrap T.P., Wayne G.* Experience Replay for Continual Learning // *Advances in Neural Information Processing Systems*. 2018. V. 32. <http://arxiv.org/abs/1811.11682>
41. *Rumelhart D.E., Hinton G.E., Williams R.J.* Learning representations by back-propagating errors // *Nature*. 1986. V. 323. P. 533–536. <https://doi.org/10.1038/323533a0>
42. *Savitzky A., Golay M.J.E.* Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures // *Analytical Chem.* 1964. V. 36. № 8. P. 1627–1639. <https://doi.org/10.1021/ac60214a047>
43. *Senthil Kumar A.R., Sudheer K.P., Jain S.K., Agarwal P.K.* Rainfall-runoff modelling using artificial neural networks: comparison of network types // *Hydrol. Process*. 2005. V. 19 № 6. P. 1277–1291. <https://doi.org/10.1002/hyp.5581>
44. *Shen C.A.* Transdisciplinary Review of Deep Learning Research and Its Relevance for Water Resources Scientists // *Water Resour. Res.* 2018. V. 54. № 11. P. 8558–8593.
45. *Sylvester Z., Durkin P., Covault J.A., Sharman G.R.* High curvatures drive river meandering: REPLY // *Geol.* 2019. V. 47. № 10. P. e486–e486. <https://doi.org/10.1130/G46838Y.1>
46. WMO, 2012. Management of Flash Floods. Integrated Flood Management Tools Series No.16. Geneva, 2012. 61 p.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.5

АЛГОРИТМ АВТОМАТИЗИРОВАННОГО РАСЧЛЕНЕНИЯ ГИДРОГРАФА ПО МЕТОДУ Б.И. КУДЕЛИНА GRWAT: ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ¹

© 2022 г. Е. П. Рец^а, *, М. Б. Киреева^б, Т. Е. Самсонов^б,
Н. Н. Езерова^с, А. В. Горбаренко^б, Н. Л. Фролова^б

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 117971 Россия

^бМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119991 Россия

^сРосгидромет, Москва, 125993 Россия

*e-mail: ekaterina.p.rets@gmail.com

Поступила в редакцию 15.08.2021 г.

После доработки 20.08.2021 г.

Принята к публикации 23.08.2021 г.

Приведено детальное описание и анализ алгоритма автоматического графо-аналитического расчленения гидрографа, лежащего в основе программного комплекса grwat. Данный комплекс предназначен для расчленения гидрографов стока на базисный сток, весеннее половодье, дождевые и оттепельные паводки на основе подхода, предложенного Б.И. Куделиным. Выделение начала и конца фаз водного режима основано на программном нахождении и анализе соответствия “переломных точек” на гидрографе определенным критериям перехода фаз водного режима, основанным на представлениях о физике формирования стока в речных бассейнах. Входными данными служат суточные ряды расходов воды, температуры воздуха и суммы осадков. Метеорологическая информация используется в качестве индикатора и возможности отнесения пиков на гидрографе к группам событий – оттепелям или дождевым (смешанным) паводкам, а также определения начала зимней межени. Для задания критериев отделения фаз используется ряд калибруемых параметров. Программа рассчитывает 52 годовых характеристики стока, а также более 30 характеристик каждого отдельного паводка: временные – дата начала, конца, максимума, продолжительность, время подъема; расходные – максимальный расход, объем паводка, расход воды перед началом паводка, превышение максимального расхода над базисным половодным уровнем, различные параметры метеообстановки, режим температуры воздуха и атмосферных осадков перед прохождением паводков и во время него и т.д. Значения калибруемых параметров grwat оказались устойчивы для большинства рек в течение всего периода расчета, их значения близки для рек одного типа водного режима и размера. Алгоритм grwat также показал высокую устойчивость к изменениям значений калибровочных параметров. Представлены рекомендации по заданию значений калибровочных параметров. Обсуждены основные причины ошибок в определении фаз водного режима и перспективы развития алгоритма.

Ключевые слова: расчленения гидрографа, grwat, водный режим.

DOI: 10.31857/S032105962201014X

ВВЕДЕНИЕ

Расчленение суточных речных гидрографов применяется для широкого спектра задач. Прежде всего оно позволяет исследовать отклик речного водосбора на метеорологические осадки и снеготаяние, определить соотношение поверхностного и подземного стока, исследовать процессы формирования стока [12, 26].

Для этого могут быть использованы:

1. изотопный и гидрохимический подход, основанный на измерении содержания естественных трассеров в реке и источниках ее питания [6, 10, 16, 17, 20];

2. графический подход, основанный на анализе формы самого гидрографа; в его основе расчленения гидрографа могут лежать разнообразные концепции, основанные на теоретических представлениях о формировании стока: самые простые линейные методы [21]; разнообразные цифровые фильтры, наиболее широкое применение из которых получили основанные на индексе BFI [11, 22]; концепция нелинейных резервуарных

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РНФ (проект 19-77-10032).

емкостей [26]; экспертное определение границ различных фаз водного режима и схематизация соотношения грунтовых и поверхностных вод в разные фазы водного режима [2, 3];

3. графо-аналитический подход, чаще всего представляющий собой комбинацию графического подхода для определения соотношения базисного и быстрого стока и дополнительного подключения анализа метеорологических рядов для отклонения других фаз водного режима [24, 32];

4. комбинированные подходы, когда параметры графического подхода калибруются или контролируются при помощи данных изотопного или гидрохимического расчленения [12, 29].

Большинство существующих в мире подходов к расчленению гидрографа сконцентрированы на разделении базисного и быстрого стока (“base flow” и “quick flow”) [12, 20, 26, 29], в более редких случаях — для анализа отдельных паводков [24, 32].

При исследовании стока рек территории Российской Федерации в связи с преимущественной ролью снежного покрова в формировании стока важно определить характеристики сезонного половодья и отдельно — дождевые и снеготалые паводки. С этим традиционно связано включение данных задач в расчленение гидрографа отечественными авторами и авторами сопредельных стран [1, 2, 4].

В настоящей работе представлен авторский графо-аналитический подход к расчленению гидрографа, лежащему в основе программного пакета grwat [28]. Этот пакет имплементирован в ряде исследований для рек Европейской части России (ЕЧР) [3, 5, 18, 19, 27]. В работе приведены детальное описание методика и алгоритм автоматического расчленения гидрографа, описание входных и выходных данных, рекомендации по подбору калибровочных параметров, анализ чувствительности алгоритма относительно значений калибровочных параметров, характерные примеры применения, обсуждение существующих преимуществ, недостатков и перспектив развития программного пакета grwat.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Алгоритм автоматизированного расчленения гидрографа

В предложенной схеме расчленения речной гидрограф разделяется прежде всего на базисный и быстрый сток (“base flow” и “quick flow”). Базисный сток определяется как часть речного стока, которая дренируется из подземных горизонтов бассейна и других источников с отложенным добыванием [15].

Сток воды принимается состоящим на 100% из базисного стока в i -й день, если удовлетворяется следующее условие:

$$\begin{cases} \left| \frac{Q_i - Q_{i+1}}{Q_i} \right| \times 100\% \leq \text{grad} \\ \left| \frac{Q_i - Q_{\text{grlast}}}{Q_i n} \right| \times 100\% \leq \text{grad} \\ \left| \frac{Q_i - Q_{\text{gr1}}}{Q_{\text{gr1}}} \right| \times 100\% \leq kd Q_{\text{gr1}}, \end{cases} \quad (1)$$

Q_i — полный речной сток в i -й день; Q_{i+1} — полный речной сток в $i+1$ -й день; Q_{grlast} — полный речной сток в ближайший предыдущий день, когда, согласно данным условиям, сток на 100% состоял из базисного; Q_{gr1} — полный речной сток в первый в данном календарном году день, когда, согласно данным условиям, сток на 100% состоял из базисного; n — число дней между i -м днем и датой Q_{grlast} ; grad — калибровочный параметр — критический градиент суточного изменения расхода воды, который отражает динамику разгрузки базисной компоненты, выраженный в процентах от расхода воды в i -й день. Этот параметр может быть назначен отдельно для периодов половодья и межени (табл. 1), $kd Q_{\text{gr1}}$ — калибровочный параметр — максимально возможное превышение расхода воды базисной составляющей над расходом воды базисной составляющей до начала половодья.

Если этот подход не дает удовлетворительных результатов, можно использовать критический градиент в абсолютных единицах:

$$\begin{cases} |Q_i - Q_{i+1}| \leq \text{grad abs} \\ \left| \frac{Q_i - Q_{\text{grlast}}}{n} \right| \leq \text{grad abs} \\ \left| \frac{Q_i - Q_{\text{gr1}}}{Q_{\text{gr1}}} \right| \times 100\% \leq kd Q_{\text{gr1}}, \end{cases} \quad (2)$$

где gradabs — калибровочный параметр — критический градиент суточного изменения расхода воды, который отражает динамику разгрузки базисной компоненты, выраженный как изменение расхода воды ($\text{м}^3/(\text{с сут})$) (табл. 1).

Данный подход расчленения основан на предположении, что ответ базисного стока на поступление новой воды на водосбор (осадки/снеготаяние) значительно медленнее по сравнению с быстрым стоком.

Алгоритм модели калибровочного параметра grad соответствует концепции кривых спада базисного стока [8, 15, 31] и может быть выражен так:

$$\text{grad} = (1 - k) \times 100\%, \quad (3)$$

k — показатель включения кривой спада [9].

Для определения величины базисного стока в период между днями, когда водный сток на 100% состоит из базисного, проводится линейная интерполяция.

Таблица 1. Основные калибровочные параметры алгоритма gwat (прочерк — параметр не используется в данном режиме, плюс — параметр используется в данном режиме)

№ параметра	Параметр	Единицы измерения	Описание	Блок алгоритма	Равнинный режим	Горный режим
1	grad	% сут ⁻¹	Интенсивность спада/подъема расхода воды за счет базисной составляющей, доля расхода предшествующего дня	Разделение базисного и быстрого стока	+	+
2	grad1	% сут ⁻¹	Тот же параметр для периода спада половодья		+	+
3	gradabs	м ³ с ⁻¹ сут ⁻¹	Интенсивность спада/подъема расхода воды за счет базисной составляющей		+	+
4	prodspada	сут	Количество дней с даты максимального расхода, когда действует grad1, после этого переходит на grad		+	+
5	kdQgr1	%	Максимально допустимое повышение базисной составляющей по сравнению с меженным значением (после спада половодья)		+	+
6	polmon(1)	—	Самый ранний месяц, когда может наблюдаться начало половодья	Сезонное половодье	+	+
7	polmon(2)	—	Самый поздний месяц, когда может наблюдаться начало половодья		+	+
8	polgrad(1)	% сут ⁻¹	Значения градиента устойчивого увеличения расхода в начале половодья		+	+
9	polgrad(2)	—	Во сколько раз средний расход воды за период polkol(3) гарантированно превышает предшествующий половодью меженный уровень		+	+
10	polkol(1)	сут	Количество дней от начала половодья с устойчивым увеличением, в среднем равным установленному градиенту (polgrad(1))		+	+
11	polkol(2)	сут	Количество дней с начала половодья с устойчивым увеличением в среднем на ≥0%		+	+
12	polkol(3)	сут	Количество дней с начала половодья, за которое проходит основная волна половодья		+	—

Таблица 1. Продолжение

№ параметра	Параметр	Единицы измерения	Описание	Блок алгоритма	Равнинный режим	Горный режим
13	polgradMount	—	Во сколько раз средний расход воды за каждые polkolMount(1) дней в течение общего периода polkolMount(2) превышают предшествующий половодью меженный уровень	Сезонное половодье	—	+
14	polkolMount(1)	сут	Окно осреднения расхода воды для проверки 3-го критерия начала половодья в горном режиме		—	+
15	polkolMount(2)	сут	Период времени, в течение которого средние расходы воды за каждые polkolMount(1) дней превышают предшествующий половодью меженный уровень как минимум в polgradMount раз		—	+
16	SingDelta	—	Изменение суточного расхода воды считается значимым для поиска паводков на спаде/подъеме половодья, если оно возвышается над основной волной подъема/спада половодья как минимум на $Q_{\max} \text{SignDelta м}^3/\text{с}$, $Q_{\max}$ — максимальный годовой расход воды	Отклонение паводков на подъеме и спаде половодья	+	—
17	nZam	сут (нечетное)	Количество дней, за которое анализируется температура воздуха для определения заморозков		+	—
18	Tzam	°C	Средняя суточная температура события “заморозок”		+	—
19	nPav	сут (нечетное)	Количество дней, за которое анализируется сумма осадков для выделения паводка на подъеме и спаде половодья		+	—
20	Pcr	мм	Критическая сумма осадков, которая вызывает значимый паводок		+	—
21	pgrad	% сут ⁻¹	Критический градиент изменения суточного расхода воды, характерный для “базисной волны” сезонного половодья горных рек, сформированной таянием снега и льда в бассейне, доля расхода предшествующего дня		—	+

Таблица 1. Окончание

№ параметра	Параметр	Единицы измерения	Описание	Блок алгоритма	Равнинный режим	Горный режим
22	$nWin$	сут (нечетное)	Количество дней, за которое анализируется температура воздуха для определения начала зимней межени	Определение начала наступления зимней межени	+	+
23	$Twin$	°C	Средняя суточная температура, определяемая за $nWin$ дней для определения начала зимней межени		+	+

В период прохождения половодья для отделения подземного стока в алгоритме grwat используется схема расчленения гидрографа, предложенная Б.И. Куделиным для подземных вод, гидравлически связанных с рекой [4]:

1. во время прохождения максимального расхода воды подземное питание реки (в случае полной гидравлической связи с грунтовыми горизонтами) равняется нулю;

2. уменьшение подземного питания начинает происходить во время подъема половодья; в этот период начинает работать обратная гидравлическая связь: вода из реки начинает поступать в грунтовые горизонты (береговое регулирование).

Таким образом, величина базисного стока в момент прохождения максимума половодья приравнивается к нулю, на подъеме и спаде половодья величины базисного стока рассчитываются методом линейной интерполяции между нулевым расходом воды в момент прохождения максимума и значением базисного стока в момент начала и конца половодья соответственно.

Быстрый сток разделяется на следующие компоненты:

1. снеготалая половодная составляющая;
2. дождевые паводки;
3. оттепельные паводки.

За начало половодья принимается k -й день, который удовлетворяет следующим условиям:

1-й критерий:

$$\frac{\sum_{i=k}^{k+polkol(1)} \left(\frac{Q_{i+1} - Q_i}{Q_i} \right) \times 100\%}{polkol(1)} \geq polgrad(1). \quad (4)$$

Средний градиент увеличения расхода воды в течение $polkol(1)$ дней начиная с k -го должен быть больше или равен $polgrad(1)$. Градиент увеличения расхода воды каждой последовательной пары дней в течение периода $polkol(1)$ выражается в процентах относительно расхода воды в первый день из пары.

2-й критерий:

$$\frac{\sum_{i=k}^{k+polkol(2)} \left(\frac{Q_{i+1} - Q_i}{Q_i} \right) \times 100\%}{polkol(2)} \geq 0. \quad (5)$$

Средний градиент увеличения расхода воды в течение $polkol(2)$ дней начиная с k -го должен быть больше нуля. Градиент увеличения расхода воды каждой последовательной пары дней в течение периода $polkol(2)$ выражается в процентах относительно расхода воды в первый день из пары.

3-й критерий:

Для равнинных рек:

$$\frac{\sum_{i=k}^{k+polkol(3)} Q_i}{polkol(3)} \geq polgrad(2) Q_k, \quad (6)$$

средний расход воды в течение $polkol(3)$ дней начиная с k -го должен быть как минимум в $polgrad(2)$ раз выше, чем расход воды в k -й день.

Для горных водосборов:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\sum_{i=k}^{k+polkolMount(2)} Q_i}{polkolMount(2)} \geq polgradMount Q_k \\ \dots \\ \frac{\sum_{i=k+polkolMount(1)}^{k+polkolMount(1)+polkolMount(2)} Q_i}{polkolMount(2)} \geq polgradMount Q_k. \end{array} \right. \quad (7)$$

Средний расход воды за $polkolMount(2)$ дней, рассчитанный последовательно для каждого дня начиная с k -го до $k + polkolMount(1)$ должен быть как минимум в $polgradMount$ раз больше, чем расход воды в k -й день.

4-й критерий:

половодье не может начинаться в тот же календарный год, в котором определено начало

предыдущего половодья (только 1 половодье может быть в 1 календарном году);

5-й критерий:

половодье не может начаться раньше $\text{polmon}(1)$ месяца и позже $\text{polmon}(2)$ месяца.

Если ни один день не отвечает данным критериям в текущем году, блок программы Polfinder анализирует, какой критерий выполнялся наиболее редко, и с использованием генератора случайных чисел вносит изменения в значения связанных с ним критериев, пока не будет найден день, который удовлетворяет всем пяти критериям, и он принимается за начало половодья.

За конец половодья принимается первый день после пика половодья, когда речной сток на 100% состоит из базисного.

Если половодье равнинной реки усложнено несколькими пиками, алгоритм grwat проверяет, были ли они сформированы накладываются ли дождевыми паводками или предшествовавшими половодью оттепелями.

Если заморозок был обнаружен во временной период между $(nZam - 1)/2$ дней до пика паводка и точкой перегиба между спадом паводка и подъемом половодья, паводок принимается за оттепельный и отрезается от половодья посредством продления кривой его спада, аппроксимированной экспоненциальной функцией. Флаг события “заморозок” ставится на центральный день в отрезке $nZam$, если средняя температура воздуха в течение $nZam$ дней меньше, чем $Tzam$.

Если в период между $(nPav - 1)/2$ дней до начала паводка и максимумом паводка зарегистрировано событие выпадения критической суммы осадков, паводок принимается за дождевой и отрезается от волны половодья при помощи отрезка, соединяющего точку начала и конца паводка. Событие “выпадение” критической суммы осадков определяется как сумма осадков за $nPav$ дней, которая $\geq Pscr$.

Паводок на подъеме и спаде половодья рассматривается, только если он возвышается над общей волной половодья как минимум на $Q_{\max} \times \text{SignDelta}$ ($Q_{\max}$ — максимальный годовой расход воды, SignDelta — калибруемый параметр).

Быстрый сток в многоводную фазу водного режима горных рек разделяется на “базисную снеготалую волну” и накладываются дождевые паводки. При этом используется тот же подход, что и при разделении быстрого и базисного стока, при этом критический градиент задается параметром $pgrad$.

После окончания половодья быстрый сток, который проходит в теплый период года, принимается за быстрый сток дождевых паводков, в течение холодного периода — за быстрый сток отте-

пельных паводков. Холодный период начинается после $nWin$ дней с температурой воздуха $< Twin$.

Входные данные

В качестве входных данных используются:

- 1) суточные ряды расходов воды;
- 2) суточные значения температуры воздуха;
- 3) суточные суммы осадков.

При этом метеорологические данные могут быть получены либо по репрезентативной для бассейна метеостанции (подходит для малых водосборов), либо путем осреднения по площади бассейна данных реанализа или станционных метеорологических наблюдений.

Программа анализирует ряд расходов воды с точки зрения длины каждого пропуска. Если длина меньше критической (она задается параметром “InterpolStep”), значение заменяется на расчетное, полученное путем линейной интерполяции между крайними значащими цифрами. Затем проводится оценка сплошности ряда гидрологических наблюдений.

Выходные данные

Выходные файлы содержат:

1. рассчитанный базисный сток, быстрый сток снеготалой половодной составляющей (“базисная снеготалая волна” для горных рек), быстрый сток дождевых паводков, быстрый сток оттепельных паводков с суточным шагом;
2. более 50 характеристик водного режима, рассчитанных по водохозяйственным годам (табл. 2);
3. более 30 характеристик, рассчитанных для каждого паводка (табл. 3).

Структура калибровочных параметров и устойчивость алгоритма

В структуре параметров алгоритма grwat присутствует 19 параметров в обычной версии и 17 в горной модификации (табл. 1). Для оценки чувствительности алгоритма к изменению значений параметров проведена серия экспериментов, при которых значения параметров возмущались на 10–200%. Для оценки сходства результирующих гидрографов различных генетических компонент стока использован алгоритм динамической трансформации временной шкалы (“Dynamic time warp”). Данный алгоритм позволяет найти оптимальное соответствие между временными последовательностями. Впервые он был применен в распознавании речи, где использован для определения того, как два речевых сигнала представляют одну и ту же исходную произнесенную фразу, но в настоящее время также нашел

Таблица 2. Перечень показателей в выходном файле Total программы grwat

№ показателя	Название показателя	Единицы измерения	Описание параметра
1	Year_number	Номер	Номер водохозяйственного года в ряду наблюдений
2	Year1	Год	Год, когда начинается водохозяйственный год
3	Year2	Год	Год, когда заканчивается водохозяйственный год
4	datestart	Дата	Дата начала половодья
5	datepolend	Дата	Дата окончания половодья
6	Qy	м ³ /с	Средний расход за водохозяйственный год
7	Qmax	м ³ /с	Максимальный расход за водохозяйственный год
8	datemax	Дата	Дата максимального расхода за водохозяйственный год
9	Qygr	м ³ /с	Средний расход грунтовых вод за водохозяйственный год
10	Qmmsummer	м ³ /с	Минимальный месячный расход за лето
11	monmmsummer	Номер месяца	Месяц минимального месячного расхода за лето
12	Qmmwin	м ³ /с	Минимальный месячный расход за зиму
13	nommwin	Номер месяца	Месяц минимального месячного расхода за зиму
14	Q30s	м ³ /с	Минимальный 30-суточный расход за лето
15	date30s(1)	Дата	Дата начала минимального 30-суточного расхода за лето
16	date30s(2)	Дата	Дата окончания минимального 30-суточного расхода за лето
17	Q30w	м ³ /с	Минимальный 30-суточный расход за зиму
18	date30w(1)	Дата	Дата начала минимального 30-суточного расхода за зиму
19	date30w(2)	Дата	Дата окончания минимального 30-суточного расхода за зиму
20	Q10s	м ³ /с	Минимальный 10-суточный расход за лето
21	date10s(1)	Дата	Дата начала минимального 10-суточного расхода за лето
22	date10s(2)	Дата	Дата окончания минимального 10-суточного расхода за лето
23	Q10w	м ³ /с	Минимальный 10-суточный расход за зиму
24	date10w(1),	Дата	Дата начала минимального 10-суточного расхода за зиму
25	date10w(2)	Дата	Дата окончания минимального 10-суточного расхода за зиму
26	Q5s	м ³ /с	Минимальный 5-суточный расход за лето
27	date5s(1)	Дата	Дата начала минимального 5-суточного расхода за лето
28	date5s(2)	Дата	Дата окончания минимального 5-суточного расхода за лето
29	Q5w	м ³ /с	Минимальный 5-суточный расход за зиму
30	date5w(1),	Дата	Дата начала минимального 5-суточного расхода за зиму
31	date5w(2)	Дата	Дата окончания минимального 5-суточного расхода за зиму
32	Wy	км ³	Объем годового стока
33	Wgr	км ³	Объем грунтового стока
34	Wpol1	км ³	Объем половодья вместе с объемом грунтовой составляющей стока
35	Wpol2	км ³	Объем половодья без грунтовой составляющей
36	Wpol3	км ³	Объем половодья вместе с наложенными дождевыми паводками и грунтовым стоком
37	Wpavs1	км ³	Объем дождевого стока вместе с объемом грунтовой составляющей стока
38	Wpavs2	км ³	Объем дождевого стока без грунтовой составляющей
39	Wpavthaw1	км ³	Объем оттепельного стока вместе с объемом грунтовой составляющей стока

Таблица 2. Окончание

№ показателя	Название показателя	Единицы измерения	Описание параметра
40	Wpavthaw2	км ³	Объем оттепельного стока без грунтовой составляющей
41	Qmaxpavs	м ³ /с	Максимальный расход дождевых паводков
42	datemaxpavs	Дата	Дата максимального расхода дождевых паводков
43	Qmaxpavthaw	м ³ /с	Максимальный расход оттепельных паводков
44	datemaxpavthaw	Дата	Дата максимального расхода оттепельных паводков
45	SumProd	Дни	Продолжительность летне-осенней межени
46	DaysPavsSum	Дни	Количество дней с паводками в летне-осенней межени
47	WinProd	Дни	Продолжительность зимней межени
48	DaysThawWin	Дни	Количество дней с паводками в зимней межени
49	CvWin	Безразмерный	Относительная изменчивость расхода воды в зимнюю межень
50	CvSum	Безразмерный	Относительная изменчивость расхода воды в летнюю межень
51	CountPavs	Число	Количество дождевых паводков
52	CountThaws	Число	Количество оттепельных паводков

применение и в гидрологии для оценки сходства временных рядов гидрологических характеристик [14, 25]. DTW-алгоритм — более эффективная метрика по сравнению со стандартной евклидовой в связи с тем, что если два временных ряда одинаковы, но один из них незначительно смещен во времени (вдоль оси времени), то евклидова метрика может посчитать, что ряды отличаются друг от друга. Пример применения DTW-алгоритма для сопоставления генетических компонент паводочного стока, полученных в результате двух реализаций расчленения, приведен на рис. 1.

Алгоритм показал высокую устойчивость к изменениям значений калибровочных параметров. При изменении параметров, к которым модель показала наибольшую чувствительность (grad, grad1), на 50% нормированное евклидово расстояние между исходным и измененными гидрографами составляет 1–3% от средней за весь период величины для компоненты базисного стока, и 3–15% для паводочного стока. Пример изменения базисной составляющей стока при изменении значений параметра grad представлен на рис. 2. Генетическая компонента снеготалого половодья

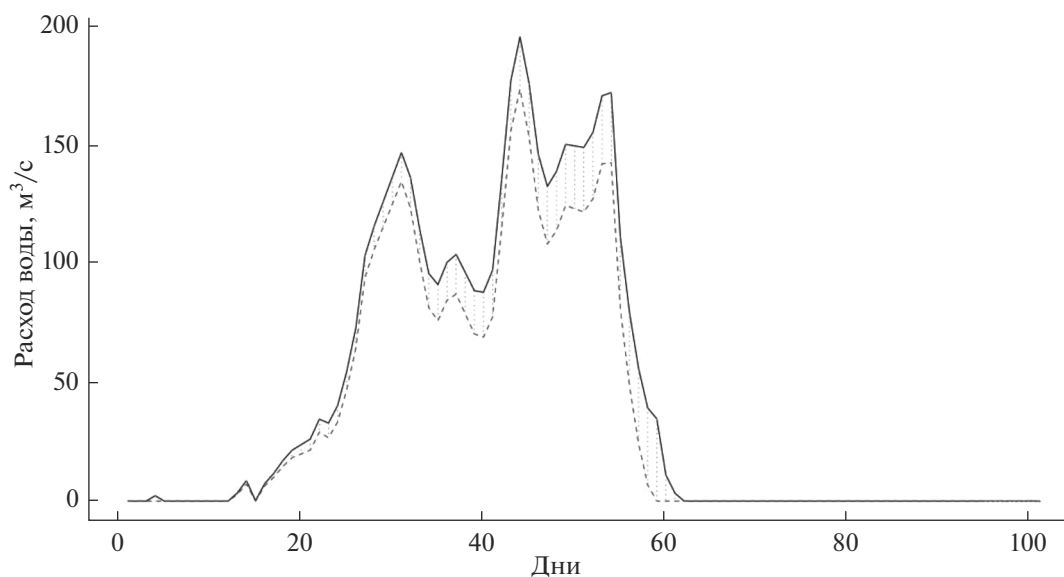


Рис. 1. Пример использования процедуры dynamic time warp для установления схожести двух реализаций расчленения — на примере генетической компоненты паводочного стока.

Таблица 3. Перечень показателей в выходном файле pavs программы gwat

№	Название	Единицы измерения	Описание, единицы измерения
1	Type	—	Тип паводка (1 – летний, 2 – зимний)
2	CountPavs	—	Порядковый номер паводка в году
3	Year	—	Год
4	dstart	Дата	Дата начала паводка
5	dend	Дата	Дата конца паводка
6	dmax	Дата	Дата максимума паводка
7	maxQ	м ³ /с	Максимальный расход воды паводка
8	VolPav	км ³	Объем паводка без базисной половодной и грунтовой составляющей
9	VolPavFULL	км ³	Полный объем паводка, км ³
10	FlagsPcr_start	—	Флаг события “критическая сумма осадков” в течение $nPav$ дней (1 – был, 0 – не был) в день начала паводка
11	FlagsPcr_start_minus_HalfSt	—	Флаг события “критическая сумма осадков” в течение $nPav$ дней (1 – был, 0 – не был) за $nPav/2$ дней до начала паводка
12	Psums_start	мм	Сумма осадков в день $nPav$ дней в день начала паводка
13	Psums_start_minus_HalfSt	мм	Сумма осадков в день $nPav$ дней за $nPav/2$ дней до начала паводка
14	Pin_start	мм	Дневная сумма осадков в день начала паводка
15	Pin_start_minus_1	мм	Дневная сумма осадков за 1 день до начала паводка
16	Pin_max	мм	Дневная сумма осадков в день прохождения максимума стока
17	FlagsPlusTemp_start	—	Флаг события “положительная температура воздуха” в течение $nPav$ дней (1 – был, 0 – не был) в день начала паводка
18	FlagsPlusTemp_start_minus_HalfSt	—	Флаг события “положительная температура воздуха” в течение $nPav$ дней (1-был, 0-не был) за $nPav/2$ дней до начала паводка
19	Tsrs_start	°C	Средняя температура за $nPav$ дней в день начала паводка
20	Tsrs_start_minus_HalfSt	°C	Средняя температура за $nPav$ дней за $nPav/2$ дней до начала паводка
21	Tin_max	°C	Среднесуточная температура воздуха в день прохождения максимума стока
22	FlagsMinusTemp_end	—	Флаг события “заморозок” в течение $nZam$ дней (1 – был, 0 – не был) в день конца паводка
23	FlagsMinusTemp_end_minus_HalfStZ	—	Флаг события “заморозок” в течение $nZam$ дней (1 – был, 0 – не был) за $nZam/2$ дней до конца паводка
24	Tsrs_end	°C	Средняя температура за $nPav$ дней в день конца паводка
25	Tsrs_end_minus_HalfSt	°C	Средняя температура за $nPav$ дней за $nPav/2$ дней до начала паводка
26	Tin_end	°C	Среднесуточная температура воздуха в день конца паводка
27	Tin_max_plus	°C	Среднесуточная температура воздуха в следующий день после прохождения максимума стока
28	Qin_start	м ³ /с	Расход воды за день до начала паводка
29	max_start	Дни	Продолжительность подъема паводка (от начала до максимума)
30	end_start	Дни	Продолжительность прохождения паводка
31	Qin_max_minus_Qin_start	м ³ /с	Превышение максимального расхода над базисным половодным уровнем
32	dmax_rel	Дата	Дата максимума паводка без года

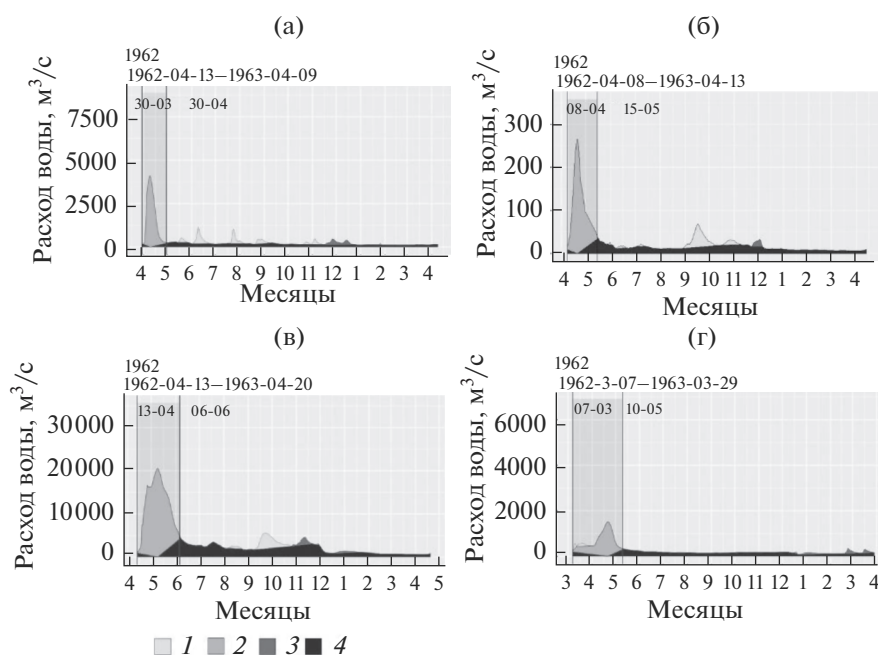


Рис. 2. Результаты расчленения гидрографов рек: а – Ока–Калуга, б – Чагодыша–Анисимово, в – Сухона–Аликино, г – Дон–Казанская. 1 – дождевые паводки, 2 – половодье, 3 – оттепельные паводки, 4 – базисный сток.

наиболее чувствительна к таким параметрам, как grad1 , $\text{polkol}(1)$, $\text{polgrad}(1)$. При этом изменение данных параметров прежде всего сказывается на дате начала и конца половодья, не изменяя значительно основную волну. В итоге нормированное евклидово расстояние между исходным и измененными гидрографами составляет обычно несколько процентов от среднего расхода за половодье.

Ряд параметров, таких как $\text{polkol}(3)$, $\text{polgrad}(2)$, имеют характер “пороговых”. Изменение их значений даже в достаточно широких пределах практически не влияет на результат, при этом при пересечении некоторого порога алгоритм перестает распознавать фазы водного режима, и программа выдает ошибку. Таким образом, в их задании следует руководствоваться характерными диапазонами.

Пространственное распределение значений безразмерных параметров (grad , grad1 , kdQgr1 , $\text{polmon}(1)$, $\text{polmon}(2)$, $\text{polgrad}(1)$, $\text{polgrad}(2)$, polgradMount , SignDelta , SignDelta1) показывает общую зависимость от физико-географических условий; таким образом, данные параметры потенциально могут быть картированы для различных территорий [18]. В ряде случаев, прежде всего в условиях горных территорий, более эффективным для отделения базисной составляющей стока оказалось использование критического градиента ($\text{м}^3/(\text{с сут})$).

Характерные значения временных диапазонов prodspada , $\text{polkol}(1)$, $\text{polkol}(2)$, $\text{polkol}(3)$ и других

зависят от типа водного режима и величины бассейна и могут быть частично районированы. Результаты расчета не показывают значительной чувствительности к изменению значений данных параметров.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Примеры расчленения речных гидрографов, пределы применимости алгоритма

Опыт применения алгоритма grwat показывает его применимость и хорошие результаты для рек ЕЧР. На рис. 2 приведены примеры результатов расчленения для рек ЕЧР, протекающих по различным физико-географическим зонам, в один и тот же водохозяйственный год (1962/1963).

При том, что для каждого поста обычно подбирается один набор параметров для всего периода, алгоритму удается корректно распознать фазы водного режима как для средних по водности, так и для высоких и низких по водности лет (рис. 3).

При большой межгодовой вариативности характеристик стока определенный набор параметров может плохо справляться с расчленением менее типичных лет. Так, на рис. 4а приведен пример того, как алгоритм ошибочно принимает оттепельный паводок за весеннее половодье из-за неподходящих параметров.

Текущая версия алгоритма не предназначена для расчленения гидрографов рек с затяжным летним паводочным периодом, накладывающим-

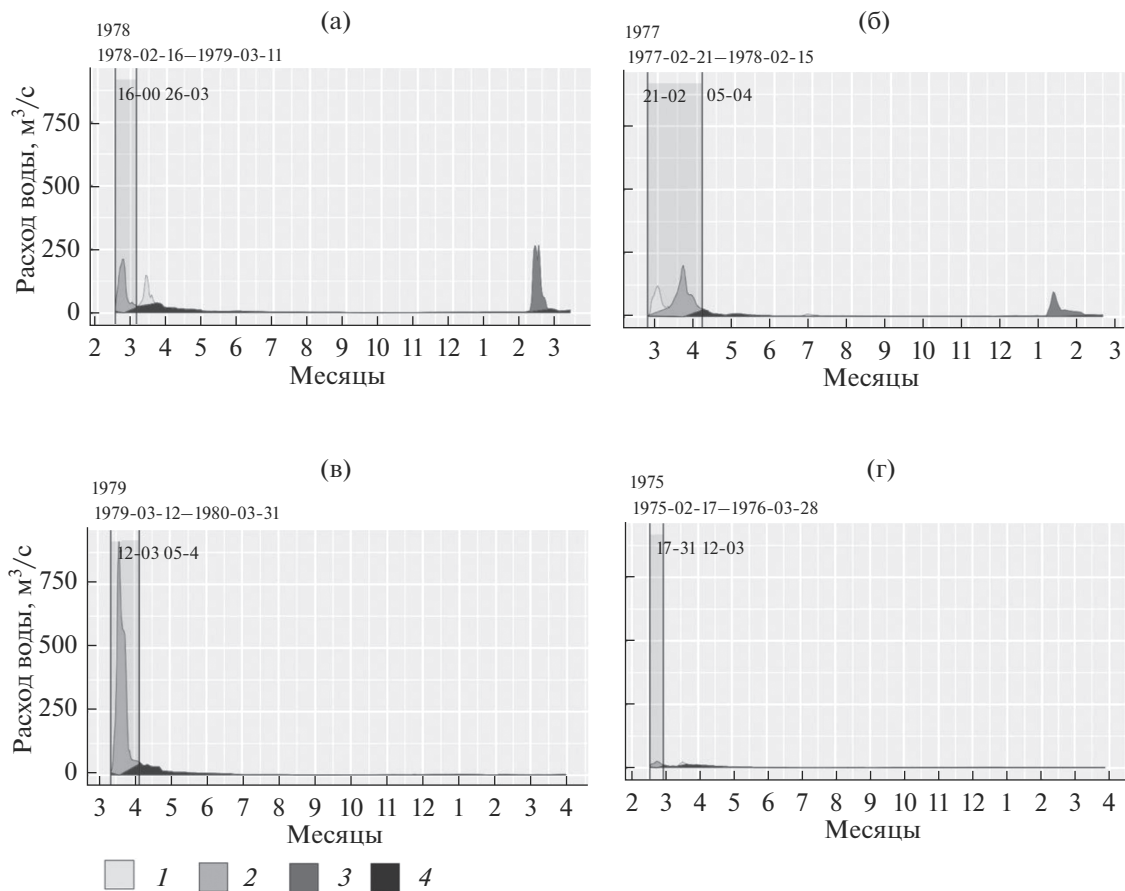


Рис. 3. Пример расчленения стока р. Чир в створе Обливская для средних (а, б), высоких (в), и низких (г) по водности лет. 1 – дождевые паводки, 2 – половодье, 3 – оттепельные паводки, 4 – базисный сток.

ся на спад половодья. В некоторые годы такие ситуации наблюдаются на реках Кольского полуострова (рис. 4б).

В работе [18] проведено расчленение гидрографа при помощи программного комплекса gwat

для 55 рек ЕЧР. В общей сложности проанализировано 1680 гидрографов. Несмотря на универсальность предложенного алгоритма, все равно для 45 гидрографов (2.7% общего числа) наблюдаются ошибки расчленения. В целом это очень

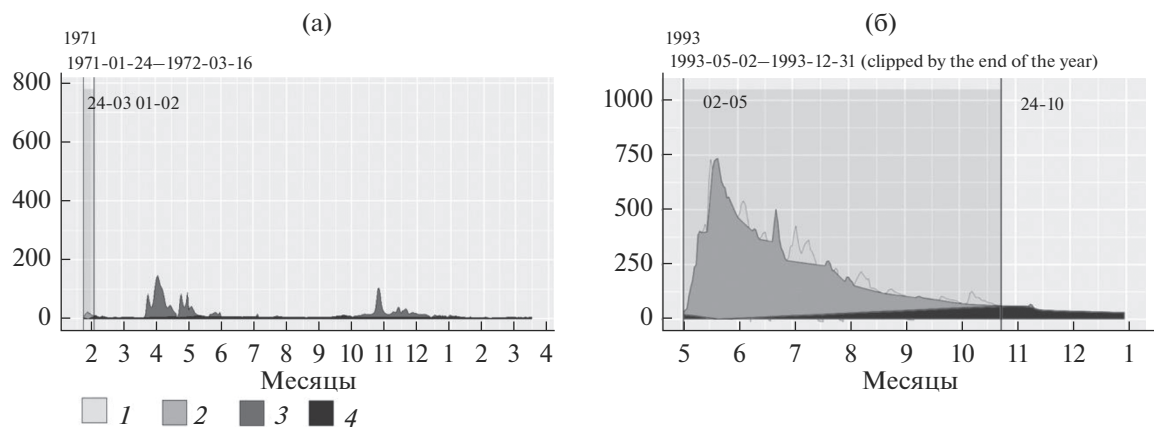


Рис. 4. Случаи ошибочного расчленения гидрографов стока рек: а – Протва–Спас–Загорье, б – Поной–Каменка. 1 – дождевые паводки, 2 – половодье, 3 – оттепельные паводки, 4 – базисный сток.

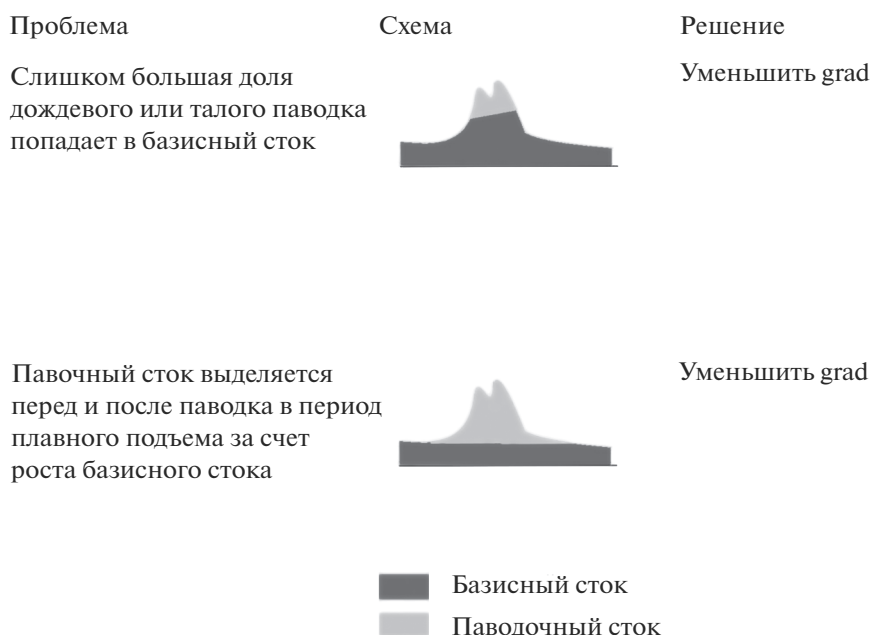


Рис. 5. Возможные проблемы в расчленении гидрографа, связанные с подбором параметра grad.

хороший результат с учетом того, что для каждого поста на весь период наблюдения подбирались одинаковые параметры, в этом состояла задача и объективность анализа. Но, к сожалению, это вызвало ошибки в отдельные годы — аутлайеры, когда на реках наблюдался абсолютно нетипичный для них вид гидрографа.

Рекомендации по исправлению ошибок расчленения

Основной принцип калибровки — поиск соответствия итогового результата расчленения гидрографа представлениям исследователя о формировании стока в исследуемом регионе. При подборе параметров необходимо помнить, что один и тот же параметр может влиять как на результат отчленения паводков в меженный период, так и на результат расчленения половодья.

В основе отделения базисного стока при помощи параметра “grad” лежит представление о наличии двух принципиально разных режимов добегания воды в рамках водосбора: “быстром” (микроручейковая сеть, русла водотоков, рыхло-обломочные отложения с высокими коэффициентами фильтрации), “медленном”, или “базисном” (почво-грунты со средними и низкими коэффициентами фильтрации). Предполагается, что разница в скорости добегания между двумя данными способами достаточная для того, чтобы на гидрографе появлялись перегибы при переходе между “быстрым” и “медленным” режимом добегания, что позволяет установить устойчивое для данного водосбора пороговое значение пара-

метра grad — такое, что только в те дни, когда интенсивность суточного изменения расхода воды $\leq \text{grad}$, сток принимается на 100% базисным (рис. 5). Кроме этого, для того чтобы сток в данный день был выделен как базисный на 100%, сток в данный день не может превышать значение расхода воды в первый день водохозяйственного года (первый день начала половодья) в $> kdQ_{gr1}$ раз. Таким образом, страшуемся от ложного выделения базисного стока на пологих участках, встречающихся при наложении одного паводка на спад другого паводка или половодья. Данный параметр особенно влияет на нахождение конца половодья.

Если исследователя не удовлетворяет результат отчленения грунтовой составляющей, можно попробовать воспользоваться параметром gradabs. Этот параметр, как и grad, представляет собой критическую интенсивность спада/подъема расхода воды за счет базисной составляющей, но, в отличие от параметра grad, выраженную в $\text{м}^3 \text{с}^{-1} \text{сут}^{-1}$. Таким образом, значения данного параметра будут сильно различаться от одного объекта исследования к другому, что требует от оператора больших знаний о гидрологическом режиме исследуемой реки. В связи с этим по умолчанию рекомендуется пользоваться параметром grad, а в качестве значения gradabs задавать любую достаточно большую (с запасом) величину. Однако в случае, если использование показателя grad не позволяет добиться качественного отделения базисной составляющей, рекомендуется попро-

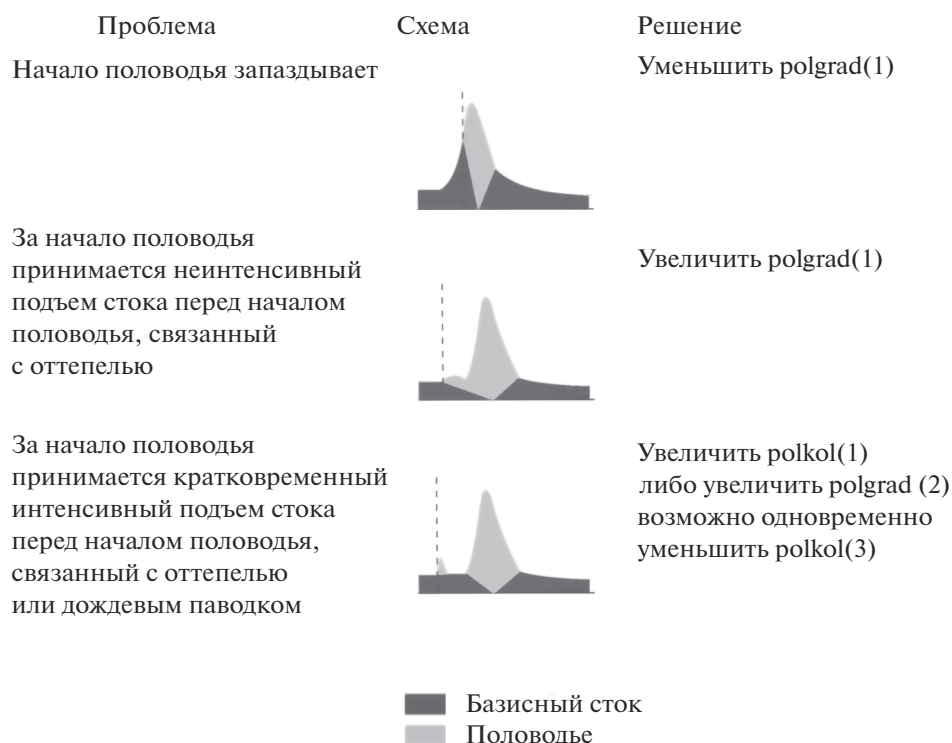


Рис. 6. Возможные проблемы в расчленении гидрографа, связанные с нахождением начала половодья.

бовать откалибровать результат по параметру $gradabs$.

Для того чтобы k -й день был принят за день начала половодья, он должен соответствовать следующим пяти критериям:

1. в одном календарном году может быть только одно половодье; таким образом, в случае начала половодья в n -м календарном году следующее начало половодья может быть уже только в $n + 1$ -м;

2. номер месяца должен быть $\geq polmon(1)$ и $\leq polmon(2)$; таким образом, можно задать некоторые физически возможные для конкретного региона границы самого раннего и самого позднего месяцев, когда может начаться половодье; если исследователь не уверен в значениях $polmon(1)$ и $polmon(2)$, то всегда лучше задать их с запасом; данные параметры — вспомогательная функция, они могут обезопасить, к примеру, от случая, когда в определенном году половодье практически не выражено и алгоритм принимает за половодье высокий летний дождевой паводок;

3. средняя интенсивность увеличения расхода воды в течение $polkol(1)$ дней с k -го дня должна быть $\geq polgrad(1)$;

4. градиент расхода воды в среднем положительный за $polkol(2)$ дней с k -го дня;

5. средний расход воды в течение $polkol(3)$ дней начиная с k -го должен быть как минимум в $polgrad(2)$ раз выше, чем расход воды в k -й день.

Возможные проблемы, связанные с определением начала половодья, и способы их устранения показаны на рис. 6.

За конец половодья в расчленении гидрографа по схеме Б.И. Куделина принимается первый день после максимума половодья, сток которого на 100% базисный (рис. 7).

Прочие проблемы в отчленении половодья отражены в рис. 8.

ОБСУЖДЕНИЕ

Основной плюс применения автоматизированных алгоритмов расчленения гидрографа — экономия времени и устранение фактора субъективности при расчленении гидрографа вручную. Однако в любом случае при использовании подобного инструмента исследований необходимо осознавать ограниченность его возможностей.

Так, не существует универсального и единственно верного графического способа определения базисного стока [23, 30]. Подход Б.И. Куделина, заложенный в алгоритм $grwat$, был сопоставлен с результатами отчленения грунтового стока при помощи изотопного метода на р. Протве [7]. Показано, что упрощенная схема отчленения базисного стока при прохождении паводка, заложенная в алгоритм $grwat$ линейной функци-

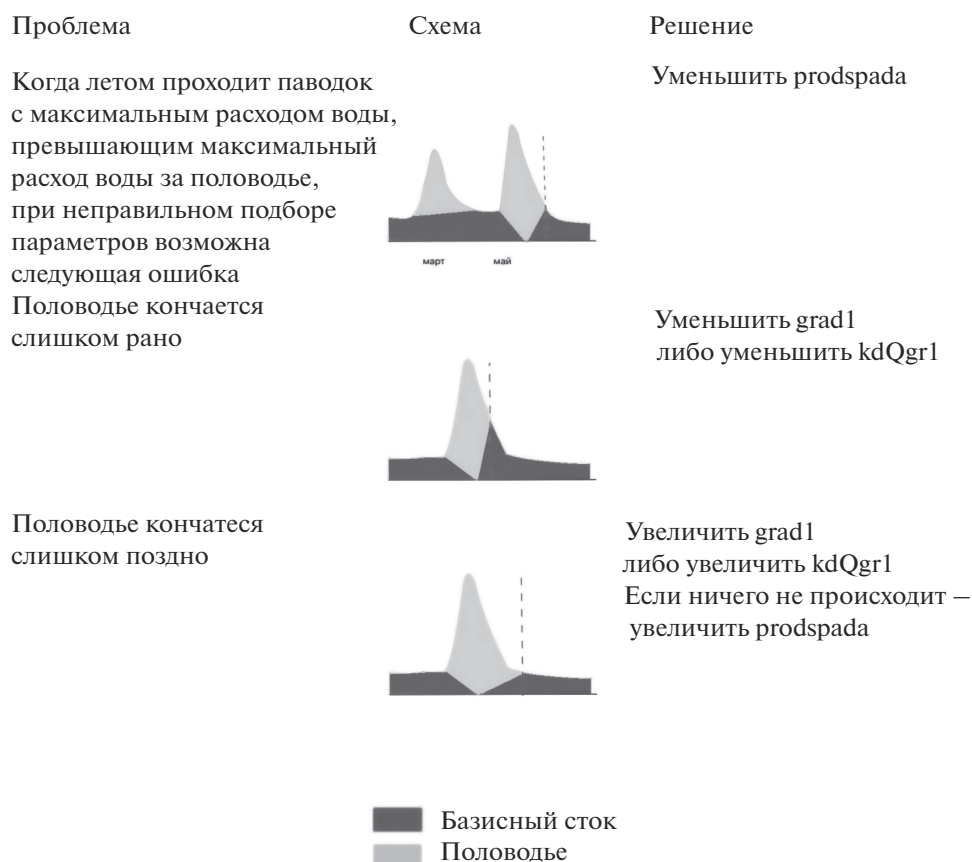


Рис. 7. Возможные проблемы в расчленении гидрографа, связанные с нахождением начала половодья.

ей, очевидно, приводит к занижению базисной составляющей.

Обычно разработчики подобных инструментов подходят к решению этой дилеммы включением в программный комплекс различных способов выделения базисной составляющей стока, оставляя за пользователем выбор из этих способов. Например, американская программа BFI+

использует для расчленения гидрографа 11 различных фильтров, среди которых — методы локальных минимумов, фиксированного интервала, скользящего интервала и пр. [13].

Для расширения географии применения программного комплекса grwat также необходимо тестирование его на реках с разным водным режимом. В настоящее время детальные исследования

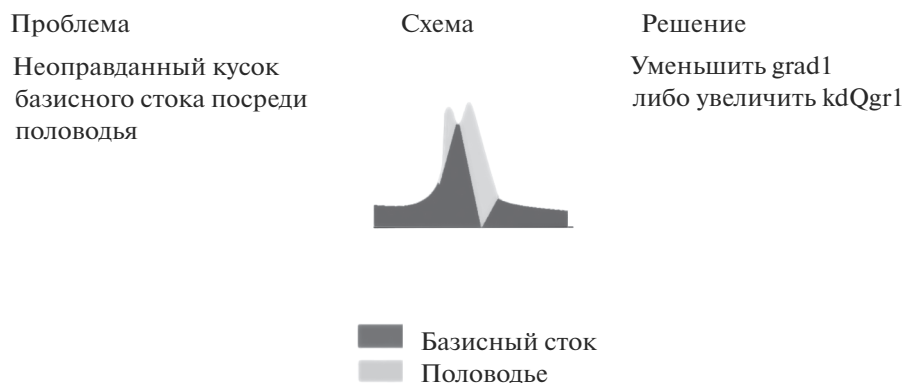


Рис. 8. Прочие проблемы в расчленении гидрографа в период половодья.

проведены только для рек ЕЧР. Наиболее значимым ограничением при этом стала невозможность корректного определения конца половодья при наложении длительного летне-осеннего паводочного периода на спад половодья. Таким образом, без коррекции алгоритма он может быть неприменим для таких регионов, как Западная и Восточная Сибирь, Дальний Восток.

В результате проведенного анализа выбраны следующие направления совершенствования алгоритма программного комплекса grwat:

1. включение в программный комплекс альтернативных подходов к отделению базисного стока, наиболее широко применимых в мировой практике;
2. добавление физически обоснованного подхода к определению конца половодья при наложении на его спад продолжительного паводочного периода;
3. тестирование алгоритма на различных реках мира.

ВЫВОДЫ

Программный комплекс grwat, реализующий расчленение гидрографа и выделение отдельных паводков, предоставляет возможность автоматизировать расчет важных количественных показателей речного стока и паводочной опасности, а также основных метеорологических триггеров данных событий, которые ранее редко использовались в крупномасштабных исследованиях из-за большой трудоемкости их ручного расчета.

Опыт применения алгоритма grwat показывает его применимость и хорошие результаты для рек ЕЧР, за исключением ситуации наложения на спад половодья продолжительного летнего и летне-осеннего паводочного периода. Большинство ошибок в определении фаз водного режима, возникших при использовании программного комплекса, чаще всего были связаны с неправильным подбором параметров. Авторы статьи рекомендуют потенциальным пользователям для успешного применения программного комплекса grwat ознакомиться с описанием алгоритма расчленения гидрографа и калибровочных параметров, а также руководствоваться приведенными в данной статье рекомендациями по их подбору.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Волчек А.А. Автоматическое расчленение гидрографа речного стока // Природная среда Полесья: особенности и перспективы развития. Сб. науч. работ VIII Междунар. науч. конф. "Природная среда Полесья и научно-практические аспекты рационального ресурсопользования". Брест: Альтернатива, 2018. Вып. 11. С. 29–32.
2. Воронков П.П. Гидрохимические обоснования выделения местного стока и способ расчленения его гидрографа // Метеорология и гидрология. 1986. № 8. С. 21–28.
3. Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Рец Е.П., Бугров А.А. Особенности формирования современных ресурсов подземных вод Европейской части России // Вод. ресурсы. 2015. Т. 42. № 5. С. 457–466.
4. Куделин Б.И. Принципы региональной оценки естественных ресурсов подземных вод. М.: Изд-во МГУ, 1960. 343 с.
5. Рец Е.П., Дурманов И.Н., Киреева М.Б. Современные характеристики режима паводочного стока рек Северного Кавказа // Научные проблемы оздоровления Российских рек и пути их решения. Сб. науч. тр. М.: Студия Ф1, 2019. С. 248–253.
6. Чижова Ю.Н., Рец Е.П., Васильчук Ю.К., Токарев И.В., Буданцева Н.А., Киреева М.Б. Два подхода к расчету расчленения гидрографа стока реки с ледниковым питанием с помощью изотопных методов // Лед и снег. 2016. Вып. 56. № 2. С. 161–168.
7. Чижова Ю.Н., Рец Е.П., Тебенькова Н.А., Козачек А.В., Верес А.Н., Екайкин А.А., Горбаренко А.В., Варенцова Н.А., Киреева М.Б., Фролова Н.Л., Еремина И.Д., Косицкий А.Г. Двухкомпонентное расчленение гидрографа р. Протвы // Вестн. МГУ. Сер. География. 2021. № 6. С. 48–56.
8. Appleby V. Recession flow and the baseflow problem // Water Resour. Res. 1970. V. 6. № 5. P. 1398–1403.
9. Berhail S., Ouerdachi L., Boutagane H. The use of the recession index as indicator for components of flow // Energy Procedia. 2012. № 18. P. 741–750.
10. Cable J., Ogle K., Williams D. Contribution of glacier meltwater to streamflow in the Wind River Range, Wyoming, inferred via a Bayesian mixing model applied to isotopic measurements // Hydrol. Processes. 2011. V. 25. № 14. P. 2228–2236.
11. Eckhardt K. How to construct recursive digital filters for base flow separation // Hydrol. Processes. 2005. № 19. P. 507–515.
12. Gonzales A.L., Nonner J., Heijkers J., Uhlenbrook S. Comparison of different base flow separation methods in a lowland catchment // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2009. № 13. P. 2055–2068.
13. Gregor B.M. Bfi+ 3.0. User's Manual. Bratislava: Department of Hydrogeol. Faculty Natural Sci., Comenius Univ., 2010. 21 p.
14. Haaf E., Barthel R. An inter-comparison of similarity-based methods for organisation and classification of groundwater hydrographs // J. Hydrol. 2018. V. 559. P. 222–237.
15. Hall F.R. Base flow recessions a review // Water Resour. Res. 1968. V. 4. № 5. P. 973–983.
16. Hubert P., Marin E., Meybeck M., Olive P., Siwertz E. Aspects hydrologique, géochimique et sédimentologique // La crue exceptionnelle de la Dranse du Chablais du 22 Septembre 1968. Archives des Sci (Genève). 1969. V. 22. P. 581–604.
17. Kirchner J.W. Quantifying new water fractions and transit time distributions using ensemble hydrograph separation: theory and benchmark tests // Hydrol. Earth System Sci. 2019. V. 23. № 1. P. 303–349.

18. Kireeva M., Frolova N., Rets E., Samsonov T., Entin A., Kharlamov M., Telegina E., Povalishnikova E. Evaluating climate and water regime transformation in the European part of Russia using observation and reanalysis data for the 1945–2015 period // *Int. J. River Basin Management*. 2020. V. 18. № 4. P. 491–502.
19. Kireeva M.B., Rets E.P., Frolova N.L., Samsonov T.E., Povalishnikova E.S., Entin A.L., Durmanov I.N., Ivanov A.M. Occasional floods on the rivers of Russian plain in the 20th–21st centuries // *Geogr. Environ. Sustainability*. 2020. V. 13. № 2. P. 84–95.
20. Klaus J., McDonnell J.J. Hydrograph separation using stable isotopes: Review and evaluation // *J. Hydrol.* 2013. V. 505. P. 47–64.
21. Linsley R.K., Kohler M.A., Paulhus J.L.H. *Hydrol. Engineers*. 2nd Edn. N. Y.: McGraw-Hill, 1975. 482 p.
22. Lyne V.D., Hollick M. Stochastic time-variable rainfall runoff modelling // *Hydrology and Water Resources Sympos.* Perth: Inst. Engineers Australia, 1979. P. 89–92.
23. McDonnell J.J., Beven K. Debates – The future of hydrological sciences: A (common) path forward? A call to action aimed at understanding velocities, celerities and residence time distributions of the headwater hydrograph // *Water Resour. Res.* 2014. V. 50. P. 5342–5350.
24. Mei Y., Anagnostou E.N. A hydrograph separation method based on information from rainfall and runoff records // *J. Hydrol.* 2015. V. 523. P. 636–649.
25. Ouyang R., Ren L., Cheng W., Zhou C. Similarity search and pattern discovery in hydrological time series data mining // *Hydrol. Processes: Int. J.* 2020. V. 24. № 9. P. 1198–1210.
26. Pelletier A., Andréassian V. Hydrograph separation: an impartial parametrisation for an imperfect method // *Hydrol. Earth System Sci.* 2020. V. 24. № 3. P. 1171–1187.
27. Rets E.P., Durmanov I.N., Kireeva M.B., Smirnov A.M., Popovnin V.V. Past ‘peak water’ in the North Caucasus: deglaciation drives a reduction in glacial runoff impacting summer river runoff and peak discharges // *Climatic Change*. 2020. V. 163. № 4. P. 2135–2151.
28. Samsonov T., Rets E., Kireeva M. Grwat: Hydrograph separation and analysis. R package version 0.0.1. 2021 // GitHub. [Электронный ресурс]. <https://github.com/tsamsonov/grwat> (дата обращения: 07.09.2021)
29. Saraiva Okello A.M.L., Uhlenbrook S., Jewitt G.P.W., Masih I., Riddell E.S., Van der Zaag P. Hydrograph separation using tracers and digital filters to quantify runoff components in a semi-arid mesoscale catchment // *Hydrol. Processes*. 2018. V. 32. № 10. P. 1334–1350.
30. Su C., Costelloe J.F., Peterson T.J., Western A.W. On the structural limitations of recursive digital filters for base flow estimation // *Water Resour. Res.* 2016. V. 52. № 6. P. 4745–4764.
31. Tallaksen L.M. A review of baseflow recession analysis // *J. Hydrol.* 1995. V. 165. № 1–4. P. 349–370.
32. Tarasova L., Basso S., Zink M., Merz R. Exploring controls on rainfall-runoff events: 1. Time series-based event separation and temporal dynamics of event runoff response in Germany // *Water Resour. Res.* 2018. V. 54. № 10. 7711–7732.

УДК 556;551.4.042

СХОД ОПОЛЗНЯ БУЗУЛГАН: МОДЕЛИРОВАНИЕ СЕЛЕЙ ПО РЕКЕ ГЕРХОЖАН-СУ И СЦЕНАРИИ ИХ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ГОРОД ТЫРНЫАУЗ ПОСЛЕ ПРОИЗОШЕДШИХ В 2020 ГОДУ ИЗМЕНЕНИЙ¹

© 2022 г. В. А. Куровская^{a, *}, С. С. Черноморец^a, И. Н. Крыленко^{a, b, **},
Т. А. Виноградова^c, М. Д. Докукин^d, Э. В. Запорожченко^e

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

^bИнститут водных проблем РАН, Москва, 119991 Россия

^cООО НПО “Гидротехпроект”, Валдай, 175400 Россия

^dВысокогорный геофизический институт, Нальчик, 360030 Россия

^eСелевая ассоциация, Пятигорск, 357501 Россия

*e-mail: viktoriiakurovskaia@gmail.com

**e-mail: krylenko_i@mail.ru

Поступила в редакцию 15.08.2021 г.

После доработки 15.08.2021 г.

Принята к публикации 17.08.2021 г.

Рассмотрены три вероятных сценария развития селевого потока в долине р. Герхожан-Су: I – прохождение селевого потока, сопоставимого с селем 2017 г., II – подвижка оползня Бузулган и формирование завального озера с высотой плотины 20 м, III – катастрофическая подвижка и образование озера с плотинной в 40 м. Для расчета характеристик потока на участке потенциального селевого очага использовалась модель транспортно-сдвигового селеобразования, разработанная Ю.Б. Виноградовым. Для оценки планового распределения скоростей и глубин потока в долине использовалась гидродинамическая двумерная модель FLO-2D с различными параметрами селевого потока. В качестве исходных гидрологических данных использовались гидрографы селевых волн, полученные на основе модели селеобразования. Данные о рельефе для транспортно-сдвиговой и гидродинамической моделей построены на основе обработки снимков с беспилотного летательного аппарата, полученные авторами в результате рекогносцировочного обследования оползня через месяц после аномальной подвижки. Для каждого из сценариев рассчитаны: расход селя как на выходе из очага, так и на вершине конуса выноса, плотность потока, а также пространственное распределение скорости и глубины потока. Максимальный расход селевого потока на вершине конуса выноса для сценария I составил 1203, для сценария II – 1662, для сценария III – 3743 м³/с. При всех сценариях наблюдаются перелив селя через борта лотка и затопление значительной части г. Тырнауза.

Ключевые слова: сель, оползень, моделирование, FLO-2D Герхожан-Су, Тырнауз.

DOI: 10.31857/S0321059622010114

ВВЕДЕНИЕ

Одна из причин формирования селевых потоков – блокировка долин селеопасных рек крупными оползнями и обвалами. Такие оползни приводят к формированию плотин, иногда за ними образуются завальные озера. Это вызывает резкое увеличение опасности для территорий ниже по течению. Так, в результате Вэньчуань-

ского землетрясения в 2008 г. в Китае произошел одновременный сход тысяч оползней и обвалов, а в последующие два года многие из них послужили материалом для аномально крупных селей. Подобные события происходили на Тянь-Шане, Памире, в Каракоруме и в других горных регионах мира. Поэтому в случае блокировки долины селеопасной реки крупным оползнем требуется срочная оценка возможных изменений степени опасности для нижележащих территорий.

Такая ситуация была в 2020 г. в долине р. Герхожан-Су – одной из самых селеактивных в России, известной сходами катастрофических селей на г. Тырнауз Кабардино-Балкарской Республики. Причиной резкого изменения ситуации

¹ Работа выполнена по госзаданию кафедры гидрологии суши и лаборатории снежных лавин и селей географического факультета МГУ (разделы I.7 (ЦИТИС 121051300175-4), I.10 (ЦИТИС 121051400038-1)), Института водных проблем РАН (0147-2019-0001 (ЦИТИС АААА-А18-118022090056-0)) и при финансовой поддержке РФФИ (проект 20-35-90006 “Моделирование селевых потоков (на примере Памира)”).

была быстрая подвижка оползня Бузулган в нижнем течении реки.

Ранее вопрос о влиянии оползневых смещений в урочище Бузулган на селевые потоки по р. Герхожан-Су рассматривался в связи с необходимостью обоснования инженерной защиты г. Тырнауза в Кабардино-Балкарской республике сразу после катастрофических селей 2000 г. [15]. Проведены расчеты с использованием транспортно-сдвиговой модели селеобразования [5] и анализ возникшей обстановки, положенные в основу разработанного и впоследствии осуществленного Проекта инженерного селепропускного лотка. Показано, что во время прохождения селей по р. Каяарты-Су, впадающей в р. Герхожан-Су, оползень (Бузулган) "...дает им существенную подпитку и сам может стать очагом зарождения селя, ... перегородить реку, а в случае прорыва запруды образовать катастрофический селъ" [15], а также что "... наиболее критической ситуация представляется при обвале оползня в русло в момент прохождения селевого потока" [9, 10].

Опыт моделирования катастрофических селевых потоков 18–25 июля 2000 г. представлен в работе [4]. Расчет проводился с помощью одномерной двухфазной непрерывной модели Божинского–Назарова [4]. В основе лежат уравнения движения и неразрывности. Значения некоторых характеристик селевого потока, входящих в уравнения, принимались случайными и подбирались при помощи метода Монте-Карло [3]. В результате статистического моделирования на выходе модели получались 300-точечные ряды восьми выходных динамических характеристик в конкретном створе: скорость, максимальная глубина и удельные (на единицу ширины русла) объемы слоев твердой и жидкой фаз потока, длина слоя твердой фазы, а также время прихода фронта потока в створ [4]. В работе [23] приведен расчет характеристик катастрофического селя 2000 г. в долине р. Герхожан-Су с использованием трехмерной математической модели DEBRIS. Данная модель основана на численном решении дифференциального уравнения движения материальной точки, составленного в соответствии со вторым законом Ньютона. На выходе из модели получено время движения, глубина потока в лотке и его скорость, объем отложений. В целом результаты моделирования с использованием моделей DEBRIS и Божинского–Назарова в общих чертах соответствуют общепринятой реконструированной картине движения селевого потока в 2000 г. [33].

За последнее десятилетие произошли существенные изменения в исследуемой долине. Так, в августе 2020 г. произошла аномальная подвижка оползня, русло р. Герхожан-Су на протяжении ~600 м было отнесено к левому борту и стало проходить по краю оползня, сформировав потен-

циальный селевой массив. Цель настоящего исследования — оценка влияния современного положения оползня Бузулган на условия прохождения возможных селевых потоков в бассейне р. Герхожан-Су. Для расчета характеристик селевого потока в зоне зарождения использована транспортно-сдвиговая модель селеобразования [5, 6]. Зонирование долины проводилось с помощью двумерной гидродинамической модели FLO-2D: проведены расчеты по нескольким наборам селевых параметров, разработано несколько сценариев формирования селевых потоков. В качестве данных о рельефе использованы снимки с беспилотного летательного аппарата (БПЛА), полученные авторами в результате рекогносцировочного обследования оползня в сентябре 2020 г., через месяц после аномальной подвижки.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Бассейн р. Герхожан-Су — один из самых опасных бассейнов на Северном Кавказе. В бассейне неоднократно возникали катастрофические селевые потоки, нанеся значительный ущерб объектам и населению г. Тырнауза. Крупные сели сходили здесь в 1937, 1960, 1961, 1962, 1977, 1999, 2000, 2002, 20011, 2017 гг. [1, 7, 8, 11–17, 19, 22, 24–34, 42].

В нижнем течении р. Герхожан-Су ниже слияния рек Каяарты-Су и Сакашили-Су в селевом процессе существенную роль играл оползень Бузулган, на участке которого возникали заторы, и селевые потоки получали дополнительный материал и энергетический импульс за счет подрезки фронтального уступа оползня, что при прохождении селей создавало условия для увеличения объемов селевых выносов на территорию г. Тырнауза [33]. До 2000 г. выше оползня находился участок промежуточной аккумуляции. Вследствие глубинной селевой эрозии на его месте образовался врез глубиной до 15 м со скальным ложем. Произошли подрезка и значительная активизация движения примыкающего к руслу оползня-блока Бузулган (рис. 1, 2).

Оползень Бузулган находится на пересечении тектонических разломов. Протяженность его по руслу ~400 м, вдоль склона ~600 м. Это оползень — самый нижний из участков образования запруд в русле Герхожан-Су, что отмечалось по результатам работ после селя 2000 г. [33]. О роли Бузулгана в самой трагической для города селевой волне 19.07.2000, уничтожившей дом на ул. Отарова, писал очевидец С.Д. Джубуев: "Образовались многочисленные трещины отрыва по краям, где контактирует оползень с другими частями массива, и в самом оползне. Повсюду наблюдались отрывы и падения материала из оползня... Нас догнала главная волна селя 2000 г., которая на наших глазах уничтожила 9-этажный дом... Перед



Рис. 1. Оползень Бузулган, перекрывший р. Герхожан-Су в 2020 г. Фото с квадрокоптера С.С. Черноморец, 07.09.2020.



Рис. 2. Город Тырнауз, конус выноса р. Герхожан-Су и участок р. Баксан. Фото с квадрокоптера С.С. Черноморец, 07.09.2020.

волной селя в русле воды не было... Видимо, был затор в районе оползня, после чего был прорыв, отчего и образовалась волна” [33]. По расчетам Ю.А. Гнездилова, при подвижках Бузулган может стать очагом подпитки катастрофического селя [9].

Оползень Бузулган имеет сложное строение. Один из его блоков характеризовался медленным движением и многочисленными обвалами, которые продолжались в течение весны—лета—осени 2020 г. В августе 2020 г. произошла аномальная подвижка оползня. В дальнейшем не исключена

угроза нового продвижения и формирования высокой завальной плотины и подпрудного озера, прорыв которого может угрожать городу новой селевой катастрофой.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Транспортно-сдвиговая модель

Расчет селевого потока в зоне зарождения выполнялся с помощью модернизированной транспортно-сдвиговой модели селеобразования [6]. Данная модель одномерная и предназначена для расчета грязевых и грязекаменных селевых потоков. Ее отличительная особенность — возможность учета приращения твердого материала во

время формирования потока в селевом очаге и относительная простота исходной информации. Модель разработана Ю.Б. Виноградовым на основе информации, полученной в ходе экспериментов по искусственному воссозданию селевых потоков в бассейне р. Чемолган в 1971–1975 гг. [43]. Уравнения модели физически обоснованы, а результаты расчетов соответствуют наблюдаемым значениям [43]. Ранее данная транспортно-сдвиговая модель использовалась для расчета селевого потока 2000 г. на р. Герхожан-Су [15], очаг зарождения селей находился в русле р. Западная Каяарты-Су.

Основное уравнение транспортно-сдвиговой модели выглядит следующим образом:

$$l = \frac{\left[\frac{Q\rho_0}{\zeta\rho_0 + \rho} \ln \frac{Q\rho_0 + (\zeta\rho_0 + \rho)G}{Q\rho_0 + (\zeta\rho_0 + \rho)G_0} - \frac{Q}{\zeta - \theta_{nn}} \ln \frac{Q + (\zeta - \theta_{nn})G}{Q + (\zeta - \theta_{nn})G_0} \right]}{A \frac{\operatorname{tg} \alpha}{\operatorname{tg} \varphi} g \sin \alpha [Q\rho_0 (\zeta - \theta_{nn}) + Q(\zeta\rho_0 + \rho)]} + l_0,$$

l — расстояние по тальвегу селевого очага, м; l_0 — расстояние до текущего участка, м; G — расход твердого вещества, м³/с; G_0 — начальное значение переменной G для определенного участка и результат расчета для предшествующего ему (для первого верхнего участка $G_0 = 0$), м³/с; α — угол наклона тальвега селевого очага, град.; Q — расходы воды, м³/с; θ_{nn} — отношение объема воды к объему твердого вещества, но на пределе текучести (неподвижности) смеси воды и селеформирующих грунтов; ζ — отношение объема воды к объему твердого вещества в потенциальном селевом массиве (ПСМ), безразмерная величина; g — ускорение свободного падения, м/с²; ρ_0 — плотность воды, кг/м³; ρ — плотность селеформирующих грунтов в ПСМ, кг/м³; A — коэффициент пропорциональности, м/с² кг [6].

Расход селевого потока рассчитывается следующим образом:

$$Q_c = Q + (1 + \zeta)G,$$

Q — расход воды, поступивший в селевой очаг, м³/с. Оценка максимального расхода передового вала на выходе из очага проводилась с помощью умножения на коэффициент 2.5 [6]. Уравнение для плотности представлено в виде:

$$\rho = \frac{Q\rho_0 + (\zeta\rho_0 + \rho)G}{Q + (1 + \zeta)G}.$$

Также авторами статьи в ходе исследований селей на Памире [21] добавлен в модель расчет скорости селевого потока с помощью формулы Ю.Б. Виноградова:

$$M = \mu / 2\gamma\beta^2,$$

$$N = \frac{g(\sin \alpha - \operatorname{tg} \varphi \cos \alpha)}{\beta^2},$$

$$S = \frac{gh \sin \alpha}{\beta^2},$$

$$V = \left(\frac{1}{1.5NH} \right) \times \left[\left(\frac{M^2}{H^2} + S + NH \right)^{1.5} - \left(\frac{M^2}{H^2} + S \right)^{1.5} \right] - \frac{M}{H},$$

здесь μ — коэффициент динамической вязкости потока, ПАС; γ — плотность селевой массы, кг/м³; β — безразмерный коэффициент сопротивления перемешиванию; α — угол наклона тальвега селевого очага, град.; φ^* — динамический угол внутреннего трения селеформирующих грунтов, град. [6]. Время прохождения волны рассчитывалось делением расстояния между участками на скорость. Для проведения расчетов по уравнениям транспортно-сдвиговой модели, включая расчет скорости селевого потока, составлена программа на языке Python.

Модель FLO-2D

Для зонирования долины применялась гидродинамическая модель FLO-2D PRO (автор Дж. О'Брайен (J. O'Brien), США). Данная модель двумерная, базируется на регулярных прямоугольных расчетных сетках и для водного потока основывается на решении уравнений Сен-Венана, широко применяющихся в научных исследованиях движения водных потоков [21, 35].

Таблица 1. Параметры для расчета напряжения пластического течения и вязкости как функции от концентрации наносов [41]

Вариант расчета	Образец селевых отложений	Параметры для расчета напряжения пластического течения		Параметры для расчета вязкости потока	
		α_2	β_2	α_1	β_1
<i>a</i>	Аспен Натураил Соил	0.152	18.7	0.000136	28.4
<i>b</i>	Гленвуд 1	0.0345	20.1	0.00283	23.0
<i>c</i>	Гленвуд 2	0.0765	16.9	0.0648	6.20
<i>d</i>	Гленвуд 3	0.000707	29.8	0.00632	19.9

Особенность модели FLO-2D — наличие селевого блока. Это основная причина выбора данной модели в работах, посвященных горным территориям в различных регионах мира [36, 37, 39, 44], включая и российские селевые объекты [18].

При моделировании движения селевого потока в модели FLO-2D принимается, что сели движутся, как жидкость Бингама (вязкопластичная жидкость) [40]. Базовое уравнение модели — уравнение для расчета уклона трения:

$$S_f = S_y + S_v + S_{td},$$

где S_f — уклон трения — сумма уклона поверхности S_y , уклона вязкости S_v и турбулентно-дисперсионного уклона S_{td} .

Предполагаемая скорость представляет собой скорость потока, вычисленную в каждой ячейке сетки и через границы ячеек, если принять их глубину за среднее между соседними ячейками.

Для моделирования селевого потока с помощью FLO-2D, как и с помощью любой другой реологической модели, необходимо определить значения вязкости и напряжения пластического течения. В случае, если нет возможности провести подробный реологический анализ селевого потока и отложений, авторы модели предлагают следующие параметры из табл. 1, которые получены с использованием образцов селевой массы для ряда случаев.

Вариант параметров *a* рекомендуется использовать для расчетов наносоводных селевых потоков. Для расчетов грязекаменных потоков расчет велся по наборам параметров *b–d*, представленных в табл. 1.

Для расчета баллов потенциальной опасности в речных долинах использованы полученные на основе моделирования данные о скоростях и глубинах потока в каждой ячейке расчетной области. Ранжирование опасности проводилось по трехбалльной шкале согласно схеме, применяемой в модуле MAPPER PRO программного комплекса FLO-2D PRO [41].

Исходные данные и схематизация модельной области

В качестве данных о рельефе для транспортно-сдвиговой и гидродинамической моделей использовалась цифровая модель рельефа (ЦМР), полученная в ходе обработки снимков с БПЛА Mavic Pro Platinum от 07.09.2020. Для создания ЦМР и ортофотоплана местности использован программный комплекс Agisoft Metashape. На участке русла вдоль оползня Бузулган было большое количество деревьев, учет высоты которых привел к возникновению своеобразного “вала” в ЦМР. В связи с этим проводилась автоматическая классификация плотного облака точек. Использование методов машинного обучения позволяет в программе автоматически классифицировать плотное облако на основе любой комбинации из следующих классов: земля, высокая растительность, здания, дорожное покрытие, автомобиль и искусственный объект. В данном случае проводилась автоматическая классификация для выделения класса “высокая растительность”. При построении ЦМР использованы все классы, кроме высокой растительности.

Средний уклон в потенциальном селевом очаге по результатам обработки ЦМР составил 12.4°. Угол внутреннего трения потенциальной селевой массы оползня, необходимый для расчетов по транспортно-сдвиговой модели, взят из материалов [15] и составил 32.3°; отношение объема воды к объему твердого вещества в ПСМ принято равным 0.4 как максимальное с учетом имеющихся родников в теле оползня [15].

При подготовке исходной информации для транспортно-сдвиговой модели потенциальный селевой очаг (участок р. Герхожан-Су протяженностью 332 м, примыкающий к оползню) был разбит на 10 участков с приблизительно одинаковыми морфометрическими характеристиками (рис. 3).

Для каждого участка велся расчет приращения твердого материала по длине, а также расходов, скоростей и плотности селя.

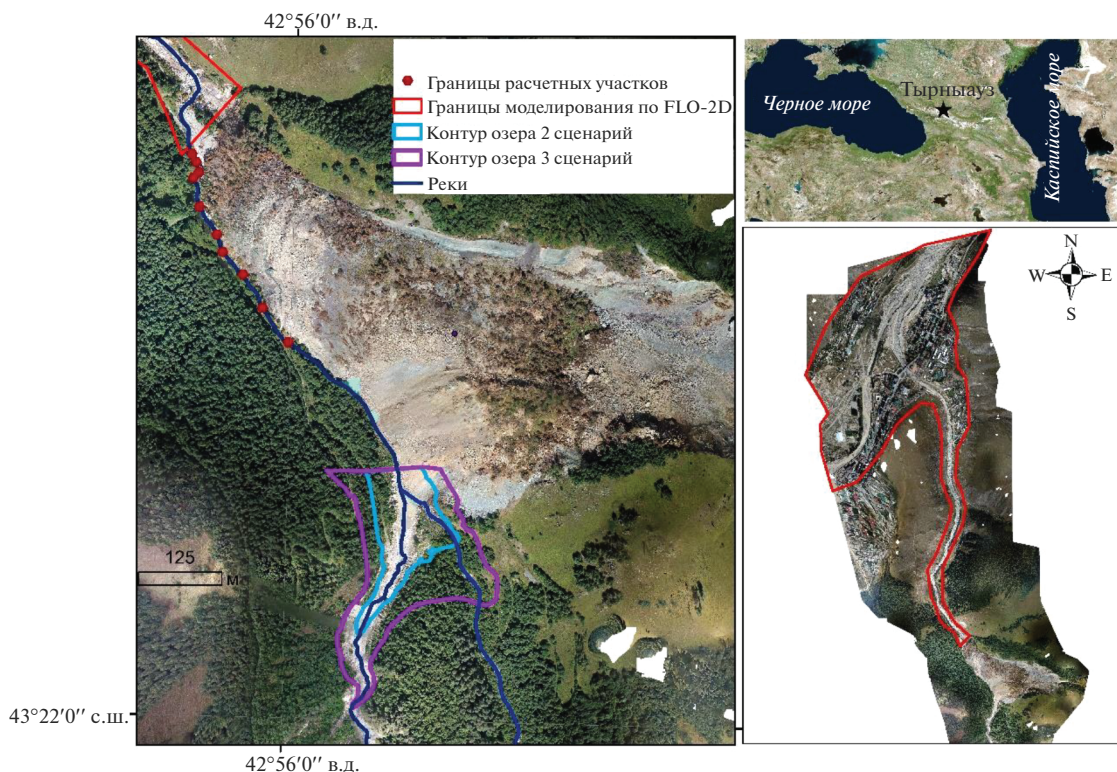


Рис. 3. Схема участка моделирования в районе расположения оползня Бузулган.

Для модели FLO-2D данные ЦМР интерполировались в расчетную сетку с шагом 5×5 м. Рассчитанный по транспортно-сдвиговой модели гидрограф использовался в качестве входного для модели FLO-2D. Объемная концентрация селевого потока принята равной 33%, что соответствует несвязному селевому потоку.

На момент обследования в 2020 г. селепропускной лоток в г. Тырныаузе в значительной степени был заполнен селевыми отложениями, что и учитывалось при моделировании.

Сценарии

При моделировании были рассмотрены три вероятных сценария развития селевого потока. Сценарий I предполагает формирование селя в верховьях р. Каяарты-Су с последующим прохождением потока вдоль оползня. Расход потока на участке слияния рек Каяарты-Су и Сакашили-Су перед оползнем принят равным $700 \text{ м}^3/\text{с}$, что приблизительно соответствует характеристикам реального селя 2017 г.

По сценарию II предполагается, что произойдет еще одна подвижка оползня Бузулган, что может привести к формированию завального озера (рис. 3). Плотины озера при этом может достигать 20 м. Максимальный объем озера, оцененный по имеющейся ЦМР, может составить 347940 м^3 .

Максимальный расход возможного прорывного паводка с учетом данного объема озера оценен по формуле, предложенной Дж.Е. Коста [38], и составил $372 \text{ м}^3/\text{с}$.

В сценарии III рассмотрена катастрофическая подвижка оползня Бузулган с формированием завального озера с плотиной высотой 40 м (рис. 3). Максимальный объем озера в данном случае может достигать 1568588 м^3 , а расход прорывного паводка — $865 \text{ м}^3/\text{с}$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

По результатам моделирования по каждому из сценариев получены расход потока на выходе из очага, расход селя на вершине конуса выноса, а также карты пространственного распределения скорости, глубины потока и баллов опасности. Согласно сценарию I, в верховьях Каяарты-Су формируется селевой поток, расход перед оползнем составляет $700 \text{ м}^3/\text{с}$. В замыкающем створе потенциального селевого очага, по результатам моделирования, расход будет возрастать до $1019 \text{ м}^3/\text{с}$. При этом средняя плотность потока составит 2051 кг/м^3 . Как указано выше, при зонировании долины в FLO-2D проведены расчеты с различными параметрами селевого потока для одного и того же входного расхода, получаемого

Таблица 2. Результаты расчетов по транспортно-сдвиговой модели и FLO-2D по сценарию II

Тип	Наносоводный сель	Грязевой сель		
Расход селевого потока на выходе из очага, м ³ /с	1219	1319	1319	1319
Плотность потока, кг/м ³	1448	1713	1713	1713
Расход селевого потока на вершине конуса выноса, м ³ /с	1573	1642	1662	1832
Варианты параметров для расчета по модели FLO-2D	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>

из транспортно-сдвиговой модели. Так, расход селевого потока на вершине конуса выноса составил 1192 м³/с для варианта параметров *b*, 1203 для *c* и 1092 м³/с для *d*. Как можно видеть, величины расхода в зависимости от набора параметров меняются незначительно, максимальная разница составляет 111 м³/с. Ниже представлены карты пространственного распределения глубины и баллов опасности, полученных по модели FLO-2D для варианта параметров *b* по сценариям I и III (рис. 4).

По результатам расчета в FLO-2D, для сценария I глубина потока в русле р. Герхожан-Су варьирует от 5 до 17 м, в русле Баксана — от 1 до 5 м (рис. 4а). На большей части конуса выноса глубина колеблется от 1 до 3 м. Для обоих наборов параметров скорость потока в русле р. Герхожан-Су >5 м/с, на большей части конуса выноса скорость селя ≥3 м/с (рис. 4в). Максимальная скорость по сценарию I составила 12.9 м/с для набора параметров *b*, 13.7 м/с для *c* и 13.2 м/с для *d*.

Для катастрофического селевого потока 2000 г., по данным видеосъемок, скорость в лотке при прохождении селевого потока составляла от 7.8 до 14.7, на конусе 8.3–10.5, в среднем 11.3 м/с [4]. По результатам моделирования селя 2000 г. в DEBRIS, скорость потока получилась в среднем от 10 до 14 м/с [23]. В работе [4] максимальные расходы определялись на основе площади живого сечения потока в лотке и скорости потока, их величины составили: 1356 м³/с при средней скорости 11.3 м/с, 1764 м³/с при максимальной скорости 14.7 м/с. Расчетный максимальный расход селя, полученный в работе [15], составил 760 м³/с в районе автодорожного моста через р. Герхожан-Су. Таким образом, полученные авторами данной статьи максимальные скорости потока и расходы селя по долине Герхожан-су при сценарии I находятся в диапазоне оценок для наблюдавшихся преследующих селей.

По сценарию I в зоне затопления оказывается значительная часть города, расположенная на левом берегу р. Герхожан-Су, включая здания администрации, несколько школ и детского сада (рис. 4д). Также по данному сценарию при прохождении селевого потока будут затоплены дома, находящиеся в непосредственной близости к правому берегу р. Баксан ниже по течению. В це-

лом можно говорить о том, что полученные для данного сценария результаты схожи с результатами ранее проделанных расчетов для селя 2000 г. [3, 23].

По сценарию II при формировании озера с высотой плотины 20 м и последующем прорыве расход составит 372 м³/с. Отдельно проводились расчеты для грязекаменного и наносоводного селевых потоков. Результаты представлены в табл. 2. По данному сценарию расход селя после прохождения очага вырос на 847 м³/с для наносоводного потока и на 947 м³/с для грязекаменного. Селевой расход на вершине конуса выноса при расчетах по четырем вариантам параметров меняется незначительно. Зона затопления значительно увеличивается по сравнению с сценарием I. Глубина потока на поворотах русла Герхожан-су достигает 17 м, но по большей части варьирует от 3 до 10 м, на конусе выноса — от 1 до 3 м.

В русле Герхожан-Су скорость селевого потока >5 м/с. Максимальная скорость составила для параметров *a* — 12.8, *c* — 15.1, *b* — 12.7, *d* — 14.6 м/с. На большей части конуса выноса скорость достигает 1.5, иногда 5 м/с. Скорость потока в р. Баксан до впадения Герхожан-Су варьирует от 1.5 до 5 м/с, ниже впадения >5 м/с.

Растекание потока из лотка наблюдается уже после поворота русла. Также увеличивается зона затопления, в данном сценарии дополнительно затопляются дома на правом берегу р. Баксан. Кроме того, если в сценарии I селевой поток на конусе концентрируется в нескольких рукавах, то в сценарии II такого разделения не происходит.

По сценарию III происходит катастрофическая подвижка оползня Бузулган, что приводит к образованию озера с плотиной высотой 40 м. Данный сценарий наиболее пессимистичный из рассматриваемых. Расход прорывного паводка составит 865 м³/с. Для этого сценария также проводились расчеты для вариантов образования потоков высокой и низкой плотности. В табл. 3 представлены результаты моделирования с использованием транспортно-сдвиговой модели для расчета характеристик потока в очаге и модели FLO-2D при расчете в долине.

Расход селя на выходе из селевого очага достигает 3066 м³/с. Расходы селя на вершине конуса

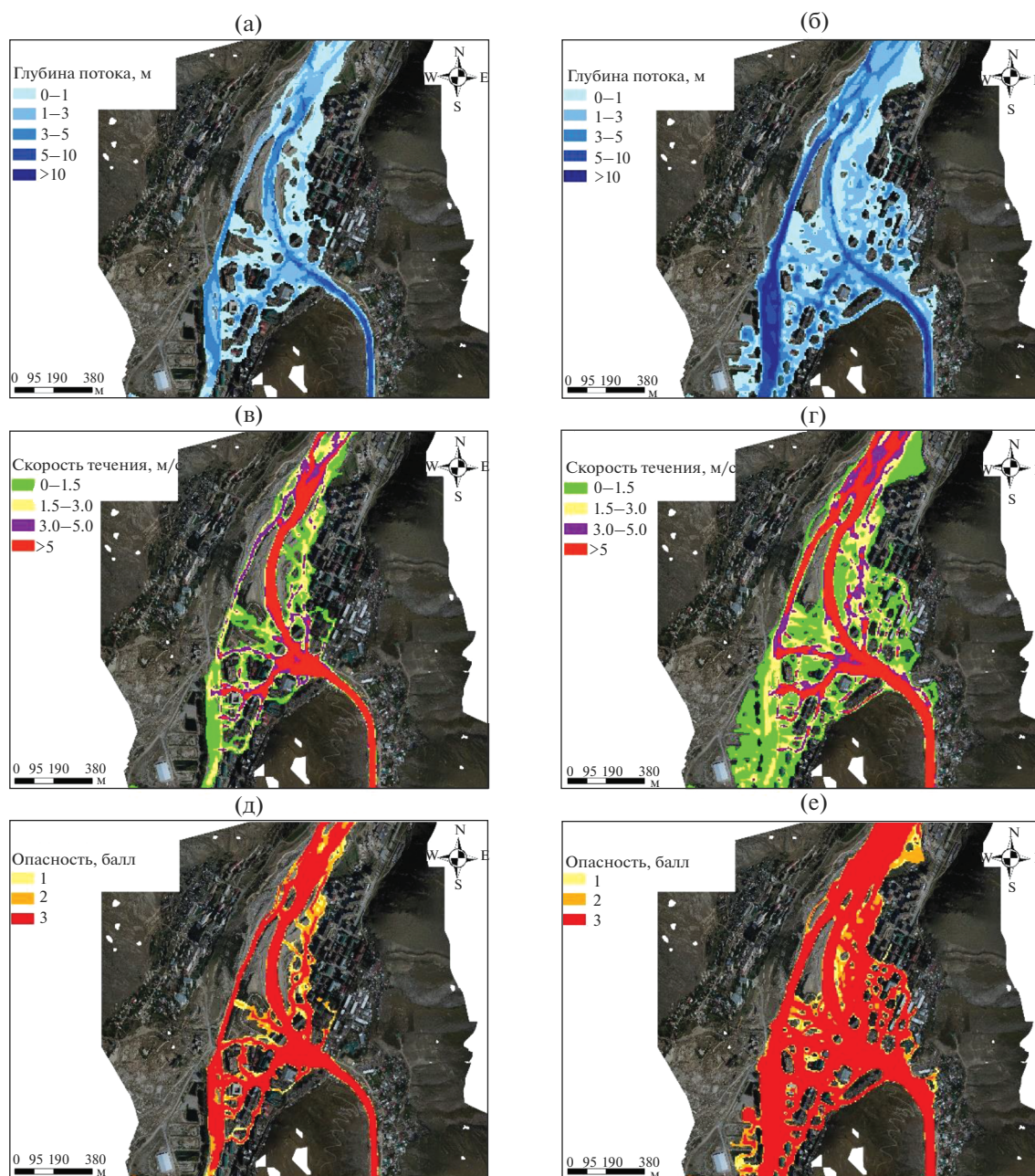


Рис. 4. Плановое распределение глубин (а, б), скоростей течения (в, г) и опасности затопления (д, е) при сценарии I с учетом формирования селевого потока выше оползня Бузулган (а, в, д) и сценарии III с учетом формирования подпрудного озера у оползня Бузулган с плотиной 40 м (б, г, е), по результатам моделирования на основе программного комплекса FLO-2D.

выноса, как и для сценария II, варьируют незначительно. Скорости >5 м/с наблюдаются не только в русле р. Герхожан-Су, но также и на большей части конуса выноса (рис. 4г). Максимальные скорости для параметров составляют: $a - 16.7$, $b - 17.2$, $c - 18.1$, $d - 17.0$ м/с.

Глубина потока на участках поворота русла р. Герхожан-Су достигает 21 м, но по большей части варьирует от 5 до 10 м (рис. 4б). На конусе вы-

носа глубина потока возрастает от 3 до 10 м. Зона затопления в данном случае охватывает более половины территории г. Тырнауза. В случае реализации данного сценария пострадают дома, находящиеся не только по правому, но и по левому берегам р. Герхожан-Су (рис. 4е).

Как можно видеть на рис. 5, границы зоны затопления увеличиваются от сценария к сценарию, наиболее катастрофические последствия

Таблица 3. Результаты расчетов по транспортно-сдвиговой модели и FLO-2D по сценарию III

Тип	Наносоводный сель	Грязевой сель		
Расход селевого потока на выходе из очага, м ³ /с	2832	3066	3066	3066
Плотность потока, кг/м ³	1448	1694	1694	1694
Расход селевого потока на вершине конуса выноса, м ³ /с	3631	3753	3673	3672
Варианты параметров для расчета по модели FLO-2D	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>

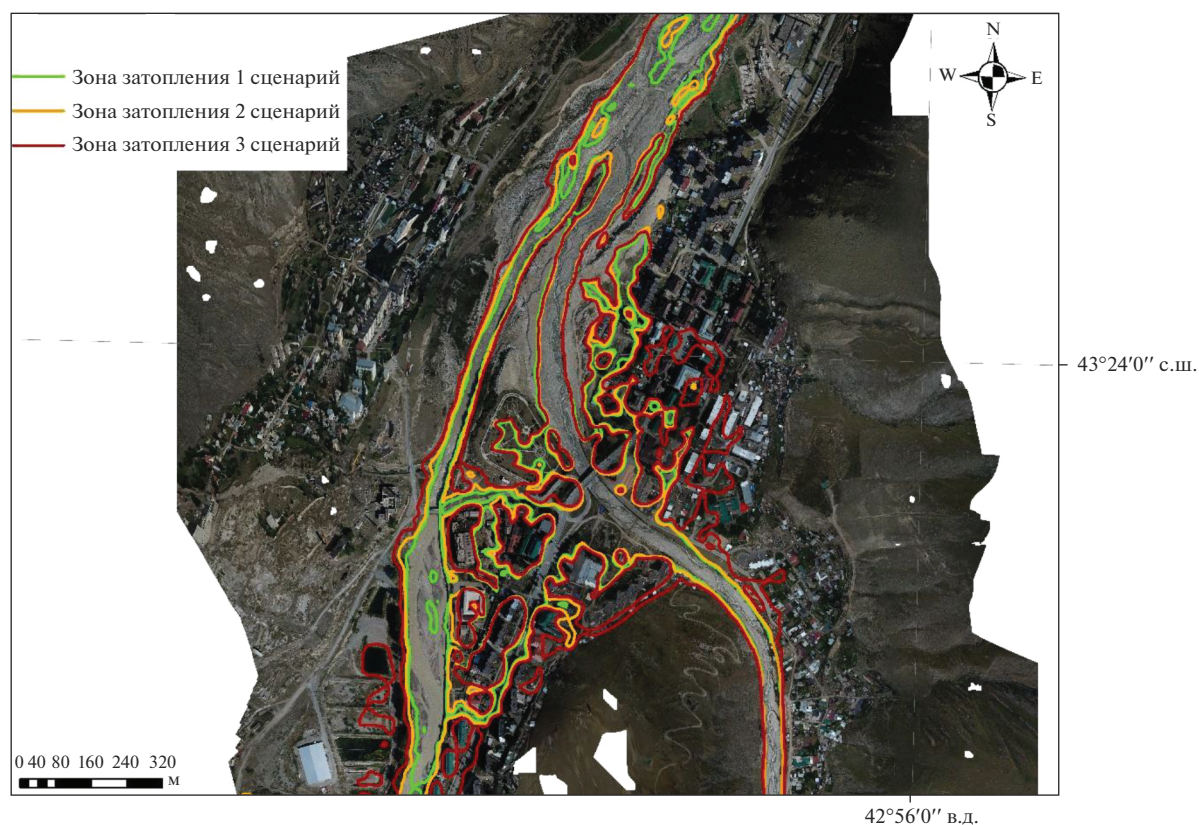
наблюдаются при прорыве 40-метровой плотины завального озера. Площадь затопления от оползня Бузулган до 500 м ниже устья р. Герхожан-Су для сценария I – до 391 329, для II – 471 960, для III – 581 626 м².

Стоит отметить, что все расчеты проводились с учетом цифровой модели рельефа, полученной в 2020 г., когда селепропускной лоток в городе не был расчищен. Таким образом, при моделировании воспроизводилась наихудшая ситуация с уменьшенной пропускной способностью лотка (такая же ситуация наблюдалась при катастрофическом селе в 2000 г. в условиях заполнения лотка отложениями предшествующего селя в 1999 г.). В 2021 г. была проведена работа по расчистке лотка от селевых отложений прошлых лет, что будет

способствовать временному снижению опасности затопления. Авторы рекомендуют учитывать полученные карты максимальной опасности в будущем, так как возможны длительно развивающиеся селевые процессы, при которых селепропускной лоток может быть заполнен селевыми отложениями даже в ходе одного события или серии селей.

ВЫВОДЫ

В работе оценено возможное влияние оползня Бузулган на селевой поток после его аномальной подвижки. Расчет велся отдельно для зоны потенциального селевого очага и для долины. Моделирование характеристик селя в очаге проводилось

**Рис. 5.** Границы зон затопления по трем сценариям по моделированию на основе программного комплекса FLO-2D.

с помощью модернизированной транспортно-сдвиговой модели селеобразования. К несомненным плюсам модели можно отнести физически обоснованные уравнения, а также относительную простоту исходной информации. Потенциальный селевой очаг, а именно русло р. Герхожан-Су вдоль оползня Бузулган, было разбито на 10 участков со схожими морфометрическими характеристиками. В качестве данных рельефа использовались ЦМР и ортофотоплан, полученный на основе съемки с БПЛА, проведенной авторами в сентябре 2020 г. после схода оползня. Проведено зонирование долины в гидродинамической модели FLO-2D с использованием нескольких вариантов наборов селевых параметров. Рассмотрено 3 сценария развития селевого потока: I – формирование селя в верховьях р. Каяарты-Су, II – подвижка оползня Бузулган и формирование завального озера с плотиной 20 м, III – катастрофическая подвижка оползня и образования озера с плотиной 40 м. Для каждого из сценариев получены величины расходов селя как на выходе из очага, так и на вершине конуса выноса, плотности потока, а также пространственное распределение скорости и глубины потока. Максимальный расход селевого потока на вершине конуса выноса для сценария I составил 1203 (вариант с), для сценария II – 1662 (с), для сценария III – 3743 м³/с (b). Таким образом, по полученным в работе оценкам, при формировании нового селевого потока в верховьях Каяарты-Су без блокировки долины Герхожан-Су оползнем (сценарий I) расходы потока в г. Тырныаузе будут в диапазоне величин расходов селя в 2000 г., при блокировке долины Герхожан-Су оползнем и формировании запруды высотой 20 м (сценарий II) расходы селя на вершине конуса выноса будут выше расходов в 2000 г. в 1.2–1.4 раза, а при наиболее катастрофическом сценарии III будут превышать максимальные наблюдаемые в >2.5 раз. При всех сценариях наблюдается перелив селя через борта лотка и затопление значительной части г. Тырныауза, включая здания местной администрации, школы, жилые постройки и детский сад. Площадь затопления для сценария I составляет 391 329 м², для II – увеличивается на 80631 м², а для III – в 1.5 раза больше, чем при сценарии I. Полученные результаты переданы в администрацию Эльбурского района и Главное управление МЧС Кабардино-Балкарской Республики с целью привлечь их внимание к влиянию оползня Бузулган на формирование и движение селевых потоков и к необходимости подготовить население к возможности опасного прохождения селей в пределах города.

Авторы выражают благодарность М.Ю. Беккиеву, Р.Х. Калову, М.М. Хаджиеву (Высокогорный геофизический институт) за помощь в проведении полевых работ и сборе материалов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Барановский А.Ф. Селевые потоки 2000 года в бассейне Герхожан-Су // Защита народнохозяйственных объектов от воздействия селевых потоков. Пятигорск, 2004. Вып. 2. С. 90–96.
2. Беккиев М.Ю., Докукин М.Д., Калов Р.Х., Мальнева И.В., Анаев М.А., Висхаджиева К.С. Аномальная подвижка оползня Бузулган в долине р. Герхожан-Су (Центральный Кавказ) в 2020 г. // ГеоРиск. 2020. Т. 14. № 4. С. 44–54.
3. Божинский А.Н. Моделирование динамики селевых потоков методом Монте-Карло // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2003. № 5. С. 28–31.
4. Божинский А.Н., Виноградова Н.Н., Крыленко И.В. Математическая модель катастрофического селевого потока в 2000 г. в г. Тырныаузе // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2004. № 5. С. 22–27.
5. Виноградов Ю.Б. Транспортный и транспортно-сдвиговой селевые процессы // Селевые потоки. 1980. Сб. 4. С. 3–19.
6. Виноградов Ю.Б., Виноградова Т.А. Математическое моделирование в гидрологии. М.: Академия, 2010. 304 с.
7. Герасимов В.А. Селевые потоки 10 и 11 августа 1977 г. в бассейне р. Герхожансу (Северный Кавказ) и условия их образования // Селевые потоки. 1980. Сб. 4. С. 68–76.
8. Герасимов В.А. Схема прогнозирования селевых потоков в бассейне р. Герхожансу // Тр. ВГИ. 1981. Вып. 49. С. 133–137.
9. Гнездилов Ю.А. О влиянии оползня “Бузулган” на селевые потоки р. Герхожан-Су // Сб. науч. тр. ОАО “Севкавгипроводхоз”. 2002. Вып. 15. С. 149–155.
10. Гнездилов Ю.А., Запорожченко Э.В. Расчетные характеристики селевых потоков 2000 года по реке Герхожан-Су // Тр. ВГИ. 2003. Вып. 93. С. 100–113.
11. Голубев Г.Н., Лабутина И.А. Дешифрирование селей высокогорий по аэрофотоснимкам // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 1966. № 1. С. 48–53.
12. Голубев Г.Н., Лабутина И.А. Изменения рельефа морен в зоне формирования гляциальных селей (по данным аэрофотосъемок) // Материалы гляциол. исслед. 1968. Вып. 14. С. 322–325.
13. Докукин М.Д. К вопросу о процессах формирования и трансформаций селей в бассейне р. Герхожансу // Тр. ВГИ. 1985а. Вып. 7. С. 58–71.
14. Докукин М.Д. Формирование гляциальных селевых очагов при деградации ледников Приэльбрусья // МГИ. 1985б. Вып. 53. С. 62–71.
15. Запорожченко Э.В. Сели бассейна реки Герхожан-Су: история проявления, условия формирования, энергетические характеристики // Сб. науч. тр. ОАО “Севкавгипроводхоз”. 2002. Вып. 15. С. 80–148.
16. Запорожченко Э.В. Уроки селевых катастроф недавнего прошлого // Обеспечение безопасности гидротехнических сооружений и предотвращение вредного воздействия вод в период прохождения паводков. Пятигорск, 2005. С. 162–175.

17. Золотарев Е.А., Поповнин В.В., Сейнова И.Б. Режим ледника Каярты на Центральном Кавказе — активного селевого очага // Материалы гляциол. исслед. 1982. Вып. 43. С. 69–75.
18. Кидяева В.М., Петраков Д.А., Крыленко И.Н., Алейников А.А., Штоффел М., Граф К. Опыт моделирования прорыва Башкаринских озер // Геориск. 2018. Т. 12. № 2. С. 38–46.
19. Крыленко И.В., Петраков Д.А., Тутубалина О.В., Черноморец С.С., Журавлева П.Г. Динамика селевого бассейна р. Герхожан-Су (Кабардино-Балкария) после катастрофы в июле 2000 г // МГИ. Вып. 96. С. 159–166.
20. Куровская В.А., Черноморец С.С., Виноградова Т.А., Крыленко И.Н., Гуломайдаров А.Г., Раимбеков Ю.Х. Сценарные расчеты прорывных паводков и селевых потоков // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Пермь, 2021. С. 135–140.
21. Кюнж Ж.А., Холли Ф.М., Вервей А. Численные методы в задачах речной гидравлики. М.: Энергоатомиздат, 1985. 255 с.
22. Мальнева И.В., Кононова Н.К. Метеорологические условия формирования катастрофических селей в июле 2000 г. в бассейне р. Герхожан-Су и прогноз селевой опасности // Геологическое изучение и использование недр. Науч.-тех. инф. сб. 2001. Вып. 6. С. 75–81.
23. Михайлов В.О., Черноморец С.С. Математическое моделирование селей, обвалов и оползней. Саарбрюккен: LAP Lambert, 2011. 131 с.
24. Москалев Е.Л., Рубцов Е.А. Инфильтрационные параметры селевого бассейна Герхожансу (Северный Кавказ) // Тр. ВГИ. 1984. Вып. 54. С. 77–84.
25. Панов В.Д., Лурье П.М., Заруднев В.М. Селевые потоки в бассейне реки Герхожансу (Северный Кавказ) в июле 2000 г. // Метеорология и гидрология. 2001. № 2. С. 89–97.
26. Петраков Д.А., Тутубалина О.В., Черноморец С.С., Крыленко И.В. Методика мониторинга селевого бассейна в условиях горной криолитозоны (на примере долины реки Герхожан-Су, Кавказ) // Криосфера Земли. 2004. Т. 8. № 3. С. 57–67.
27. Рубцов Е.А., Сейнова И.Б. Комплексное изучение селеопасного района города Тырнауза // Селевые потоки и горные русловые процессы. Ереван: Изд-во АН АрмССР, 1968. С. 297–303.
28. Сейнова И.Б. Селевые процессы бассейна р. Баксан в последнем тысячелетии (Центральный Кавказ). М.: Дип. ВИНТИ № 9763-B97, 1997. 295 с.
29. Сейнова И.Б., Золотарев Е.А. Ледники и сели Приэльбрусья. (Эволюция оледенения и селевой активности). М.: Науч. мир, 2001. 203 с.
30. Сейнова И.Б., Рубцов Е.А. Причины селевой активности в бассейне р. Герхожан-Су // Тр. ГГИ. 1967. Вып. 141. С. 121–126.
31. Тушинский Г.К., Попов А.И., Голубев Г.Н., Мудров Ю.В., Тумель Н.В. Опыт изучения гляциальных селей Большого Кавказа (на примере реки Герхожансу бассейна реки Баксан) // Инф. сб. о работах по МГГ. 1966. № 13. С. 5–106.
32. Флейшман С.М., Сейнова И.Б., Золотарев Е.А. Формирование гляциальных селей непрорывного генезиса в бассейне Герхожан-Су на Северном Кавказе // Материалы гляциол. исслед. 1979. Вып. 35. С. 195–198.
33. Черноморец С.С. Селевые очаги до и после катастроф. М.: Науч. мир, 2005. 184 с.
34. Черноморец С.С., Тутубалина О.В. К 40-летию университетских селевых экспедиций в бассейне р. Герхожан-Су (Кавказ) // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2005. № 2. С. 79–80.
35. Alekseyuk A.I., Belikov V.V. Simulation of shallow water flows with shoaling areas and bottom discontinuities // Computational Math. Math. Phys. 2017. V. 57. № 2. P. 318–339.
36. Calligaris C., Boniello M.A., Zini L. Debris flow modelling in Julian Alps using FLO-2D // WIT Transactions Engineering Sci. 2008. V. 60. P. 81–88.
37. Cesca M., d'Agostino V. Comparison between FLO-2D and RAMMS in debris-flow modelling: a case study in the Dolomites // WIT Transactions Engineering Sci. 2008. V. 60. P. 197–206.
38. Costa J.E. Floods from dam failures. Rep. U.S. Geological Survey. Denver, 1985. 54 p.
39. Hsu S.M., Chiou L.B., Lin G.F., Chao C.H., Wen H.Y., Ku C.Y. Applications of simulation technique on debris-flow hazard zone delineation: a case study in Hualien County, Taiwan // Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 2010. V. 10. № 3. P. 535–545.
40. O'Brien J.S., Julien P.Y. laboratory analysis of mudflow properties // J. Hydraul. Eng. 1988. V. 114. № 3. P. 877–887.
41. O'Brien J., Julien P., Fullerton W. Two-dimensional water flood, mudflow simulation // J. Hydraulic Engineering // ASCE. 1993. V. 119. № 2. P. 244–259.
42. Seinova I.B., Popovnin V.V., Zolotaryov Ye.A. Intensification of Glacial Debris Flows in the Gerkhozhan Basin, Caucasus, in the Late 20th Century // Landslide News. 2003. № 14/15. P. 39–43.
43. Vinogradova T.A., Vinogradov A.Yu. The experimental debris flows in the Chemolgan River basin // Natural Hazards. 2017. V. 88. № 1. P. 189–198.
44. Wu Y.H., Liu K.F., Chen Y.C. Comparison between FLO-2D and Debris-2D on the application of assessment of granular debris flow hazards with case study // J. Mountain Sci. 2013. V. 10. № 2. P. 293–304.

УДК 550.4+556.3+551.311.8

ИЗУЧЕНИЕ ТРАНСФОРМАЦИИ ГИДРОГЕОХИМИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ ПЛИОЦЕНОВОГО ВОДОНОСНОГО КОМПЛЕКСА (ДЕЛЬТА р. МЕКОНГ, ВЬЕТНАМ) ПОСРЕДСТВОМ ТЕРМОДИНАМИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ¹

© 2022 г. О. А. Лиманцева^а, *, А. Б. Лисенков^б, Лам Хоанг Куок Вьет^б

^аИнститут геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, 119991 Россия

^бРоссийский государственный геологоразведочный университет (МГРИ-РГГРУ), Москва, 117997 Россия

*e-mail: wri-lab@geokhi.ru

Поступила в редакцию 30.01.2020 г.

После доработки 18.11.2020 г.

Принята к публикации 24.05.2021 г.

Результаты ранее выполненных исследований стабильных и радиоактивных изотопов показали, что подземные воды средне плиоценового водоносного комплекса формируются в основном за счет инфильтрации метеорных вод и их смешения с седиментационными водами морского генезиса. Привлечение термодинамических методов исследования связано с установлением главных факторов формирования гидрохимического облика подземных вод и выделения областей их наибольшего распространения. Термодинамическими расчетами установлена степень геохимической “равновесности” подземных вод с вмещающими породами; определена условная граница распространения процессов взаимодействия инфильтрационных вод с минералами водовмещающих пород и процессов смешения с седиментационными водами; показана значительная роль водовмещающих пород как источника дополнительных ионов кальция, магния и сульфатов в составе подземных вод; уточнен минеральный состав (вторичная минеральная фаза) водовмещающих пород; выделены минералы (микроклин, ломонтит, мусковит, а также гипс и кальцит), определяющие конечный равновесный химический состав водной фазы. Из анализа сформированной равновесно-кинетической модели среднеплиоценового водоносного комплекса (включая область питания и транзита потока подземных вод) в комплексе с полученными ранее данными изотопных исследований выполнено районирование территории исследования по условиям формирования подземных вод (с гидродинамических и гидрохимических позиций) и установлено, что на формирование химического состава вод оказывают климатические (атмосферные осадки – состав и их количество), геолого-гидрогеологические (глубина залегания, область питания, скорость потока подземных вод), геохимические (состав водовмещающих пород) и тектонические (близость к разломам, ориентировка разломов) условия.

Ключевые слова: термодинамическое моделирование, подземные воды, геохимический процесс, гидрогеохимия, система “водовмещающие породы – вода – газы атмосферы”.

DOI: 10.31857/S0321059622010126

ВВЕДЕНИЕ

Объект настоящего исследования – плиоценовый водоносный комплекс, распространенный в дельте р. Меконг (юг Вьетнама). Питание водоносного комплекса происходит на СВ дельты Меконга, разгрузка – в морскую акваторию (Сиамский залив и Восточное море) [5]. Комплекс залегает под четвертичными образованиями, а подстилающие отложения представлены глинами и суглинками нижнего плиоцена. В об-

ластях выклинивания комплекс контактирует с породами мезозой-палеозойского возраста. Климат территории – субэкваториальный муссонный с сухой и жаркой зимой (26°C). Количество осадков – в среднем 2250–500 мм в год, на юге территории – 3500 мм, а на СЗ (граница с Камбоджей) – 1500 мм [14].

На изучаемой территории водовмещающие отложения горизонтов подземных вод нижнего и верхнего ярусов плиоценового водоносного комплекса представляют собой переслаивание толщ песка, алевроитов и супесей, местами с включени-

¹ Работа выполнена в рамках госзадания ГЕОХИ РАН.

ем гравия, щебня и дресвы. Это типичный разрез, формируемый в обстановке смены трансгрессий и регрессий моря [16]. Водораздельные толщи представлены глинами и суглинками с неравномерной сплошностью простирания, изменением мощности в среднем от 0 до 30 м (максимально 62.5 м – скв. 208-NB). Мощность водоносного горизонта нижнего яруса плейстоцена, по данным гидрогеологических и инженерно-геологических скважин, меняется от нескольких до 110 м (скв. 218-NB), составляя в среднем ~48 м. Мощность водоносного горизонта верхнего яруса плейстоцена – в среднем ~51 м при диапазоне колебаний 7–122 м. Глубина залегания кровли водоносного комплекса 111–242 м с погружением на ЮВ в сторону Восточного моря и выклиниванием отложений по юго-западному краю. Действительная скорость фильтрации потока составляет 8 м/год [5].

ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

В результате геологической разведки территории, в ходе которой площадь исследования была покрыта сетью инженерно-геологических и гидрогеологических скважин, появилась возможность не только оценки ресурсного потенциала территории, но и изучения генетических предпосылок качественного состава горизонтов подземных вод, предполагаемых в качестве источника питьевого водоснабжения. С этих позиций, имея в арсенале параметры мощности водоносных горизонтов, направление движения потока подземных вод, глубину залегания (как функцию “изолированности” от атмосферных газов), литологический и минералогический состав водовмещающих пород, целесообразно применять фундаментальные геохимические методы для установления первопричин и факторов, контролирующих химический состав подземных вод. В связи с этим был поставлен модельный эксперимент в сопоставлении с данными опробования природного объекта, охватывающего область питания и транзита двух водоносных горизонтов, составляющих комплекс неогеновых отложений.

Априори главные факторы, ведущие к кардинальному изменению солёности подземных вод данной области исследования, следующие: минеральный состав водовмещающих пород, вертикальная фильтрация флюидных/атмосферных вод по разломам и процессы смешения с седиментационными водами. Первый приводит к постепенному росту минерализации подземных вод по направлению их движения. Второй и третий приводят к дискретному (локальному) нарушению закономерностей, обусловленных первым фактором. Поэтому цель исследований заключалась в определении регрессионной составляющей геохимических процессов в системе “водовмеща-

ющие породы – вода” по потоку подземных вод в пределах изучаемой площади.

МЕТОДЫ И ПОДХОДЫ

Для анализа процесса формирования качественного состава подземных вод с позиции системы взаимодействия “вода – порода – газы атмосферы” целесообразно привлечение методов физико-химического компьютерного моделирования, позволяющих проследить особенности процессов геохимической эволюции системы. В основу численного моделирования положен программный комплекс “HCh for Windows” (v.4.6) [11, 12]. Его особенность заключается в расчете равновесного состава гидрогеохимических систем по алгоритмам, задаваемым самим пользователем. Таким образом, авторами статьи проводятся схематизация геологических, гидрогеологических, геохимических условий и подготовка входной информации для расчета равновесий по схеме, которая также определяется из гидродинамических условий исследуемой территории.

Последовательность циклических равновесных расчетов опирается на метод проточного реактора [3], подразумевающий разбиение ленты тока на блоки-ячейки, соответствующие шагу моделирования. При этом механизм расчета может базироваться на валовых составах системы – как на “векторах-константах” при изменении внешних условий (температуры, давления, потенциалов вполне подвижных компонентов), так и на векторных переменных, представляющих собой валовый состав равновесной системы (водной, твердой, жидкой и газовой частей), полученный на предыдущем шаге расчета. Можно рассматривать процесс фильтрации воды через породу с двух позиций: изменение породы при пропуске порций воды через нее и изменение водной фазы при прохождении через блок породы. Совместное рассмотрение этих двух изменений дает реальную картину развития геохимических систем с термодинамических позиций.

Моделирование геохимических взаимодействий в системе “вода – порода – газы атмосферы” предполагает знание валового состава ее компонентов.

Формирование среднего минерального состава водовмещающих пород выполнено в два этапа. Сначала определялось процентное соотношение между песками и алевроитовыми породами в литолого-геологическом разрезе плиоценового водоносного комплекса (горизонты верхний (n_2^1) и нижний (n_1^2)), а затем минеральный состав песков и алевроитов приводился к 100% валового состава пород, поскольку в их составе присутствуют одинаковые минералы.

Пористость пород, как известно, зависит в первую очередь от геометрии каркаса зерен породы и гранулометрического состава. В предельном приближении строение большинства естественных разноразмерных скоплений приближается к ромбоэдрическому, или так называемой “плотной” упаковке [9]. При ромбоэдрической упаковке шаров одного размера пористость равняется 25.95%, а при кубической (“свободной”) — 47.64%. Однако существует понятие “эффективной пористости”, которая при плотной упаковке составляет всего 9.3%. Это различие следует учитывать при рассмотрении движения воды через породу. Применяемая в данной работе схематизация не учитывает проницаемость пород с позиции вязкости жидкости, поэтому для моделирования была принята пористость, соответствующая средней для алевропесчаных пород.

ДАННЫЕ ДЛЯ МОДЕЛИРОВАНИЯ

Исходя из методов формирования модели, описывающей территорию исследования и процесс фильтрации подземных вод в пределах плиоценового водоносного комплекса, задан минеральный состав водовмещающих пород, химический состав инфильтрующихся вод, поровое пространство фильтрации, а также температура и давление вполне подвижных компонентов гидрогеохимической системы — углекислого газа и кислорода (PCO_2 и PO_2).

Минеральный состав песков взят из работы [8] как модальный речных и прибрежных песков Северной и Южной Америки (%): кварц (60); полевые шпаты (10, включая плагиоклаз (3)); тяжелые минералы (5); пироксен, амфибол, слюда (5); обломки пород — глинистые минералы, вулканические стекла, кварц (20).

Согласно [10], основные минералы тяжелой фракции покровных отложений на территории Вьетнама — комплекс весьма устойчивых минералов: турмалин, циркон, рутил, а также лимонит, гематит, магнетит, лейкоксен. В качестве незначительной примеси встречаются эпидот, пироксен, пирит, галенит. Средний минеральный состав тяжелой фракции в районе г. Хошимина представлен (%): ильменитом (18), лейкоксом (13), цирконом (5), турмалином (43), рутилом (6) и лимонитом (15). Следует отметить, что во многих пробах в других районах опробования в весовых количествах (до 33%) присутствует магнетит. Легкая фракция сложена кварцем. Эти данные положены в основу геохимического описания водовмещающих пород плиоценового водоносного комплекса.

Минеральный состав алевритов заимствован из работы [15], он включает в себя (%): каолинит и глинистые минералы (7.5); серицит и парагонит (16.6); кварц (36.7); хлорит и серпентин (8.2); лимонит, гематит, пирит (3.0); кальцит и доломит

(0.5); полевые шпаты (12.6); цеолиты (3.0); титанит и рутил (1.7); карбонатное вещество (0.2).

В целом, для моделирования составлен следующий ряд минералов, валовый состав которых соответствовал алевропесчаным породам с коррекцией (поправкой) на геоморфологические условия изучаемой территории (%): кварц (63.2), альбит (4.4), анортит (4.4), санидин (6.8), микроклин (2.8), каолинит (1.2), парагонит (1.6), антигорит (1.6), рутил (1.1), дикиит (0.2), галлуазит (0.2), иллит (0.2), анальцит (0.2), ломонтит (0.2), циркон (0.9), ильменит (1.8), мусковит (1.2), бейделлит (0.2), хлорит (0.9), сапонит (0.1), пироксен (энстатит (0.8), диопсид (0.8)), доломит (0.8), кальцит (0.4), аннит (0.2), магнетит (0.2), биотит (0.4), флогопит (0.1), гематит (0.2), пирит (0.1), титанит (0.1), антофиллит (1.6), углерод (0.04). В качестве источника хлора использован галит (0.1%).

Кислотно-щелочные условия для морских вод (pH в среднем 7.5–8.4) контролируются карбонатной буферной системой [1]. В зависимости от глубины окислительно-восстановительные условия меняются в широких пределах: Eh от –0.1 до +0.3 В [9] (рис. 1).

Средний химический состав вод мирового океана, по [6], следующий (мг/л): Na^+ (10764), K^+ (387), Mg^{2+} (1297), Ca^{2+} (408), Cl^- (19353), SO_4^{2-} (27014), HCO_3^- (143).

Состав атмосферных осадков взят для районов избыточного увлажнения [13] (мг/л): Cl^- (4.1), SO_4^{2-} (5.0), HCO_3^- (5.0), NO_3^- (0.4), Ca^{2+} (0.8), Mg^{2+} (0.6), Na^+ (3.0), K^+ (0.5), NH_4^+ (0.5). pH — 5.6.

Поровое пространство по “пропускной” способности приравнено к активной пористости, т.е. 20%.

Средняя плотность водовмещающих пород принята по кварцу как по доминирующему минералу алевропесчаных пород (2.65 г/см³). Существует понятие объемной плотности пород с учетом порового пространства. Связь между объемной плотностью δ и плотностью δ_0 выражается через пористость n , д.е.: $\delta = \delta_0(1 - n)$. Поэтому если принять $n = 0.2$, то $\delta = 2.12$ г/см³. Тогда соотношение масс водовмещающей породы (Т) и воды (Ж) при допущении плотности подземных вод, равной 1 г/см³, будет равно 10.6.

РЕЗУЛЬТАТЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ

Перед моделированием системы “вода–породы–газы атмосфера” выполнен подбор PCO_2 и PO_2 , формирующих Eh–pH-обстановку смешения атмосферных осадков и морской воды, соответствующую кислотно-щелочным и окислительно-восстановительным условиям “нормальной океанической воды” (pH 7.8, Eh 200 мВ).

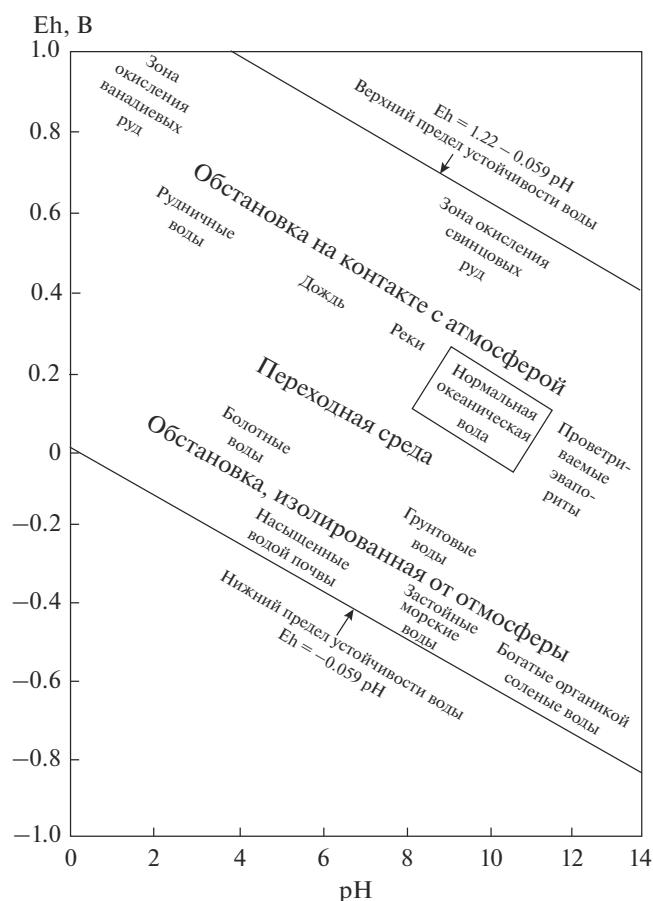


Рис. 1. Схема распределения некоторых природных обстановок в координатах pH–Eh по [9] с выделенной областью морских вод.

Подбор осуществлялся через термодинамический расчет равновесного состава морской воды с газами атмосферы (CO_2 и O_2). В результате перебора пары значений PCO_2 и PO_2 при $\lg \text{PCO}_2 = -3.76$ и $\lg \text{PO}_2 = -41$ значения pH и Eh соответствовали условиям “нормальной океанической воды”.

При соотношении (1 л атмосферной воды) + (0.01 л морской воды) гидрохимический тип “смеси” уже становился “морским” с минерализацией 0.38 г/л. При сопоставлении результатов термодинамических расчетов составов смешения (тогда атмосферных осадков и морской воды в различных пропорциях при $\lg \text{PCO}_2 = -3.76$ и $\lg \text{PO}_2 = -41$) с аналитическими данными химического состава подземных вод нижнего и верхнего горизонтов плиоценового водоносного комплекса (табл. 1) становится очевидным значительная роль водовмещающих пород как источника дополнительных ионов кальция, магния и сульфатов, доминирующих в реальных составах.

В ходе изотопных исследований [5] установлено, что подземные воды верхнеплиоценового водоносного горизонта формируются в основном за счет инфильтрации метеорных вод. Минерализованные воды формируются в результате смешения инфильтрационных (пресных и изотопно-легких) и седиментационных вод, изначально имеющих морской генезис. Следует подчеркнуть, что те и другие воды до смешения представляют собой результат взаимодействия с вмещающими их породами.

К этим двум “крайним” факторам добавляется условие повышенной минерализации за счет сульфат-иона и магния с кальцием.

На сульфатность подземных вод оказывают влияние Eh, наличие источника сульфатов в породах, а также присутствие органики. Главный источник сульфат-иона — гипсы и ангидриты. Сульфидные минералы (пирит и др.) окисляются в зоне активного водообмена, где есть растворенный кислород, по схеме: $\text{FeS}_2 + \text{H}_2\text{O} + 3\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+ + 4\text{e}^-$.

Источники кальция — карбонатные, сульфатные, а также силикатные породы (кальциевые полевые шпаты) при их растворении и выщелачивании в присутствии углекислого газа. То есть этот процесс контролируется PCO_2 .

Поскольку подземные воды горизонта формируются за счет погребенных вод морского генезиса, то нельзя не предположить в этих условиях наличие ионного обмена между натрием и магнием поровых вод и кальцием глинистых пород, свойственных системам “морская вода — глинистая порода”. Данный процесс может вносить изменения в состав подземных вод в сторону увеличения содержания кальция при процессах смешения инфильтрующихся вод и поровых морских вод.

Источники магния — в основном доломиты и магнезиальные минералы пород (основных и ультраосновных).

В результате подбора PCO_2 и PO_2 значения $\lg \text{PCO}_2 = -3.76$ и $\lg \text{PO}_2 = -41$ устанавливают в системе “вода атмосферная — морская вода” в различных пропорциях их смешения (1 : 0.01–1 : 2.59) Eh 225–202 мВ и pH 7.45–7.85, что соответствует условиям океанической воды. С этими значениями давления вполне подвижных компонентов выполнен термодинамический расчет взаимодействия атмосферной воды с минералами водовмещающих пород при различных значениях отношения Т/Ж, включая натурное — 10.6.

В табл. 2 приведены равновесные составы водной фазы, полученные в результате модельной имитации фильтрации атмосферных осадков по водовмещающим породам плиоценового водоносного комплекса от области питания в сторону транзита с постепенным замедлением скорости потока подземных вод.

Таблица 1. Сравнение гидрохимического состава природных вод с модельным составом (АВ — атмосферные воды, МВ — морские воды)

Состав природных вод	Модельный состав	Соотношение объемов АВ и МВ в смеси
$M0.46 \frac{HCO_3 74 SO_4 22}{Na 42 Mg 29 Ca 23} pH 8.1$	$M0.37 \frac{Cl 88 SO_4 10}{Na 76 Mg 18 Ca 4} pH 7.45$	АВ + МВ = 1 + 0.01
$M0.54 \frac{HCO_3 91}{Na 87} pH 7.89$	$M0.72 \frac{Cl 89 SO_4 10}{Na 77 Mg 18 Ca 3.7} pH 7.5$	АВ + МВ = 1 + 0.02
$M1.3 \frac{Cl 70 HCO_3 22}{Na 59 Mg 23 Ca 17} pH 8.73$	$M1.42 \frac{Cl 89.9 SO_4 9.5}{Na 77 Mg 17.7 Ca 3.6} pH 7.59$	АВ + МВ = 1 + 0.04
$M5.92 \frac{Cl 91}{Mg 36 Ca 30 Na 29} pH 2.8$	$M5.96 \frac{Cl 90 SO_4 9.4}{Na 77 Mg 17.7 Ca 3.5} pH 7.9$	АВ + МВ = 1 + 0.21
$M6.79 \frac{Cl 84 SO_4 12}{Na 69 Mg 19 Ca 11} pH 7.64$	$M6.65 \frac{Cl 90.3 SO_4 9.4}{Na 77 Mg 17.7 Ca 3.5} pH 7.93$	АВ + МВ = 1 + 0.25
$M20.78 \frac{Cl 87 SO_4 13}{Na 70 Mg 22} pH 5.6$	$M20.84 \frac{Cl 90.5 SO_4 9.4}{Na 77 Mg 17.6 Ca 3.4} pH 7.88$	АВ + МВ = 1 + 1.52 Образование доломита — 1.54×10^{-4} моль
$M24.93 \frac{Cl 98}{(Na + K) 74 Mg 20} pH 8.0$	$M24.97 \frac{Cl 90.5 SO_4 9.4}{Na 77 Mg 17.6 Ca 3.4} pH 7.85$	АВ + МВ = 1 + 2.59 Образование доломита — 2.04×10^{-4} моль

Расчеты показали, что вторичный минеральный состав водовмещающих пород — микроклин, кварц, гипс, гетит, альбит, кальцит, ломонтит, рутил, родохрозит, мусковит. Состав водной фазы по мере роста соотношения Т/Ж меняется в последовательности: гидрокарбонатно-натриевый, гидрокарбонатно-сульфатно-натриевый, гидрокарбонатно-сульфатно-хлоридно-натриевый, сульфатно-хлоридно-натриевый, хлоридно-натриевый. При условной аналогии параметра Т/Ж и интенсивности водообмена [2] гидрохимический тип модельного раствора соответствует прямой гидрохимической зональности подземных вод с постепенным увеличением минерализации и закономерным изменением химического состава подземных вод.

Корреляционный анализ матрицы термодинамических расчетов показывает положительную связь накопления кальция, магния и сульфатов со всеми вторичными минералами, с Т/Ж и Eh и обратную — с рН (рис. 2). Высокий коэффициент корреляции сульфатов с ломонтином, микроклином и Eh (0.74, 0.70 и 0.63 соответственно) может свидетельствовать о связи с зоной выветривания системы “вода — порода — газы атмосферы”, где формируются условия для образования вторичных минералов.

Резкий спад содержания сульфатов (рис. 3) в пошаговой развертке термодинамических расчетов связан с началом образования гипса. Стабилизация химического состава в целом происходит

при значениях Т/Ж > 50. При этом минерализация раствора достигает 520 г/л.

Концентрация сульфатов ~22 г/л при Т/Ж > 57.8 обеспечивается присутствием пирита в породе в количестве 0.1% и образованием гипса как вторичного минерала.

На рис. 4 показаны минералы, интенсивность образования которых при определенном значении Т/Ж меняется.

Именно эти минералы (микроклин, ломонтит, мусковит, а также гипс и кальцит) начинают “конкурировать” в зоне замедленного водообмена, определяя тем самым конечный химический состав водной фазы.

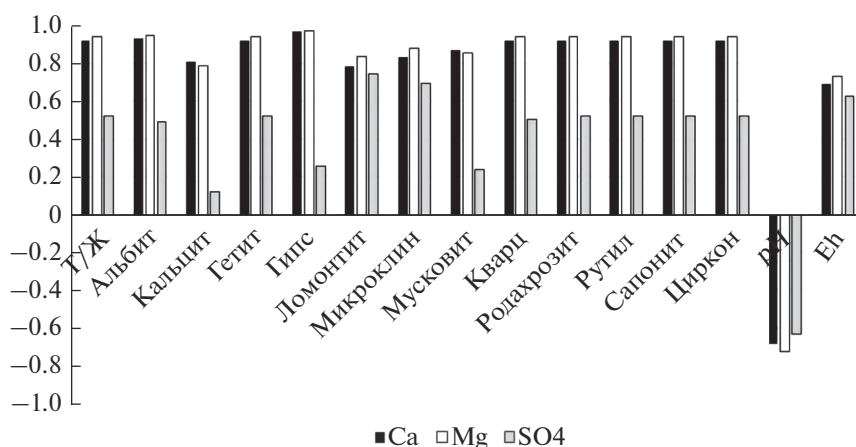
При значении Т/Ж = 10.6 в термодинамически равновесной системе “вода — порода — газы атмосферы” минерализация модельного раствора достигает 48 г/л. Химический состав по формуле

Курлова $\left(M_{48.3} \frac{SO_4 65.8 Cl 33.8}{Na 99.8} pH 8.7, Eh 0.152 \right)$ — хлоридно-сульфатный натриевый.

Зная скорость фильтрации подземных вод, отношение Т/Ж можно скорректировать с позиции интенсивности водообмена. Принимая за ячейку моделирования блок породы весом 100 кг с объемной плотностью 2.12 г/см³, получаем куб с ребром 36.13 см. Тогда для составления ленты тока протяженностью 8 м потребуются 22.14 блоков. Столько же порций воды пройдет через один блок породы за год. Отсюда значение Т/Ж разделим на 22.14 и получим отношение, отве-

Таблица 2. Результаты термодинамических расчетов системы “атмосферные осадки – породы плиоценового водоносного комплекса” при различных отношениях Т/Ж

Состав равновесной системы	Т/Ж										
	11.216	9.346	6.491	5.409	2.608	1.509	1.258	0.500	0.068	0.023	0.019
Твердая фаза, моль											
Альбит	2.795	2.328	1.614	1.343	0.638	0.357	0.291	0.093	0.000	0.000	0.000
Кальцит	2.127	1.773	1.231	1.026	0.495	0.286	0.239	0.096	0.013	0.004	0.004
Гетит	3.405	2.837	1.970	1.642	0.792	0.458	0.382	0.154	0.021	0.007	0.006
Гипс	3.758	3.131	2.173	1.810	0.868	0.496	0.411	0.153	0.014	0.005	0.004
Ломонтит	0.642	0.536	0.373	0.312	0.155	0.096	0.083	0.046	0.012	0.004	0.003
Микроклин	111.353	92.798	64.452	53.716	25.934	15.045	12.555	5.120	0.726	0.243	0.203
Мусковит	0.264	0.220	0.153	0.127	0.061	0.036	0.030	0.012	0.002	0.001	0.000
Квац	4.511	3.759	2.611	2.175	1.049	0.607	0.506	0.203	0.027	0.009	0.008
Родохрозит	0.447	0.372	0.258	0.215	0.104	0.060	0.050	0.020	0.003	0.001	0.001
Рутил	0.551	0.459	0.319	0.266	0.128	0.074	0.062	0.025	0.003	0.001	0.001
Жидкая фаза, мг/л											
Ca	15.93	9.99	4.22	2.84	0.73	0.37	0.31	0.20	0.24	0.57	0.70
Mg	3.70	2.33	0.98	0.65	0.15	0.06	0.04	0.02	0.03	0.14	0.19
Na	16596	13271	8726	7158	3498	2273	2022	1370	473	160	134
K	15.29	12.23	8.04	6.60	3.23	2.11	1.88	1.29	1.66	3.48	4.00
HCO ₃	177	209	284	328	560	778	851	1151	734	304	261
SO ₄	22822	18198	11856	9655	4398	2493	2068	822	114	41	35
Cl	8666	6910	4503	3667	1672	948	787	314	45	18	16
Минерализация, г/л	48.30	38.61	25.38	20.82	10.13	6.50	5.73	3.66	1.37	0.53	0.45
pH	8.735	8.820	8.978	9.053	9.322	9.485	9.529	9.677	9.519	9.163	9.099
Eh (В)	0.152	0.147	0.138	0.134	0.118	0.109	0.107	0.098	0.107	0.127	0.131

**Рис. 2.** Корреляционная диаграмма матрицы термодинамических расчетов.

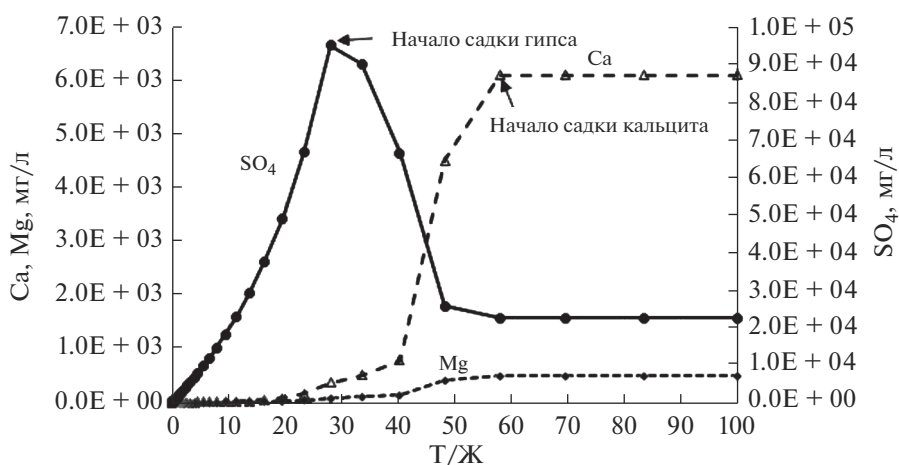


Рис. 3. Изменение Ca, Mg и SO_4 на фоне изменения параметра Т/Ж.

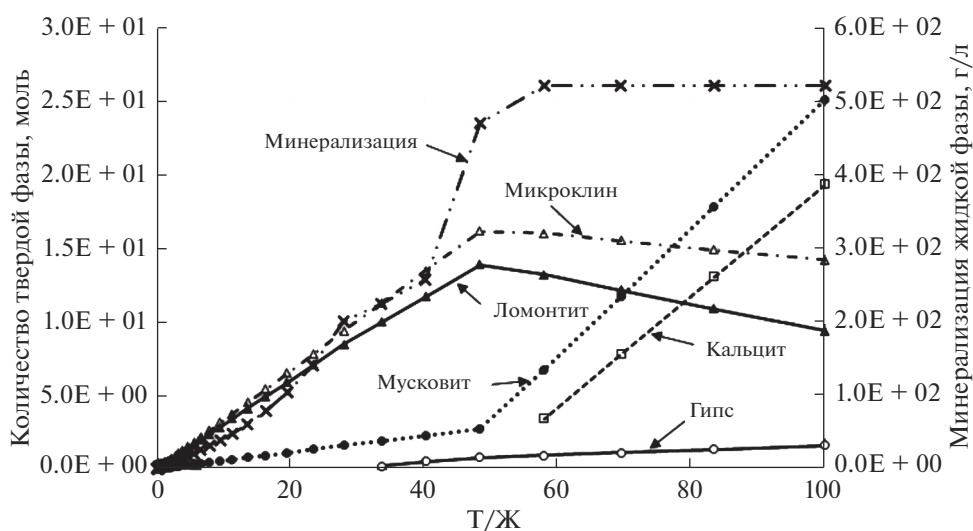


Рис. 4. Образование отдельных твердых фаз и формирование минерализации раствора на фоне изменения Т/Ж.

чающее скорости движения подземных вод (8 м/год) и активной пористости 20%, а именно 0.48. Модельный состав раствора при $T/J = 0.48$ – сульфатно-гидрокарбонатный натриевый $\left(M_{3.66} \frac{\text{HCO}_3 42 \text{SO}_4 38.2 \text{Cl} 9.8}{\text{Na} 99.9} \text{pH} 9.68, \text{Eh} 0.098 \right)$ с минерализацией 3.66 г/л. Такой состав характерен для областей питания на СВ территории и в области выклинивания водоносных отложений на 3, где происходит разбавление подземных вод инфильтрующимися атмосферными осадками вдоль контакта с палеозой-мезозойскими отложениями. Из минералов вторичной минеральной ассоциации, существенно влияющих на скорость роста минерализации модельного раствора, нужно выделить альбит. До начала его садки ($T/J < 0.169$) тангенс наклона линии минерализации

(относительно оси Т/Ж) составлял 16.9, а после – 2.5 (рис. 5).

Данная серия итерационных термодинамических расчетов на фоне роста Т/Ж выявляет наличие участка повышения концентраций гидрокарбонат-иона в водной фазе и одновременного повышения pH раствора и снижения Eh. Смена роста концентраций HCO_3 -иона постепенным снижением происходит при значении $T/J = 0.5$, при этом Eh начинает расти (табл. 2). Поскольку парциальное давление PCO_2 и PO_2 поддерживалось постоянным, то данное явление происходит в силу внутренних ионно-обменных процессов моделируемой системы. Список наиболее “мобильных” компонентов водного раствора, имеющих перегиб концентрационных линий на данном участке, следующий: Al^{3+} , AlOH^{2+} , AlO^+ ,

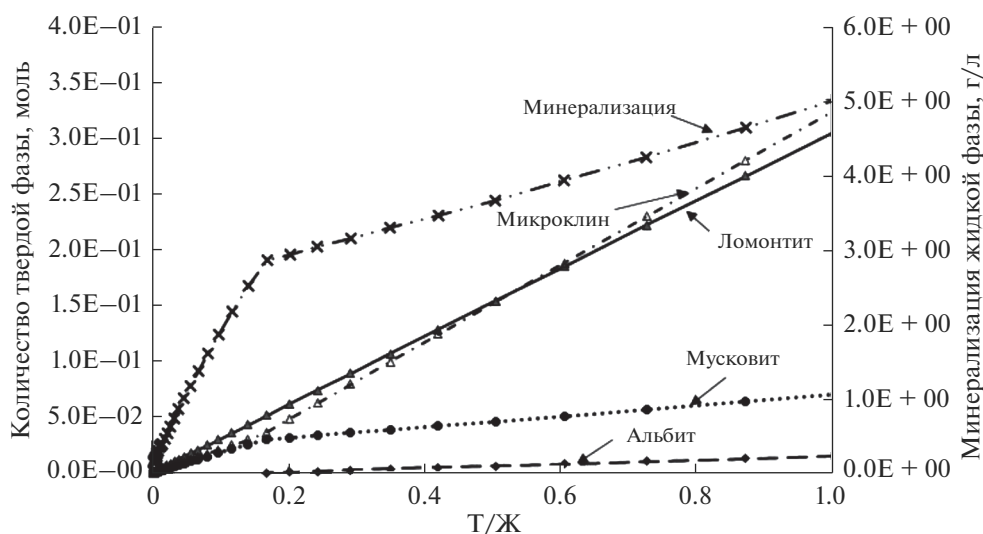


Рис. 5. Образование отдельных твердых фаз на фоне изменения Т/Ж в диапазоне 0–1.

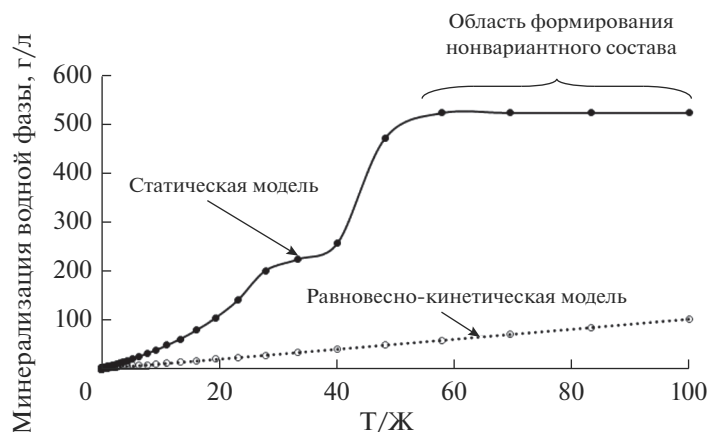


Рис. 6. Сравнение роста минерализации в двух моделях.

AlO^{2-} , $\text{Al}(\text{CO}_3)^{2-}$, AlHCO_3^{2+} , CO_3^{2+} , CaOH^+ , CaSO_4 , CaHCO_3^+ , FeO_2^- , K^+ , KCO_3^- , Mg^{2+} , MgCl^+ , MgSO_4 , MgHCO_3^+ , Mn^{2+} , NH_4^+ , NH_3 , H_3SiO_4^- . Следует также отметить, что перегиб линий приходится на одинаковое мольное количество двух твердых фаз — ломонтит и микроклин, а также на минерализацию 3.66 г/л, что свойственно зоне погружения водовмещающих толщ при удалении зоны погружения от области питания (вблизи скв. 22-III-NB).

Таким образом, вклад водовмещающих пород в формирование химического состава вод неогенового комплекса ограничивается предельной минерализацией в 3.7 г/л и сульфатно-гидрокарбонатным натриевым гидрохимическим типом вод. Этот расчет проведен без учета скорости растворения минералов водовмещающих пород.

При термодинамическом моделировании метод учета степени протекания реакций растворения минералов, предложенный Б.Н. Рыженко [2], позволяет перейти от чисто термодинамической системы к равновесно-кинетической, максимально приближающей результаты расчета к реальным условиям формирования природных вод. Расчеты показали значительное снижение скорости роста минерализации водной фазы на фоне роста отношения Т/Ж (рис. 6). Это отражает ситуацию низких скоростей химических реакций моделируемой системы, когда минералы породы медленно растворяются и рост минерализации раствора напрямую зависит от времени.

При $\text{T/J} = 0.48$ модельный состав раствора — гидрокарбонатно-хлоридный натриевый с минерализацией 0.94 г/л $\left(M_{0.94} \frac{\text{Cl}164\text{HCO}_335}{\text{Na}99} \text{pH}9.1 \right)$.

Eh0.129). Аналогичный состав наблюдается в скв. 215-III-NB на ЮЗ территории вблизи разломной зоны, выполняющей функцию области питания, — $M_{0.95} \frac{\text{Cl}49\text{HCO}_343}{\text{Na}85} \text{pH}7.3$. Повышенная щелочность модельного раствора обусловлена доминированием карбонатных анионов CO_3^{2-} — 3.48×10^{-4} моль, HCO_3^- — 4.7×10^{-3} моль, в меньшей степени SO_4^{2-} -ионом — 5.6×10^{-5} моль и кремнием SiO_2 — 5.56×10^{-5} моль и одновременно низким содержанием железа (10^{-13} моль) и алюминия (10^{-9} моль) как образующих слаборастворимые гидроокислы. Из вторичных минералов добавляется каолинит, входящий в модельный состав водовмещающей породы.

Наблюдаемая в наиболее погруженной центральной части разреза повышенная минерализация (до 21 г/л) обусловлена фактором смешения инфильтрующихся атмосферных осадков и седиментационных вод морского генезиса. Если рассматривать седиментационные воды как “запечатанные” морские воды в отложениях палеогена, то при современных геолого-гидрогеологических условиях (пористость водовмещающих пород, температура и давление, учитываемые при термодинамических расчетах) поровый раствор должен иметь минерализацию до 94 г/л и сульфатно-хлоридный (соответственно 26–63%) натриевый (99%) состав. Скорость растворения минералов влияет на снижение минерализации до 47 г/л. В обоих вариантах доля процесса смешения прореагировавших с породами атмосферных осадков и метаморфизованной морской воды составит ≤50%.

Немаловажный фактор, влияющий на изменение минерализации, — скорость фильтрации подземных вод, определяющая время контакта фильтрующейся воды с минеральной поверхностью порового пространства пород. На базе изотопной картосхемы возраста подземных вод [5] рассчитаны ленты тока с определением скорости фильтрации. При среднем значении 8 м/год диапазон составил от 3.5 до 20 м/год. Согласно методике перевода модельного параметра Т/Ж в циклы водообмена, косвенно отражающего скорость фильтрации, полученный диапазон скоростей фильтрации 3.5–20 м/год будет в модели отождествляться с диапазоном значений Т/Ж 0.19–1.09). Минерализация модельного раствора вырастет соответственно с 2.86 до 5.7 г/л, а с учетом степени протекания химических реакций — с 0.55 до 2.12 г/л. Таким образом, в статической модели “процент участия” фактора растворения минералов водовмещающих пород в формировании солёности подземных вод составляет ~25% от максимально наблюдаемой минерализации в центральной части изучаемой территории (21 г/л), а в

равновесно-кинетической ~10%; т. е. процессы смешения доминируют в группе факторов, определяющих состав подземных вод комплекса на современном этапе их формирования.

Следует отметить, что подгоризонты плиоценового водоносного комплекса — места, хорошо изолированные друг от друга, поскольку минерализация в отдельных скважинах разнится на >10 г/л. Это наблюдается в центральной части изучаемой территории. Общее направление роста минерализации в обоих подгоризонтах происходит с СЗ на ЮВ (дельта крайней правой протоки р. Меконг — Мй-Тхань) (рис. 7).

Картосхема изменения минерализации построена по геостатистической интерполяции “Кокригинг” на случай многопеременных данных без ввода на границе областей питания значения минерализации атмосферных осадков. Из рис. 7 видно, что минерализованные воды образуют своеобразную котловину за счет прибрежного фактора разубоживания (береговая линия Восточного моря) по разломам северо-восточного простираения.

Разные условия формирования двух подгоризонтов прослеживаются и по значениям pH (рис. 8).

Кислотно-щелочные условия нижнего подгоризонта согласуются с двумя главными факторами формирования солевого состава подземных вод — атмосферное питание (pH 3–4, кислая реакция воды) и диффузионное смешение потока подземных вод с погребенными морскими водами на ЮВ территории (pH 8). Понижению кислотности также способствует повышение парциального давления CO_2 ($\text{PCO}_2 > 10^{-2}$ Па) и наличие органики.

Верхний подгоризонт в центральной части исследуемой территории отличается значительным диапазоном колебаний pH — от 5.6 до 8.72, что может быть связано с близостью опробованных скважин к разломам, которые выполняют функцию транзита как сверху, так и снизу.

Вместе с тем сравнительный анализ схем распределения общей минерализации и pH подземных вод показывает некоторую степень независимости этих двух параметров, что подтверждается незначительным коэффициентом корреляции, равным –0.17. Таким образом, в целом смена гидрохимического типа с содового на хлоридно-натриевый (с позиции одновременного роста минерализации водного раствора) не является приоритетным фактором в установлении кислотно-щелочных условий водоносного горизонта.

Ввиду высокой щелочности модельного раствора дополнительно выполнен расчет с постепенным увеличением PCO_2 как одного из главных факторов, напрямую влияющих на pH раствора. Шаг увеличения $\lg \text{PCO}_2$ составил 0.03n при диапазоне от –3.76 до –1.96. При этом pH раствора

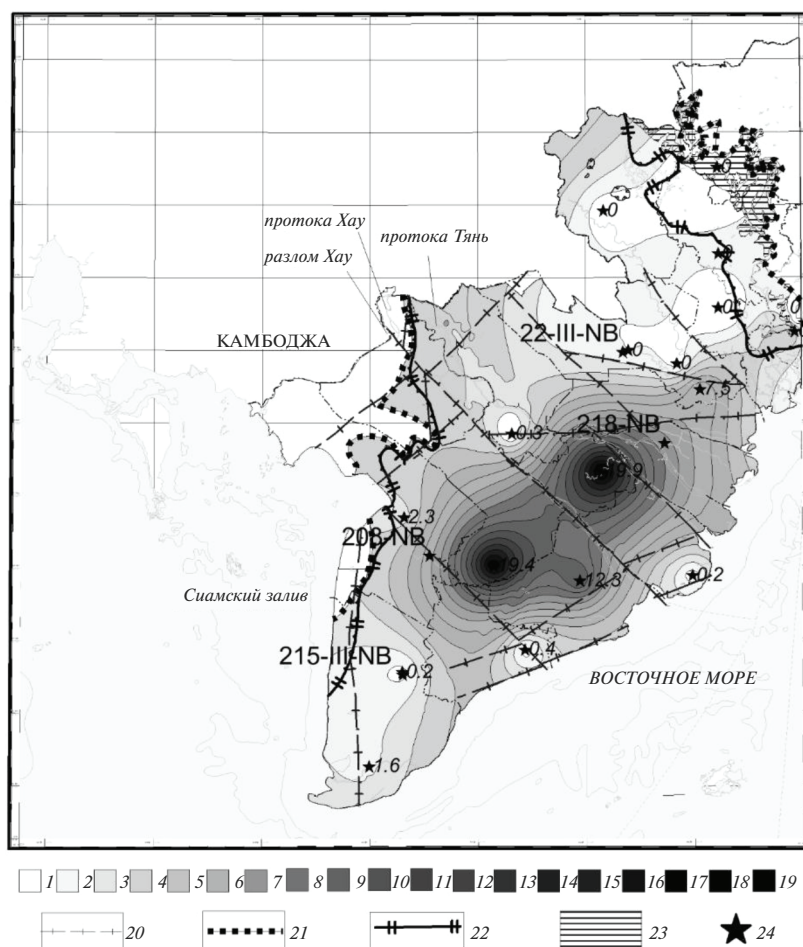


Рис. 7. Схема изменения минерализации (г/л) верхнеплиоценового водоносного горизонта (усредненные данные по двум подгоризонтам n_2^2 и n_1^2): 1 – 0–1; 2 – 1–2; 3 – 2–3; 4 – 3–4; 5 – 4–5; ...; 19 – 18–19; 20 – разломы; 21 – граница нижнеплиоценового водоносного горизонта; 22 – граница верхнеплиоценового водоносного горизонта; 23 – отложение плиоценового возраста; 24 – фактические значения минерализации.

снижился с 9.0 до 7.6, а минерализация выросла с 0.95 до 1.4 г/л (рис. 9). Как отмечено выше, природный состав подземных вод плиоценового комплекса с минерализацией 0.95 г/л имел pH 7.3 с преобладанием Cl-иона в анионной части. В модельном же растворе с pH 7.6 преобладает HCO_3^- -ион ($M_{1.4} \frac{\text{HCO}_3 48 \text{Cl} 143}{\text{Na} 70} \text{pH} 7.6$). Таким образом, в природных условиях в установлении величины pH раствора существенную роль играет Cl-ион. Это объясняется и тем, что по способности снижать pH подземных вод соляная кислота ($K_{\text{дис}}^{25^\circ} \text{HCl} = 1 \times 10^7$) доминирует над угольной ($K_{\text{дис}}^{25^\circ} \text{H}_2\text{CO}_3 = 4.36 \times 10^7$).

Таким образом, можно выполнить районирование территории по условиям формирования солёности и гидрохимического типа подземных вод плиоценового водоносного комплекса: это

северо-восточная, центральная и юго-западная части территории исследования. Границы между ними – разломы северо-западного простирания.

Северо-восточная область характеризуется классическими параметрами краевой части артезианского бассейна с линейной областью питания предгорной части и планомерным погружением водопроницающих пластов горных пород по потоку инфильтрации и транзита атмосферных осадков. Здесь формируются преимущественно кислые (pH < 6) содовые воды метеорного генезиса.

Центральная часть отличается нестабильным изменением кислотно-щелочных условий в латеральном и вертикальном разрезах, а также сложным генезисом гидрогеохимического типа и минерализации подземных вод среднеплиоценового водоносного комплекса.

В юго-восточной части происходит “стабилизация” условий трансформации подземных вод

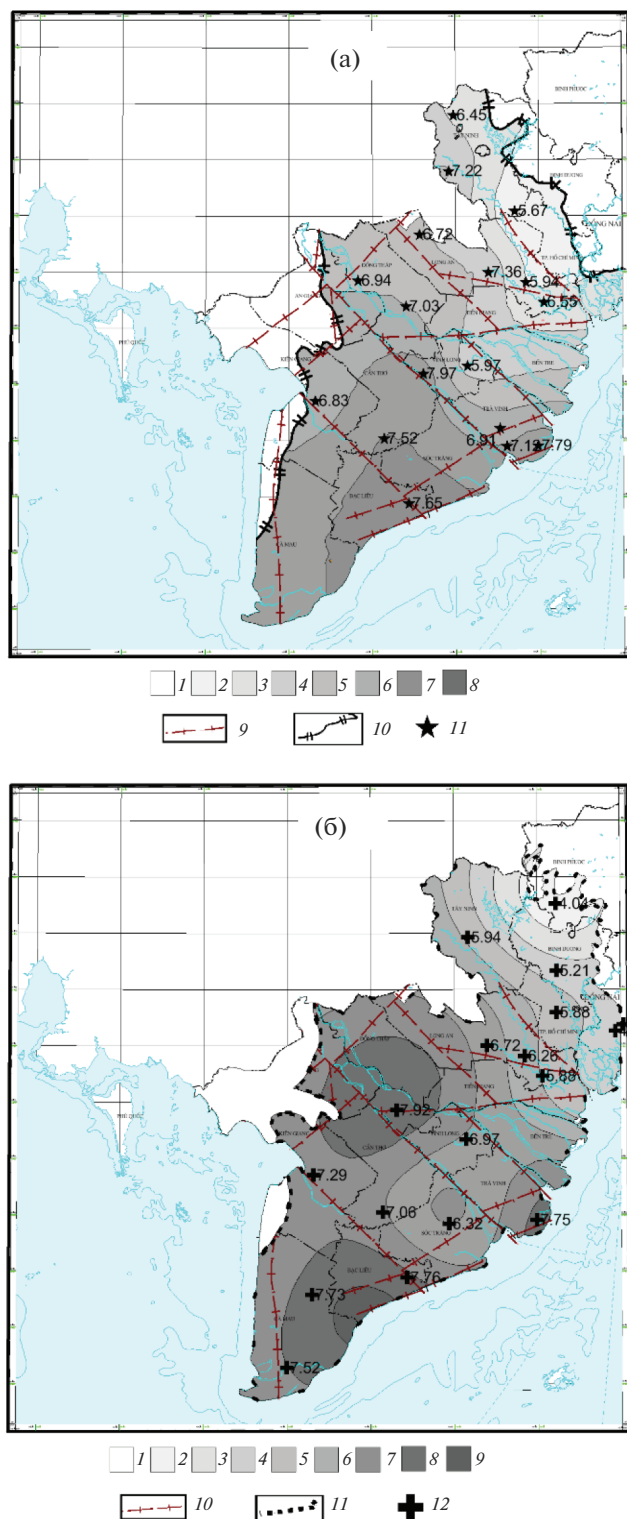


Рис. 8. Изменение величины pH в водоносных горизонтах нижнего (а) и верхнего (б) ярусов плиоценового водоносного комплекса: а: 1 – 6.0–6.2; 2 – 6.2–6.4; ...; 8 – 7.4–7.6; 9 – разломы; 10 – граница нижнеплиоценового водоносного горизонта; 11 – фактические значения pH; б: 1 – 4.0–4.5; 2 – 4.5–5.0; 3 – 5.0–5.5; ...; 9 – 8.0–8.5; 10 – разломы; 11 – граница верхнеплиоценового водоносного горизонта; 12 – фактические значения pH.

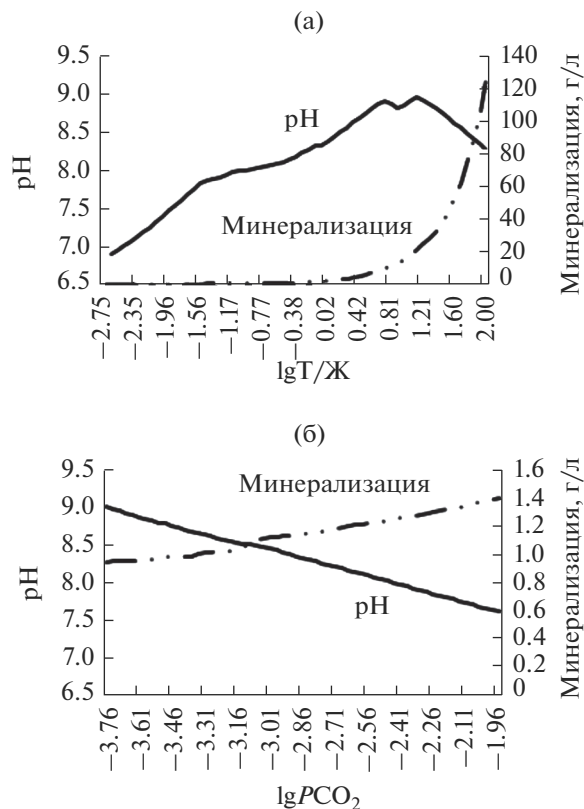


Рис. 9. Изменение pH и минерализации на фоне изменения: а – парциального давления CO_2 ($\lg \text{PCO}_2 = \text{const} = -2.7$), б – T/J ($T/J = \text{const} = 0.48$).

с позиции установления кислотно-щелочных условий и минерализации воды и приобретения линейного характера их изменчивости.

С использованием полученных данных изотопных исследований [4, 5, 17] в комплексе с гидрогеохимическим опробованием и сравнением с результатами термодинамического моделирования определена степень “равновесности” подземных вод; установлено, что в формировании химического состава подземных вод принимают участие климатические (атмосферные осадки, их количество и состав), гидрогеологические (глубина залегания водоносных отложений, область питания, скорость потока подземных вод), геохимические (состав водовмещающих пород, степень открытости системы вода–порода к атмосферным газам CO_2 и O_2) и тектонические (близость к разломам, направление простираания разломов) условия; определен список минералов, формирующих основной компонентный состав подземных вод среднеплиоценового водоносного комплекса.

ВЫВОДЫ

Анализ условий формирования подземных вод плиоценового водоносного комплекса с позиции

гидрогеохимической интерпретации термодинамического моделирования позволил установить следующие закономерности.

Формирование минерального состава подземных вод происходит за счет трех основных факторов — инфильтрации атмосферных осадков, их взаимодействия с минералами водовмещающих пород и последующих процессов смешения потока подземных вод с седиментационными растворами морского генезиса. Условной границей между процессами их взаимодействия с породами и смешения с седиментационными водами может служить диапазон минерализации 2.86–5.7 г/л и сульфатно-гидрокарбонатный натриевый гидрохимический тип воды.

При отношении $T/J = 0.48$, косвенно отождествляемом со скоростью фильтрационного потока подземных вод, модельный состав раствора — гидрокарбонатно-хлоридный натриевый с минерализацией 0.94 г/л. Такой состав характерен для областей питания на СВ территории и в области выклинивания водоносных отложений на ЮЗ. Это позволяет предположить наличие инфильтрационного питания за пределами исследуемой территории на 3 дельты Меконга.

Термодинамические расчеты системы “водовмещающие породы — вода — газы атмосферы” показали присутствие в водоносном комплексе областей равновесного состояния (сульфатно-гидрокарбонатный натриевый тип воды с минерализацией 3.7 г/л), где на фактор растворения минералов пород “накладываются” процессы смешения вод атмосферного генезиса с седиментационными водами морского генезиса.

Список вторичных минералов, контролирующих формирование геохимического облика подземных вод плиоценового водоносного комплекса, следующий: альбит, кальцит, гетит, гипс, ломонтит, микроклин, мусковит, кварц, родохрозит и рутил.

В результате районирования территории по условиям формирования подземных вод плиоценового водоносного комплекса выделено три зоны: северо-восточная, центральная и юго-западная. Центральная часть исследуемой площади, ограниченная разломами северо-восточного и северо-западного простираения, — зона, где происходит своеобразная конкуренция между факторами питания/разгрузки и геохимическими процессами взаимодействия воды с вмещающими породами. С одной стороны, разломы выполняют функцию области питания как сверху (атмосферные осадки), так и снизу (переток воды из нижележащих горизонтов), а с другой — вызывают барражный эффект снижения скорости фильтрации или, наоборот, ее повышения, способствуя тем самым активизации или ослаблению геохимической трансформации подземных вод.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алекин О.А., Ляхин Ю.И.* Химия океана. Л.: Гидрометеиздат, 1984. 343 с.
2. *Крайнов С.Р., Рыженко Б.Н., Швеи В.М.* Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. М.: ЦентрЛитНефтеГаз, 2012. 672 с.
3. *Крайнов С.Р., Шваров Ю.В., Гричук Д.В., Добровольский Е.В., Соломин Г.А., Борисов М.В., Рыженко Б.Н., Матвеева Л.И., Лялько В.И., Швеи В.М.* Методы геохимического моделирования и прогнозирования в гидрогеологии. М.: Недра, 1988. 254 с.
4. *Лам В.Х.-К., Лисенков А.Б., Лаврушин В.Ю., Белов К.В.* Возраст и условия формирования вод среднеплиоценового водоносного горизонта дельты р. Меконг (Вьетнам) по результатам радиоуглеродного датирования // Изв. вузов. Геология и разведка. 2018. № 6. С. 59–65.
5. *Лам В.Х.-К., Лисенков А.Б., Лаврушин В.Ю.* Условия формирования подземных вод в дельте Меконга (Социалистическая республика Вьетнам) по данным изучения изотопного состава кислорода и водорода // Известия вузов. Геология и разведка. 2018. № 1. С. 42–48.
6. *Лисицын А.П., Монин А.С.* Биогеохимия океана. М.: Наука, 1983. 368 с.
7. *Петтиджон Ф.Дж.* Осадочные породы: М.: Недра, 1981. 751 с. Пер. с англ.
8. *Петтиджон Ф., Поттер П., Сивер Р.* Пески и песчаники. М.: Мир, 1976. 536 с.
9. *Перельман А.И.* Геохимия. М.: Высш. шк., 1989. 527 с.
10. *Сухорукова С.С., Ковалева Е.Ф.* Литология и генезис покровных отложений. Новосибирск: ИГиГ СО РАН, 1988. 38 с.
11. *Шваров Ю.В.* Алгоритмизация численного равновесного моделирования динамических геохимических процессов // Геохимия. 1999. № 6. С. 646–652.
12. *Шваров Ю.В.* HCh: новые возможности термодинамического моделирования геохимических систем, предоставляемые Windows // Геохимия. 2008. № 8. С. 890–897.
13. *Шварцев С.Л.* Общая гидрогеология. Учебн. для вузов. М.: Недра, 1996. 23 с.
14. Atlas 2011 The planning Atlas of the Lower Mekong River Basin // Mekong River Commission. Vientiane: MRC, 2011. 104 p.
15. *Grout F.F.* Relation of texture and composition of clays // Bull. Geol. Soc. Amer. 1925. V. 36. P. 393–416.
16. *Ha Q.H.* Flandrian transgression and imprint leave in Mekong Delta // Geoenvironmental informations. [Электронный ресурс]. <https://diamoitruong.com/2017/04/10/bien-tien-flandrian-va-dau-an-de-lai-vung-dong-bang-song-cuu-long/> (дата обращения: 10.04.2017)
17. *Nguyen D.T., Lam H.Q.V.* Using isotope hydrology method to determine the origin of ground water sources in the middle-Pliocene aquifer in the Mekong Delta, Vietnam // Int. conf. clean water, air soil (Clean-WAS2017). Bangkok, Thailand, 2017. P. 9–12.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 574.55:583(285.2):581

СТРУКТУРА И ПРОДУКЦИОННЫЙ ПОТЕНЦИАЛ ЛЕТНЕГО ФИТОПЛАНКТОНА ОЗЕРА БАЙКАЛ В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД¹

© 2022 г. Н. А. Бондаренко^а, И. И. Русанов^б, С. М. Черницына^{а, *}, О. В. Шубенкова^а,
А. С. Захаренко^а, Т. В. Погодаева^а, Н. В. Пименов^б, Т. И. Земская^а

^аЛимнологический институт СО РАН, Иркутск, 664033 Россия

^бИнститут микробиологии им. С.Н. Виноградского, ФИЦ Биотехнологии РАН,
Москва, 119071 Россия

*e-mail: sveta@lin.irk.ru

Поступила в редакцию 22.12.2020 г.

После доработки 22.06.2021 г.

Принята к публикации 27.07.2021 г.

Проведено исследование структуры и продукционных показателей фитопланктона (биомасса, интенсивность фотосинтеза, содержание хлорофилла *a*, ассимиляционные числа) в прибрежной и пелагической зонах южной и центральной котловин оз. Байкал в летний период 2018 г. Основными продуцентами прибрежной зоны были нанопланктонные фитофлагелляты, развитию которых способствовали высокие концентрации растворенного органического вещества. В реках и приустьевых акваториях озера максимальная концентрация растворенного органического вещества достигла 12.95 мг л^{-1} и отмечена у юго-западного берега, в пелагиали — в центральной части Малого моря — от 2.26 до 3.18 мг л^{-1} . На пелагических станциях были выше количественные показатели фитопланктона. Содержание хлорофилла в фитопланктоне большинства станций не превышало значений, приводимых ранее для летнего фитопланктона озера (от 0.1 до 4 мкг л^{-1}), а средняя скорость фотосинтеза в поверхностном слое озера была равна $26.3 \pm 8.7 \text{ мкг С л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$ и превышала значения $18.5 \pm 5.9 \text{ мкг С л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$, опубликованные для летнего фитопланктона южной и центральной котловин Байкала, развивающегося на той же глубине. Высокие продукционные характеристики обеспечены как дополнительным притоком питательных веществ, так и вегетацией мелких форм микроводорослей.

Ключевые слова: Байкал, фитопланктон, нанопланктонные фитофлагелляты, сетной фитопланктон, фотосинтез, хлорофилл, суточные ассимиляционные числа.

DOI: 10.31857/S0321059622010059

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в результате климатических изменений и высокой антропогенной нагрузки в гидросфере происходят значительные перестройки, приводящие к отрицательным последствиям для водных экосистем. Усиливающаяся проблема — эвтрофикация морских и пресноводных водоемов под влиянием процесса обогащения вод биогенными элементами, что приводит к увеличению первичной продукции в экосистемах [15, 20, 27, 41, 44]. Климатические колебания также вызывают изменения как структуры водных сообществ, так и обилия биоты [13, 15, 34, 35, 38, 43–45]. В связи с высокой экологической пластичностью и скоростью размножения индикато-

рами этих изменений служат в первую очередь водоросли [44].

В последние годы в донных сообществах прибрежной зоны оз. Байкал зарегистрирован кризис, обусловленный прогрессирующей эвтрофикацией [40, 48]. Выявлены структурные перестройки и в весеннем фитопланктоне прибрежной зоны озера, которые выразились в снижении роли крупноклеточных диатомовых водорослей байкальского комплекса и в увеличении обилия мелких широко распространенных диатомей и нанопланктонных жгутиковых [2, 3]. Авторы соотнесли их как с антропогенным, так и с климатическим влиянием. Изучение пелагического планктона в весенний период 1990–2016 гг. показало, что структурные изменения произошли не только в литоральной зоне, но и по всей акватории озера и не только в фитопланктоне, но и во всем микропланктоне [30]. Отмечено доминирование мелко-размерных видов в фитопланктоне, мелких и

¹ Исследования выполнены при поддержке ОФИ-М (проект 17-29-05040), в рамках госзаданий ЛИН СО РАН (0279-2021-0007, 0279-2021-0006) и госзадания ФИЦ Биотехнологии РАН.

миксотрофных олиготрих — среди инфузорий; появились мелкоклеточные окрашенные и бесцветные жгутиковые, ранее не регистрируемые в озере. Анализ состояния пелагического фитопланктона озера за период 1977–2003 гг. показал, что изменения, связанные с глобальным потеплением, произошли и в летнем сообществе первичных продуцентов [34, 35, 38]. Температура поверхностного слоя воды увеличилась на 2,0°C, а содержание хлорофилла — на 46%. Однако, как считают авторы [34, 35, 38], признаки эвтрофирования во всех трех котловинах озера не отмечены, изменения затронули только южную котловину. Исследование позднелетнего фитопланктона за период 1994–2013 гг. выявило несколько иную картину: ни в одном из районов озера не обнаружено отчетливых трендов повышения среднегодовой температуры воды [14]. Для большинства лет температура воды не отличалась от средней многолетней. В открытых районах Байкала на протяжении двух последних десятилетий не обнаружено значимого повышения численности позднелетнего фитопланктона. Поэтому, как считают авторы, состояние фитопланктона в период позднего лета можно оценить как стабильное, однако отмечаются признаки повышения трофности вод у западного побережья Южного Байкала.

Анализ структуры и функционирования подледного фитопланктона оз. Байкал на современном этапе проведен авторами настоящей статьи ранее в [3, 31, 32]. Выяснено, что у населенных пунктов доступность легкоминерализуемых органических веществ антропогенного происхождения, поступающих в воды озера с притоками, способствовала интенсивному размножению нанопланктонных жгутиконосцев. Высокий продукционный потенциал фитопланктона позволял накапливаться значительной биомассе, что приводило к эвтрофированию прибрежной зоны и может служить источником для увеличения первичной продукции (ПП) пелагиали озера [3], поскольку в приустьевых акваториях таких рек происходит изменение продукционного потенциала микробиоценозов и снижение их роли как “биологического фильтра” [8]. Задачей данного исследования был анализ современного состояния летнего фитопланктона оз. Байкал как в прибрежной зоне, так и в его пелагиали.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Описание станций отбора проб

Данное исследование — часть комплексных работ, проведенных 12–21 июля 2018 г. в южной и центральной котловинах оз. Байкал, а также в прол. Малое Море. Изучение структуры и функциональных характеристик фитопланктона про-

водили на 12 станциях (рис. 1), 7 — в мелководной зоне озера: 6 — в районах рек Переемная (ПЕ), Большая Осиновка (БО), Солзан (СО, восточный берег), Крестовка (КР), Большая Черемшаная (БЧ), Голоустная (ГО, западный берег). Ст. 7 находилась в зал. Мухор (Малое Море, МХ). В районах рек пробы отбирали в трех точках: в реке, в устье притока и на расстоянии 50–200 м от устья по направлению к центру озера, на глубинах 0, 2 м и в придонном слое. В пелагической зоне находились станции: 1 — напротив г. Байкальск (БК) над глубиной 380 м; 2 — в зал. Лиственничном (ЛИ) над глубиной ~600 м; 3 — в районе метанового сипа Бабушкин (ББ) над глубиной 40 м; 4 — в районе Академического хребта (АХ); 5 — в центре Малого Моря вблизи п. Хужир (ММ). На пелагических станциях обследовался трофогенный слой (0–25 м), где пробы отбирали на глубинах 0, 2, 5, 10, 15 и 25 м.

Измерение pH проводили с помощью pH-метра 3310 (“WTW”, Германия). Концентрацию кислорода измеряли методом Винклера. Определение биогенных элементов проводили общепринятыми в гидрохимии пресных вод фотометрическими методами [24, 49]. Содержание растворенного органического углерода (РОУ) определяли методом каталитического высокотемпературного окисления образцов при 850°C с последующим определением CO₂ с помощью ИК-детектора на высокотемпературном анализаторе углерода “Vario TOC cube” (“Elementar Analysensysteme GmbH”, Германия).

Пробы фитопланктона объемом 1000 мл фиксировали раствором Утермея, концентрировали методом седиментации. При обработке материала применяли традиционные в гидробиологии методы [10]. Концентрат просматривали в тройной повторности в камере Нажотта объемом 0.1 мл в световом микроскопе “Peraval”. При увеличении микроскопа ×720 учитывали и идентифицировали сетной фитопланктон (размер клеток >20 мкм) и нанопланктон (размер от 2 до 20 мкм). Биомассу водорослей определяли с учетом индивидуальных объемов их клеток [16]. Определение водорослей проводили по [6, 7, 17, 26, 39, 46]. Названия водорослей приведены согласно современной классификации [33].

Пикофитопланктон (размер клеток <2 мкм) учитывали в пробах, фиксированных глутаровым альдегидом до 2%-й конечной концентрации. 10–15 мл образцов фильтровали через поликарбонатные фильтры “Millipore” с диаметром пор 0.45 мкм. Для эпифлуоресцентной микроскопии фильтры подсушивали на воздухе, помещали на каплю иммерсионного масла под покрывное стекло и исследовали при увеличении ×1000 в микроскопе “Axio Imager” (“Zeiss”), снабженном ртутной лампой “HBO 100W” и камерой “AxioCam Camer-

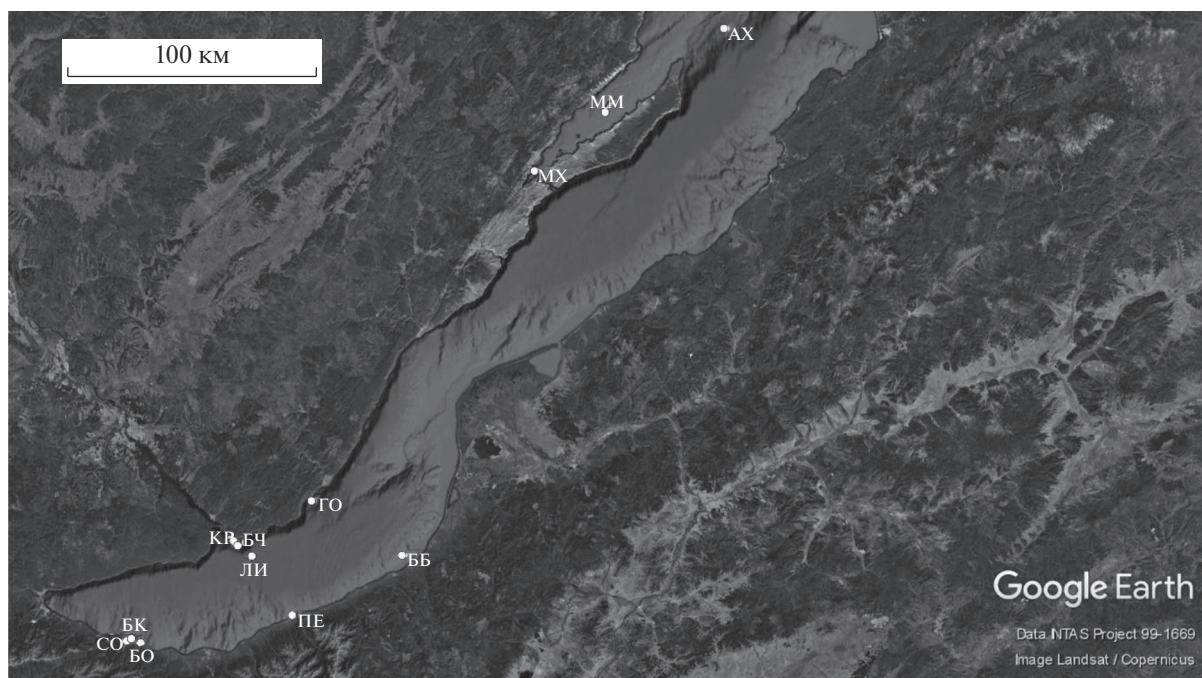


Рис. 1. Картохема отбора проб. МХ, БК, ЛИ, ББ, АХ, ММ – станции.

as". Эукариотический пикопланктон учитывали по автофлуоресценции хлорофилла (красное свечение) при наблюдении под синим фильтром (длина волны 480 нм). Цианобактерии идентифицировали по автофлуоресценции дополнительных фотосинтетических пигментов фикобилинов при наблюдении под зеленым фильтром (длина волны 540 нм).

Скорость ПП определяли радиоизотопным методом с добавлением $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$. Воду наливали из батометров в склянки объемом 100 мл (предварительно промыв водой пробы) под пробку с помощью силиконовой трубки без турбулентности. Все склянки при отборе были затемнены. На каждом горизонте использовали две прозрачные и две темные склянки, покрытые алюминиевой фольгой. Темные склянки были контролем для светлых склянок. После отбора в затемненном помещении во все склянки добавляли по 100 мкл стерильного раствора $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ (специфическая активность 58 мКи моль^{-1} , 4 мКи на пробу, "American Radiolabeled Chemicals Inc."). Затем снимали общие затемняющие чехлы и для каждой светлой склянки использовали индивидуальный чехол, калиброванный по степени пропускающей фотосинтетически активной радиации, соответствующей освещенности на горизонте отбора пробы. Склянки инкубировали в проточном аквариуме на палубе судна от 4 до 6 ч. По завершении экспозиции содержимое флаконов фиксировали 1 мл 0.05 н HCl. Дальнейшую обработку проб

проводили по методике, подробно описанной ранее в [3, 8].

Содержание хлорофилла *a* определяли согласно методике SCOR-UNESCO (1964 г.). Пробы концентрировали на мембранные фильтры ("Владисарт") с размером пор 0.45 мкм. Объем профильтрованных проб варьировал от 1400 до 2060 мл. Экстракцию хлорофилла проводили 90%-м ацетоном с добавлением MgCO_3 . Измерения выполняли на спектрофотометре "Cintra 20" ("GBC Scientific Equipment", Австралия).

Для статистической обработки применяли метод главных компонент с нормализацией и центрированием данных, который выполнен и визуализирован с использованием пакетов "vegan" и "ggfortify" в среде "R" [37], и метод корреляционного анализа Пирсона в рамках приложения "ExStatR" (совместное использование "Microsoft Excel" и программы статистической обработки "R") [19]. При оценке численности фитопикопланктона и сравнении интенсивности фотосинтеза использованы средние значения выборок со стандартной ошибкой.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гидрохимическая характеристика станций пробоотбора

Вода притоков, приустьевых акваторий и пелагической части озера в момент исследования характеризовалась как нейтральная или щелочная (pH в пределах 7.03–8.55) и только в устье

р. Переемной и в зоне ее влияния — слабокислая (6.75–6.78). Концентрация кислорода была высокой (10.23–14.40 мг л⁻¹), минимальные концентрации (9.02–9.87 мг л⁻¹) зарегистрированы в р. Переемной, в ее приустьевой акватории и в р. Солзан. Содержание растворенного органического вещества (РОВ) в реках и приустьевых акваториях юго-восточной части озера менялось от 1.37 до 2.53 мг л⁻¹, в юго-западной было выше — от 2.09 до 12.95 мг л⁻¹. Концентрации РОВ в пелагиали на станции метанового сипа Бабушкин колебались от 2.04 до 2.22, в центральной части Малого Моря от 2.26 до 3.18, а в зал. Лиственничном от 1.96 до 2.44 мг л⁻¹. Содержание биогенных элементов PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- в реках и приустьевых акваториях юго-восточной части озера менялось в пределах 0.001–0.006, 0.002–0.005, 0.001–0.006 и 0.42–0.95 мг л⁻¹ соответственно. Концентрации на станциях у юго-западного берега были намного выше: 0.011–0.122, 0.002–0.039, 0.001–0.113 и 0.05–5.32 мг л⁻¹, а в пелагиали составили 0.002–0.038, 0.002–0.009, 0.000–0.002 и 0.02–0.53 мг л⁻¹ соответственно. Максимальные концентрации PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- найдены в р. Большая Черемшаная и в ее устье: 0.099–0.122, 0.031–0.039, 0.017–0.113, 5.07–5.32 мг л⁻¹ соответственно.

Пикопланктон

В пелагиали в период исследования фитопланктон был представлен видами родов *Synechococcus* Sauv. и *Synechocystis* Nag. Их численность достигала от 1.44 ± 0.07 до 218 ± 2.31 млн кл. л⁻¹ и от 0.58 ± 0.13 до 4.02 ± 0.43 млн кл. л⁻¹ соответственно. Биомасса фитопланктона была высокой и на некоторых станциях превышала биомассу сетного фитопланктона и нанопланктона (табл. 1). В воде рек и в акваториях, подверженных влиянию притоков с юго-западного берега, пикопланктон единичен, а в прибрежной зоне у рек юго-восточного берега его биомасса значительна — 300–1213 мкг л⁻¹.

Структура фитопланктона

Доминантами сетного фитопланктона пелагических станций были два вида зеленых водорослей — *Monoraphidium contortum* (Thur.) Komarkova-Legnerova и *M. pseudomirabile* Hindak (табл. 2), численность которых в слое воды 0–25 м колебалась в пределах 17.5–420 тыс. кл. л⁻¹. Нанопланктон на всех станциях был представлен криптофитовым *Rhodomonas pusilla* (Bachm.) Javorn. (табл. 2) — 11.7–365 тыс. кл. л⁻¹, а в Малом Море и у юго-восточного берега была обильной гаптофитовая *Chrysochromulina parva* Lackey, максимальные концентрации которой достигали 240–277 тыс. кл. л⁻¹.

Наибольшие биомассы фитопланктона отмечены в пелагиали против г. Бабушкина и в Малом Море (табл. 1), минимальные — в зал. Лиственничном.

В реках основу фитопланктона составляли крупные формы бентосных диатомовых водорослей родов *Gomphonema* Ehr., *Cymbella* Ag., *Rhaphidodia* O. Müll., *Synedra* Ehr., *Hannaea* Patrick, *Nitzschia* Hass., *Fragilaria* Lyngb., а также *Diatoma mesodon* Ehr. (Grun.). В р. Голоустной вместе с диатомовыми присутствовало незначительное количество цианопрокариот родов *Pseudoanabaena* Lauterborn, *Lyngbia* Ag., *Dolichospermum* Ralfs ex Bornet et Flahault, численность которых возрастала к устью притока, где доминировали представители рода *Dolichospermum*. Здесь же в планктоне отмечены нити донной водоросли *Spirogyra* Link.

С водами притоков в прибрежную зону поступали нанопланктонные жгутиковые родов *Cryptomonas* Ehr. из криптофитовых и *Chlamydomonas* Ehr. из зеленых — показатели загрязнения воды легкорастворимой органикой.

Максимальное число видов в реках — 18–21, в устьях и приустьевых акваториях — до 27, минимальное количество выявлено на пелагических станциях — 11–14. Самые высокие биомассы отмечены в реках Большая Черемшаная и Крестовке, минимальные в р. Переемной (табл. 1).

Интенсивность первичной продукции

Диапазон изменений величин суммарной интенсивности фотосинтеза составил от 1.27 мкг С/л⁻¹ сут⁻¹ на нижней границе фотослоя в зал. Лиственничном до 125 мкг С/л⁻¹ сут⁻¹ в устье р. Крестовки. Обращает на себя внимание закономерность распределения величин ПП для юго-восточной и юго-западной частей оз. Байкал (табл. 1). В юго-западной части максимальные значения ПП детектированы в реках и их устьях, а в приустьевой акватории озера активность фитопланктона существенно ниже. Напротив, в юго-восточной части озера минимальные величины зафиксированы в реках и устьях. Для пелагических станций максимальные величины ПП детектированы в районе метанового сипа Бабушкин, а минимальные — в зал. Лиственничном.

В процессе фотосинтеза от 26 до 65% углерода бикарбоната включалось в биомассу (БМ) фитопланктона и 35–74% ассимилировалось в РОУ. Эти крайние диапазоны изменений единичные. Вне зависимости от акватории и интенсивности ПП диапазон включения углерода бикарбоната в биомассу БМ и РОУ составил в среднем 46–51 и 49–54% соответственно.

Таблица 1. Количественные характеристики микроводорослей в реках и в акватории оз. Байкал, июнь 2018 г. (здесь БМ – включение углерода бикарбоната в биомассу; РОУ – включение углерода бикарбоната в растворенный органический углерод)

Станция	Точка отбора	Первичная продукция, мкг С л ⁻¹ сут ⁻¹			Биомасса фитопланктона, мкг л ⁻¹	Биомасса фитопико- планктона, мкг л ⁻¹	Содержание хлорофилла, мкг л ⁻¹	САЧ
		БМ	РОУ	общая				
р. Большая Черемшанка	Река	31.6	26.3	57.9	777.0	0	2.79	20.7
	Устье	51.7	57.4	109	871.7	0	3.30	33.1
	0 м	10.5	12.1	22.6	109.3	16.6	1.27	17.7
	2 м	27.9	19.6	47.5	211.8	26.4	1.26	37.7
	5 м	6.1	3.9	10.0	99.8	35.2	1.11	8.9
р. Крестовка	Река	24.3	20.1	44.4	418.3	0	0.88	50.4
	Устье	68.4	56.7	125	665.0	25.4	3.55	35.2
	0 м	21.3	20.6	41.9	30.0	24.9	0.92	45.5
	2 м	51.5	40.8	92.3	264.6	18.6	1.44	64.1
	5 м	28.0	25.9	53.9	156.8	20.4	1.60	33.7
зал. Лиственничный	0 м	18.4	18.6	37.0	35.7	10.5	0.59	62.7
	2 м	13.2	11.0	24.2	29.0	4.9	0.53	45.6
	5 м	8.6	9.9	18.5	18.1	15.1	0.47	39.3
	10 м	6.4	7.9	14.3	16.0	8.3	0.49	29.3
	15 м	2.1	4.8	6.9	32.8	31.3	0.47	14.6
р. Голоустная	25 м	0.4	0.9	1.3	25.5	7.2	0.47	2.7
	Река	16.6	11.7	28.3	61.0	0	1.28	22.1
	Устье	19.0	10.4	29.4	437.0	0	1.46	20.2
	0 м	8.0	11.5	19.5	323.0	8.8	1.31	14.9
	2 м	13.0	6.4	19.4	190.0	32.7	0.93	20.8
Академический Хребет	5 м	14.4	14.9	29.3	131.0	38.1	1.11	26.4
	0 м	12.9	14.2	27.1	109.0			
зал. Мухор, Малое Море	0 м	30.8	25.7	56.5	179.2	118.0	0.56	100.9
	0 м	25.0	20.2	45.2	256.5	82.1	0.46	98.3
	2 м	25.9	29.2	55.1	126.0	197.8	0.40	137.8
	5 м	24.9	20.6	45.5	189.2	212.4	0.73	62.2
	10 м	24.0	21.2	45.2	116.0	166.5	0.97	46.6
р. Переемная	15 м	12.6	13.3	25.9	193.0	139.5	0.94	27.6
	25 м	2.2	3.5	5.7	127.5	53.5	0.68	8.4
	Река	5.8	6.6	12.4	60.0	0	0.37	33.6
	Устье	8.2	9.4	17.6	49.0	0	0.22	79.8
	0 м	16.1	18.4	34.5	54.0	5.8	0.28	123.3
р. Осиновка	2 м	18.6	17.0	35.6	67.0	0	0.45	79.2
	Река	6.5	11.4	17.9	225.0	0	0.87	20.6
	Устье	8.0	11.2	19.2	250.0	0	1.04	18.5
	0 м	54.3	37.8	92.1	112.7	528.5	0.64	143.8
	2 м	58.1	39.6	97.7	83.1	299.9	1.37	71.3
	3.5 м	46.8	61.5	108	111.6	372.7	1.37	79.1

Таблица 1. Окончание

Станция	Точка отбора	Первичная продукция, $\text{мкг С л}^{-1} \text{сут}^{-1}$			Биомасса фитопланктона, мкг л^{-1}	Биомасса фитопикопланктона, мкг л^{-1}	Содержание хлорофилла, мкг л^{-1}	САЧ
		БМ	РОУ	общая				
р. Солзан	Река	3.02	3.22	6.24	121.0	9.3	0.34	18.4
	Устье	1.14	1.49	2.63	25.0	5.4	0.31	8.5
	0 м	33.8	21.2	55.0	91.7	1213.2	0.77	71.4
	2 м	30.8	36.3	67.1	63.5	399.5	1.11	60.4
	4.5 м	12.4	13.2	25.6	75.0	194.9	1.01	25.4
г. Бабушкин	0 м	57.3	34.8	92.1	324.0	554.2	2.44	37.7
	2 м	40.0	33.7	73.7	149.1	746.3	2.37	31.1
	5 м	31.7	50.6	82.3	216.6	495.3	2.32	35.4
	10 м	5.6	7.6	13.2	330.9	417.1	2.49	5.3
	15 м	1.11	3.19	4.3	132.4	532.6	2.57	1.7
г. Байкальск	25 м	0.72	1.82	2.54	261.0	442.8	2.69	0.9
	0 м	22.1	26.7	48.8	104.0	553.9	0.98	49.8
	2 м	29.6	25.9	55.5	92.0	634.9	0.98	56.6
	5 м	41.4	36.7	78.1	124.0	834.9	2.76	28.3
	10 м	14.6	12.8	27.4	37.3	591.8	1.36	20.1
	15 м	2.21	3.92	6.13	63.0	355.6	1.43	4.3
	25 м	4.6	8.4	13.0	92.0	29.7	0.29	44.7

Концентрация хлорофилла a

В планктоне на большинстве станций концентрация хлорофилла a была невысокой (табл. 1) и только на станциях в устьях Крестовки и Большой Черемшаной содержание пигмента было выше — от 3.30 до 3.55 мкг л^{-1} . Значительные величины отмечены и для станции в районе метанового сипа Бабушкин: 2.32–2.69 мкг л^{-1} в слое воды 0–25 м.

Суточные ассимиляционные числа

Повышенные суточные ассимиляционные числа (САЧ) отмечены в слое воды 0–5 м и с глубиной снижались (табл. 1). Максимальные показатели — на станциях в Малом Море и в приустьевых акваториях рек Переемной и Большая Осинковка (от 100.9 до 143.8), минимальные — в реках и их устьях (18.4–50.4).

Корреляционный анализ

С помощью метода главных компонент с нормализацией и центрированием данных построили диаграммы сопряженности биомассы сетного фитопланктона и нанофитопланктона, фитопикопланктона и общей биомассы фитопланктона с продукционными показателями всех планктон-

ных микроводорослей и некоторыми химическими параметрами (рис. 2).

На рис. 2 видно различие связей между исследуемыми компонентами на разных станциях. Анализ данных показал, что исследуемые параметры на станциях в р. Большая Черемшаная и в ее устье, а также в р. Крестовке образуют отдельный кластер, связанный с биомассой сетного фитопланктона, биогенными элементами и органическим углеродом. К вектору биомассы фитопикопланктона тесно примыкают показатели пелагических станций в районе городов Байкальска и Бабушкина, а также в Малом Море, где пикопланктон был основным продуцентом. Большинство прибрежных станций расположено в одном кластере, примыкающем к общей биомассе фитопланктона. Достоверная положительная корреляция выявлена между скоростью фотосинтеза и концентрацией РОУ ($r = 0.98$, $p < 0.05$, $n = 53$), а также между биомассой сетного фитопланктона и концентрациями биогенных элементов ($r = 0.57$ для фосфора, $r = 0.69$ для азота, $p < 0.05$). Достоверных связей между биомассой фитопикопланктона и концентрациями биогенных элементов (r от -0.25 до 0.36 , $p > 0.05$) не найдено.

Таблица 2. Доминирующие виды фитопланктона (объем клеток 100–500 мкм³; исключение — *Navicula*, *Synedra*, *Gomphonema* и *Diatoma mesodon* — 1000–4000 мкм³)

Исследованные станции	Доминирующие виды	
	нанопланктон	сетной планктон
Реки юго-западного берега	<i>Chlamydomonas</i> spp. <i>Rhodomonas pusilla</i>	<i>Diatoma mesodon</i> <i>Fragilaria vaucheriae</i> <i>Nitzschia</i> spp. <i>Gomphonema</i> spp. <i>Cymbella</i> spp.
Пелагическая, юго-западный берег	<i>Rh. pusilla</i>	<i>Monoraphidium contortum</i> <i>M. pseudomirabile</i>
Прибрежные, юго-западный берег	<i>Chlamydomonas</i> spp. <i>Rh. pusilla</i> <i>Chrysochromulina parva</i>	<i>M. contortum</i> <i>M. pseudomirabile</i>
Реки, юго-восточный берег	<i>Rh. pusilla</i> <i>Glenodinium</i> spp.	<i>Navicula</i> spp. <i>Synedra</i> spp. <i>Gomphonema</i> spp. <i>D. mesodon</i>
Пелагические, юго-восточный берег	<i>Rh. pusilla</i> <i>Ch. parva</i>	<i>M. contortum</i> <i>M. pseudomirabile</i>
Прибрежные, юго-восточный берег	<i>Ch. parva</i> <i>Rh. pusilla</i> <i>Glenodinium</i> spp.	<i>M. contortum</i> <i>M. pseudomirabile</i>
Прибрежная, Малое Море	<i>Chlamydomonas</i> spp. <i>Dolichospermum</i> spp.	<i>M. contortum</i> <i>M. pseudomirabile</i>
Пелагическая, Малое Море	<i>Ch. parva</i> <i>Rh. pusilla</i>	<i>M. contortum</i> <i>M. pseudomirabile</i>
Пелагическая, центральная котловина	<i>Rh. pusilla</i> <i>Ch. parva</i>	<i>M. contortum</i> <i>M. pseudomirabile</i>

ОБСУЖДЕНИЕ

Проведенные исследования показали, что самые богатые участки как по видовому составу, так и по биомассе фитопланктона — устья рек. Отсюда в акваторию озера поступают и новые виды. Ситуация с поступлением новых представителей родов *Cryptomonas* и *Chlamydomonas* проанализирована авторами статьи ранее в [3]. В прибрежной зоне у р. Переемной видовой состав фитопланктона озера пополняется диатомеей *Aulacoseira subarctica* (O. Müll.) Haworth — типичным представителем горных озер Прибайкалья [3]. Установлено, что не только видовое богатство, но и другие показатели фитопланктона, такие как биомасса, ПП, содержание хлорофилла, были высокими на станциях, расположенных в устьях малых притоков оз. Байкал, подвергающихся активной антропогенной нагрузке. Здесь же отмечены максимальные концентрации РОВ и биогенных элементов. Основной вклад в биомассу на этих устьевых станциях принадлежал крупным формам диатомей и колониальным цианопрокарриотам, а фитонанопланктон и фитопикопланктон

имели подчиненное значение. В прибрежной зоне озера наиболее функционально активными были доминирующие здесь нанопланктонные фитофлагелляты, о чем свидетельствуют высокие значения САЧ (табл. 1). Если в подледный период жгутиконосцы в основном были представлены криптофитовыми рода *Cryptomonas*, то летом доминантами были криптофитовая водоросль *Rhodomonas pusilla* и гаптофитовая *Chrysochromulina parva*.

На большинстве пелагических станций летом 2018 г. основным продуцентом органического вещества был фототрофный пикопланктон (табл. 1). Количественные показатели фототрофного пикопланктона были значительными в пелагиали Малого Моря и у восточного берега оз. Байкал, где не отмечено высоких концентраций биогенных элементов и РОВ. Вклад в биомассу нано- и сетного фитопланктона здесь был менее значим, и только в пелагиали зал. Лиственничного их биомасса выше. В воде рек на юго-западном берегу озера и в акваториях, подверженных их влиянию, пикопланктон единичен.

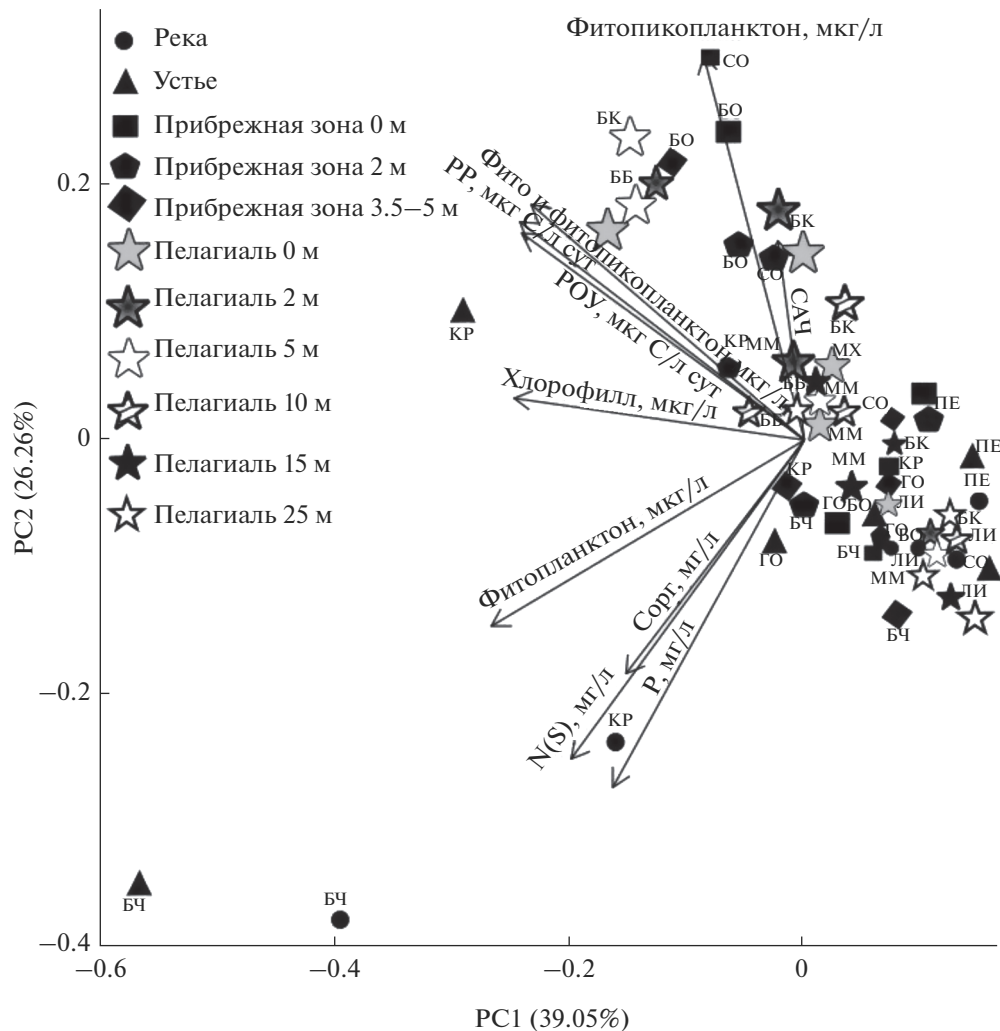


Рис. 2. Диаграмма рассеяния точек в пространстве первых двух главных компонент, построенная на основе химического состава, концентраций биогенных элементов и биомассы всех составляющих фитопланктона (сетного, нано- и пикофитопланктона) в исследуемых образцах. Стрелками отображены векторы, направленные по градиентам изменения исследуемых показателей в образцах.

Ранее установлено [1], что в оз. Байкал летом в фотосинтетическом процессе принимали участие первичные продуценты трех категорий: в первую очередь пикофитопланктонные водоросли (до 70–85% синтезированного органического вещества); нанофитопланктон (до 30%); роль сетного планктона летом была минимальной ($\leq 15\%$ общей величины первичной продукции).

Конец июля и август – время максимального развития в пелагиали Байкала фототрофного пикофитопланктона [1, 5, 21, 22, 28, 29], численность которого иногда достигала нескольких миллиардов в 1 л. Прозрачность воды по белому диску в это время снижалась до 3.5–5.0 м. В прибрежной зоне, наоборот, фототрофный пикофитопланктон летом был менее развит. Численность его бывает на порядок меньше, чем в пелагиали [22, 29]. Следовательно, в озере, как и прежде, в продукционном

процессе участвуют первичные продуценты трех категорий, значение которых по акватории изменчиво. Перестройки затронули размерную и таксономическую структуру фитопланктона как прибрежной зоны, так и пелагиали: по сравнению с XX в. [1, 2] резко возросла концентрация нанофитопланктонных фитофлагеллят.

В настоящее время фитофлагелляты стали доминировать в летнем планктоне многих водных экосистем: в Великих Американских озерах [27, 42], Онежском [20] и Ладожском [15] озерах, водохранилищах Волги [13]. Авторы связывают эти изменения как с увеличением биогенной нагрузки, так и с климатическими перестройками.

В июле 2018 г. интенсивность ПП была существенно выше, чем в подледный период того же года [3], что указывает на активное метаболическое состояние фитопланктона во всех исследо-

ванных акваториях. Необходимо отметить, что в подледный период при значительно более низких величинах фотосинтеза и менее благоприятных внешних условиях распределение долей углерода в БМ и РОУ было сходным [3]. Летом максимальные ПП в юго-западной части озера отмечены в реках и их устьях, а в юго-восточной, напротив, была минимальная фотосинтетическая активность в сравнении с приустьевой зоной. Такая же закономерность фотосинтетической активности была отмечена и в подледный период 2018 г. [3]. Интенсивный фотосинтез зарегистрирован у западного берега в устьях исследованных рек (Большая Черемшанка, Крестовка). Эти величины выше значений, приводимых для летнего фитопланктона ранее, — $90 \text{ мкг С л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$ [1]. Здесь, как в зимний период [3], фотосинтез стимулируется стоками от населенных пунктов. В юго-восточной части озера максимальные величины фотосинтеза найдены в пелагиали напротив г. Бабушкина, а также в прибрежных акваториях рек Солзан и Большая Осиновка. Здесь отмечено поступление подземных вод с повышенными концентрациями некоторых ионов (сульфата, нитрата, нитрита) за счет влияния стоков из картшлам-лигнина, оставшихся после закрытия Байкальского ЦБК [8].

Характеризуя вертикальное распределение скорости фотосинтеза, необходимо отметить, что своеобразие пелагиали Байкала заключается в большой мощности трофогенного слоя. Благодаря высокой прозрачности воды и интенсивному поступлению солнечной радиации он достигает 25–30 м, иногда больше [5]. В июле 2018 г. на станциях в прибрежной зоне озера максимальная скорость фотосинтеза отмечена для глубин 2–5 м. Для пелагиали был характерен неравномерный вертикальный профиль активности фотосинтеза: высокие показатели наблюдались в верхних слоях (0–5 м), с глубиной резко снижались, на 25 м составляли 3–27% от величин на поверхности. На некоторых станциях в поверхностном слое происходило фотоингибирование процесса, поэтому максимальная интенсивность ПП детектирована в подповерхностных (2–5 м) горизонтах. Это распространенное в озерах и морях явление ранее отмечалось для оз. Байкал и другими авторами [1, 5, 9].

На пелагических станциях резкое снижение ПП регистрировалось уже с глубины 5 м (табл. 1). Такое вертикальное распределение скорости фотосинтеза на Байкале обычно наблюдалось, как и в исследуемом случае, в моменты интенсивной вегетации пикопланктонных водорослей [1, 5]. В это время часто наблюдался так называемый “эффект самозатенения” [47], когда доступ света к водорослям, обитающим в более глубоких слоях воды, ограничен и максимальные показатели фотосинтеза регистрировались на поверхности или

в подповерхностном слое, далее фиксировался резкий спад фотосинтетической активности. Пространственные различия также тесно связаны со степенью развития фитопланктона и особенностями биологии доминирующих в нем форм, в частности — с их требованиями к свету, а также с физиологическим состоянием популяций водорослей [1]. При массовом развитии жгутиковых форм водорослей, что было выявлено и в июле 2018 г., максимумы фотосинтеза отмечают на больших глубинах (5–15 м). Эти организмы активно перемещаются в поиске оптимальных для себя условий. Аналогичное смещение максимальных величин фотосинтеза на некоторую глубину летом в условиях интенсивной солнечной радиации при массовом развитии жгутиковых водорослей описано для многих озер, в том числе для Уиндермира [36], Плещеево [23], разнотипных озер Карельского перешейка [25].

По данным настоящего исследования, средняя скорость фотосинтеза на исследованных в июле 2018 г. озерных станциях в поверхностном слое (0 м) была равна $26.3 \pm 8.7 \text{ мкг С л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$ ($n = 12$) и превышала $18.5 \pm 5.9 \text{ мкг С л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$ ($n = 9$), что опубликовано ранее для летнего фитопланктона южной и центральной котловин Байкала [4], развивающегося на той же глубине.

Содержание хлорофилла в фитопланктоне на большинстве станций не превышало значений, приводимых другими авторами для летнего фитопланктона озера: 1–2 [4], 1.3 [12], 0.6 мкг л^{-1} при колебании в пределах 0.1–4 [9], 0.6 [11], 0.82–1.2 мкг л^{-1} [38]. Превышающие концентрации найдены только в местах значительной антропогенной нагрузки: в устьях рек Большая Черемшанка и Крестовки, а также на станции у г. Бабушкина.

САЧ озерного фитопланктона в верхних горизонтах воды достаточно высоки (табл. 1), что свидетельствует о высокой фотосинтетической активности мелкоклеточных первичных продуцентов открытого Байкала. Преобладающие в реках крупные формы диатомовых водорослей малоактивны. Это еще раз доказывает хорошо известный факт, что мелкие формы водорослей обладают высоким фотосинтетическим потенциалом [4, 18, 44]. В летний период XX в. в планктоне Байкала не отмечалось массового развития фитофлагеллят, поэтому полученные в настоящем исследовании значения САЧ фитопланктона озера превышают приводимые ранее [4] — от 2.5 до 10.0.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ результатов комплексного исследования фитопланктона в прибрежной зоне и пелагиали южной и средней котловин оз. Байкал, а также полученных в июле 2018 г. и опубликованных

ранее, позволил выявить некоторые закономерности. Показано, что продукционная активность фитопланктона (скорость фотосинтеза, суточные ассимиляционные числа) на большинстве станций была достаточно высокой по сравнению с аналогичными величинами, приводимыми для Байкала ранее [1, 4, 9]. Показатели значительной активности у юго-западного берега отмечены в местах впадения притоков, подвергающихся существенной антропогенной нагрузке. Здесь высокие количественные характеристики в первую очередь были обеспечены дополнительным поступлением биогенных элементов и РОВ. У юго-восточного берега, напротив, максимальные показатели зарегистрированы на озерных станциях, где скорость фотосинтеза поддерживалась не только дополнительным поступлением биогенных элементов, но и вегетацией пикопланктонных форм водорослей.

Кроме того, работы, проведенные в летний период, подтверждают установленный для зимнего фитопланктона Байкала [3] факт, что основной фактор, стимулирующий рост жгутиконосцев в акваториях озера у притоков, подвергающихся активной антропогенной нагрузке, — доступность легкоминерализуемых органических веществ. Дополнительным источником может служить также РОВ, образующееся как при функциональной активности (прижизненные выделения), так и при разложении макроводорослей и цианобактерий, интенсивно развивающихся на дне мелководных участков оз. Байкал [48].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бондаренко Н.А., Гусельникова Н.Е. Продукция фитопланктона Южного Байкала // Изв. СО АН СССР. 1989. Вып. 1. С. 77–80.
2. Бондаренко Н.А., Логачева Н.Ф. Структурные изменения в фитопланктоне прибрежной зоны озера Байкал // Гидробиол. журн. 2016. № 6. С. 17–26.
3. Бондаренко Н.А., Русанов И.И., Черницына С.М., Шубенкова О.В., Пименов Н.В., Земская Т.И. Функционирование микроводорослей подледного планктона и ледовой нтерстициали в прибрежной зоне озера Байкал // Микробиология. 2020. Т. 89. № 3. С. 344–355.
4. Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 149 с.
5. Вотинцев К.К., Мещерякова А.И., Поповская Г.И. Круговорот органического вещества в озере Байкал. Новосибирск: Наука, 1975. 190 с.
6. Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. Синезеленые водоросли. М.: Наука, 1953. 652 с.
7. Забелина М.М., Киселев И.А., Прошкина-Лавренко А.И., Шешукова В.С. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 4. Диатомовые водоросли. М.: Сов. наука, 1951. 399 с.
8. Земская Т.И., Захаренко А.С., Русанов И.И., Букин С.В., Погодаева Т.В., Нецветаева О.Г., Иванов В.Г., Штыкова Ю.Р., Пименов Н.В. Экология приустьевых акваторий малых рек Южного Байкала по данным химических и микробиологических исследований в весенний период // Микробиология. 2019. Т. 88. № 6. С. 673–684.
9. Измestьева Л.Р., Кожова О.М. Структура и сукцессии фитопланктона // Долгосрочное прогнозирование состояния экосистем. Новосибирск: Наука, 1988. С. 97–129.
10. Киселев И.А. Методы исследования планктона // Жизнь пресных вод. М., Л., 1956. Т. 4. Ч. 1. С. 140–416.
11. Кожова О.М. Проблемы нормы и патологии экосистемы Байкала // Современные проблемы региональной и прикладной гидрохимии. Л., 1987. С. 78–95.
12. Колпакова В.А., Мещерякова А.И., Вотинцев К.К. Особенности сезонной динамики хлорофилла а, первичной продукции и биогенных элементов в оз. Байкал // Гидробиол. журн. 1988. Т. 24. № 1. С. 3–8.
13. Корнева Л.Г., Соловьева В.В., Макарова О.С., Гречухина Н.Г., Тарасова Н.Г. Распределение фитопланктона в волжских водохранилищах летом 2015 г. // Тр. ИБВВ РАН. 2018. Вып. 82. № 85. С. 2–27.
14. Крашук Л.С., Шимараева С.В., Зилов Е.А. Пространственно-временные изменения фитопланктона в оз. Байкал в период позднего лета. 1. Температура воды и численность фитопланктона // Биология внутрен. вод. 2020. № 1. С. 27–37.
15. Курашов Е.А., Барбашова М.А., Дудакова Д.С., Капустина Л.Л., Митрукова Г.Г., Русанов К.Г., Алёшина Д.Г., Иофина И.В., Протопопова Е.В., Родионова Н.В., Трифонова М.С. Экосистема Ладожского озера: современное состояние и тенденции ее изменения в конце 20-начале 21 веков // Биосфера. 2018. Т. 10. № 2. С. 65–121.
16. Макарова И.В., Пичкилы Л.О. К некоторым вопросам методики вычисления биомассы фитопланктона // Ботанический журн. 1970. Т. 55. № 10. С. 1488–1494.
17. Матвієнко О.М., Литвиненко Р.М. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. III. Частина 2. Пірофітові водорості. Ругrophyta. Київ: Наук. думка, 1977. 385 с.
18. Минеева Н.М., Щур Л.А., Бондаренко Н.А. Функционирование фитопланктона крупных пресноводных систем при разной обеспеченности ресурсами // Гидробиол. журн. 2012. № 3. С. 21–33.
19. Новаковский А.Б. Взаимодействие Excel и статистического пакета R для обработки данных в экологии // Вестн. ИБ Коми НЦ УрО РАН. 2016. № 3 (197). С. 26–33.
20. Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. 293 с.
21. Поповская Г.И. Фитопланктон Байкала и его многолетние изменения (1958–1990 гг). Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Новосибирск, 1991. 32 с.

22. Поповская Г.И., Белых О.И. Этапы изучения авто-трофного пикопланктона озера Байкал // Гидро-биол. журн. 2003. № 6. С. 12–24.
23. Пырина И.Л., Сигарева Л.Е., Дзюбан А.Н. Первич-ная продукция // Экосистема озера Плещеево. Л.: Гидрометеиздат, 1989. С. 114–122.
24. Руководство по химическому анализу поверхност-ных вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 534 с.
25. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 180 с.
26. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококко-вых водорослей Украинской ССР. Киев: Наук. думка, 1990. 208 с.
27. Barbiero R.P., Tuchman M.L. Long-term dreissenid im-pacts on water clarity in Lakes Erie // J. Great Lakes Res. 2004. V. 30. № 4. P. 2111–2125.
28. Belykh O.I., Sorokovikova E.G. Autotrophic picoplank-тон in Lake Baikal: Abundance, dynamics, and distri-bution // Aquat. Ecosyst. Health Manag. 2003. № 6. P. 251–261.
29. Belykh O.I., Sorokovikova E.G., Saphonova T.A., Tik-honova I.V. Autotrophic picoplankton of Lake Baikal: composition, abundance and structure // Hydrobiolo-gia. 2006. V. 568. № 1. P. 9–17.
30. Bondarenko N.A., Ozersky T., Obolkina L.A., Tik-honova I.V., Sorokovikova E.G., Sakirko M.V., Pota-pov S.A., Blinov V.V., Zhdanov A.A., Belykh O.I. Recent changes in the spring microplankton of Lake Baikal // Limnologia. 2019. V. 75. P. 19–29.
31. Bondarenko N.A., Vorobyova S.S., Zhuchenko N.A., Golobokova L.P. Current state of phytoplankton in the littoral area of Lake Baikal, spring 2017 // J. Great Lakes Res. 2020. V. 46. P. 17–28.
32. Bukin Yu.S., Bondarenko N.A., Rusanov I.I., Pimenov N.V., Bukin S.V., Pogodaeva T.V., Chernitsyna S.M., Shuben-kova O.V., Ivanov V.G., Zakharenko A.S., Zemskaya T.I. Interconnection of bacterial and phytoplanktonic com-munities with hydrochemical parameters from ice and under-ice water in coastal zone of Lake Baikal // Sci. Rep. 2020. № 10. P. 1–12.
33. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide elec-tronic publication. Galway // National Univ. Ireland. 2020. [Электронный ресурс]. <http://www.algae-base.org/>; (дата обращения: 25.11.2020)
34. Hampton S.E., Izmet'seva L.R., Moore M.V., Katz S.L., Dennis B., Silow E.A. Sixty years of environmental change in the world's largest freshwater lake – Lake Baikal, Siberia // Glob. Change Biol. 2008. V. 14. № 8. 1947–1958.
35. Hampton S.E., McGowan S., Ozersky T., Virdis S.G., Thuy Vu.T., Spanbauer T.L., Kraemer B.M., Swann G., Mackay A.W., Powers S.M., Meyer M.F., Labou S.G., O'Reilly C.M., DiCarlo M., Galloway A.W.E., Fritz S.C. Recent ecological change in ancient lakes // Limnol. Oceanogr. 2018. V. 63. P. 2277–2304.
36. Heaney S.I., Talling J.F. Dynamic aspects of dinoflagel-late distribution patterns in a small productive lake // J. Ecol. 1980. V. 68. P. 75–94.
37. <https://cran.r-project.org/>
38. Izmet'seva 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 bio-logical trends associated with warming in Lake Baikal // J. Great Lakes Res. 2016. V. 42. P. 6–17.
39. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. 1. Chl-roococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa Spek-trum. Berlin: Akad. Verl., 1998. V. 19. 548 p.
40. Kravtsova L.S., Izboldina L.A., Khanaev I.V., Pomazki-na G.V., Rodionova E.V., Domysheva V.M., Sakirko M.V., Tomberg I.V., Kostornova T.Y., Kravchenko O.S., Kup-chinsky A.B. Nearshore benthic blooms of filamentous green algae in Lake Baikal // J. Great Lakes Res. 2014. V. 40. P. 441–448.
41. Malkin S.Y., Sorichetti R., Wiklund J., Hecky R.E. Sea-sonal abundance, community composition, and silicon concentration of diatoms epiphytic on *Cladophora glomerata* // J. Great Lakes Res. 2009. V. 35. P. 199–205.
42. Munawar M., Fitzpatrick M., Niblock H., Kling H., Ro-son R., Lorimer J. Phytoplankton ecology of culturally eutrophic embayment: Hamilton Harbour, Lake On-tario // Aquat. Ecosyst. Health Manag. 2017. V. 20 (3) P. 201–229.
43. Revie E.D., Sgro G.V., Estep L.R., Bramburger A.J., Shaw Chraibi V.L., Pillsbury R.W., Cai M., Dave A. Cli-mate warning and changes in *Cyclotella sensu lato* in the Laurentian Great Lakes // Limnol. Oceanogr. 2017. V. 62. P. 768–783.
44. Reynolds C.S. Ecology of phytoplankton // Cambridge Univ. Press. 2006. 535 p.
45. Rühland K., Paterson A.M., Smol J.O. Hemispheric-scale patterns of climate-related shifts in planktonic di-atoms from North American and European lakes // Global Change Biol. 2008. V. 14. P. 2740–2754.
46. Starmach K. Chrysophyceae und Haptophyceae. Jena: VEB Gustav Fischer Verlag, 1985. 515 p.
47. Talling J.F. Self-shading effects in natural populations of a planktonic diatom // Wetter. Leben. 1960. № 12. P. 235–242.
48. Timoshkin O.A., Samsonov D.P., Yamamuro M., Moore M.V., Belykh O.I., Malnik V.V., Sakirko M.V., Shirokaya A.A., Bondarenko N.A., Domysheva V.M., Fe-dorova G.A., Kochetkov A.I., Kuzmin A.V., Lukhnev A.G., Medvezhonkova O.V., Nepokrytykh A.V., Pasynkova E.M., Poberezhnaya A.E., Potap'skaya N.V., Rozhkova N.A., Sheveleva N.G., Tikhonova I.V., Timoshkina E.M., Tomberg I.V., Volkova E.A., Zaitseva E.P., Zvereva Yu.M., Kupchinsky A.B., Bukshuk N.A. Rapid ecological change in the coastal zone of Lake Baikal (East Siberia): Is the site of the world's greatest freshwater biodiversity in danger? // J. Great Lakes Res. 2016. V. 42. P. 487–497.
49. Wetzel R.G., Likens G.E. Limnological Analyses. N. Y.: Springer-Verlag, 1991. 391 p.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 574.633:504.4:622.276

**К ВОПРОСУ О БИОИНДИКАЦИИ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ
ПРЕСНОВОДНЫХ ЛИМНИЧЕСКИХ ЭКОСИСТЕМ
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЗООПЛАНКТОНА
НА ПРИМЕРЕ ОЗЕРА САМОТЛОРА (ХМАО)¹**

© 2022 г. Н. И. Ермолаева*

*Институт водных и экологических проблем СО РАН,
Новосибирский филиал, Новосибирск, 630090 Россия*

**e-mail: hope413@mail.ru*

Поступила в редакцию 09.06.2020 г.

После доработки 30.06.2021 г.

Принята к публикации 15.07.2021 г.

Показано, что присутствие нефтяных углеводородов в воде может оказывать как угнетающее, так и стимулирующее влияние на развитие отдельных видов зоопланктона. Численность и биомасса зоопланктонного сообщества, как и количественные показатели отдельных групп, не могут быть надежными индикаторами, характеризующими качество воды. Загрязненность различных участков озера нефтепродуктами отражает соотношение отдельных видов внутри групп. На наиболее загрязненных участках преобладают веслоногие рачки, снижается видовое разнообразие коловраток и фитофильных форм ветвистоусых. При оценке состояния озер после нефтяного загрязнения необходимо пользоваться комбинаторными индексами биологической индикации, по возможности охватывая все звенья экосистемы.

Ключевые слова: зоопланктон, нефтяное загрязнение, озеро Саянское, биоиндикация.

DOI: 10.31857/S0321059622010060

ВВЕДЕНИЕ

Объем добычи и транспортировки сырой нефти растет как в мировом масштабе, так и в масштабе Западной Сибири, на территории которой в настоящий момент открыто порядка пятисот нефтяных, нефтегазоконденсатных и нефтегазовых месторождений, которые содержат в себе 73% всех разведанных на данный момент запасов российской нефти. Загрязнение природной среды, в частности водных объектов, нефтью и сопутствующими загрязнителями в районах размещения нефтегазодобывающих промыслов — острейшая экологическая проблема. Загрязнение рек и озер на территории Западносибирских нефтегазовых месторождений имеет хронический характер и, как правило, связано с нарушением технологического режима добычи, подготовки и транспортировки нефти, с различными авариями [4, 5]. Экологические последствия разливов в пресноводных экосистемах остаются недостаточно изученными. Наибольшую опасность для водоемов представляет загрязнение нефтью и высокоминерализованными водами, поступающими из нижних

водоносных горизонтов при закачке в них подпорных вод. Под влиянием нефтяного и минерального загрязнения происходят существенные изменения структуры водных биоценозов. При этом зоопланктон практически не исследован как возможный компонент экологического мониторинга нефтяного загрязнения водоемов [23].

Класс опасности сырой нефти и нефтепродуктов в международной классификации определен как невысокий [15], и экологическим бедствием считается превышение рыбохозяйственного ПДК (ПДК_{рх}) в воде в ≥ 15 раз. ПДК для нефти и нефтепродуктов (за исключением бензина) в почвах и донных отложениях не утверждены, что позволяет разрабатывать региональные нормативы. В соответствии с Российскими законами, региональные нормы не могут быть ниже требований и норм, установленных на федеральном уровне [14], в которых указано, что допустимо содержание нефтепродуктов в почвах < 1.0 г/кг; уровень загрязнения, г/кг: 1.0–2.0 — низкий; 2.0–3.0 — средний; 3.0–5.0 — высокий; > 5.0 — очень высокий [3, 9].

Зоопланктон — хороший биоиндикатор для оценки направленности изменений экосистем

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВЭП СО РАН.

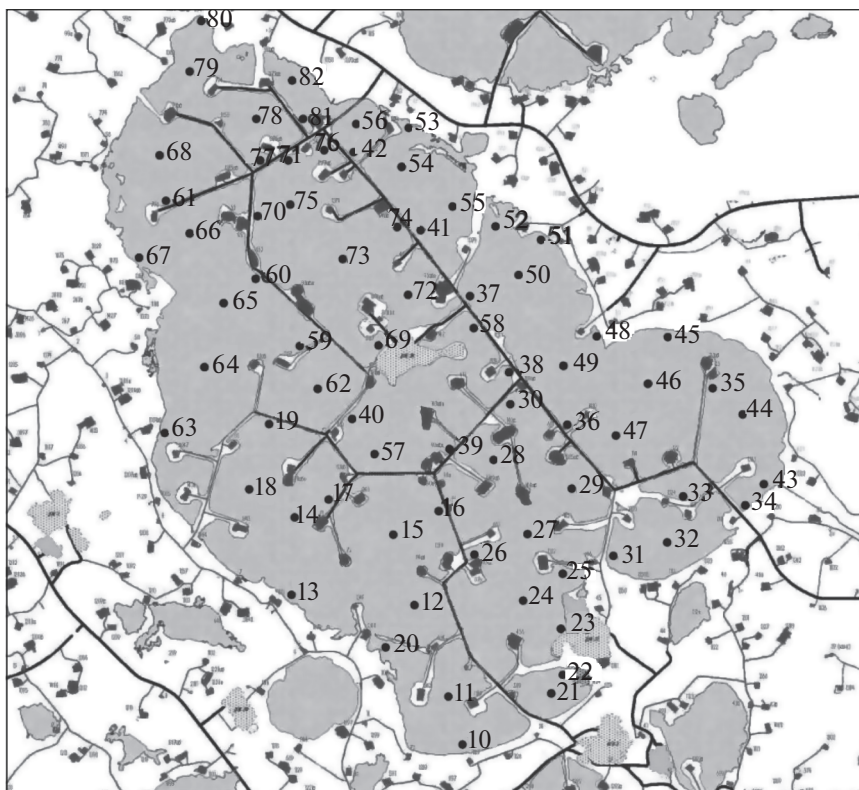


Рис. 1. Картограмма территории отбора проб на оз. Самотлор. Цифры — номера точек отбора проб.

озер, поскольку большинство таксонов зоопланктона имеет относительно короткий период смены поколений и изменения условий окружающей среды быстро отражаются на структуре сообщества [20, 24, 25, 27, 29]. Однако проблема использования зоопланктона как индикатора нефтяного загрязнения пресноводных экосистем к настоящему времени далека от разрешения. Большая часть информации, касающейся воздействия нефти на зоопланктон, получена в результате морских [16–19, 22, 26, 28] либо лабораторных [21] исследований. Вместе с тем из-за видовых различий морские и пресноводные организмы зоопланктона могут иметь разную степень чувствительности к нефти. Кроме того, как правило, изучаются процессы, происходящие при разовом залповом воздействии (аварийные разливы), тогда как хроническое загрязнение, которое наблюдается при добыче нефти непосредственно в районе расположения пресных внутриконтинентальных водоемов, остается вне внимания исследователей зоопланктона.

Цель данной работы — оценка возможности использования зоопланктона в качестве индикатора хронического нефтяного загрязнения пресных озер на территориях активно разрабатываемых нефтяных месторождений.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Самотлорское нефтегазовое месторождение находится в центральной части Западно-Сибирской равнины в пределах Нижневартовского района Ханты-Мансийского автономного округа Тюменской области. Его площадь составляет $>2400 \text{ км}^2$. Самотлор — самое крупное озеро в Самотлорской группе. До начала освоения месторождения оно имело площадь 63 км^2 , глубину — $1.5\text{--}3.0 \text{ м}$. Было проведено отсыпание искусственных островов для буровых вышек нефтедобычи. В 1968 г. из озера была спущена вода по сбросному каналу в р. Люк-Колен Еган, в результате чего нарушился естественный гидрологический режим. В настоящее время озеро представляет собой неглубокий водоем ($1.0\text{--}1.5 \text{ м}$) с сетью автодорог, вдоль которых проложены трубопроводы. Суммарная площадь зеркала воды 46.07 км^2 . Озеро разделено дамбами на 14 не сообщающихся участков разной величины (рис. 1). По дамбам, акватории и берегам озера проложены трубопроводы — потенциальные источники загрязнения.

С 8 по 25 сентября 2007 г. проводилось комплексное обследование оз. Самотлор с целью оценки состояния экосистемы озера и потенциала его биологического самоочищения в условиях активной нефтедобычи, в том числе исследовался зоопланктон. Работы проведены в рамках обсле-

дования водных объектов на территории ОАО “Самотлорнефтегаз”. На оз. Самотлор было выбрано 72 пункта отбора проб, расположенных равномерно по акватории водоема с учетом охвата как мелководных прибрежных, так и относительно глубоких центральных участков (рис. 1).

Химико-аналитические работы выполнялись в аккредитованных лабораториях Экологического аналитического центра Дочернего ЗАО “НижневартовскНИПИнефть” и Экоаналитического комплекса ЗАО “Региональный Аналитический Центр Механопроектирование аналит” по стандартным методикам анализа пресных вод, согласно действовавшему на момент проведения работ РД 52.18.595-96 [11]. Концентрация растворенного кислорода в водах измерялась йодометрическим методом по Винклеру. БПК определяли скляночным методом, также применяя йодометрический метод. Концентрация ионов Cl^- и NO_3^- , общая минерализация и pH измерены потенциометрическим методом с ионселективным электродом. Массовая концентрация аммонийного азота и фосфатов определялась фотометрическим методом. Массовая концентрация железа, марганца, меди, никеля, хрома и цинка измерена методом атомной абсорбции с прямой электрометрической атомизацией проб. Концентрацию нефтепродуктов в воде определяли методом инфракрасной спектроскопии по ПНД Ф 14.1:2.4.168-2000 [7]. Содержание нефтепродуктов в донных отложениях определяли методом инфракрасной спектроскопии по ПНД Ф 16.1:2.2.22-98 [8], в случае очень высокого их содержания — весовым методом путем экстракции хлороформом, согласно РД 39-0147098-015-90 [10].

Пробы зоопланктона отбирали путем процеживания 100 л воды через сеть Апштейна с размером ячеи 64 мкм. Зоопланктон фиксировали 4%-м формалином. Камеральную обработку проводили по стандартной методике [2, 13]. Для оценки экологического состояния водотоков использовали метод биоиндикации по индексу сапробности Пантле и Букк с использованием значений региональных индексов индикаторной значимости, полученных для зоопланктонных организмов водоемов Западной Сибири, степень эврибионтности и стенобионтности зоопланктонных организмов оценивали по их индикаторному весу [24]. Расчет индекса Шеннона проводили с учетом показателей и численности, и биомассы [12].

Статистическая обработка результатов проводилась с использованием пакета программ “STATISTICA 12”. Поскольку изменения значений гидрохимических и гидробиологических показателей не соответствуют нормальному распределению, для выявления и оценки тесноты связи между рядами сопоставляемых показателей ис-

пользовали коэффициент ранговой корреляции Спирмена. Достоверность значений коэффициентов корреляции оценивали по критерию Стьюдента при $p < 0.05$. Анализ зависимости количественных показателей различных видов зоопланктона от концентрации нефтепродуктов в воде и в донных отложениях проводился методом главных компонент PCA (Principal Component Analysis) [30].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Средняя глубина озера в период наблюдений составила 0,8, максимальная — 1,9, минимальная — 0,2 м. Температура воды была в пределах 5,2–13,6°C. Концентрация кислорода составляла 8,64–12,16 мг/дм³. По степени гумификации озеро относится к олигогумозным дистрофированным водоемам. Воды озера относятся к α -гипогалинным, хлоридно-натриевым водам. pH варьировал по участкам акватории от 6,3 до 8,5. Минерализация в момент исследования в разных секторах также колебалась от 49 до 171 мг/дм³ (табл. 1). Нефтепродукты — главные органические токсиканты. По содержанию нефтепродуктов в воде наблюдается превышение ПДК в среднем в 4 раза (табл. 1). По общим показателям содержания в воде органического вещества качество вод озера относится к разрядам 36 “слабо загрязненная” — 46 “сильно загрязненная”, по уровню содержания биогенных веществ качество воды на различных участках варьирует от класса 3а “достаточно чистая” до класса 4б “сильно загрязненная” [6].

Видовой состав зоопланктона оз. Самотлор характерен для мелких озер Западной Сибири с развитой высшей водной растительностью (табл. 2). Всего обнаружено 97 видов зоопланктона: 39 — Rotifera, 40 — Cladocera, 18 — Copepoda. Такое видовое разнообразие свидетельствует о чрезвычайно широком спектре экологических ниш, образовавшихся в оз. Самотлор к моменту обследования, соответственно — о значительных различиях экологических условий на разных участках его акватории.

Участок I (точки с 10 по 20). Грунт на участке — илисто-глинистый с примесью детрита. Максимальная концентрация нефтепродуктов в донных отложениях отмечена в детрите — 10400 мг/кг грунта, тогда как в илистых отложениях в центре участка она составляла 1700–1900 мг/(кг грунта). Концентрация нефтепродуктов в воде в центральной части сектора составляла 0,03–0,11 мг/дм³, а на отдельных участках, прилегающих к дамбе, достигала 0,82 мг/дм³. Максимальная численность зоопланктона составляла 231,7 тыс. экз/м³ при биомассе 28,8 г/м³. Доминировали *Eudiaptomus graciloides*, *Daphnia pulex*, *Daphnia arctica*, *Epiphanes*

Таблица 1. Средние показатели гидрохимических параметров на различных участках оз. Сомотлор (август 2007 г.)

Номер участка	pH	Минерализация общая, мг/дм ³	Cl ⁻ , мг/дм ³	Нефтепродукты, ДО, мг/кг	NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Нефтепродукты в воде, мг/дм ³	Сг, мг/дм ³	Mn, мг/дм ³	Fe, мг/дм ³	Ni, мг/дм ³	Cu, мг/дм ³	Zn, мг/дм ³
I	6.9	76.0	31.0	3090	0.19	0.27	0.05	3.41	0.23	0.014	0.020	0.90	0.036	0.020	0.035
II	6.8	—	—	1760	0.24	0.28	0.05	2.24	0.11	0.016	0.022	1.00	0.040	0.023	0.041
III	7.6	105.7	35.6	4358	0.26	0.20	0.05	3.46	0.11	0.031	0.039	0.57	0.110	0.056	0.059
IV	7.2	107.3	43.9	3890	0.09	0.45	0.05	1.94	0.02	0.017	0.029	0.36	0.052	0.027	0.028
V	7.7	—	—	1353	0.10	0.64	0.05	3.36	0.07	0.012	0.029	1.40	0.054	0.022	0.026
VI	7.6	109.7	46.4	3086	0.38	0.20	0.13	1.92	0.06	0.014	0.050	1.56	0.044	0.025	0.029
VII	7.1	110.6	34.6	3066	0.27	0.27	0.07	5.12	0.04	0.010	0.036	0.63	0.032	0.018	0.017
VIII	7.5	90.8	29.3	1442	0.35	0.60	0.08	3.09	0.09	0.011	0.018	1.11	0.049	0.033	0.014
IX	7.5	81.9	25.1	3487	0.52	0.35	0.10	2.99	0.06	0.016	0.028	1.03	0.057	0.031	0.021
X	7.9	89.6	28.9	2630	0.55	0.56	0.05	2.56	0.09	0.016	0.018	0.92	0.052	0.029	0.016
XI	7.1	63.7	26.4	1047	0.14	0.36	0.11	4.00	0.05	0.022	0.057	0.86	0.084	0.036	0.034
XII	7.2	103.7	52.6	4363	0.22	0.44	0.11	2.67	0.09	0.015	0.015	0.69	0.050	0.037	0.017
XIII	7.4	68.0	33.0	2300	0.23	0.51	0.17	1.92	0.04	0.017	0.016	0.64	0.052	0.034	0.014
XIV	8.5	107.0	43.9	4660	0.40	0.10	0.13	2.56	0.06	0.005	0.030	1.40	0.010	0.011	0.012

brachyonus. Значения индекса сапробности Пантле и Букк на разных точках колебались от 1.58 до 1.79 (табл. 3).

Участок II (точки 21–22). Донные отложения — иловые с видимой примесью тяжелых фракций нефти. Максимальная концентрация нефтепродуктов в иле на момент обследования составила 2200 мг/кг грунта, в воде — 0.11 мг/дм³. Численность зоопланктона достигала 26 тыс. экз/м³, биомасса — 1.08 г/м³. Доминировали веслоногие ракообразные *Mesocyclops leuckarti*, *Mesocyclops oithonoides*, *Eubosmina coregoni*, *Alonella nana*. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.71 (табл. 3).

Участок III (точки 23–30). Донные отложения представлены илом с примесью детрита. В центральной зоне участка ил содержал 1700–2700 мг/(кг грунта) нефтепродуктов; а на участках, прилегающих к берегам и дамбам, концентрация достигала 5600–7000 мг/(кг грунта). В воде также в центре участка концентрации нефтепродуктов колебались в пределах 0.02–0.05 мг/дм³, на прибрежных участках достигая 0.17 мг/дм³ (табл. 1). Максимальная численность зоопланктона на участке составила 59.9 тыс. экз/м³ (за счет массового развития коловраток), а биомасса — 4.8 г/м³ (за счет крупных клadoцер *Daphnia arctica* и *Daphnia pulex*) (табл. 3). В состав сообщества входили *Sida crystallina*, *Iliocryptos sordidus*, *Macrotrix laticornis* и другие фитофильные формы (табл. 2). Значения

индекса сапробности Пантле и Букк колебались в пределах 1.59–1.89.

Участок IV (точки 31–33). Грунт — бурый ил и песок с видимой примесью тяжелых фракций нефти. Концентрация нефтепродуктов достигала в донных отложениях 4860 мг/кг грунта, а в воде ≤0.07 мг/дм³. Численность зоопланктона составила 26.2 тыс. экз/м³, биомасса — 1.5 г/м³. Отмечено очень высокое видовое разнообразие всех трех групп (табл. 2). Помимо эврибионтных форм, активно развивались Diaptomidae и фитофильные Cladocera. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.67.

Участок V (точки 34–35, 43–44). На дне — ил с примесью детрита, песок — вдоль береговой линии и вдоль дамб. Максимальный уровень содержания нефтепродуктов в грунтах отмечен в илах и достиг 3000 мг/(кг грунта), тогда как в воде на всей акватории концентрация ≤0.07 мг/дм³. Численность зоопланктона достигала 49.2 тыс. экз/м³, биомасса — 23.8 г/м³ (табл. 3). По численности и биомассе доминировали ветвистоусые рачки *Daphnia arctica*, *Daphnia pulex*, *Alonella nana*, *Chydorus sphaericus*. Отмечено значительное развитие фитофильного комплекса: *Pleuroxus striatus*, *Disparalona rostrata*, *Acroperus harpae*. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.63–1.74.

Участок VI (точки 36–37, 45–52). Грунты — глинистые со значительными включениями детрита и участками торфа. Максимальные концен-

Таблица 2. Видовой состав зоопланктона оз. Самотлор (2007 г.) (I–XIV – номера участков)

Видовой состав	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV
Rotifera														
<i>Asplanchna herricki</i> de Guerne			+				+				+		+	
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse			+				+				+		+	
<i>Brachionus angularis</i> Gosse			+				+							
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas							+							
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday)									+					
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann			+				+							
<i>Cephalodella catellina</i> (Müller)						+		+						
<i>Conochilus hippocrepis</i> (Schränk)							+				+			
<i>Epiphanes brachyonus</i> Ehrenberg	+		+								+			+
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg			+		+	+	+	+			+			
<i>Euchlanis dilatata luksiana</i> Hauer		+	+	+		+	+							
<i>Euchlanis incisa</i> Carlin						+								
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)	+		+			+	+			+				+
<i>Filinia terminalis maior</i> Colditz							+							
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	+						+	+					+	
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)			+				+							
<i>Keratella cochlearis robusta</i> (Lauterborn)	+		+			+	+	+	+	+			+	
<i>Keratella cochlearis tecta</i> (Gosse)						+	+							
<i>Keratella quadrata</i> (Müller)			+				+							+
<i>Keratella quadrata dispersa</i> Carlin		+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	
<i>Keratella serrulata cuvicornis</i> Rylov										+		+		
<i>Keratella testudo</i> (Ehrenberg)	+						+							
<i>Lecane luna</i> (Müller)			+			+		+						
<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg						+								
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg)					+									
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson			+				+				+			
<i>Polyarthra major</i> Burckhardt		+				+		+				+	+	
<i>Polyarthra minor</i> Voigt					+	+		+						
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson	+							+						
<i>Synchaeta monopus</i> Plate								+						
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg			+			+	+							
<i>Testudinella patina</i> (Hermann)		+			+	+		+			+			
<i>Testudinella reflexa</i> (Gosse)				+										
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks)						+		+						
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof)							+	+	+					
<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse)						+			+					
<i>Trichocerca forficata</i> Ehrenberg							+							
<i>Trichocerca sulcata</i> Jennings						+	+							
<i>Trichotria truncata</i> (Whitelegge)			+											
Cladocera														
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)				+		+		+	+		+	+		
<i>Alonella nana</i> (Baird)	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	
<i>Alona quadrangularis</i> (O.F. Müller)	+	+	+											
<i>Alona (Coronatella) rectangula</i> (G.O. Sars)												+		
<i>Alonopsis ambigua</i> Lill.								+	+					
<i>Biapertura affinis</i> (Leydig)	+		+	+		+	+		+		+	+		+
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F. Müller)							+				+	+		+
<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i> Baird Sars	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig	+		+						+					

Таблица 2. Окончание

Видовой состав	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F. Müller)	+	+		+		+				+	+	+	+	+
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird)	+				+						+			
<i>Chydorus ovalis</i> Kurz								+	+					
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Daphnia arctica</i> Werestschagin	+	+	+		+	+		+	+	+		+		
<i>Daphnia longispina</i> O.F. Müller						+								+
<i>Daphnia pulex</i> (De Geer)	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Lievin)				+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch)					+	+	+	+	+					
<i>Eurycercus glacialis</i> Lilljeborg									+			+		
<i>Eurycercus lamellatus</i> (O.F. Müller)								+	+					
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)		+		+		+	+	+						
<i>Ilyocryptus acutifrons</i> G.O. Sars					+									
<i>Ilyocryptus sordidus</i> (Liévin)			+								+			
<i>Ophryoxus gracilis</i> (G.O. Sars)												+		
<i>Leptodora kindtii</i> (Focke)									+					
<i>Macrothrix hirsuticornis</i> Norman & Brady					+	+								
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine)			+				+							
<i>Monospilus dispar</i> G.O. Sars	+				+	+	+	+	+		+			
<i>Oxyurella tenuicaudis</i> (G.O. Sars)					+	+	+							
<i>Peracantha truncata</i> (O.F. Müller)				+		+	+				+	+		
<i>Picripleuroxus laevis</i> (G.O. Sars)											+			
<i>Picripleuroxus striatus</i> (Schödler)	+	+		+	+	+		+	+		+	+		
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine)			+		+									
<i>Pleuroxus trigonellus</i> (O.F. Müller)						+								
<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus)	+			+		+						+		
<i>Rhynchotalona falcata</i> (G.O. Sars)	+													
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F. Müller)				+								+		
<i>Sida crystallina</i> (O.F. Müller)	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F. Müller)				+		+								
Copepoda														
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)	+			+	+									
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer)								+	+					
<i>Cyclops kolensis</i> Lilljeborg									+	+			+	
<i>Cyclops scutifer</i> Sars G.O.	+		+				+		+		+			+
<i>Cyclops vicinus</i> Uljanin			+		+	+	+				+			
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars G.O.)			+								+			
<i>Eucyclops macruioides</i> (Lilljeborg)								+						
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)				+		+		+				+		
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine)			+	+		+		+				+		
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	+	+	+		+	+	+		+	+	+			
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars G.O.)	+	+	+				+	+	+	+		+	+	+
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer)	+		+	+	+	+	+	+			+			
<i>Arctodiaptomus dentifer</i> (Smirnov)	+			+		+		+						
<i>Arctodiaptomus ulomskyi</i> Chechuro						+								
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lilljeborg	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars G.O.)	+									+				
<i>Mixodiaptomus theeli</i> (Lilljeborg)								+		+		+		
<i>Attheyella crassa</i> (Sars G.O.)											+			
Количество видов	12	16	16	23	12	18	28	22	12	17	16	12	18	14

Таблица 3. Численность N , биомасса B , индекс Пантле и Букк S и индекс Шеннона—Уивера H для сообществ зоопланктона на различных участках акватории оз. Самогтор

№ участка	$N_{\text{общ}},$ тыс. экз/м ³	$B_{\text{общ}},$ г/м ³	Rotifera		Cladocera		Copepoda				S	H
			N	B	N	B	Calanoida		Cyclopoida			
							N	B	N	B		
I	220.6 ± 110.3	24.47 ± 12.24	80.2 ± 40.1	78.4 ± 39.2	103.6 ± 51.8	20.90 ± 10.45	55.2 ± 27.6	3.08 ± 1.54	11.5 ± 5.7	0.42 ± 0.21	1.58–1.79	0.74–2.23
II	26.0 ± 12.4	1.09 ± 0.33	2.4 ± 1.1	2.22 ± 0.56	8.8 ± 3.9	0.44 ± 0.13	1.2 ± 0.1	0.04 ± 0.00	13.6 ± 4.5	0.61 ± 0.17	1.71	2.37
III	37.0 ± 14.4	1.97 ± 1.44	17.3 ± 16.6	46.6 ± 48.5	5.6 ± 4.3	1.40 ± 1.53	0.2 ± 0.1	4.4 ± 2.3	13.9 ± 5.6	0.52 ± 0.17	1.59–1.89	1.47–2.52
IV	26.2 ± 16.7	1.50 ± 0.6	3.6 ± 1.9	0.01 ± 0.00	11.4 ± 6.7	0.84 ± 0.33	3.2 ± 0.2	0.35 ± 0.02	8.0 ± 3.9	0.31 ± 0.14	1.67	2.44
V	30.2 ± 18.9	12.70 ± 11.09	2.7 ± 1.3	4.3 ± 2.7	24.9 ± 18.7	12.60 ± 11.13	0.50 ± 0.02	0.01 ± 0.00	2.6 ± 1.0	0.10 ± 0.04	1.63–1.74	1.02–2.26
VI	49.8 ± 46.0	13.93 ± 21.25	2.9 ± 1.4	2.5 ± 1.7	43.9 ± 43.6	21.19 ± 13.80	0.2 ± 0.1	0.02 ± 0.01	3.1 ± 1.9	0.11 ± 0.07	1.54–1.78	0.79–1.84
VII	61.8 ± 46.2	0.67 ± 0.37	50.9 ± 40.2	0.16 ± 0.14	4.5 ± 3.4	0.26 ± 0.17	0.2 ± 0.1	0.01 ± 0.00	6.3 ± 4.8	0.24 ± 0.16	1.50–1.63	1.79–2.09
VIII	30.9 ± 6.6	3.12 ± 1.08	52.3 ± 1.5	0.01 ± 0.00	13.8 ± 11.1	2.43 ± 0.83	5.7 ± 3.6	0.46 ± 0.26	6.1 ± 1.2	0.23 ± 0.09	1.62–1.77	2.04–2.57
IX	62.6 ± 8.2	17.80 ± 13.46	4.8 ± 4.6	0.002 ± 0.002	25.3 ± 18.9	15.44 ± 14.42	32.6 ± 24.3	1.42 ± 0.88	17.9 ± 6.9	0.94 ± 0.38	1.68–1.78	1.59–1.87
X	62.7 ± 3.4	6.65 ± 1.19	1.7 ± 0.1	0.62 ± 0.05	16.2 ± 0.9	3.88 ± 0.77	16.8 ± 1.3	1.51 ± 0.07	28.0 ± 1.4	1.26 ± 0.34	1.71	2.13
XI	33.9 ± 14.6	0.63 ± 0.15	15.7 ± 15.1	0.02 ± 0.02	10.8 ± 4.7	0.27 ± 0.07	2.6 ± 2.1	0.14 ± 0.12	4.8 ± 1.6	0.19 ± 0.05	1.63–1.68	1.62–2.11
XII	31.9 ± 7.6	1.71 ± 0.06	1.4 ± 1.0	3.18 ± 2.79	18.0 ± 14.9	0.89 ± 0.67	8.4 ± 8.4	0.65 ± 0.64	4.0 ± 0.7	0.16 ± 0.03	1.70–1.77	1.87–2.41
XIII	62.0 ± 9.5	3.45 ± 0.62	11.6 ± 4.6	27.90 ± 0.02	37.6 ± 6.1	2.54 ± 0.86	6.4 ± 2.4	0.57 ± 0.19	6.4 ± 0.2	0.31 ± 0.03	1.61	2.03
XIV	59.5 ± 23.2	3.12 ± 1.22	20.0 ± 8.8	19.39 ± 6.56	14.7 ± 5.7	1.18 ± 0.57	19.2 ± 7.5	1.70 ± 0.66	5.6 ± 1.6	0.22 ± 0.02	1.66	1.94

трации нефтепродуктов (до 9870 (мг/кг грунта)) отмечена в торфе. Средняя концентрация нефтепродуктов в воде в центральной части сектора составляла 0.06 мг/дм³, а в прибрежной зоне вдоль дамбы — до 0.18 мг/дм³. Численность зоопланктона достигала 117.7 тыс. экз/м³, биомасса — 56.3 г/м³. Отмечено очень высокое видовое разнообразие ветвистоусых (12 видов) и коловраток (10 видов) (табл. 2). Доминировали *Daphnia pulex*, *Daphnia arctica*, *Monospilus dispar*, *Graptoleberis testudinaria*. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.54–1.78.

Участок VII (точки 38, 40, 57–58). Донные отложения представлены преимущественно серым илом с видимым включением нефтепродуктов, концентрация которых достигала 10900 мг/(кг грунта). Концентрации нефтепродуктов в воде на всем участке ≤ 0.06 мг/дм³. Численность зоопланктона достигла 154.2 тыс. экз/м³ при биомассе 1.4 г/м³ — высока за счет массового развития *Filinia longiseta* и *Asplanchna herricki*. Отмечено очень высокое видовое разнообразие ветвистоусых (11 видов) и коловраток (14 видов) (табл. 2). Доминировали *Bosmina longirostris*, *Alona affinis*, *Monospilus dispar*. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.51–1.60.

Участок VIII (точки 69–75). На дне в центре — ил с торфом, вдоль берега — пески, загрязненные нефтью. Максимальная концентрация нефтепродуктов в донных отложениях составила 3700 мг/(кг грунта), а в воде в среднем 0.05 мг/дм³ в центральной части и до 0.19 мг/дм³ вдоль береговой полосы сектора. Численность зоопланктона достигала 40.8 тыс. экз/м³ при биомассе 2.3 г/м³ (табл. 3). Доминировали эврибионты *Daphnia pulex*, *Eubosmina coregoni*, *Chydorus sphaericus*. Значительной численности достиг *Monospilus dispar* (2.4 тыс. экз/м³). Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.62–1.77.

Участок IX (точки 59–60, 62–67). Донные отложения в центральной части сектора представлены серым илом с торфом и детритом. Максимальная концентрация нефтепродуктов отмечена в торфе и детрите — до 5470 мг/(кг грунта). В воде при этом над торфяными залежами концентрации нефтепродуктов составили < 0.02 мг/дм³, а у берегов над песками — 0.12 мг/дм³. Численность зоопланктона достигала 78.1 тыс. экз/м³, биомасса — 16.7 г/м³. Доминировали *Eubosmina coregoni*, *Daphnia pulex*, *Daphnia arctica*, *Sida crystallina*, *Acroperus harpae*, *Mesocyclops oithonoides*. Видовое разнообразие коловраток невелико (3 вида). Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.66–1.78.

Участок X (точки 61, 68). На дне — серый ил с большим количеством детрита и с содержанием нефтепродуктов до 3290 мг/(кг грунта). В воде на всей акватории концентрации нефтепродуктов —

0.04–0.09 мг/дм³. Численность зоопланктона — 62.7 тыс. экз/м³, биомасса — 6.6 г/м³. Доминировали *Daphnia pulex*, *Daphnia arctica*, *Eubosmina coregoni*. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.71.

Участок XI (точки 42, 56). На дне — ил с детритом, концентрация нефтепродуктов в донных отложениях достигала 2450 мг/(кг грунта). В воде в центре участка концентрации нефтепродуктов составили < 0.02 мг/дм³, а у берега над песками — до 0.07 мг/дм³. Численность зоопланктона достигла 48.5 тыс. экз/м³ при биомассе 776.04 мг/м³. Доминировали по численности и биомассе ветвистоусые рачки (табл. 3), в основном эврибионты *Chydorus ovalis*, *Alonella nana*, *Chydorus sphaericus*. Значительное развитие получили фитофильные формы: *Sida crystallina*, *Peracantha truncata*, *Acroperus harpae*. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.63–1.68.

Участок XII (точки 77, 78, 80). Донные отложения представлены преимущественно илом и торфом с максимальной концентрацией нефтепродуктов до 10 710 мг/(кг грунта). В воде отмечено 0.04 мг/дм³ нефтепродуктов в центре сектора и до 0.20 мг/дм³ вдоль дамб. Численность зоопланктона достигала 39.5 тыс. экз/м³ при биомассе 1.70 г/м³. Отмечено высокое видовое разнообразие Cladocera (табл. 2). Доминировали *Alonella nana*, *Eubosmina coregoni*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Pleuroxus striatus*, *Acroperus harpae*, *Eudiaptomus graciloides* и *Mesocyclops oithonoides*. Только на этом участке отмечен *Ophryoxus gracilis* — обычный обитатель зарослей северных озер. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.70–1.77.

Участок XIII (точки 81–82). В центре сектора на дне — серый ил с глиной, вдоль дамб, как и на остальных участках, — песок. Содержание нефтепродуктов в грунте достигало 2870 мг/кг, а в воде — 0.04 мг/дм³ в центре сектора и до 0.14 мг/дм³ на участках вдоль берега. Численность зоопланктона составила 62.0 тыс. экз/м³, биомасса — 3.50 г/м³. Отмечено массовое развитие *Daphnia pulex* и *Eubosmina coregoni*. Фитофильных Cladocera в пробах не найдено. Видовой состав коловраток тоже характеризовался исключительно эвритопными формами. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.61.

Участок XIV (точки 41, 53–55). На дне — преимущественно торф с примесью ила и глины. В донных отложениях уровень содержания нефтепродуктов относительно невысокий (до 800 мг/(кг грунта)), как и в воде (0.03–0.04 мг/дм³). Численность зоопланктона составила 59.5 тыс. экз/м³, биомасса — 3.1 г/м³ при массовом развитии *Daphnia pulex* и *Epiphanes brachyonus*. Высокая численность наблюдалась у *Diaphanosoma brachyurum* (1.6 тыс. экз/м³) и *Ceriodaphnia*

quadrangula (2.4 тыс. экз/м³). Среди Copepoda доминировал *Mesocyclops oithonoides*. Индекс сапробности Пантле и Букк составил 1.66.

Исследованные участки озера заметно различаются между собой по содержанию нефтепродуктов в воде и в донных отложениях. Это обусловлено прежде всего давностью разлива нефти на участках. Поступившая в поверхностные воды нефть вступает в цепочку сложных и мало исследованных процессов (испарение, растворение, эмульгирование, окисление, фотолиз, образование агрегатов, седиментация, биodeградация и проч.) [1]. В итоге тяжелые фракции нефти сорбируются в донных отложениях, а легкие испаряются. Там, где продолжается добыча и нефтяные разливы свежие, в воде наблюдаются нефтепродукты в повышенных концентрациях, они видны как пленка на поверхности воды. А на участках, где уже произошло разделение нефти на фракции, наблюдаются преимущественно отложения тяжелых битумов на дне.

На организмы зоопланктона одновременно действует целый ряд факторов, которые меняются на разных участках озера независимо. В связи с этим возникает вопрос: являются ли именно нефтепродукты ведущим фактором перестройки сообщества? Известно, что нефть — природный материал. Все составляющие ее углеводороды, включая ароматические, — результат преобразования живого вещества и, следовательно, не “чужие” для водных организмов. Для зоопланктона может отмечаться как угнетающее, так и стимулирующее влияние присутствующих в воде углеводородов на развитие отдельных видов [22, 29]. Если все же при хроническом загрязнении именно нефтепродукты оказывают токсическое воздействие на зоопланктон, то какие именно виды можно выбрать как индикаторные для оценки уровня загрязнения водоема?

Для зоопланктонных сообществ различных участков оз. Самотлор отмечена значимая, но невысокая корреляция общей численности с концентрацией нефтепродуктов в воде ($k = 0.36$, $p = 0.0085$), главным образом за счет роста численности мелких коловраток ($k = 0.50$, $p = 0.0317$). При росте концентрации нефтепродуктов в воде наблюдается совместный рост показателей БПК₅ и перманганатной окисляемости ($k = 0.60$, $p = 0.0186$), т. е. увеличивается концентрация органических веществ, оказывающих стимулирующее воздействие на отдельные виды зоопланктона. Индекс сапробности Пантле и Букк показал невысокую, но все же положительную связь с концентрацией нефтепродуктов в воде: $k = 0.29$ при $p = 0.0482$.

При этом рост концентрации нефтепродуктов в воде приводит к обеднению видового состава зоопланктона ($k = -0.43$, $p = 0.0175$). Наиболее

требовательными к концентрации нефтепродуктов в воде оказались Cladocera и Rotifera. *Iliocryptos sordidus*, *Brachionus diversicornis*; *Synchaeta monoporus Testudinella reflexa* не отмечены в пробах при концентрации нефтепродуктов в воде >0.03 мг/дм³; *Trichocerca sulcata*, *Trichotria truncata*, *Alona rectangula*, *Bosmina longirostris*, *Ophryoxus gracilis*, *Pleuroxus laevis*, *Pleuroxus trigonellus*, *Polyphemus pediculus*, *Simocephalus vetulus*, *Scapholeberis mucronata* — при концентрациях >0.05 мг/дм³. Индекс видового разнообразия Шеннона—Уивера оказался отрицательно скоррелирован с концентрацией нефтепродуктов в воде: $k = -0.26$ при $p = 0.0024$. Связь данного показателя с нефтяным загрязнением невысока и обеспечивается главным образом изменением численности и видового разнообразия ветвистоусых рачков, тогда как сукцессия видового и количественного состава веслоногих достоверно не сказывается на величине индекса.

Однако целый ряд видов не показал зависимости численных показателей от содержания нефтепродуктов, при этом демонстрируя высокую вариабельность численности и биомассы на разных участках, вызванную, очевидно, другими причинами. Так как при добыче нефтепродуктов происходит комплексное загрязнение водной среды, в том числе высокоминерализованными пластовыми водами и буровыми растворами, в результате отрицательного воздействия на гидробионтов нескольких токсикантов может наблюдаться синергический эффект. Чтобы выявить виды зоопланктона, чувствительные именно к нефтяному загрязнению, был проведен многофакторный анализ.

Факторный анализ методом главных компонент РСА продемонстрировал, что для оз. Самотлор первые шесть компонент объясняют $>80\%$ дисперсии численности отдельных видов зоопланктона и включают в себя все исследованные авторами статьи факторы (табл. 4, 5). Первую компоненту можно интерпретировать по факторным нагрузкам как концентрации ионов тяжелых металлов Cr, Ni, Cu, Zn. Вторая компонента имеет отрицательную корреляцию с минерализацией, соответственно — и с концентрацией ионов Cl⁻, и с pH. Третья компонента отрицательно скоррелирована с содержанием нефтепродуктов в донных отложениях и положительно — с концентрацией иона PO₄³⁻ и с содержанием общего Fe и Mn. Четвертая компонента положительно связана с БПК₅, с содержанием нефтепродуктов в воде и с перманганатной окисляемостью (ПО). Пятую компоненту можно интерпретировать как концентрацию NH₄⁺, а шестая скоррелирована с содержанием NO₃⁻.

Достоверный уровень корреляции ($k \geq 0.3$ при $p < 0.05$) с вышеперечисленными главными ком-

Таблица 4. Вклад объясненной дисперсии в общую дисперсию численности отдельных видов зоопланктона в зависимости от факторов среды

Главные компоненты	Собственное значение главных компонент	Объясняемая дисперсия, %	Накопленные собственные значения	Накопленная дисперсия, %
1	3.937621	24.61013	3.93762	24.6101
2	2.507412	15.67132	6.44503	40.2815
3	2.310995	14.44372	8.75603	54.7252
4	1.796370	11.22731	10.55240	65.9525
5	1.263645	7.89778	11.81604	73.8503
6	1.076403	6.72752	12.89244	80.5778

Таблица 5. Вклад факторных нагрузок в главные компоненты

Анализируемые факторы	Факторные нагрузки после Варимакс-вращения, анализ по методу главных компонент					
	компонента 1	компонента 2	компонента 3	компонента 4	компонента 5	компонента 6
Общая минерализация	−0.127427	−0.746266*	−0.425483	0.271578	−0.253512	0.154973
Cl [−]	−0.161555	−0.647188*	−0.366957	0.250814	−0.536207*	0.103456
Нефтепродукты в ДО	−0.044168	−0.478642	−0.533528*	−0.001328	0.384007	−0.003858
Нефтепродукты в воде	−0.001912	0.322859	0.077137	0.649650*	0.179458	0.355471
pH	−0.263031	−0.665375*	0.028467	−0.173971	0.387510	0.102712
NH ₄ ⁺	0.101227	−0.432011	0.412188	−0.205550	0.504751*	0.331571
NO ₃ [−]	0.169955	0.172533	0.372819	−0.209191	−0.462977	0.642627*
PO ₄ ^{3−}	0.038360	−0.377438	0.585432*	−0.211220	−0.004361	0.030170
БПК ₅	0.044470	0.330261	−0.093362	0.659387*	0.300199	0.201245
ПО	−0.175499	−0.301325	0.403974	0.688733*	0.013640	0.006253
Cr	−0.972439*	0.132267	0.034114	−0.072728	−0.003616	0.055029
Mn	−0.495133	−0.135785	0.535691*	0.207057	−0.091902	−0.483167
Fe	0.073816	−0.329257	0.768135*	0.159791	−0.110592	−0.060366
Ni	−0.946638*	0.153033	−0.000604	−0.142798	−0.005472	0.132135
Cu	−0.910584*	0.065973	−0.026142	−0.226904	0.041946	0.266571
Zn	−0.910622*	0.157294	−0.038883	0.148502	−0.010170	−0.108443

* Выделены нагрузки >0.500000.

Таблица 6. Факторные нагрузки, основанные на корреляциях для зависимых переменных (численность отдельных видов зоопланктона)

Переменные	Сокращения видовых наименований на графике (рис. 2)	Компонента 1	Компонента 2	Компонента 3	Компонента 4	Компонента 5	Компонента 6
<i>Epiphanes brachyopus</i>	<i>E. brachyopus</i>	0.114	0.436*	-0.032	0.514*	0.077	0.035
<i>Euchlanis dilatata lucksiana</i>	<i>E. d. lucksiana</i>	0.092	-0.412*	-0.396*	0.123	-0.314*	-0.067
<i>Keratella cochlearis robusta</i>	<i>K. cochl. robusta</i>	0.022	-0.032	0.154	-0.212	0.190	0.308*
<i>Keratella quadrata dispersa</i>	<i>K. q. dispersa</i>	-0.477*	0.032	-0.289	-0.031	0.014	0.109
<i>Keratella quadrata</i>	<i>K. quadrata</i>	0.087	-0.060	-0.327*	0.180	0.328*	-0.144
<i>Polyarthra minor</i>	—	0.232	-0.510	0.123	0.081	-0.026	-0.062
<i>Synchaeta oblonga</i>	<i>S. oblonga</i>	-0.231	-0.019	-0.355*	0.199	0.292	-0.052
<i>Acroporus harpae</i>	—	0.081	-0.434	-0.182	0.065	-0.297	0.107
<i>Alonella nana</i>	—	-0.016	0.034	-0.068	0.010	-0.375*	0.043
<i>Eubosmina coregoni</i>	<i>E. coregoni</i>	0.087	-0.082	0.220	-0.174	0.175	0.422*
<i>Daphnia longispina</i>	<i>D. longispina</i>	-0.203	-0.209	0.323*	0.047	-0.081	-0.244
<i>Daphnia pulex</i>	—	0.228	-0.138	0.117	-0.118	0.301*	0.247
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>D. brachyurum</i>	0.280	0.172	-0.037	-0.329*	0.166	-0.101
<i>Graptoleberis testudinaria</i>	<i>G. testudinaria</i>	-0.014	-0.240	-0.363*	0.111	-0.597*	0.089
<i>Monospilus dispar</i>	<i>M. dispar</i>	-0.197	-0.069	0.436*	0.081	-0.128	-0.265
<i>Oxyurella tenuicaudis</i>	<i>O. tenuicaudis</i>	-0.199	-0.054	0.436*	0.064	-0.118	-0.287
<i>Peracantha truncata</i>	—	0.103	-0.409*	-0.066	0.073	-0.046	-0.025
<i>Pleuroxus striatus</i>	—	0.021	-0.252	-0.270	0.130	-0.519*	0.122
<i>Megacyclops gigas</i>	<i>M. gigas</i>	0.014	-0.009	-0.270	0.463*	-0.487*	0.180
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	<i>A. vernalis</i>	0.116	0.025	0.220	-0.084	0.088	0.318*
<i>Cyclops kolensis</i>	<i>C. kolensis</i>	0.063	-0.051	0.201	-0.236	0.192	0.360*
<i>Cyclops scutifer</i>	<i>C. scutifer</i>	-0.402*	0.075	-0.234	0.161	0.229	-0.046
<i>Eucyclops serrulatus</i>	—	-0.032	-0.233	-0.084	0.112	-0.536*	0.121
<i>Macrocyclus albidus</i>	—	0.243	-0.649*	-0.076	0.003	0.074	-0.065
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	—	-0.252	-0.062	-0.197	0.119	-0.433*	0.053
<i>Mixodiaptomus theeli</i>	<i>M. theeli</i>	0.095	-0.102	-0.157	-0.267	-0.043	0.328*

* Выделены факторные нагрузки, значимые при $k > 0.300$.

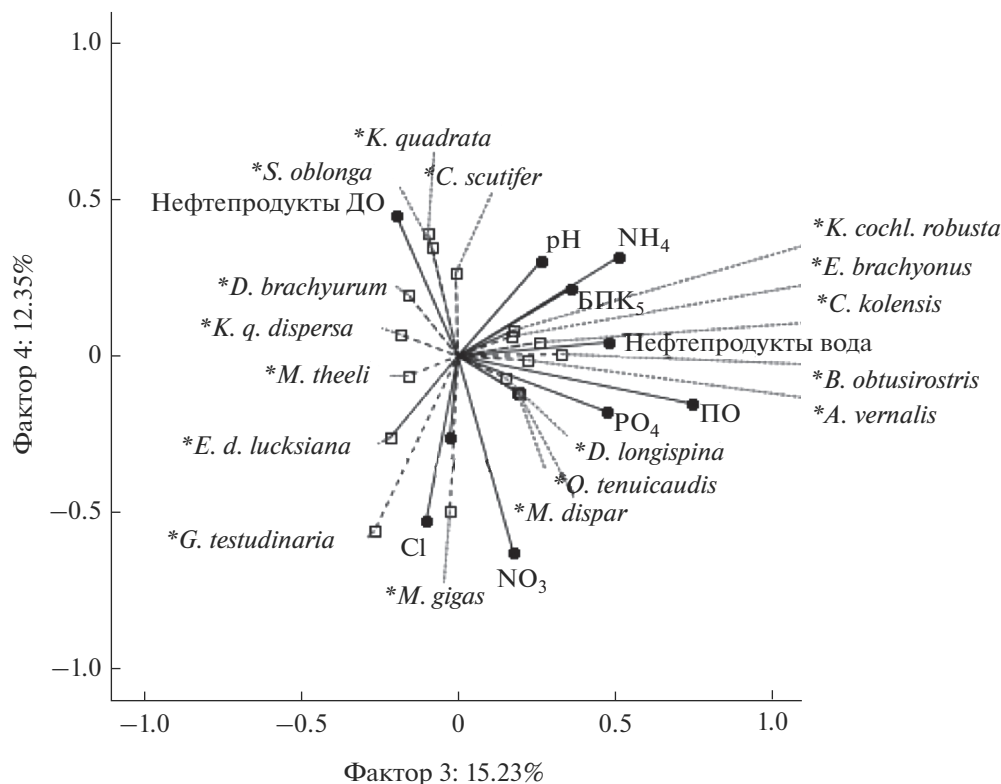


Рис. 2. Ординационная диаграмма (PCA) проекций векторов численности отдельных видов зоопланктона на различных участках оз. Сомотвор в зависимости от факторов среды (факторы 3×4) на плоскость главных компонент (* – зависимые показатели). Сокращения видовых названий – в табл. 6.

понентами продемонстрировали всего 26 видов. В этот список не вошли эврибионтные виды с широкой экологической лабильностью и узкие стенобионты, которые отмечены единично и на менее чем четырех участках из 14 исследованных (табл. 6; рис. 2).

Отметим, что из этих 26 видов только 10 продемонстрировали связь с концентрацией нефтепродуктов в воде или в донных отложениях (3 и 4 компоненты в табл. 6). Численность *Euchlanis dilatata lucksiana*, *Keratella quadrata*, *Synchaeta oblonga* и *Graptoleberis testudinaria* снижалась при росте концентрации нефтепродуктов в воде, тогда как численность *Daphnia longispina*, *Monospilus dispar* и *Oxyurella tenuicaudis* достоверно возрастала. *Eiphanes brachyonus* и *Megacyclops gigas* положительно реагировали на увеличение содержания нефтепродуктов в донных отложениях, а *Diaphanosoma brachyurum* – отрицательно. При этом, например, *E. dilatata lucksiana* продемонстрировал снижение численности при росте минерализации и pH, а *Megacyclops gigas* отрицательно реагирует на повышение концентрации ионов аммония.

Таким образом, в озерных экосистемах воздействие хронического нефтяного загрязнения на зоопланктон отличается от такового в реках [23, 31]. В озере не происходит быстрого восста-

новления планктонного сообщества за счет поступления видов из пойменных болотных систем. При залповом загрязнении, пока нефть в водном объекте не расслоилась на фракции (как правило, в течение нескольких суток), в озере происходит обеднение видового состава зоопланктона за счет выпадения стенобионтных видов Cladocera и Rotifera, а также фитофильных и нектобентосных форм. При этом может наблюдаться активное развитие видов, обладающих широкой экологической лабильностью, как правило – веслоногих рачков и мелких эврибионтных коловраток, которые численно компенсируют исчезающие более чувствительные к загрязнению виды. Таким образом, численность и биомасса зоопланктонного сообщества, как и количественные показатели отдельных групп, не могут быть индикаторами качества воды. Загрязненность различных участков озера нефтепродуктами до некоторой степени можно оценить по соотношению отдельных видов внутри сообщества.

ВЫВОДЫ

При оценке состояния озер после нефтяного загрязнения необходимо пользоваться комбинаторными индексами биологической индикации,

по возможности охватывая все звенья экосистемы, включая изменения в бактериальной петле, перифитоне, бентосе, водной растительности.

При разработке системы биоиндикации нефтяных загрязнений пресных водоемов субарктической зоны можно рекомендовать обратить особое внимание на численность широко распространенных видов зоопланктона, которая показала зависимость от концентрации нефтепродуктов в воде: *Brachionus diversicornis*, *Euchlanis dilatata lucksiana*, *Keratella quadrata*, *Alona rectangula*, *Eubosmina coregoni*, *Ophryoxus gracilis*, *Pleuroxus laevis*, *Pleuroxus trigonellus*, *Polyphemus pediculus*, *Simocephalus vetulus*, *Scapholeberis mucronata*, *Graptoleberis testudinaria*.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Воробьев Д.С. Донные сообщества пойменно-речных систем бассейна Васюгана в условиях нефтяного загрязнения. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Томск: ТГУ, 2003. 19 с.
2. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Под ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовской. М.: Наука, 1975. 240 с.
3. Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель. М.: Минприроды РФ, Роскомзем, Минсельхозпрод РФ, 1995.
4. Московченко Д.В. Экологическое состояние рек Обского бассейна в районах нефтедобычи // Геогр. и природ. ресурсы. 2003. № 1. С. 35–41.
5. Московченко Д.В., Убайдулаев А.А. Влияние разливов нефти на загрязнение поверхностных вод Ханты-Мансийского автономного округа — Югры // Вестн. Тюменского гос. ун-та (Науки о Земле). 2014. № 4. С. 5–16.
6. Окслюк О.П., Жукин В.Н., Брагинский Л.П., Линник Г.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. № 4. С. 62–76.
7. ПНД Ф 14.1:2.4.168-2000. Количественный химический анализ вод. Методика (метод) измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах питьевых, природных и очищенных сточных водах методом ИК-спектрофотометрии с применением концентратометров серии КН. М.: Росприроднадзор, 2017. 28 с.
8. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98 Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органоминеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. М.: Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды, 1998. 21 с.
9. Постановление Правительства Ханты-Мансийского автономного округа — Югры от 10.10.2004 г. № 441-п “Об утверждении регионального норматива предельно допустимого уровня содержания нефти и нефтепродуктов в донных отложениях поверхностных водных объектов на территории ХМАО—Югры” // Электронный фонд правовых и нормативно-технических документов. <http://docs.cntd.ru/document/991016047> (дата обращения: 01.06.2020)
10. РД 39-0147098-015-90. Инструкция по контролю за состоянием почв на объектах предприятий Миннефтегазпрома. М.: Министерство нефтяной и газовой промышленности, 1989. 30 с.
11. РД 52.18.595-96. Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды. Обнинск: Росгидромет, 1999. 48 с.
12. Розенберг Г.С. Информационный индекс и разнообразие: Больцман, Котельников, Шеннон, Уивер... // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2010. Т. 19. № 2. С. 4–25.
13. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 320 с.
14. Федеральный закон от 10.01.2002 № 7-ФЗ “Об охране окружающей среды”. 90 с.
15. Шутиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. Кн. 1. М.: Наука, 2005. 280 с.
16. Almeda R., Baca S., Hyatt C., Buskey E.J. Ingestion and sublethal effects of physically and chemically dispersed crude oil on marine planktonic copepods // Ecotoxicol. 2014. № 23. P. 988–1003.
17. Almeda R., Connolly T.L., Buskey E.J. How much crude oil can zooplankton ingest? Estimating the quantity of dispersed crude oil defecated by planktonic copepods // Environ. Poll. 2016. V. 208. Pt B. P. 645–654.
18. Almeda R., Wambaugh Z., Wang Z., Hyatt C., Liu Z., Buskey E.J. Interactions between Zooplankton and Crude Oil: Toxic Effects and Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons // PLoS One. 2013. V. 8(6). e67212. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067212>
19. Barnett C.J., Kontogianis J.E. The effect of crude oil fractions on the survival of tidepool copepod, *Tigriopus californicus* // Environ. Poll. 1975. № 8. P. 45–54.
20. Brett M.T. Zooplankton communities and acidification process (a review) // Water Air Soil Pollut. 1989. V. 44. P. 387–414.
21. Cederwall J., Black T.A., Blais J.M., Hanson M.L., Hollebone B.P., Palace V.P., Rodríguez-Gil J.L., Greer C.W., Maynard C., Ortmann A.C., Rooney R.C., Orihel D.M. Life under an oil slick: response of a freshwater food web to simulated spills of diluted bitumen in field mesocosms // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 2020. № 77(5). P. 779–788.
22. Davenport J., Angel M.V., Gray J.S., Crisp D.J., Davies J.M. Oil and Planktonic Ecosystems: Discussion // Philosophical Transactions Royal Society. B. Biol. Sci. 1982. № 297. P. 369–384.
23. Ermolaeva N.I. Zooplankton of a Taiga River under Chronic Oil Pollution // Wat. Res. 2020. V. 47. № 1. P. 113–121.
24. Ermolaeva N.I., Dvurechenskaya S.Y. Regional indices of the indicator significance of zooplanktonic organ-

- isms in water bodies of southern Western Siberia // *Rus. J. Ecol.* 2013. V. 44. № 6. P. 527–531.
25. *Haberman J., Haldna M.* Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long-term study of Lake Vörtsjärv // *J. Limnol.* 2014. V. 72. № 2. P. 61–67.
26. *Harris R.P., Bergudo V., Corner E.D.S., Kilvington C.C., O'Hara S.C.M.* Factors Affecting the Retention of a Petroleum Hydrocarbon by Marine Planctonic Copepods // *Fate and effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms.* Washington: Pergamon, 1977. P. 206–304.
27. *Havens K.E., Hanazato T.* Zooplankton community responses to chemical stressors: a comparison of results from acidification and pesticide contamination research // *Environ. Pollut.* 1993. V. 82. P. 277–288.
28. *Jiang Z., Huang Y., Chen Q., Zeng J., Xu X.* Acute toxicity of crude oil water accommodated fraction on marine copepods: the relative importance of acclimatization temperature and body size // *Mar. Environ. Res.* 2012. V. 81. P. 12–17.
29. *Marmorek D.R., Korman J.* The use of zooplankton in a biomonitoring program to detect lake acidification and recovery // *Water Air Soil Pollut.* 1993. V. 69. № 3–4. P. 223–241.
30. *Sherry A., Henson R.* Conducting and Interpreting Canonical Correlation Analysis in Personality Research: A User-Friendly Primer // *J. Personality Assessment.* 2005. Iss. 84. № 1. P. 37–48.
31. *Yermolaeva N.I.* Modern state of zooplankton in Vasyugan river // *Contemporary Problems of Ecol.* 2013. V. 6. № 6. P. 627–633.

ВЛИЯНИЕ КОЛЬМАТИРОВАНИЯ ФИЛЬТРОВ НА ОПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ИСТИННО-РАСТВОРЕННЫХ И КОЛЛОИДНЫХ ФОРМ МИГРАЦИИ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В РЕЧНЫХ ВОДАХ

© 2022 г. В. М. Шулькин^{a, *}, Н. Н. Богданова^a, Е. В. Еловский^b

^aТихоокеанский институт географии ДВО РАН,
Владивосток, 690041 Россия

^bДальневосточный геологический институт ДВО РАН,
Владивосток, 690022 Россия

*e-mail: shulkin@tigdvo.ru

Поступила в редакцию 04.10.2020 г.

После доработки 03.07.2021 г.

Принята к публикации 27.07.2021 г.

Охарактеризовано влияние кольматирования мембранных фильтров на химический состав фильтратов при последовательной фильтрации от 100 до 500 мл речной воды с шагом 100 мл. Работа проведена на примере типичных рек южной части Дальнего Востока, опробованных при различных водных режимах и содержании взвеси от 23 до 270 мг/л. Концентрация сульфатов, хлоридов, растворенного органического углерода, нитратов и таких элементов, как Li, B, Si, Ni, Cu, As, Sr, Rb, Mo, Ba, U, V, практически не зависела от степени кольматирования фильтра. В то же время для редкоземельных элементов и элементов гидролизатов (Hf, Zr, Nb), а также Mn и Co обнаружено значимое (на 30–60%) снижение концентрации в фильтрате по мере фильтрации 500 мл пробы. Особенно значительно влияние кольматирования на концентрацию Fe, Al, Ti, Pb, которая уже после фильтрации 200 мл снижалась на 70–90% по сравнению с данными после первых 100 мл или после капсульного фильтра. Недооценка содержания коллоидных форм ряда металлов в речных водах — наиболее очевидное следствие игнорирования эффекта кольматирования. Обсуждены возможные способы минимизации влияния кольматирования.

Ключевые слова: речные воды, артефакты фильтрации, растворенные и коллоидные формы металлов, качество вод.

DOI: 10.31857/S0321059622010163

ВВЕДЕНИЕ

Доминирующая роль взвешенных и коллоидных форм многих химических элементов — главная особенность миграции вещества в речных водах [2, 12]. Поэтому надежное разделение между этими формами и растворенными — одно из условий для правильной оценки качества речных вод, особенностей сезонной изменчивости их химического состава, потоков химических элементов с речным стоком. Фильтрация через мембранные или капсульные фильтры с размером пор 0.45 или 0.22 мкм — наиболее часто используемый метод разделения растворенных и взвешенных форм [6, 35]. При этом в “растворенную” фракцию, по определению, входит большинство коллоидных форм (0.001–0.45 мкм), а во взвешенную — часть крупных коллоидов (0.45–1 мкм).

При использовании фильтрации как метода разделения взвешенных и коллоидных/растворенных форм миграции элементов возникает ряд

методических проблем. Проблема загрязнения растворенной фазы в процессе отбора, фильтрации и анализа в основном преодолена внедрением “чистых” методов отбора, обработки и анализа вод [9, 17, 20], хотя методическое совершенствование продолжается по сей день [30]. Следующая проблема, связанная с разделением коллоидных и растворенных форм, успешно решается применением различных вариантов ультрафильтрации, особенно в сочетании с диализом [23, 24, 33].

Третья проблема связана с неопределенностью разделения взвешенных частиц и крупных коллоидов при фильтрации через фильтры с размером пор 0.45/0.22 мкм за счет кольматирования пор. При этом уменьшается фильтрующая способность и часть крупных коллоидов размером <0.45/0.22 мкм задерживается на фильтре, а концентрация химических элементов, связанных с этими коллоидами, в фильтрате снижается. Это явление активно обсуждалось более 20 лет назад



Рис. 1. Картограмма района работ. 1 — места отбора проб речных вод.

[13, 16, 17, 20, 32, 35], однако, судя по последней сводке [15], окончательного решения проблемы до сих пор не найдено. Это объясняется тем, что степень коагулирования зависит не только от характеристики фильтров и способов фильтрации, которые могут быть стандартизованы, но и от свойств взвешенного и коллоидного материала, которые могут меняться от реки к реке, а в пределах одной реки и по сезонам. В качестве способа уменьшения влияния коагулирования рекомендовано использовать капсульные фильтры со значительно большей фильтрующей способностью [17, 35]. Тангенциальная фильтрация [21] и использование фильтровальных ячеек с перемешиванием [23] не сопровождаются коагулированием, однако технически более сложны и могут вести к нарушению соотношения коллоидных форм [33]. Другое решение — минимизация объема фильтруемой воды [25, 30]. Показано, что при пропускании через фильтр с размером пор 0.45 мкм 50 мл речной воды с содержанием взвеси 20–200 мг/л концентрация Fe, Cu, Zn, U в фильтрате значимо не менялась [25]. Однако, как правило, фильтруется 0.5–1.0 л речной воды через фильтры 0.45/0.22 мкм, и первые 100–300 мл порции фильтрата используются для ополаскивания фильтровальной системы и посуды [22, 24, 33]. Таким образом, не исключено, что при этом для дальнейшего изучения распределения металлов по коллоидным фракциям используется вода с уже уменьшенным содержанием крупных коллоидов. Задача настоящей работы — оценка влияния

коагулирования на концентрацию в фильтратах широкого круга элементов: Fe, Al, Ti, Pb, PЗЭ, Hf, Zr, Nb, Mn, Co, а также Li, B, Si, Ni, Cu, As, Sr, Rb, Mo, Ba, U, V — при фильтрации проб речных вод объемом 100–500 мл через мембранные фильтры с размером пор 0.45 мкм. Такая оценка могла бы способствовать оптимизации схемы разделения взвешенных и коллоидных/растворенных форм химических элементов при проведении мониторинга и оценки качества речных вод. Химический состав фильтратов после мембранных фильтров сравнивали с таковым после капсульных фильтров с тем же размером пор, но с большей площадью фильтрации, которые являются альтернативой мембранным [35].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Характеристика исследованных рек

Для решения поставленной задачи использовали пробы воды типичных средних по размеру рек в южной части Приморского края — Раздольной и Туманной, подверженных ощутимой, но не экстремальной антропогенной нагрузке, а также рек Бикин и Большая Уссурия (Б. Уссурия) (рис. 1), дренирующих таежные относительно мало освоенные водосборы.

Раздольная — одна из главных рек Приморского края РФ со среднемноголетним расходом воды 75 м³/с и площадью водосбора 16 830 км² [4]. При этом 60% бассейна расположено на территории КНР. Достаточно высокая степень хозяйственной освоенности территории водосбора обуславливает повышенное содержание в речных водах биогенных веществ [3] и ряда металлов [7]. Водный режим р. Раздольной характеризуется зимним минимумом расхода (5–10 м³/с) в период ледостава, весенним половодьем (250–350 м³/с) в апреле–мае, летними муссонными паводками (до 440–510 м³/с) в августе–сентябре с последующим уменьшением расхода воды до 20–30 м³/с во второй половине осени. Сезонная изменчивость содержания взвеси в р. Раздольной также весьма велика: от 3–6 мг/л зимой до 300–400 мг/л в паводки при среднем 73 мг/л [7], что достаточно близко к имеющейся оценке 55 мг/л по данным Росгидромета [4]. Пробы р. Раздольной, использованные в данной работе, отбирали в нижнем течении (43°18.2' с.ш., 131°47.6' в.д.) в теплый период года при различных водных режимах (табл. 1).

Туманная — самая крупная река на западном побережье Японского моря с водосбором (41 200 км²), принадлежащим КНР (70%) и Северной Корее (30%). Только на последних 17 км в нижнем течении р. Туманная протекает по границе между Кореей и РФ, где и отбирались пробы (42°17.6' с.ш., 130°41.8' в.д.) в июле 2017 г. в период муссонного паводка (табл. 1). Водный режим

Таблица 1. Гидрохимические параметры рек Раздольной (R-80, R-83, R-91), Туманной (Т-66), Б. Уссурка (U-2) и Бикин (U-3) во время отбора проб для изучения роли кольматирования (TP – общий растворенный фосфор, DSi – растворенный Si, SS – содержание взвеси; проводимость EC – мкС/см, остальные параметры – мг/л)

Проба	Дата	EC	SS	pH	DOC	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	N-NO ₃ ⁻	P-TP	DSi
R-80	16.08.2018	98	270	7.20	8.0	4.4	8.4	0.56	0.035	10.1
R-83	20.11.2018	116	23	7.87	4.6	5.2	10.8	0.84	0.025	11.4
R-91	25.07.2019	73	110	7.25	8.5	1.9	5.1	0.47	0.031	8.8
T-66	25.07.2019	116	341	7.55	4.3	4.9	9.9	1.04	0.047	8.3
U-2	13.08.2019	49.8	32.4	7.21	7.4	0.8	2.9	0.32	0.016	5.5
U-3	13.08.2019	38.4	30.4	7.09	14.7	0.6	3.9	0.14	0.019	5.6

р. Туманной подобен таковому р. Раздольной. По данным ближайшей к устью станции по измерению расхода воды, расположенной в 70 км от устья, среднемноголетний расход воды р. Туманной составляет 215 м³/с [34]. Содержание взвеси в р. Туманной колеблется от 3–6 мг/л зимой до 40–50 мг/л весной и до 180–540 мг/л в периоды летнего муссона. Вода р. Туманной, исследуемая в данной работе, отобрана в июле 2019 г. в период высокой воды при содержании взвеси 341 мг/л.

По сравнению с р. Раздольной, р. Туманная содержит заметно большую концентрацию соединений азота и фосфора (табл. 1) в соответствии с большей плотностью населения и более интенсивной антропогенной, в том числе агропромышленной, нагрузкой. Плотность населения на территории бассейна р. Раздольной составляет 38.6 чел/км² в РФ, и 29.8 чел/км² в китайской части водосбора; а на территории бассейна р. Туманной – 53.4 чел/км² [5, 10].

Реки Б. Уссурка (водосбор 29500 км², среднемноголетний расход 283 м³/с) и Бикин (водосбор 22300 км², среднемноголетний расход 238 м³/с) обеспечивают 2/3 водного стока р. Уссури – главного правого притока р. Амур на территории РФ. Водный режим рек Б. Уссурка и Бикин близок к таковому рек Раздольной и Туманной: зимняя межень, невысокое половодье, летние дождевые паводки. В отличие от водосборов рек Раздольной и Туманной, большая часть водосборов рек Б. Уссурка и Бикин покрыты тайгой. Залесенность бассейна р. Б. Уссурка составляет >90%. Для водосбора нижнего течения р. Бикин, кроме того, характерны обширные заболоченные поймы – “мари”. Доля агроландшафтов в северной части Приморского края, где расположены водосборы рек Б. Уссурка и Бикин, – 5–7%. Плотность населения на территориях бассейнов этих рек составляет в среднем 0.8–1.6 чел/км² [5], т.е. весьма невелика. Точки отбора проб – в нижнем течении рек (рис. 1). Отбор проб проводился в период летнего паводка, однако даже в этих условиях содержание взвеси составляло 30–32 мг/л при

пониженной концентрации макро-ионов и биогенных элементов (N, P, Si), но при повышенном содержании растворенного органического углерода, особенно в р. Бикин.

Отбор проб и фильтрация

Пробы воды отбирали с речного берега, используя полиэтиленовую емкость, закрепленную на трехметровом пластиковом шесте. Фильтрацию проводили в течение нескольких часов после возвращения в лабораторию в ламинарном боксе с потоком фильтрованного воздуха. Аликвота пробы объемом 500 мл фильтровалась порциями по 100 мл через предварительно взвешенную мембрану “Millipore Durapore PVDF” (диаметр 47 мм, размер пор 0.45 мкм, площадь фильтрации 15 см²), помещенную в поликарбонатный фильтродержатель “Sartorius”. Уже предварительно отмытая фильтровальная система дважды ополаскивалась 50 мл высокоочищенной воды Milli-Q (18 МОм) непосредственно перед фильтрацией с применением невысокого (0.2–0.3 бар) вакуума для удаления лишней влаги. Каждую порцию фильтрата анализировали как отдельную пробу. Время фильтрации засекали секундомером для контроля процесса кольматирования по скорости фильтрации. Изменение pH в ходе фильтрации определяли на pH-метре “Mettler Toledo” с комбинированным электродом. Использовали 30–50 мл каждой порции фильтрата для трехкратного ополаскивания уже вымытых емкостей для проб. Фильтрат для определения макро-ионов, нитратов и растворенного органического углерода (РОУ) наливали в плотно закрываемые стеклянные бутылочки объемом 30 мл и хранили в холодильнике не более нескольких дней; фильтраты для определения химических элементов методом ИСП-МС – в полипропиленовые закрывающиеся пробирки объемом 50 мл с последующим подкислением дважды перегнанной HNO₃ до pH 2. Параллельно аликута пробы фильтровалась через капсульный фильтр “Pall GWV” с размером пор 0.45 мкм и площадью фильтрации 700 см² при

помощи перистальтического насоса. Первые 50–100 мл этого фильтрата использовали для ополаскивания емкостей для проб. Фильтрация 100 мл высокоочищенной воды Milli-Q проводилась для оценки и контроля возможного загрязнения при фильтрации.

Вся посуда, использованная для отбора, обработки и хранения проб, а также фильтрационная установка мылись дистиллированной водой, вымачивались 0.1 М HCl, вновь отполаскивались бидистиллированной водой, затем водой Milli-Q и сушились в ламинарном боксе. Фильтры также промывались кислотой и водой Milli-Q. Персонал, участвовавший в процедурах отбора и фильтрации, использовал разовые пластиковые перчатки.

Методы химического анализа

Электропроводность как мера общей минерализации измерялась прибором “YSI Pro Plus”. Во время фильтрации измеряли pH pH-метром “Mettler Toledo Seven Compact”. Точность измерений pH составляла 0.02 единицы pH. POY определяли высокотемпературным каталитическим окислением на приборе “Shimadzu TOC-V scrn” с точностью $\pm 5\%$ относительных. При определении POY холостые пробы составляли ≤ 0.1 мг/л.

Содержание анионов SO_4^{2-} , Cl^- и NO_3^- определяли методом ионной хроматографии на “Shimadzu LC-10” с точностью $\pm 4\text{--}5\%$. Содержание взвеси SS оценивали взвешиванием фильтров до и после фильтрации 500 мл проб воды и сушки при 80°C . Гранулометрический состав речной взвеси определяли методом лазерной дифракции на приборе “Fritsch Analysette-22”. Все аналитические работы, кроме ИСП-МС-анализа, проводились на базе Центра коллективного пользования (ЦКП) ТИГ ДВО РАН – “shared research facilities of PGI FEBRAS”).

Подкисленные фильтраты анализировали на ряд микроэлементов от Li до U методом ИСП-МС на спектрометре “Agilent 7700x” в ЦКП ДВГИ ДВО РАН с In в качестве внутреннего стандарта. Правильность результатов контролировалась регулярным анализом стандартных образцов донных отложений BCSS-1 и воды CRM-TMDW-A. Разница между полученными и паспортными данными была $\leq 15\%$. Результаты холостых проб при фильтрации составляли $< 10\%$ концентраций, определяемых в пробах для большинства микроэлементов, за исключением Zn, холостые для которого оказались сопоставимы с концентрацией в фильтрованных пробах (0.2–0.4 мкг/л). По этой причине Zn исключен из дальнейшего обсуждения.

В качестве меры уменьшения концентрации элемента i за счет коагулирования использовали разницу концентраций ΔC_f в фильтрате после

фильтрации первых 100 мл (C_{i100}) и после 500 мл (C_{i500}), а также долю потерь $K_i = \Delta C_f / C_i$, в качестве исходной концентраций C_i брали среднее между концентрацией C_{i100} и концентрацией в фильтрате после капсульного фильтра.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение скорости фильтрации и концентрации в фильтратах макро-ионов, нитратов и POY

Скорость фильтрации через капсульные фильтры проб речной воды объемом 0.5–5 л практически не менялась, что указывает на отсутствие заметной коагуляции. Однако скорость фильтрации через мембранные фильтры (47 мм, 0.45 мкм) начинала уменьшаться уже после 100–200 мл пробы и снижалась на 1–2 порядка при фильтрации 500 мл (рис. 2), что может быть объяснено только коагулированием пор мембраны. Скорость фильтрации первых 100 мл была максимальной для вод рек бассейна Уссури с относительно низким (30–32 мг/л) содержанием взвеси. Скорость фильтрации для воды более мутных рек Раздольной и Туманной существенно ниже (рис. 2). Для отдельно взятой реки, например Раздольной, чем больше содержание взвеси, тем меньше скорость фильтрации, т. е. быстрее происходит коагулирование. Однако процесс, очевидно, зависит не только от количества, но и от качества взвеси. В р. Туманной взвесь была грубее и содержала лишь 75% пелитовых частиц размером < 0.01 мм, в отличие от 92–98% во взвеси р. Раздольной. Поэтому динамика коагулирования в р. Туманной (проба Т-66, SS 341 мг/л) была сопоставима с динамикой р. Раздольной (проба R-83, SS 23 мг/л), несмотря на намного большее содержание взвеси (рис. 2).

Измерение pH в фильтратах показало незначительное подщелачивание на 0.1 ед. pH (от 7.55–7.87 до 7.69–7.97) в ходе фильтрации, что обусловлено, вероятно, дегазацией даже при слабом вакуумировании, использовавшимся в ходе фильтрации.

Концентрация анионов (сульфатов и хлоридов), а также нитратов и POY в ходе фильтрации не демонстрировала значимых трендов изменения, независимо от типа реки, водного режима и содержания взвеси, а также от используемых фильтров (рис. 3). Ранее было показано, что содержание главных катионов (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) в реках Приморья также не зависит от типа используемых фильтров [29]. Это указывает на доминирование в водах изученных рек истинно растворенных форм макроионов и нитратов и тонких коллоидов для POY, которые не задерживаются даже коагулированными фильтрами. Доминирование коллоидов $< 1\text{kDa}$ (< 0.0013 мкм) в транспорте POY в речных водах установлено де-

тальными работами в реках бореальной зоны РФ, в частности в Карелии [23, 27].

Таким образом, концентрация в речных водах основных ионов, биогенных веществ и РОУ практически не зависит от типа используемых фильтров (капсульные или мембранные) и степени их кольматирования, что соответствует многим опубликованным данным [17, 22]. В то же время в других реках часть РОУ может быть связана и с достаточно крупными коллоидными фракциями, которые задерживаются кольматированными фильтрами [20].

Влияние кольматирования на концентрацию следовых элементов в фильтрах

Среди следовых металлов можно выделить несколько групп элементов с разным характером изменения концентрации в фильтрах по мере кольматирования фильтров.

Первая группа представлена такими элементами, как Li, B, Si, Ni, Cu, Cd, As, Sr, Rb, Mo, Ba, U, V, Cr, Th, для которых характерно относительное постоянство концентрации в фильтрах при увеличении объема профильтрованной воды (рис. 4), т. е. независимость от кольматирования при фильтрации 0.5 л. В эту группу входят элементы с достаточно разнообразными химическими свойствами, но, вероятно, общее для них — незначительная роль крупных коллоидов в балансе миграционных форм в исследованных реках. Для большинства элементов этой группы доминирование ионных форм и аквакомплексов разного заряда в речных водах вполне согласуется с их химическими свойствами. Однако для Cu и Ni, вероятно, речь идет о комплексах с органическими соединениями, в том числе коллоидами, но мелкими, проходящими и через кольматированные фильтры. Миграция Cu и Ni преимущественно в виде растворенных комплексов или органических коллоидов размером <1kDa была неоднократно показана для рек бореальной зоны [22].

В следующую группу входят редкоземельные элементы (РЗЭ), а также элементы-гидролизаты Y, Zr, Nb, Hf. Поведение этих элементов при кольматировании фильтров зависит от типа реки. В реках Раздольной и Туманной с повышенным содержанием взвеси наблюдалась значимая тенденция снижения концентрации этих металлов в фильтрах на 40–60% при увеличении объема профильтрованной воды от 100 до 500 мл. Для тяжелых РЗЭ (например, Dy), а также Hf общая степень снижения концентрации по мере кольматирования составляла 30–40% (рис. 5б, 5г) в отличие от 50–60% для La, Ce, Zr (рис. 5а, 5в). Это дает основание полагать, что заметная часть РЗЭ и ряда других элементов-гидролизатов присутствует в водах рек Раздольной и Туманной в составе круп-

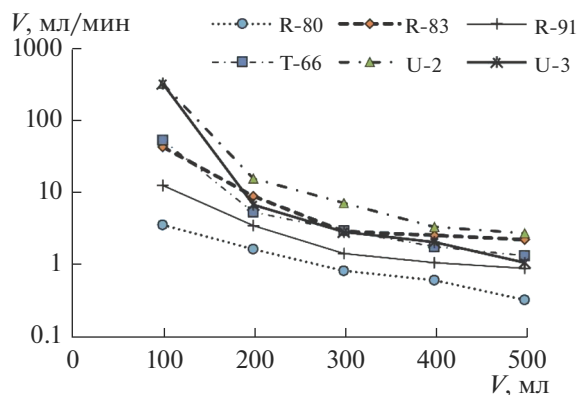


Рис. 2. Изменение скорости фильтрации (v) через мембрану 47 мм с размером пор 0.45 мкм в зависимости от объема профильтрованной воды (V) рек Большая Уссурка (U-2), Бикин (U-3), Раздольной (R-80, 83, 91) и Туманной (T-66) с различным содержанием взвеси (U-2 — 32, U-3 — 30, R-83 — 23, R-91 — 110, R-80 — 270, T-66 — 341 мг/л).

ных коллоидов. В то же время в реках Б. Уссурка и Бикин влияние кольматирования проявлено только для Ce и La с уменьшением их концентрации в фильтрате на 30–40%, т. е. менее значительно, чем в реках Раздольной и Туманной (рис. 5а), а на концентрацию Zr и Hf в фильтрах рек Б. Уссурка и Бикин кольматирование не влияет (рис. 5в, 5г). Вероятно, большее содержание РОУ в реках бассейна Усури (рис. 3) сопровождается более равномерным распределением элементов-гидролизатов и РЗЭ по коллоидным фракциям и повышением доли относительно мелких органических комплексов, менее чувствительных к кольматированию. Это согласуется с данными детального изучения растворенных и коллоидных форм РЗЭ в реках бореальной зоны [18, 19, 28].

Также объяснима более выраженная реакция на кольматирование легких РЗЭ (La, Ce) и Y, поскольку известно их большее сродство к крупным коллоидам по сравнению с тяжелыми РЗЭ [31]. Показано, что легкие РЗЭ предпочтительнее ассоциируются со коллоидами гидроксидов Fe, а тяжелые РЗЭ чаще связаны с низкомолекулярными фракциями органических веществ [22].

Концентрация Mn и Co в фильтрах по мере кольматирования мембранных фильтров характеризуется постепенным снижением (рис. 6), вероятно, вследствие более равномерного распределения этих металлов по коллоидным фракциям разного размера по сравнению с РЗЭ или Fe и Al. Постепенное уменьшение концентрации при каскадной фильтрации через фильтр 0.22 мкм и ультрафильтры 0.025 мкм, 100 kD, 10 kD, 1 kD, установленное для рек бассейна Белого моря [23], также свидетельствует о равномерном распределении Mn и Co по коллоидным фракциям. При

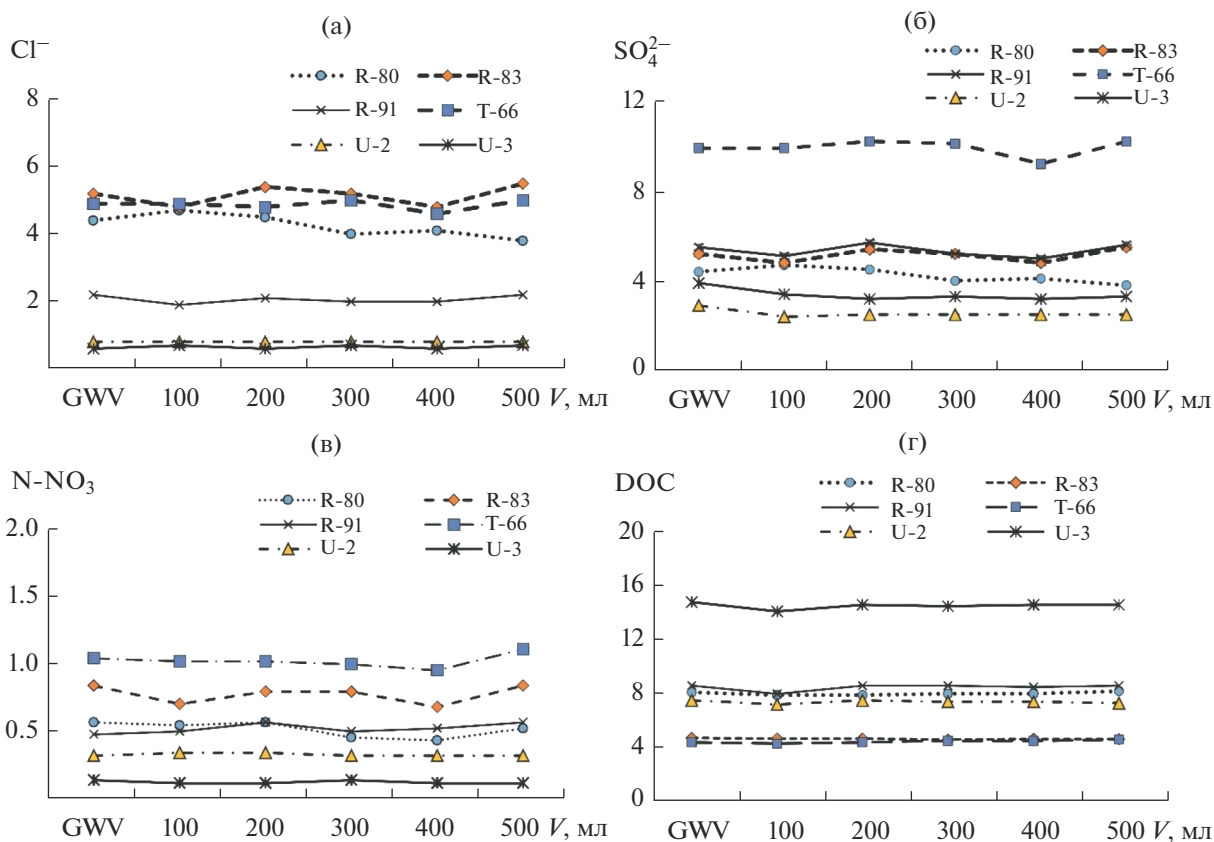


Рис. 3. Изменение концентрации хлоридов (Cl^- , мг/л) и сульфатов (SO_4^{2-} , мг/л), нитратов ($N-NO_3$, мг/л) и растворенного органического углерода (DOC, мг/л) в фильтратах после капсульного фильтра GWV и после мембранного при фильтрации 100, 200, 300, 400 и 500 мл пробы.

этом во всех экспериментах с водой рек Раздольной и Туманной с достаточно высоким содержанием взвеси концентрация Mn в фильтратах уже через 400 мл снижалась до 0.4–0.6 мкг/л, независимо от вариаций от 4 до 42 мкг/л в первых 100 мл (рис. 6а). Другая динамика снижения Mn в фильтрате воды р. Раздольной наблюдалась при малом содержании взвеси в осеннюю межень (R-83), когда исходно высокая концентрация Mn 48 мкг/л постепенно снижалась до 29 мкг/л после фильтрации 500 мл пробы (рис. 6а). Схожий характер постепенного снижения от 7–17 мкг/л в первых 100 мл фильтратов до 4 мкг/л после 500 мл наблюдалась для вод рек Большая Уссурка и Бикин (рис. 6а), содержащих ~30 мкг/л взвеси (табл. 1).

Дополнительные исследования необходимы для того, чтобы выяснить, являются ли эти отличия следствием особенностей распределения Mn по коллоидным фракциям в речных водах при разных водных режимах и типах реки, или это результат сорбционных процессов в ходе фильтрации [26].

Уменьшение содержания Fe и Al в фильтратах вод рек Туманной и Раздольной по мере кольма-

тирования выражено наиболее явно по сравнению с другими металлами. Потери при фильтрации 500 мл воды по сравнению с первыми 100 мл или фильтратом после капсульного фильтра составили 82–97% ($\Delta C_f/C_i = 0.82 \div 0.97$) (табл. 2). При этом максимальное снижение наблюдалось после фильтрации первых 200 мл пробы, а затем скорость изменения существенно уменьшалась (рис. 7а, 7б). Доминирование крупных коллоидных форм Fe и Al, эффективно задерживаемых кольматированными фильтрами, – наиболее вероятное объяснение подобной картины [17, 20]. Для рек бассейна Усури, содержащих меньше взвеси, но больше РОУ, снижение концентрации Fe в фильтратах по мере кольматирования выражено слабее (рис. 7б) и доля потерь составляла 58–67%. Изучение распределения Fe по коллоидным фракциям подтверждает преобладание именно крупных коллоидов размером 0.2–0.8 и 0.006–0.2 мкм в балансе “растворенного” Fe, проходящего через фильтр 0.2–0.45 мкм [11, 22]. Для р. Лены показано широкое распространение аутигенных коллоидных (0.02–0.03 мкм) частиц гидроксида Fe, которые образуют агрегаты разме-

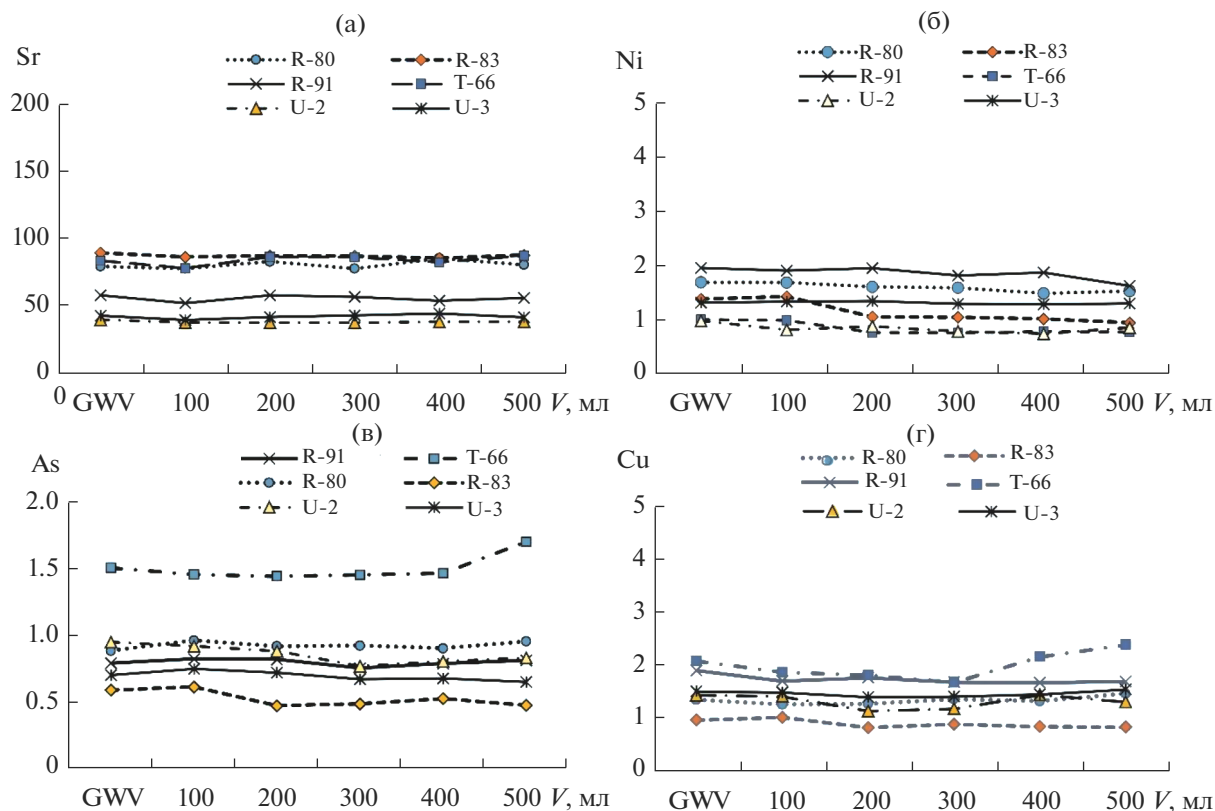


Рис. 4. Изменение концентрации Sr, Ni, As, Cu (мкг/л) в фильтратах после капсульного фильтра GWV и после мембранного при фильтрации 100, 200, 300, 400 и 500 мл.

ром 0.2–1 мкм [14], очевидно, способные к эффективному кольматированию фильтров.

Несмотря на достаточно большие различия исходной концентрации Al в водах рек Раздольной и Туманной (334 и 30 мкг/л соответственно), концентрация во всех фильтратах после 200–300 мл пробы нивелируется до 4–6 мкг/л (рис. 7а) и доля потерь за счет кольматации составляет 79–99%. Это свидетельствует о преимущественном нахождении Al в составе достаточно крупных глинистых коллоидных частиц [14], которые эффективно задерживаются кольматированными фильтрами. В реках Б. Уссурка и Бикин, содержащих 38–114 мкг/л Al в первых 100 мл фильтрата, снижение, хотя и значимо (рис. 7а), но не столь интенсивно и составляет 56–67%. Схожий характер изменения концентрации в фильтратах по мере увеличения объема наблюдался для Ti и Pb, но с большей вариабельностью данных. В то же время общая тенденция снижения концентрации Ti и Pb при фильтрации через мембранный фильтр >100 мл пробы очевидна (рис. 7в, 7г).

Гидроксиды Fe и глинистые коллоиды – наиболее вероятные минеральные формы, обеспечивающие эффект кольматирования в изученных реках [14, 22]. Возможно, именно поэтому влияние кольматирования выражено сильнее для рек

Раздольной и Туманной с более высоким содержанием минеральной взвеси по сравнению с реками бассейна Усури с меньшим количеством взвеси, хотя и с повышенным содержанием РОУ. В других регионах влияние кольматирования отмечалось и для рек с малым содержанием взвеси, но с высокой концентрацией коллоидного РОУ (так называемые “черные” реки) [20].

Следствие кольматирования – возможность занижения концентрации в речных водах “растворенных” форм таких металлов, как Fe и Al, а также Ti, Pb и РЗЭ, тяготеющих к крупным коллоидам. Проведенная авторами статьи работа позволяет определить пределы потерь при фильтрации 0.5 л пробы воды (табл. 2) и констатировать высокую вероятность занижения концентрации ряда металлов в фильтрате, если фильтруется >200 мл пробы.

Абсолютная величина потерь “растворенных” форм металлов в изученных авторами реках за счет кольматирования при фильтрации 0.5 л воды варьирует в широких пределах даже в одной реке при разных водных режимах, а также между реками (рис. 5–7; табл. 2). Несмотря на это, химические элементы образуют достаточно устойчивый ряд по доле потерь при кольматировании K_i (рис. 8).

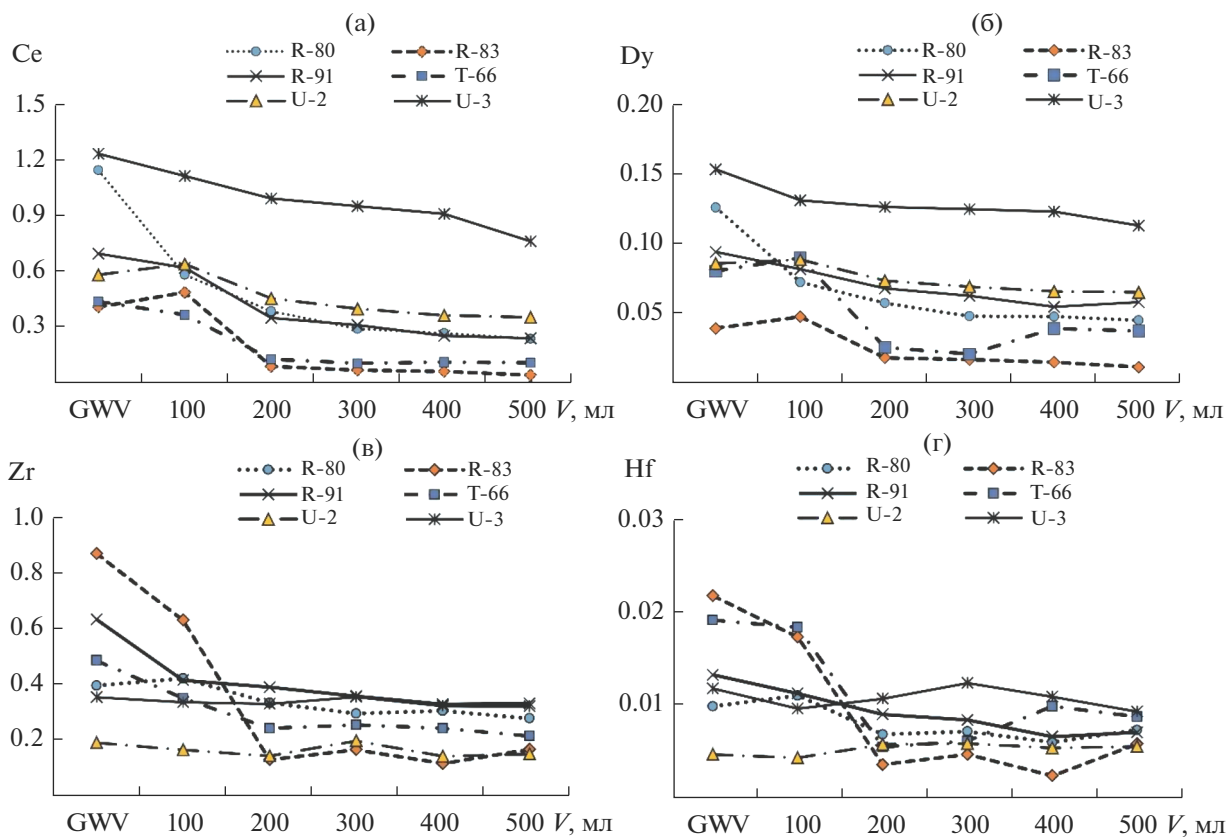


Рис. 5. Изменение концентрации Ce, Dy, Zr, Hf (мкг/л) в фильтратах после капсульного фильтра GWV и после мембранного при фильтрации 100, 200, 300, 400 и 500 мл пробы.

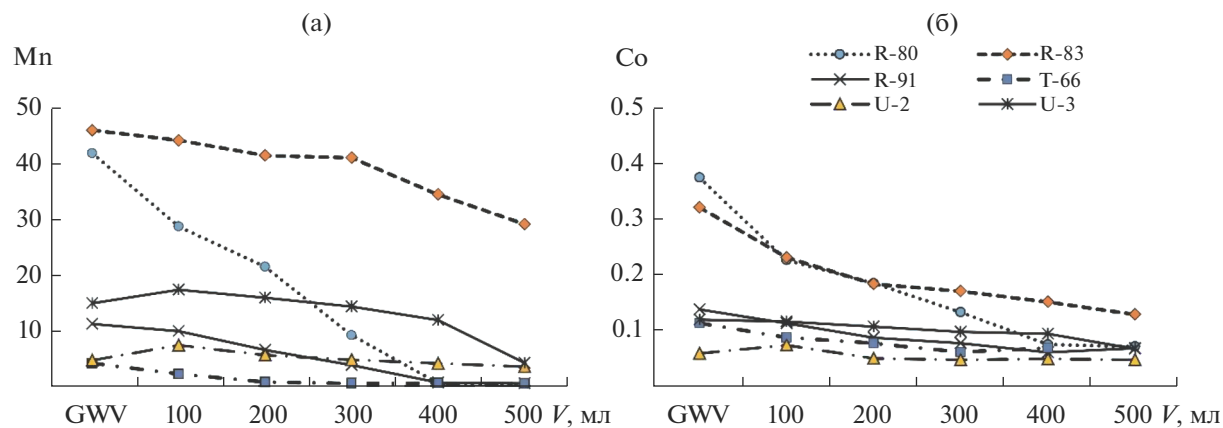


Рис. 6. Изменение концентрации Mn и Co (мкг/л) в фильтратах после капсульного фильтра GWV и мембранного при фильтрации 100, 200, 300, 400 и 500 мл пробы.

Максимальное влияние колюматирование может оказывать при определении растворенных/коллоидных форм Al, Fe, Ti, средняя доля потерь которых составляла 70% и практически не опускалась ниже 50%. Для Mn и Pb средняя доля потерь была тоже 70%, но для рек с малым содержанием взвеси снижалась до 10–28%. Для остальных металлов-гидролизатов, прежде всего РЗЭ, средняя

доля потерь за счет колюматирования составляла 30–40%, однако сильно варьировала от практического отсутствия до 70–90% в зависимости от типа реки и/или водного режима, который контролирует содержание взвеси.

Исходная концентрация растворенных и коллоидных форм Fe, Al и других металлов, реагиру-

Таблица 2. Сравнение исходной концентрации C_i , мкг/л, растворенных/коллоидных форм следовых металлов и потерь за счет кольматирования ΔC_f , мкг/л, при фильтрации 0.5 л речной воды (загр. — загрязнение)

Элемент	р. Туманная		р. Раздольная***		р. Б. Уссурка		р. Бикин	
	C_i	ΔC_f	C_i	ΔC_f	C_i	ΔC_f	C_i	ΔC_f
Al	56.8	37.5	153.6	139.9	49.4	41.1	102.6	63.6
Ti	3.9	3.45	6.2	4.9	1.4	1.0	1.6	1.3
Mn	3.0	1.7	30.0	14.0	5.9	3.9	15.9	13.1
Fe	70.8	44.7	171.2	138.8	223.5	166.1	346.6	220.6
Co	0.16	0.03	0.25	0.15	0.07	0.03	0.12	0.05
Ga	0.17	0.15	0.07	0.05	0.02	0.01	0.02	0.01
Y	0.20	0.10	0.44	0.13	0.47	0.10	0.76	0.10
Zr	0.43	0.14	0.56	0.32	0.18	0.01	0.34	0.02
Nb	0.026	0.014	0.005	0.002	0.006	0.002	0.007	0.003
La	0.26	0.16	0.36	0.15	0.41	0.15	0.69	0.15
Ce	0.40	0.26	0.65	0.35	0.60	0.29	1.17	0.35
Pr	0.10	0.07	0.097	0.025	0.119	0.049	0.195	0.044
Nd	0.24	0.14	0.42	0.12	0.50	0.19	0.83	0.18
Sm	0.086	0.061	0.093	0.034	0.113	0.031	0.184	0.035
Eu	0.053	0.045	0.021	0.007	0.023	0.003	0.041	0.008
Gd	0.080	0.057	0.099	0.031	0.118	0.038	0.188	0.034
Tb	0.049	0.043	0.014	0.005	0.016	0.001	0.026	0.004
Dy	0.073	0.053	0.076	0.024	0.087	0.024	0.142	0.018
Ho	0.049	0.042	0.015	0.005	0.017	0.001	0.028	0.003
Er	0.061	0.046	0.045	0.013	0.047	0.007	0.079	0.010
Tm	0.046	0.041	0.006	0.002	0.007	—****	0.011	—
Yb	0.057	0.045	0.039	0.011	0.040	0.005	0.067	0.007
Lu	0.041	0.038	0.006	0.002	0.006	—	0.010	—
Hf	0.016	0.010	0.014	0.009	0.004	—	0.011	—
Pb	0.20	0.15	0.04	0.08	0.41	0.15	загр.	загр.

* Средние содержания элементов (мкг/л) в фильтратах, полученных после капсульных и первых 100 мл проб после мембранных фильтров.

** Разница между концентрацией (мкг/л) после фильтрации 100 и 500 мл проб.

*** Среднее по экспериментам с пробами R-80, 83, 91.

**** Отсутствие потерь за счет кольматирования.

ющих на кольматирование, а также количество и состав взвеси, вероятно, — главные факторы, контролирующие потери металлов при фильтрации. Важную роль играет концентрация и состав растворенных органических соединений [20, 23, 24]. Оценка отдельных природных факторов, влияющих на кольматирование, может быть предметом дальнейших исследований, однако более важными представляются разработка способов учета, минимизации и в идеале — исключение влияния кольматирования.

Возможности минимизации роли кольматирования при определении химического состава речных вод

Неизбежность кольматирования и вероятность его влияния на концентрации ряда элементов в фильтрате отмечались достаточно давно [17]. Использование вещества, кольматирующего мембранный фильтр, в качестве фильтрующей среды положено в основу метода непрерывной фильтрации [1, 8], позволяющего получить практически непрерывное распределение химических элементов по размерным коллоидным фракциям. Однако необходимость фильтрации при этом 10—

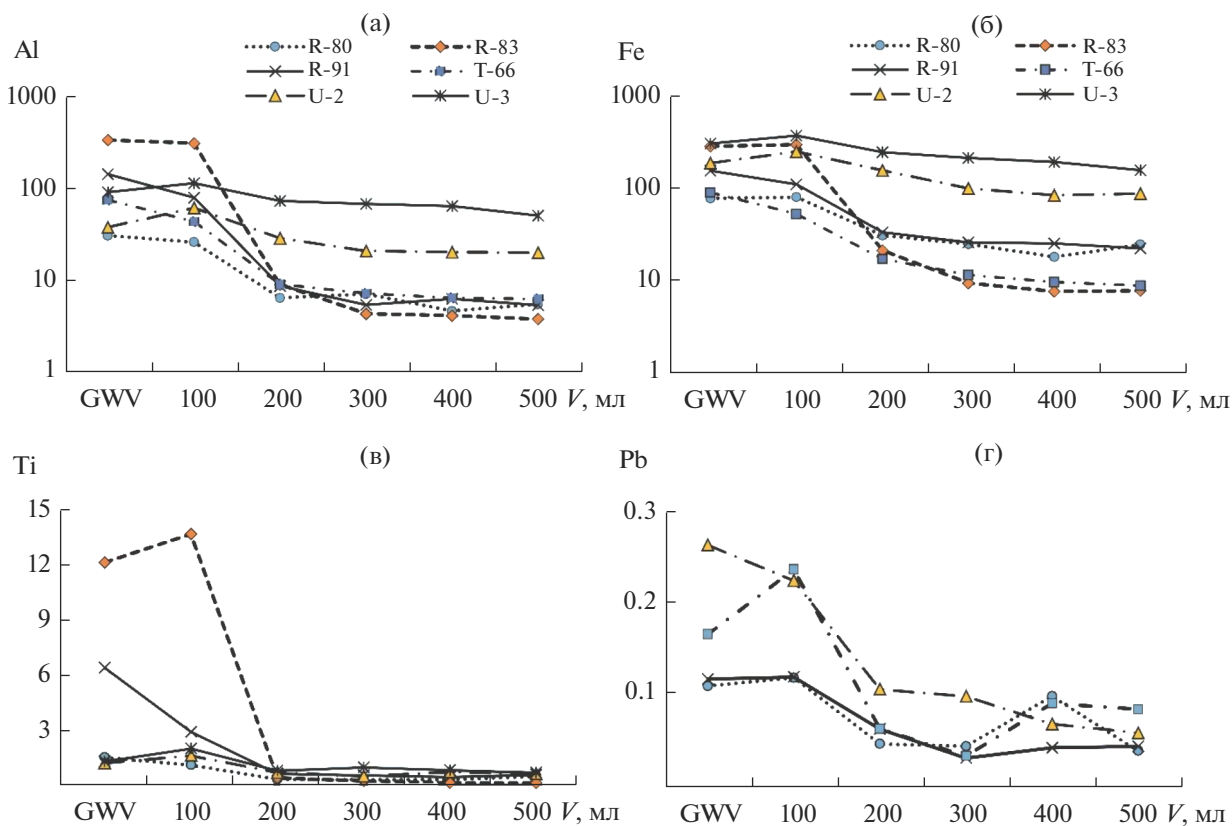


Рис. 7. Изменение концентрации в фильтратах Al, Fe, Ti и Pb (мкг/л) после фильтрации через капсульный фильтр (GWV) и через мембранный после фильтрации 100, 200, 300, 400 и 500 мл пробы. Логарифмический масштаб по оси концентраций для Al и Fe.

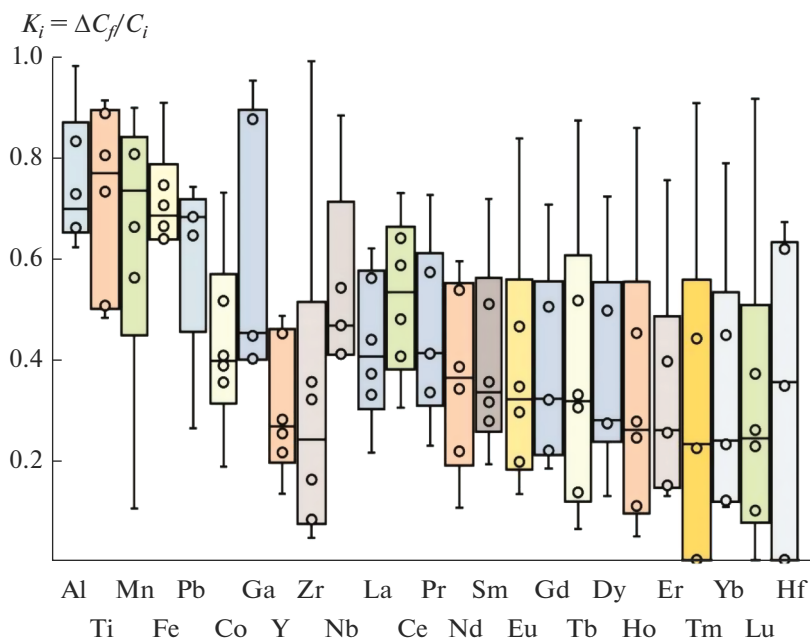


Рис. 8. Доля потерь концентрации металлов при фильтрации 500 мл речной воды; величины потерь – точки внутри боксов и на концах “усов”; вертикальный размер боксов – 25 и 75% процентиля; горизонтальные отрезки в боксах – средняя величина потерь элемента.

30 л речной воды ограничивает практическое использование этого метода для рутинного мониторинга или изучения пространственной изменчивости химического состава речного стока. Как уже указывалось, альтернативами при мониторинге качества речных вод могут стать использование капсульных фильтров [7, 17, 35], устойчивых к кольматированию, а также минимизация объема фильтрации до 50 мл [25]. Недостатки первого варианта — достаточно высокая стоимость капсульных фильтров [17]. Недостаток второго — малый объем фильтрата, не позволяющий в дальнейшем использовать его для изучения соотношения различных коллоидных и растворенных форм.

ВЫВОДЫ

Последовательная фильтрация проб воды типичных рек бореальной зоны на юге Дальнего Востока РФ через мембранные фильтры с размером пор 0.45 мкм подтвердила их заметное кольматирование даже после прохождения 100–200 мл воды. Кольматирование наблюдалось в водах с содержанием взвеси 23–340 мг/л и усиливалось при его увеличении.

Кольматирование не влияет на содержание в фильтратах главных ионов, биогенных элементов, РОУ. Значительное число следовых элементов (Ni, Cu, Cd, As, Sr, Rb, Mo, Ba, U, V, Cr) также не обнаруживает значимых изменений концентрации в фильтратах по мере кольматирования, что свидетельствует о преобладании растворенных и/или мелких коллоидных форм миграции в изученных реках для всех этих компонентов.

РЗЭ и ряд элементов-гидролизатов (Zr, Hf, Nb) демонстрируют снижение концентрации в фильтратах в среднем на 30–40% по мере возрастания объема пробы от 100 до 500 мл и соответствующего кольматирования пор, что указывает на существенную роль крупных коллоидов в их миграции. Однако для этих металлов наблюдались значительные вариации долей потерь при кольматировании в зависимости от типа реки и водного режима.

Наиболее существенное влияние кольматирование оказывает на концентрацию в фильтратах Fe, Al, Ti. Уже после фильтрации 200 мл пробы концентрация снижается на 62–90% относительно первых 100 мл или фильтратов после капсульных фильтров. Это свидетельствует о доминировании крупных коллоидных частиц гидроксидов Fe и глинистых алюмосиликатов в составе “растворенных” форм этих металлов в изученных реках.

В отличие от других элементов, реагирующих на кольматирование, концентрация Mn и отчасти Co в фильтратах снижается постепенно, пропор-

ционально объему профильтрованной воды, что соответствует равномерному распределению этих металлов по различным коллоидным фракциям.

Снижение концентрации за счет кольматирования в процессе фильтрования 200–500 мл речной воды может привести к значительному занижению результатов по растворенным/коллоидным формам Fe, Al, Mn, Co, РЗЭ и ряда других металлов-гидролизатов в речных водах, если для анализа будут использоваться не первые порции фильтрата. Соответственно, возможны ошибки при оценке качества вод. Наиболее очевидными способами минимизации влияния кольматирования может стать использование капсульных фильтров и минимизация объема фильтруемой пробы. Однако необходимы дальнейшие исследования по оптимизации способов разделения растворенных/коллоидных и взвешенных форм миграции ряда химических элементов в речных водах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алехин Ю.В., Ивлева Е.А., Ильина С.М., Лакштанов Л.З.* Экспериментальные основания коллоидной гидрогеохимии континентального стока // *Геохимия*. 2020. № 9. С. 911–921.
2. *Гордеев В.В., Лисицын А.П.* Геохимическое взаимодействие пресноводной и морской гидросфер // *Геология и геофизика*. 2014. Т. 55. № 5–6. С. 721–744.
3. *Михайлик Т.А., Тищенко П.Я., Колтунов А.М., Тищенко П.П., Швецова М.Г.* Влияние реки Раздольной на экологическое состояние вод Амурского залива (Японское море) // *Вод. ресурсы*. 2011. № 4. С. 474–484.
4. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Т. 1. Вып. 21. Л.: Гидрометеозидат, 1986. 387 с.
5. Природные ресурсы и охрана окружающей среды в Приморском крае: Стат. сб. Владивосток: Приморскстат, 2018. 94 с.
6. РД 52.24.353-2012. Отбор проб поверхностных вод суши и очищенных сточных вод. М.: Росгидромет, ГХИ, 2012. 35 с.
7. *Шулькин В.М., Богданова Н.Н., Перепелятников Л.В.* Пространственно-временная изменчивость химического состава речных вод юга Дальнего Востока РФ // *Вод. ресурсы*. 2009. № 4. С. 1–12.
8. *Alekhin Y., Ilina S., Ivleva E.* Continuous-flow membrane filtration (CFMF) as a new method to study the narrow size fractions of colloidal dimension // *E3S Web Conf*. 2019. V. 98. 16th Int. Sympos. Water-Rock Interaction (WRI-16). Article 11001. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20199811001>
9. *Benoit G., Hunter K.S., Rozan T.F.* Sources of trace metal contamination artifacts during collection, handling, and analysis of freshwaters // *Analytical Chem*. 1997. V. 69. P. 1006–1011.
10. China Statistical Yearbook 2018. Beijing: China Statistical Press, 2019. 731 с. <https://stats.gov.cn>

11. Cuss C.W., Donner M.W., Grant-Weaver I., Noernberg T., Pelletier R., Sinnatamby R.N., Shoty W. Measuring the distribution of trace elements amongst dissolved colloidal species as a fingerprint for the contribution of tributaries to large boreal rivers // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 642. P. 1242–1251.
12. Gaillardet J., Viers J., Dupre B. Trace elements in river waters. Surface and ground water, weathering and soils / Eds H.D. Holland, K.K. Turekian. Treatise on geochemistry Oxford: Elsevier-Pergamon, 2003. P. 225–272.
13. Hall G., Bonham-Carter G., Horowitz A., Lum K., Lemieux C., Quemerais B., Garbarino J. The effect of using different 0.45 μm filter membranes on 'dissolved' element concentrations in natural waters // *Applied Geochem.* 1994. V. 11. P. 243–249.
14. Hirst C., Andersson P.S., Shaw S., Burke I.T., Kutscher L., Murphy M.J., Maximov T., Pokrovsky O.S., Morth M., Porcelli D. Characterization of Fe-bearing particles and colloids in the Lena River basin, NE Russia // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2017. V. 213 P. 553–573.
15. Horowitz A.J. A Review of Selected Inorganic Surface Water Quality-Monitoring Practices: Are We Really Measuring What We Think, and If So, Are We Doing It Right? // *Environ. Sci. Technol.* 2013. V. 47. P. 2471–2486.
16. Horowitz A., Elrick K., Colberg M. The effect of membrane filtration artifacts on dissolved trace element concentrations // *Water Res.* 1992. V. 26. P. 753–763.
17. Horowitz A.J., Lum K.R., Garbarino J.R., Hall G.E.M., Lemieux C., Demas C.R. Problems associated with using filtration to define dissolved trace element concentrations in natural water samples // *Environ. Sci. Technol.* 1996. V. 30. P. 954.
18. Ingri J., Widerlund A., Land M., Gustafsson O., Andersson P., Ohlander B. Temporal variations in the fractionation of the rare earth elements in a boreal river; the role of colloidal particles // *Chem. Geol.* 2000. V. 166. P. 23–45.
19. Johannesson K.H., Tang J., Daniels J.M., Bounds W.J., Burdige D.J. Rare earth element concentrations and speciation in organic-rich blackwaters of the Great Dismal Swamp, Virginia, USA // *Chem. Geol.* 2004. V. 209. P. 271–294.
20. Morrison M., Benoit G. Filtration artifacts caused by overloading membrane filters // *Environ. Sci. Technol.* 2001. V. 35. P. 3774–3779.
21. Morrison M., Benoit G. Investigation of Conventional Membrane and Tangential Flow Ultrafiltration Artifacts and Their Application to the Characterization of Freshwater Colloids // *Environ. Sci. Technol.* 2004. V. 38. P. 6817–6823.
22. Pokrovsky O.S., Schott J. Iron colloids/organic matter associated transport of major and trace elements in small boreal rivers and their estuaries (NW Russia) // *Chem. Geol.* 2002. V. 190. P. 141–179.
23. Pokrovsky O.S., Viers J., Shirokova L.S., Shevchenko V.P., Filipov A.S., Dupre B. Dissolved, suspended, and colloidal fluxes of organic carbon, major and trace elements in the Severnaya Dvina River and its tributary // *Chem. Geol.* 2010. V. 273. P. 136–149.
24. Pokrovsky O.S., Manasypov R.M., Loiko S.V., Shirokova L.S. Organic and organo-mineral colloids in discontinuous permafrost zone // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2016. V. 188. P. 1–20.
25. Shiller A.M. Syringe filtration methods for examining dissolved and colloidal trace element distributions in remote field locations // *Environ. Sci. Technol.* 2003. V. 37. P. 3953–3957.
26. Shiller A.M., Tracey H.S. Microbial Manganese Oxidation in the Lower Mississippi River: Methods and Evidence // *Geomicrobiol. J.* 2005. 22. V. 3–4. P. 117–125.
27. Shirokova L.S., Pokrovsky O.S., Moreva O.Y., Chupakov A.V., Zabelina S.A., Klimov S.I., Shorina N.V., Vorobieva T.Ya. Decrease of concentration and colloidal fraction of organic carbon and trace elements in response to the anomalously hot summer 2010 in a humic boreal lake // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 463–464. P. 78–90.
28. Sholkovitz E.R. The aquatic chemistry of rare earth elements in rivers and estuaries // *Aquat. Geochem.* 1995. V. 1. P. 1–34.
29. Shulkin V., Bogdanova N., Lutsenko T., Yurchenko S. Impact of filtration artifacts on the seasonality of river waters chemical composition // *E3S Web Conf.* 2019. V. 98. 16th Int. Sympos. Water-Rock Interaction (WRI-16). Article 06013. <https://doi.org/10.1051/e3conf/20199806013>
30. Shoty W., Bicalho B., Cuss C.W., Donner M., Grant-Weaver I., Haas-Neill S., Javed M.B., Krachler M., Noernberg T., Pelletier R., Zacccone C. Trace metals in the dissolved fraction (<0.45 μm) of the lower Athabasca River: Analytical challenges and environmental implications // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 580. P. 660–669.
31. Stolpe B., Guo L., Shiller A.M. Binding and transport of rare earth elements by organic and iron-rich nanocolloids in Alaskan rivers, as revealed by field-flow fractionation and ICP-MS // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2013. V. 106. P. 446–462.
32. Taylor H.R., Shiller A.M. Mississippi River Methods Comparison Study: Implications for Water Quality Monitoring of Dissolved Trace Elements // *Environ. Sci. Technol.* 1995. V. 29. P. 1313.
33. Vasyukova E.V., Pokrovsky O.S., Viers J., Oliva P., Dupre B., Martin F., Candaudap F. Trace elements in organic and iron-rich surficial fluids of the boreal zone: Assessing colloidal forms via dialysis and ultrafiltration // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2000. V. 74. P. 449–468.
34. Wei T., Muqing Y., Wang G. Pollution trend in the Tumen River and its influence or regional development // *China Geogr. Sci.* 1999. V. 9(2). P. 146–150.
35. Wilde F.D., Radtke D.B., Gibb J., Iwatsubo R.T. Processing of water samples // *Techniques of Water-Resources Investigations.* Book 9. Ch. A5. US Geol. Survey. 2009. 166 p. <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A5>

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 574.52:551.464

КОМПЛЕКСНЫЙ АНАЛИЗ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМЫ В ЧЕРНОМ МОРЕ С УЧЕТОМ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ И ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ¹

© 2022 г. С. Б. Крашенинникова^а, *, Н. И. Минкина^а, И. Г. Шокурова^б, Э. З. Самышев^а

^аФИЦ Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН,
Севастополь, 299011 Россия

^бФИЦ Морской гидрофизический институт РАН,
Севастополь, 299011 Россия

*e-mail: svetlanabk@mail.ru

Поступила в редакцию 27.01.2021 г.

После доработки 29.06.2021 г.

Принята к публикации 29.06.2021 г.

Проведен анализ распределения компонентов экосистемы (фитопланктона, ракообразного эпи-, батипланктона и желтелого планктона) с учетом гидрохимических и гидрометеорологических условий на основе данных комплексных съемок в Черном море. Учитывались следующие факторы среды: гидрохимические – биогенные элементы (нитраты, нитриты, фосфаты, кремний) как лимитирующие факторы роста биомассы фитопланктона и гидрометеорологические (скорость и направление ветра, экмановская накачка, апвеллинги, плотностные фронты), влияющие на распределение и концентрацию биогенов. Получено, что пространственное распределение биогенных элементов и фитопланктона хорошо согласуется с сезонными изменениями вертикального подъема вод – экмановской накачки, связанной с неоднородностью поля ветра над морем. Анализ межгодовой изменчивости экмановской накачки за период 1979–2016 гг. показал, что зимой над всей глубоководной частью моря преобладает циклоническая завихренность в поле ветра, сопровождающаяся вертикальным подъемом вод, что создает благоприятные условия для обогащения вод верхнего слоя моря биогенными элементами. В летний сезон циклоническая завихренность ветра в основном преобладает над восточной частью моря, внося вклад в подъем глубинных вод. Над западной частью моря летом преобладает в среднем антициклоническая завихренность, препятствуя подъему глубинных вод.

Ключевые слова: фитопланктон, зоопланктон, биогены, ветер, экмановская накачка, плотностные фронты, Черное море.

DOI: 10.31857/S0321059622010096

ВВЕДЕНИЕ

При исследовании функционирования экосистемы Черного моря актуально изучение пространственно-временной изменчивости компонентов экосистемы и их трофических связей в верхнем фотическом слое [5, 10, 17, 32]. Кроме того, остается важным вопрос о зависимости численности и биомассы компонентов экосистемы от условий их среды обитания. Известно, что биомасса фито- и зоопланктона меняется по сезонам

и неоднородно распределена по акватории Черного моря, что связано с действием на экосистему различных факторов [16, 18, 22, 32]. К числу таких факторов относятся: гидрологические (температура, соленость, градиенты плотности морской воды), гидрометеорологические (потоки тепла на поверхности, скорость ветра, экмановская накачка, прибрежный апвеллинг), гидрохимические (биогены, поллютанты), оптические (освещенность). Кроме того, трофические связи внутри экосистемы и сезонные вариации гидрометеорологических условий приводят к изменениям не только численности, но и видов фитопланктона в течение года [1, 21].

Анализ согласованности пространственно-временной изменчивости компонентов экосистемы и факторов среды – наиболее информативный способ выявления связей между ними. В настоящее время имеются непрерывные ряды данных,

¹ Работа выполнена в рамках программы исследований ФИЦ ИнБЮМ “Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом” (0556-2021-0003) и программы ФИЦ МГИ “Фундаментальные исследования процессов взаимодействия в системе океан–атмосфера, определяющих региональную пространственно-временную изменчивость природной среды и климата” (0555-2021-0002).

позволяющие анализировать изменчивость гидрометеорологических факторов. Однако анализ изменчивости компонентов экосистемы за счет влияния факторов среды затруднен из-за отсутствия регулярных данных о численности и биомассе фито- и зоопланктона, а также о концентрации биогенных элементов [12, 16, 18, 32]. Поэтому для таких целей часто используют численные модели [6, 26]. В последнее время изменчивость отдельных компонентов экосистемы также изучают на основе спутниковых наблюдений, имеющих регулярный характер [11, 13]. Тем не менее натурные данные — основной индикатор состояния экосистемы моря. Анализ межгодовой изменчивости компонент экосистемы по натурным наблюдениям показывает важность влияния на нее климатических факторов, метеоусловий и концентрации биогенных элементов [18, 22]. В большинстве ранних исследований рассматривается влияние единичных факторов на изменчивость отдельных компонентов экосистемы. В настоящей работе ставится задача учета комплекса факторов, одновременно влияющих на работу нескольких компонентов экосистемы. Выполненные в разные сезоны 1992 г. уникальные комплексные съемки гидрологических, оптических, биологических и гидрохимических характеристик, включая съемку CoMSBlack'92 [4, 24], а также данные атмосферного реанализа [19] позволяют учесть наибольшее число факторов и наиболее полно проанализировать их влияние на распределение основных компонентов экосистемы.

Цель работы — анализ влияния гидрохимических и гидрометеорологических факторов среды на распределение основных компонентов экосистемы (фито- и зоопланктона) в Черном море.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В работе использовались следующие данные:

биомасса фитопланктона, ракообразного эпипланктона и желетелых организмов (мг/м^3); концентрация биогенных элементов — нитратов (мг/л), нитритов, кремния, общего фосфора (мкг/л); температура ($^{\circ}\text{C}$) и соленость (psu), полученные в рейсе № 60 научно-исследовательского судна погоды (НИСП) “Г. Ушаков” в марте 1992 г. и рейсах № 57 и 61 научно-исследовательского судна (НИС) “Э. Кренкель” в мае и июле 1992 г. [5]; все съемки выполнены по единой схеме станций во всей северной половине Черного моря;

температура ($^{\circ}\text{C}$) и соленость (psu) из банка данных Морского гидрофизического института РАН (ФИЦ МГИ РАН) [3];

скорость ветра на высоте 10 м с дискретностью 6 ч по реанализу ERA-Interim ($0.75^{\circ} \times 0.75^{\circ}$, 6 ч) [19].

Кроме того, для сравнения и анализа полученных результатов привлекались оценки, представленные в работах [1, 8, 12, 18, 20, 23, 24, 25].

Для анализа изменчивости пространственно-временного распределения компонентов экосистемы предварительно рассчитывалась средняя концентрация биомассы фито- и зоопланктона и биогенов в четырех слоях (поверхностном микрослое, верхнем перемешанном слое, слое термоклина и ниже термоклина до 50 м для фитопланктона и до 100 м для зоопланктона) по методике, изложенной в работе [23]. С учетом суточных вертикальных перемещений фито-, мезозоопланктона и желетелого планктона рассматривалась также средняя концентрация биомассы на каждой станции в слое от поверхности до верхней границы галоклина. Для концентрации биогенов также находились средневзвешенные величины.

Анализировались следующие гидрометеорологические факторы, оказывающие влияние на распределение биогенных элементов: экмановская вертикальная скорость, возникающая в результате неоднородности ветрового поля (завихренности), прибрежный апвеллинг, скорость и направление ветра и плотностные фронты в районах стока рек.

В открытом море распределение биогенных элементов анализировалось на основе его сравнения с распределением экмановской вертикальной скорости (экмановской накачки) на нижней границе экмановского слоя. Вертикальная экмановская скорость вычислялась на основе данных о скорости ветра по формуле [31]:

$$w_E = \frac{1}{\rho_0} \operatorname{rot}_z \frac{\tau}{f}, \quad (\text{м/с}),$$

где ρ_0 , кг/м^3 — плотность морской воды; f , с^{-1} — параметр Кориолиса; $\tau = (\tau_x, \tau_y)$, Н/м^2 — напряжение трения ветра. Для расчета напряжения ветра использована аэродинамическая формула $\tau = \rho_a C_D |\mathbf{V}| |\mathbf{V}|$, где ρ_a , кг/м^3 — плотность воздуха; $C_D = 1.3 \times 10^{-3}$ — безразмерный коэффициент трения ветра о морскую поверхность; $\mathbf{V} = (u, v)$, м/с — скорость ветра на высоте 10 м.

Изменение концентрации биогенных элементов у берегов анализировалось на примере района моря у Южного берега Крыма (ЮБК) в сравнении с изменениями повторяемости ветров, вызывающих апвеллинг. Наиболее вероятные условия возникновения апвеллинга в прибрежье ЮБК — западные и юго-западные ветры [9]. Для ветров указанных направлений вычислялась среднемесячная повторяемость (%) по отношению к общему числу ситуаций с разным направлением ветра. Направление ветра определялось как направление вектора скорости, полученного осреднением

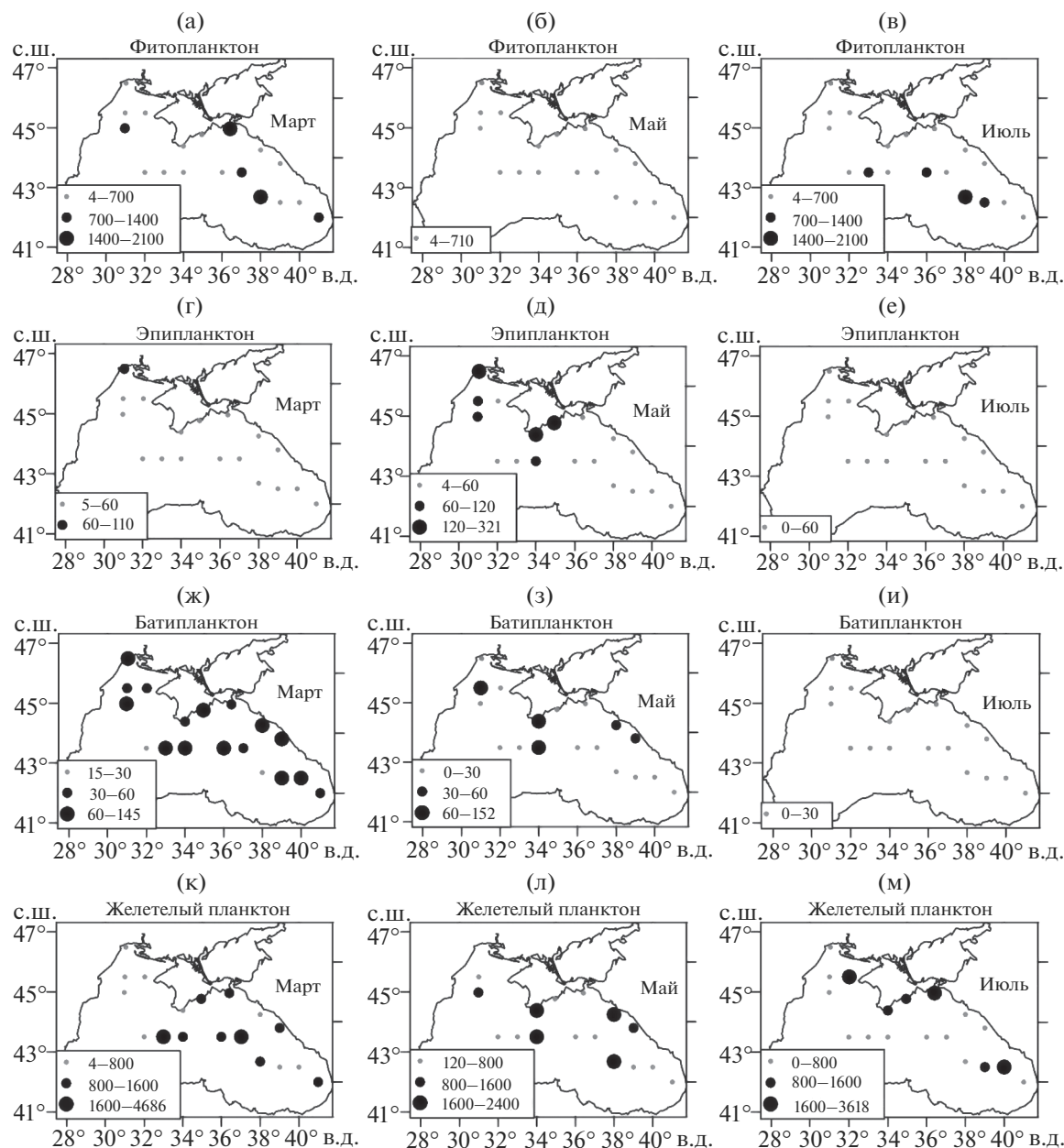


Рис. 1. Пространственное распределение средней концентрации биомассы фитопланктона (а, б, в), ракообразных эпипланктона (г, д, е) и батиопланктона (ж, з, и), желателого планктона (к, л, м) в марте, мае и июле 1992 г. Величины биомассы выражены в мг/м^3 .

компонент скорости ветра (u , v) в рассматриваемом районе.

Плотностные фронты определялись путем вычисления горизонтальных градиентов плотности морской воды ρ_0 (кг/м^3). Плотность рассчитывалась на основе уравнения ЮНЕСКО по данным о температуре и солености, предварительно интерполированных на регулярную сетку методом оптимальной интерполяции [2, 27].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Компоненты экосистемы

На рис. 1 представлены пространственные распределения суммарной биомассы фитопланктона, ракообразного эпи-, батиопланктона и желателого планктона в марте, мае и июле 1992 г.

Большие значения биомассы фитопланктона отмечались в марте и июле, малые — в мае. Средняя по анализируемой области концентрация

фитопланктона в мае была в 3 раза меньше, а в июле — в 1.5 раза меньше, чем в марте (рис. 1а–1в). Высокие значения биомассы микроводорослей в марте и июле в основном наблюдались в центральной и восточной частях моря. В течение года также менялось вертикальное распределение фитопланктона. Наибольшая биомасса фитопланктона была сконцентрирована в поверхностном слое в марте и мае, в подповерхностном слое (в сезонном термоклине) — в июле.

Суммарная биомасса эпи- и батипланктона уменьшалась от марта к июлю, однако их динамика имела свои особенности. В мае средняя биомасса эпипланктона была в 3 раза выше, чем в марте и июле (рис. 1г–1е). Эпипланктон весной в основном располагался в поверхностном слое моря, а в июле в подповерхностном. Средняя концентрация батипланктона (копепод) была в мае в 2 раза меньше, а в июле в 10 раз меньше, чем в марте.

Средняя концентрация желетелого планктона (преимущественно гребневиков *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 и *Pleurobrachia pileus* O. F. Müller, 1776) в пелагиали практически не менялась в рассматриваемые месяцы (рис. 1к–1м). Однако она снижалась в поверхностном слое и возрастала в подповерхностном слое от марта к июлю. В марте и мае большие значения биомассы желетелого планктона наблюдались в центре Черного моря. В июле его концентрация увеличилась у берегов Крыма и в районе Батумского антициклонического круговорота, что связано с увеличением загрязнений антропогенного происхождения [28, 30].

Гидрохимические факторы

Пространственное распределение биогенных элементов имеет характер, аналогичный распределению фитопланктона. Большая концентрация нитритов и нитратов отмечалась в марте по всей исследуемой области как в пелагиали, так и в прибрежных районах. К маю она уменьшилась в 2 раза (рис. 2а–2д). В июле концентрации нитритов и нитратов увеличились по сравнению с маем, но в основном в глубоководной восточной части моря и у берегов Крыма.

Концентрации фосфатов в среднем по акватории Черного моря в марте и в июле также оказались выше, чем в мае (рис. 2ж–2и). Большие значения отмечались на северо-западном шельфе в марте и в восточной части моря — в июле.

Гидрометеорологические факторы

Рост обилия фитопланктона — первого звена в пищевой цепи — лимитируется концентрацией биогенных элементов. Распределение биогенных элементов зависит от внешних факторов и их пространственно-временной неоднородности.

К таким факторам относится ветровое воздействие, по-разному проявляющееся в центральных и прибрежных областях, циркуляция вод, сток рек и бытовых отходов, плотностная структура вод.

В центральной части моря основной источник биогенов — их поступление из глубинных вод, так как здесь их концентрация увеличивается с глубиной. Преобладающая в течение всего года циклоническая завихренность ветра над морем обуславливает вертикальный подъем вод и более высокое положение пикноклина в центральной части моря. Наиболее высокие вертикальные скорости подъема вод, обусловленные циклонической завихренностью ветра, отмечаются с января по март (рис. 3а). С этим, по-видимому, связаны высокие концентрации нитритов и нитратов в центральных районах, наблюдаемые в марте (рис. 2а, 2г), и, как следствие, большие величины биомассы фитопланктона (рис. 1а).

На рис. 3г–3е представлено пространственное распределение средней экмановской скорости для марта, мая и июля 1992 г. Точками обозначены локальные районы подъема вод, обусловленного синоптическими ситуациями с циклонической завихренностью ветра, которые сопровождаются положительной вертикальной скоростью $>10^{-5}$ м/с. В марте наблюдались большие значения экмановской скорости во всей глубоководной части моря (рис. 3г), в мае и июле — в восточной части Черного моря и у берегов Турции (рис. 3д, 3е). Повышенные концентрации биогенов (нитритов, нитратов и фосфатов) в июле (рис. 2и, 2м) также локализовались в восточной части моря, где отмечены повышенные значения экмановской накачки (точки на рис. 3е). В июле 1992 г. средняя по акватории величина экмановской накачки была в 3 раза выше, чем в мае (рис. 3а). Этим обстоятельством могут объясняться более высокие концентрации нитратов в июле по сравнению с маем в юго-восточном районе (рис. 2з) и, как следствие, наибольшие значения биомассы фитопланктона (рис. 1в).

На рис. 4 приведены средние значения экмановской вертикальной скорости для января–марта и июня–августа для глубоководных районов западной и восточной частей моря в 1979–2016 гг. В январе–марте, когда над морем усиливается циклоническая завихренность ветра (рис. 3а), вертикальный подъем вод преобладает как в западной, так и в восточной частях моря. Отрицательные значения, свидетельствующие об опускании вод, наблюдаются лишь в некоторые годы в западной части моря. Летом, когда циклоническая завихренность ветра в среднем по морю ослабевает (рис. 3а), величина экмановской накачки для двух частей моря различается по знаку. В восточной части моря преобладает циклоническая завихренность ветра, поэтому экмановская

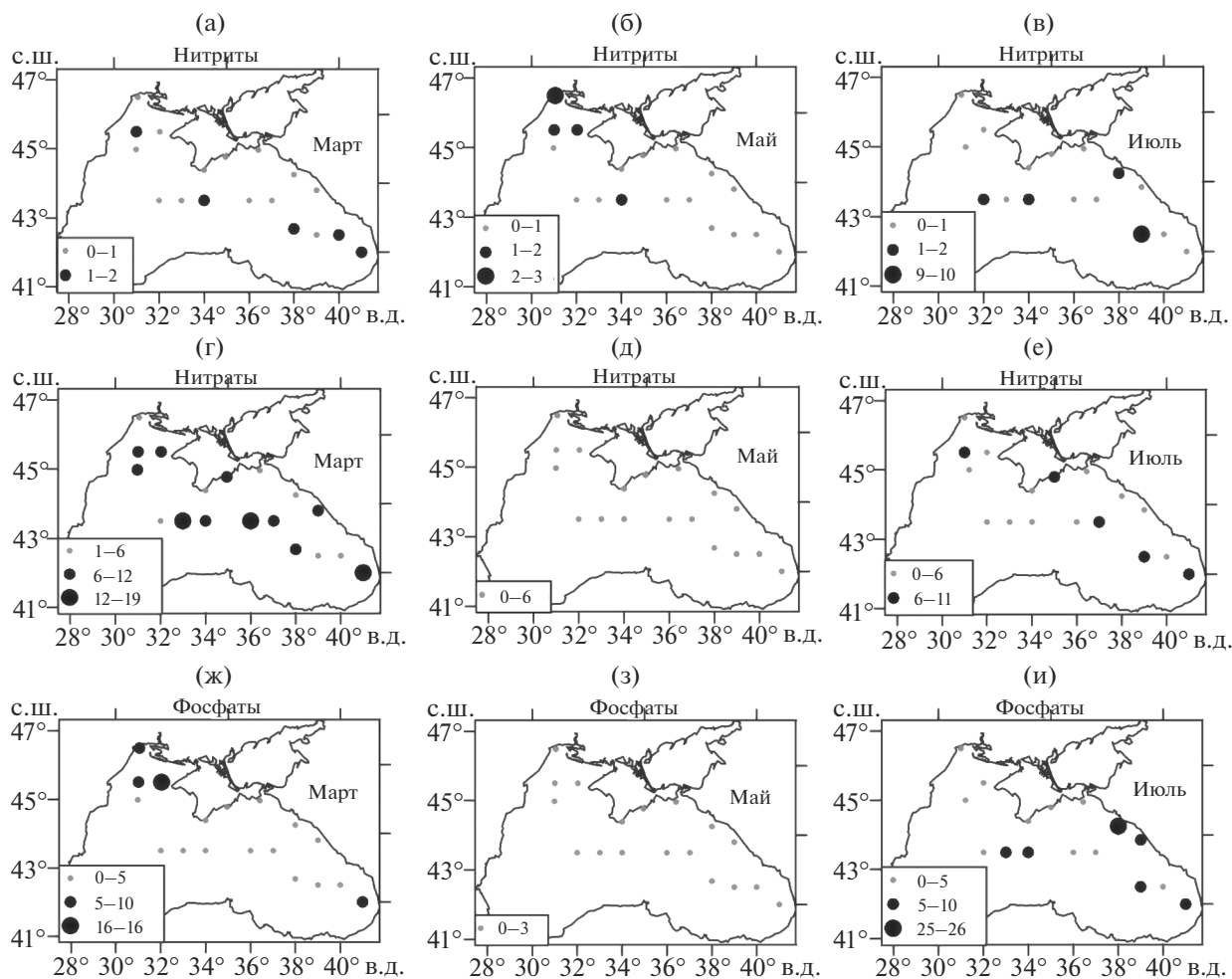


Рис. 2. Пространственное распределение биогенов в пелагиали северной части Черного моря: нитриты NO_2 (а, б, в), мкг/л , нитраты NO_3 (г, д, е), мкг/л , общий фосфор Р, (ж, з, и), мкг , для марта, мая и июля 1992 г.

скорость в основном имеет положительные значения, т. е. происходит интенсивный подъем вод. В западной части моря преобладает антициклоническая завихренность в поле ветра, поэтому значения экмановской вертикальной скорости в среднем отрицательные и направлены вниз, что ослабляет подъем вод, богатых биогенными элементами в этой части моря.

Таким образом, можно предположить, что летом в глубоководных районах восточной части моря значимый источник поступления биогенных элементов в фотический слой — экмановский подъем вод за счет циклонической завихренности ветра над морем.

Высокие концентрации биогенов в центральных районах моря в июле по сравнению с маем также могут быть связаны с большими скоростями ветра. В результате воздействия сильного ветра происходит механическое перемешивание вод, приводящее к обогащению поверхностных вод биогенными элементами [11]. В июле 1992 г. сред-

няя скорость ветра превышала среднемноголетнюю величину за период 1979–2016 гг. и была выше майской (рис. 3б). Высокие значения скорости и завихренности ветра в июле 1992 г. также сопровождались усилением циркуляции вод в море [8, 23].

Концентрация биогенных элементов в прибрежных районах может меняться за счет апвеллингов, а также за счет сезонного изменения стока рек и бытовых стоков [5, 15]. У ЮБК апвеллинг возникает в основном при западных и юго-западных ветрах [9], отгоняющих поверхностные воды в море, взамен которых поднимаются глубинные воды. Расчет показывает, что в марте 1992 г. повторяемость ветров этих направлений составляла 32%, а в мае и июле была приблизительно одинаковой — 24 и 23% соответственно. Отметим, что в мае 1992 г. повторяемость этих ветров была намного меньше среднемноголетней величины за 1979–2016 гг. (рис. 4в). Высокие концентрации нитратов у ЮБК в марте и июле (рис. 2) могут

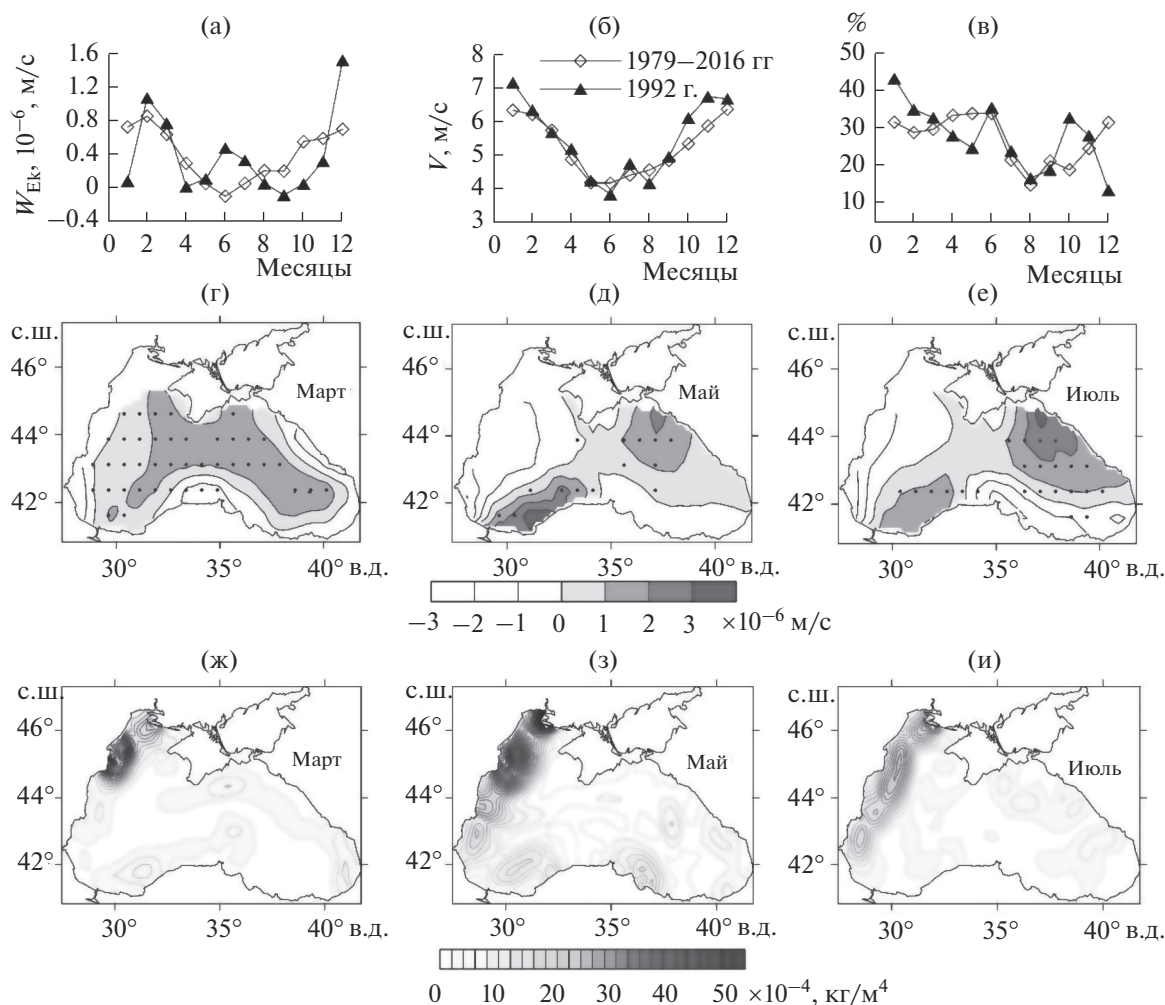


Рис. 3. Сезонный ход экмановской вертикальной скорости (а), м/с, скорости ветра (б), м/с, повторяемости западных и юго-западных ветров, %, у Южного берега Крыма (в); пространственное распределение экмановской вертикальной скорости в марте, мае и июле 1992 г. (г, д, е) соответственно (по данным реанализа ERA-Interim 1979–2016 гг.). Точками на рисунках (г, д, е) обозначены районы, где вертикальная скорость превышала 10^{-5} м/с; Средние горизонтальные градиенты плотности в марте и мае, вычисленные по данным 1980–1992 гг. [3] (ж, з), и в июле по данным 1992 г. [3] (и).

быть связаны с прибрежным апвеллингом, способствующим увеличению концентрации биогенов в прибрежных водах. Высокие концентрации нитритов в мае в районе Северо-западного шельфа связаны, вероятно, с сезонным стоком рек.

Большие горизонтальные градиенты плотности в районах стока рек могут служить барьером для распространения биогенных элементов, поэтому во фронтальных зонах может содержаться повышенная их концентрация [29]. Поступление биогенных элементов через плотностные фронты происходит в основном за счет переноса мезомасштабными вихрями [13]. Плотностной фронт во все месяцы находится вдоль западного побережья моря с наибольшими значениями горизонтального градиента в районах стока рек Дунай и Днепр (рис. 3ж, 3з). В районе фронта в марте на-

блюдались повышенные концентрации нитритов и фосфора, в мае – нитритов (рис. 2).

ОБСУЖДЕНИЕ

Проведенный анализ пространственно-временной изменчивости компонент экосистемы на примере комплексных съемок в 1992 г. показывает влияние всех факторов – гидрометеорологических, гидрохимических и биотических – на продуктивность экосистемы.

Распределение и величина биомассы фитопланктона, по данным всех съемок, хорошо согласуются с изменчивостью биогенных элементов и величиной экмановской вертикальной скорости, возникающей в результате завихренности в поле ветра (рис. 1а–1в; 2; 3г–3е). Максимальная биомасса фитопланктона и кон-

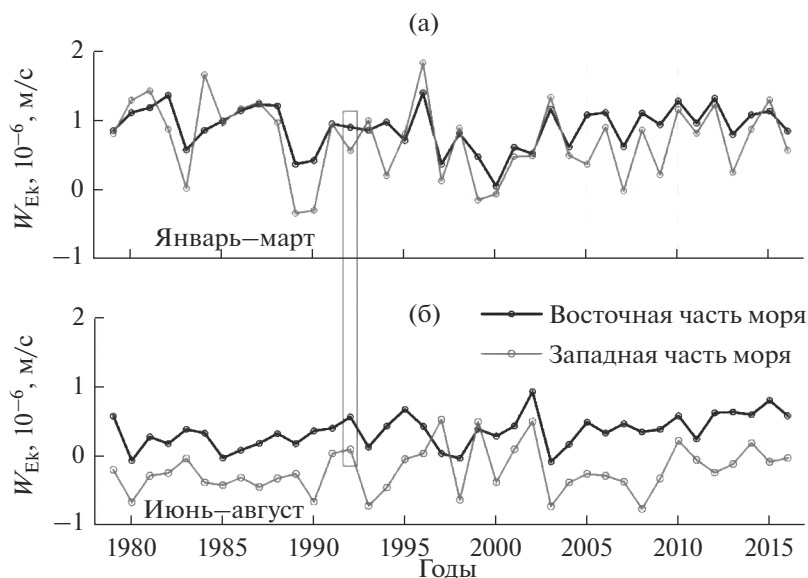


Рис. 4. Экмановская вертикальная скорость, м/с, осредненная для восточной и западной глубоководных частей моря в январе–марте (а) и июне–августе (б).

центрации биогенных элементов в фотическом слое отмечается в марте, когда экмановский подъем вод максимальный. В июле в восточной части моря наблюдались высокие концентрации фитопланктона и фосфора (рис. 1в, 2и). Согласно [1, 20], в июле 1992 г. в восточной части моря наблюдалось цветение кокколитофорид, биомасса которых лимитируется содержанием фосфора [14, 20]. Здесь же за счет циклонической завихренности ветра отмечены высокие значения вертикальной экмановской скорости, не уступающие значениям в марте (рис. 3г, 3е).

Согласно [18, 22], биомасса фитопланктона летом 1992 г. — наибольшая за современный период наблюдений с 1960-х гг. По хронологии, введенной в [12], 1992 г. относится к холодному периоду 1984–1996 гг., когда преобладали холодные зимы, за счет зимней конвекции и перемешивания увеличивался поток биогенных элементов из глубинных слоев моря и они накапливались в верхнем слое моря. Этот же год относят к периоду экологического кризиса 1989–1992 гг., последовавшего за периодом интенсивной эвтрофикации 1985–1988 гг. за счет антропогенной нагрузки [18, 22]. С антропогенной эвтрофикацией вод связывают и низкую прозрачность морской воды, которая в 1992 г. была наименьшей за многолетний период наблюдений (с 1923 г.) — средняя прозрачность снизилась с 23 до 6.2 м [20, 25].

Сравнение величины экмановской вертикальной скорости в 1992 г. со значениями в другие годы показывает, что зимой указанного года вертикальная экмановская скорость в восточной части моря была незначительно выше среднего значе-

ния за 1979–2016 гг., а в западной части — ниже среднего значения (рис. 4а). Летом средняя вертикальная скорость в восточной (0.55×10^{-6} м/с) и в западной (0.08×10^{-6} м/с) частях моря значительно превышала среднемноголетние значения (0.33×10^{-6} м/с и -0.21×10^{-6} м/с соответственно) (рис. 4б). Таким образом, летом 1992 г. метеорологические условия сопровождались более сильным подъемом вод, чем в среднем за 1979–2016 гг., что может быть одной из причин высокой продуктивности в этот год. В июле максимумы биомассы фитопланктона и концентрации биогенных элементов были в термоклине и под ним. Сильная стратификация в термоклине препятствует проникновению биогенных элементов в верхние слои. Потребление фитопланктоном биогенов, поступающих из нижележащих слоев путем перемешивания, возможно, осуществляется за счет его заглубления.

Трофические связи в экосистеме также вносят вклад во временную и пространственную изменчивость компонент экосистемы. По данным съемок, уменьшение биомассы фитопланктона в мае происходило на фоне больших величин биомассы ракообразного эпипланктона, а его увеличение в июле — при уменьшении суммарной биомассы эпи- и батиопланктона. Несмотря на особенности 1992 г., изменение биомассы фитопланктона и зоопланктона от марта к июлю хорошо согласуется с современными представлениями об их сезонном ходе [1, 7, 21, 26].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Черноморская пелагическая экосистема находится под воздействием большого числа факторов среды, что требует комплексного учета их влияния. В настоящей работе на примере данных комплексных съемок, выполненных в марте, мае и июле 1992 г., предпринята попытка комплексного подхода к учету факторов среды, влияющих на основные компоненты экосистемы, таких как фитопланктон, ракообразный эпи-, батипланктон и желетелые организмы. Проведено сопоставление гидрометеорологических факторов (экмановской накачки, скорости ветра, апвеллинга, гидрологических фронтов) и распределения концентраций биогенных элементов и биомассы фитопланктона.

Данные съемок показали, что распределения биогенных элементов и биомассы фитопланктона хорошо согласуются с пространственно-временной изменчивостью вертикальной экмановской скорости. Усиление экмановского подъема вод в марте сопровождалось высокой концентрацией биогенных элементов и, как следствие, высокими величинами биомассы фитопланктона. Высокие концентрации биогенных элементов в июле наблюдались в основном в центральной и восточной частях моря, где отмечены высокие значения экмановской вертикальной скорости.

По расчетам на основе данных атмосферного реанализа ERA-Interim, летом в восточной глубоководной части моря, в отличие от западной, преобладает подъем вод, обусловленный неоднородностью поля скорости ветра над морем, что может вносить значимый вклад в увеличение продуктивности в этой части моря. По расчетам на основе гидрологических данных, в западной части моря и на северо-западном шельфе находится плотностной фронт за счет стока рек Дунай и Днепр, в его районе наблюдается высокое содержание биогенных элементов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Брянцева Ю.В.* Оценка обилия фитопланктона в Черном море и его сезонная динамика в 1992 году // Тр. ЮгНИРО. 1996. Т. 42. С. 184–189.
2. *Гандин Л.С.* Объективный анализ метеорологических полей. Л.: Гидрометеоиздат, 1963. 287 с.
3. *Годин Е.А., Белокопытов В.Н., Ингеров А.В. и др.* Свид. о гос. регистрации базы данных № 2019621008 “Черное море: гидрология – 2018”.
4. *Грузов Л.Н., Люмкис П.В., Нападковский Г.В.* Исследования пространственно-временной структуры планктонных полей северной половины Черного моря в 1992–93 гг. // Исследование экосистемы Черного моря. Одесса: Министерство охраны окружающей природной среды Украины, Укр. науч. центр экологии моря, 1994. Вып. 1. С. 94–127.
5. *Дзицкий В.С., Минкина Н.И., Орлова И.Г. и др.* Комплексная оценка загрязненности вод Черного моря в 90-е годы прошлого столетия // Системы контроля окружающей среды. Средства, модели и мониторинг. Севастополь: Морской гидрофиз. ин-т, 2011. Вып. 15. С. 265–273.
6. *Дорофеев В.Л.* Моделирование декадной изменчивости экосистемы Черного моря // Морской гидрофиз. журн. 2009. № 6. С. 71–81.
7. *Дорофеев В.Л., Сухих Л.И.* Изучение долговременной изменчивости экосистемы черного моря на основе ассимиляции данных дистанционных измерений в численной модели // Вод. ресурсы. 2019. Т. 46. № 1. С. 58–69.
8. *Иванов В.А., Белокопытов В.Н.* Океанография Черного моря. Севастополь, 2011. с. 212.
9. *Иванов В.А., Михайлова Э.Н.* Апвеллинг в Черном море. С.: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. 92 с.
10. *Крашенинникова С.Б., Минкина Н.И., Самышев Э.З. и др.* Влияние комплекса факторов среды на биомассу фитопланктона и зоопланктона в Черном море в весенний период // Экология и строительство. 2019. № 4. С. 14–21.
11. *Кубряков А.А., Микаэлян А.С., Станичный С.В.* Вертикальная эволюция цветений кокколитофорид и ее влияние на растворенную органику в Черном море по данным буев БИО-АРГО // Современные методы и средства океанологических исследований (МСОИ-2019). 2019. С. 214–217.
12. *Микаэлян А.С.* Временная динамика фитопланктона глубоководного бассейна Черного моря. Дис. ... докт. биол. наук. М.: ИО РАН, 2018. 266 с.
13. *Микаэлян А.С., Зацепин А.Г., Кубряков А.А.* Воздействие мезомасштабной вихревой динамики на биопродуктивность морских экосистем (обзор) // Морской гидрофиз. журн. 2020. Т. 36. № 6. С. 646–675.
<https://doi.org/10.22449/0233-7584-2020-6-646-675>
14. *Микаэлян А.С., Силкин В.А., Паутова Л.А.* Развитие кокколитофорид в Черном море: межгодовые и многолетние изменения // Океанология. 2011. Т. 51. № 1. С. 45–53.
15. *Совга Е.Е., Кондратьев С.И., Годин Е.А. и др.* Сезонная динамика содержания и локальные источники биогенных элементов в водах прибрежной акватории Гераклеяского полуострова // Морской гидрофиз. журн. 2017. № 1. С. 56–65.
16. *Стельмах Л.В., Куфтаркова Е.А., Бабич И.И.* Сезонная изменчивость скорости роста фитопланктона в прибрежных водах Черного моря (район Севастополя) // Морской экол. журн. 2009. Т. 8. № 1. С. 67–80.
17. *Финенко Г.А., Романова З.А., Аболмасова Г.И., и др.* Трофические взаимоотношения в планктонном сообществе Черного моря на современном этапе // Экология моря. 2006. Т. 71. С. 50–54.
18. *Юнев О.А., Коновалов С.К., Великова В.* Антропогенная эвтрофикация в пелагической зоне Черного моря: долговременные тренды, механизмы, последствия. М.: ГЕОС, 2019. 164 с.
<https://doi.org/10.34756/GEOS/2019.16.37827>

19. *Dee D.P., Uppala S.M., Simmons A.J. et al.* The ERA-Interim Reanalysis: Configuration and Performance of the Data Assimilation System // Quarterly J. Royal Meteorol. Society. 2011. V. 137. № 656. P. 553–597.
20. *Mankovsky V.I., Vladimirov V.L., Solovov M.V., Besiktepe S.* Optical properties of the Black Sea: results of the CoMSBlack and TU-Black Sea Programs // NATO Sci. Ser. 2 Environ. security. 1998. V. 47. № 2. P. 145–162.
21. *Mikaelyan A.S., Kubryakov A.A., Silkin V. et al.* Regional climate and patterns of phytoplankton annual succession in the open waters of the Black Sea // Deep Sea Res. Pt I. Oceanogr. Res. Papers. 2018. V. 142. P. 44–57.
22. *Mikaelyan A.S., Zatsepin A.G., Chasovnikov V.K.* Long-term changes in nutrient supply of phytoplankton growth in the Black Sea // J. Mar. Sys. 2013. V. 117–118. P. 53–64.
23. *Newhouse Y.* Daily euphotic zone primary productivity “Pionner” cruise of the international Indian Ocean expedition // Arch. Oceanogr. Limnol. 1968. V. 16. P. 1–43.
24. *Oguz T., Besiktepe S., Basturk O. et al.* CoMSBlack'92 Physical and Chemical Intercalibration Workshop // Workshop rep. № 98. Erdemli, Turkey: Unesco, 1993.
25. *Oguz T., Dippner J.W., Kaymaz Z.* Climatic regulation of the Black Sea hydro-meteorological and ecological properties at interannual-to-decadal time scales // J. Mar. Systems. 2006. V. 60. № 3–4. P. 235–254.
26. *Oguz T., Ducklow H.W., Malanotte-Rizzoli P.* Modeling distinct vertical biogeochemical structure of the Black Sea: Dynamical coupling of the oxic, suboxic, and anoxic layers // Global Biogeochem. Cycles. 2000. V. 14. № 4. P. 1331–1352.
27. *Polonskii A.B., Shokurova I.G.* Statistical structure of the large-scale fields of temperature and salinity in the Black Sea // Physical Oceanogr. 2008. V. 18. № 1. P. 38–51.
28. *Purcell J.E., Uye S., Lo W.T.* Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review // Mar. Ecol. Progress Ser. 2007. V. 350. P. 153–174.
29. *Ragueneau O., Lancelot C., Egorov V. et al.* Biogeochemical transformations of inorganic nutrients in the mixing zone between the Danube River and the north-western Black Sea // Estuarine, Coastal Shelf Sci. 2002. V. 54. № 3. P. 321–336.
30. *Richardson A.J., Bakun A., Hays G.C. et al.* The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future // Trends Ecol. Evolution. 2009. V. 24. № 6. P. 312–322.
31. *Tomczak M., Godfrey J.S.* Regional oceanography: an introduction. Delhi: Daya Publ. House, 2003. 401 p.
32. *Yuneev O.A., Moncheva S., Carstensen J.* Long-term variability of vertical chlorophyll a and nitrate profiles in the open Black Sea: eutrophication and climate change // Mar. Ecol. Prog. Ser. 2005. V. 294. P. 95–107.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ, ЭКОНОМИЧЕСКИЕ И ПРАВОВЫЕ АСПЕКТЫ

УДК 502.5;504.05

ОПАСНОСТИ И РИСКИ РЕКРЕАЦИОННОГО ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ: ВЕКТОРЫ МЕЖДУНАРОДНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ. ВОЗДЕЙСТВИЯ РЕКРЕАЦИИ НА ЭКОСИСТЕМЫ И БИОТУ¹

© 2022 г. И. В. Андреева^а, *, А. В. Пузанов^а

^аИнститут водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, 656038 Россия

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

Поступила в редакцию 27.02.2021 г.

После доработки 25.05.2021 г.

Принята к публикации 27.07.2021 г.

Приведен обзор англоязычных научных статей по вопросам оценки опасностей и рисков в рекреационном водопользовании. Показаны основные темы и итоги зарубежных исследований воздействия рекреации на экосистемы и биоту водных объектов и их побережий. Сообщено об идеологии, методах, содержании и показателях исследований в области управления пляжами (прибрежное планирование), в области изучения опасностей от рекреационной добычи биоты, рекреационного мусора, рекреационного транспорта, а также опасностей для биологического разнообразия на рекреационных пляжах. Показаны тенденции развития традиционных методик изучения отдыха около воды. На основе анализа зарубежных исследований сделаны выводы о перспективных идеях и направлениях для использования и развития в российских исследованиях рекреационного водопользования.

Ключевые слова: рекреационное водопользование, управление рекреационным пляжем, рекреационный транспорт, рекреационный мусор, риск сокращения биоразнообразия, опасные воздействия.

DOI: 10.31857/S0321059622010023

ВВЕДЕНИЕ

Рекреационное водопользование затрагивает в разной степени, но непременно совместно и акватории, и берега. Оно сочетает в себе многие виды отдыха с разными сезонами максимальных нагрузок, интенсивностью использования природных комплексов, путями, характером и объемами загрязнений [2, 7]. Популярность самого массового из его видов – пляжного – привела к росту населения курортных регионов, перегруженности пляжей, увеличению давления и расширению спектра воздействий на окружающую среду [14, 15]. Стали очевидны негативные изменения в ландшафтах, вдольбереговых течениях, рельефе шельфа и побережья [20], а проявления эрозии, наводнения, плохое качество воды и биологические угрозы в свою очередь повысили степень опасности для человека при пользовании пляжами [39].

В отечественной научной парадигме, формируемой на идеологической основе исследований искусственных внутриконтинентальных водоемов (водохранилищ), расположенных в густонаселенных местностях [1, 4, 11, 13], опасности рекреаци-

онного водопользования связаны в первую очередь с ухудшением качества воды, влекущим дефицит питьевых ресурсов [6–8]. В этой связи наибольшее число российских исследований справедливо посвящено изучению химического состава воды и донных отложений в зонах рекреации. Для сравнения: пляжные среды за рубежом чаще анализируются на бактериальное загрязнение из-за преобладания среди объектов изучения теплых морей, не несущих нагрузки питьевого водоснабжения [3]. Из отечественных исследований опасностей на пляжах для человека наиболее детальны геоморфологические, связанные с проявлениями эрозии и абразии в береговой зоне [5, 12].

При изучении других аспектов опасностей для экосистем от рекреации на побережьях российские исследователи обычно заимствуют наработки из области рекреационного природопользования. В них достаточно подробно описаны закономерности и последствия влияния рекреации на рельеф, почвы, флору и фауну, а также проблемы шумового загрязнения и замусоривания территорий. Однако большинство таких разработок относится к области рекреационного водопользования можно лишь условно, так как объекты их изучения часто очень далеки от узкой зоны контакта

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
130	[61]	2010	США	Водная биология
102	[39]	1992	США	Менеджмент пляжа
75	[51]	2007	Бразилия	Мусор на пляже
62	[40]	2013	Индия, Шри Ланка	Мусор на пляже
62	[49]	2000	США, Германия	Менеджмент пляжа
61	[32]	1999	Новая Зеландия	Мусор на пляже
55	[50]	2004	Италия, Испания	Водная биология
49	[31]	2001	Египет	Менеджмент пляжа

литосферы и гидросферы — территории, где происходит водная рекреация и имеется генетическая, динамическая и функциональная специфика.

В зарубежных исследованиях к территориальным объектам рекреационного водопользования относят исключительно пляжи — прибрежные зоны для купания и солнечных ванн, одновременно рассматриваемые как ценные экосистемы с многообразием экосистемных услуг и экологических ценностей, вложенные в более крупные прибрежные системы [39]. В условиях активной урбанизации, изменения климата, повышения уровня мирового океана, обострения проблем с утилизацией отходов признаки деградации пляжных экосистем стали очевиднее, как и обратные негативные воздействия на человека и прибрежное хозяйство. В ответ на возникновение пересекающихся ресурсных, экологических и социальных проблем в международной науке появилось специальное направление, посвященное исследованиям опасностей на рекреационных пляжах.

Авторы настоящей статьи предлагают взглянуть на проблему с позиции зарубежных специалистов и ставят перед собой цель ознакомить читателя с особенностями исследований разных ее аспектов и с уникальными идеями, полезными для заимствования и их развития. К числу наиболее значимых авторы относят также цель мотивировать исследователей на учет специфики прибрежных территорий в рекреационных исследованиях. Настоящая статья — вторая в серии, посвященной анализу международной публикационной активности. Она отражает содержание и выводы опубликованных англоязычных материалов по вопросам оценки рекреационных ресурсов и последствий влияния рекреации на геоморфологические и биотические характеристики прибрежных мест отдыха, в частности показывает результаты изучения влияния транспорта и мусора на состояние экосистем и разработки инструментов оценки и мониторинга качества пляжной среды для целей ее управления.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Анализ тематических статей, отобранных с помощью целевых поисковых запросов методом, описанным в [3], проведенный по массиву данных электронной научной библиотеки “Web of Science” [63], показывает, что исследования опасностей рекреационного водопользования включает в себя изучение: 1) качества пляжных сред (воды и песка); 2) воздействия рекреации на экосистемы и биоту; 3) воздействий природных процессов на рекреационные пляжи и здоровье человека. Число публикаций по направлениям разнится и равно соответственно 104, 45 и 101.

Авторами статей о воздействии рекреации на экосистемы и биоту акваторий и побережий с 1992 по 2019 г. стали 122 исследователя из 23 стран. Работавшие совместно Дж.А. Хименес (J.A. Jimenez, Испания, [24, 25, 44, 45, 53]), Р.М. да Коста и Л.С.С. Перейра (R.M. da Costa, L.C.S. Pereira, Бразилия) с общим списком публикаций [23–25, 53]) лидируют по числу статей. Однако по суммарному количеству (47) ссылок на эти статьи с 2011 г. по настоящее время они, исследуя рекреационный потенциал и прибрежное планирование, значительно уступают другим, в том числе опубликовавшим свои результаты позже и единожды. Судя по цитируемости, указывающей на востребованность результатов и их практическую значимость, наиболее активно развивается изучение проблем управления пляжами, мусора на пляжах, воздействия рекреации на биоту (табл. 1).

Как и в обобщении, посвященном исследованиям пляжных сред [3], очевидное лидерство в тематике принадлежит ученым из США, а россияне не отметились публикациями в рассматриваемой области знаний (рис. 1). Ближайшие к лидеру позиции занимают Бразилия и Австралия — регионы, где пляжная культура — составляющая национальной идентичности, а в структуре рекреационных занятий традиционно доминирует отдых на берегах теплых морей и эстуариев рек. В целом география большинства исследований сместилась по сравнению с первой частью аналитиче-

ской серии от умеренных широт к субтропикам и экватору.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБОБЩЕНИЕ

Процессы влияния пляжного отдыха на экосистемы и биоту рассматриваются в рамках нескольких широких тем, обусловленных разными аспектами рекреации и учетом разных видов опасностей: природной и антропогенной для управления побережьями, от рекреационной добычи биоты, от рекреационного мусора, от рекреационного транспорта, для биологического разнообразия.

Анализ рисков — признанный в мире подход к принятию решений, поэтому почти половина (42%) исследований посвящена непосредственно управлению пляжами, а остальные заканчиваются рекомендациями для него. В контексте научных исследований под “управлением пляжами” в зарубежной практике понимают планы прибрежного управления (“Coastal Management Plans”, аналоги российских схем территориального планирования), обеспечивающие безопасность, устойчивое развитие и охрану природных ресурсов береговой линии. Как и в России, главная роль в реализации планов принадлежит государству, а разрабатываются они, как правило, индивидуально, поэтому локально специфичны [17]. Поддерживающие управление пляжами научные исследования включают в себя систематический сбор и оценку информации о выявляемых рисках, оценку ресурсов, расчет ресурсообеспеченности и рекреационной емкости пляжей, оценку взаимных воздействий экосистем и рекреации. Фундаментальные исследования включают в себя концептуальные теоретические обобщения в области унификации и систематизации планирования.

Опасности в контексте освоения пляжа связываются с природными и антропогенными факторами. Первые включают в себя явления, оказывающие физические воздействия на среду пляжей (шторм, течение, эрозия), а также связанные с биотой и ее влиянием (опасные обитатели пляжей и вод). Вторые — охватывают события, возникающие в результате деятельности и политики человека: конкретные случаи (аварии), процессы распространения (загрязнение, землепользование, туризм) и правовые аспекты (освоение и мелиорация земель) [44, 45].

Абсолютное большинство работ посвящено морским пляжам, и лишь единицы — пресноводным [42, 61]. Те и другие базируются преимущественно на методике (модели) DPSIR (Driver-Forces-Pressure-State-Impact-Responses), которая выявляет факторы влияния на окружающую среду, описывает их, анализирует воздействия и оценивает реакцию человека или экосистемы [24]. В контексте пляжного риска модель разъясняет связи между опасностями и экосистемными услу-

гами пляжа: социально-экономическое развитие (движущие силы) D порождает давление P на окружающую среду и изменяет ее состояние S , что приводит к воздействию I на экосистемы, здоровье человека и общества и обуславливает ответные меры R [44, 45].

В качестве главных в модели DPSIR используют показатели ресурсообеспеченности (“Ecosystem Service Availability”) и рекреационной емкости (“Beach Carrying Capacity”). Определение первого сводится к расчету рекреационного экосистемного потенциала (ресурса) с учетом количества пользователей [28, 36], а второго — к расчету максимального одновременного числа посетителей туристической дестинации, не приводящего к деградации природной, экономической и социокультурной среды, не снижающего обеспеченность посетителей рекреационной услугой [52]. Эти показатели применимы к пляжам разных типов: на городских они позволяют оценить пределы коммерческой деятельности и инженерного вмешательства [28, 38], на природных с их помощью определяют безопасный уровень освоения экосистем и обеспеченность отдыхающих рекреационными ресурсами [17, 20], оценивают реакцию экосистем на реализацию рекреационных проектов [31].

Развитие исходных научных представлений о показателях, подразумевающих определение количества ресурса на одного пользователя или комфортной площади поверхности пляжа на одного посетителя, направлено на введение заданных условий, уточняющих оценку. В оценку вводятся городские и экологические характеристики окружающей среды, специфические географические и геоморфологические особенности пляжа, другие внешние факторы: данные об отелях и парковках [25, 28, 52], пристанях, дорогах, водочистных сооружениях, рыболовных магазинах и рыбных рынках [28], общественных туалетах и мусорных баках [25], общественной инфраструктуре (освещение общественных мест, рестораны, развлекательные программы) [27]. Для оценки управленческого потенциала анализируются институциональная поддержка (информационное обеспечение, планы управления прибрежными районами, регулирование застройки и транспортной инфраструктуры) и обеспеченность экстренными службами [27].

Уточнения касаются разных времени суток [20], погодных условий [65], диапазонов приливов [25, 36], рельефа [20, 36, 38, 54] и функциональных зон [23, 46]. Значение этих параметров состоит в ограничении числа пользователей пляжа: осадки и сильные ветры мешают людям выходить на пляж, характер солнечной радиации обуславливает время нахождения на пляже, а эрозия и приливы сокращают доступное пространство для отдыха, влияют на инфраструктуру и эстетику пляжа.

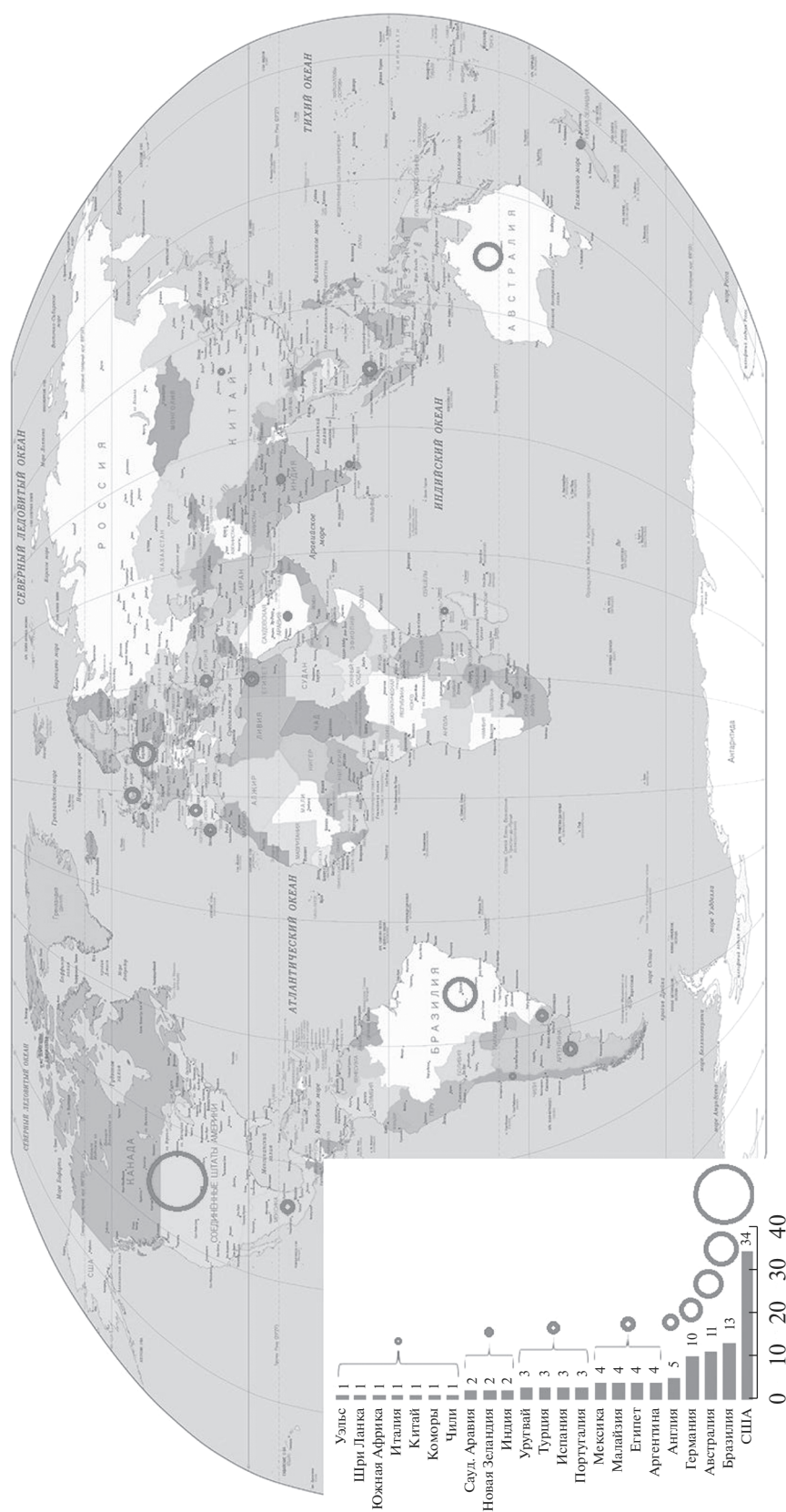


Рис. 1. Карта распределения количества статей по странам.

Среди сугубо оценочных выделяется блок моделирующих исследований. В них для описания максимально возможного использования пляжа при разных степенях деградации природных условий вводятся данные о качестве воды и песка, других ограничительных условиях. Например, помимо стандартной бактериологической компоненты, модели учитывают уровень pH (за пределами допустимого уровня 6.5–8.5 pH влияет на раздражение глаз и кожи отдыхающих и ведет к гибели водных обитателей), загрязнение воды и донных отложений фосфором и азотом (за пределами допустимых значений – нитрит < 0.07 , нитрат < 0.4 и общий фосфор < 0.124 мг/л – ведет к эвтрофикации водоема), наличие масел, жиров, мусора в воде и в песке, запах песка и воды, мутность воды (по шкале “присутствует–отсутствует” даже незначительная величина ведет к потере ресурса) [25]. Для изучения влияния прибрежных опасностей на этапах поставок экосистемных услуг от района экосистемного предложения к районам спроса моделируются ситуации с воздействием штормов, наводнений, изменений местоположения рыбных запасов, качества воды, режима пляжа [28]. Такие исследования базируются на данных об объектах инфраструктуры и индустрии услуг, представленных в NAICS (Северо-Американская система классификации индустрии – аналог российского Единого государственного реестра юридических лиц – ЕГРЮЛ/ЕГРИП), и проводятся путем картографического сопоставления объектов туризма и пространственной информации об опасных явлениях.

Оценочные и моделирующие исследования синтезируются в изучении последствий реализованных рекреационных проектов, приведших к значительным негативным событиям в прибрежных экосистемах. В них уточняются наиболее агрессивные вмешательства (строительство пристаней, рекреационных центров, защитных сооружений, искусственных рифов) и степень тяжести для среды последствий изменения осадочно-гидродинамического режима, характера седиментации и качества воды [31, 38, 48], исследуется готовность местного населения с разными интересами (предприниматели, инвесторы, жители, пользователи пляжей) платить за устранение последствий неудачного строительства и стабилизацию экологической ситуации [47].

Методики, используемые в исследованиях, основываются на традиционных методах полевых наблюдений, опросов и ретроспективного анализа и усложняются введением геолокации и видеофиксации. Например, сбор информации о фактических пользователях пляжей автоматизируется и прогрессирует от простого подсчета количества пользователей к отслеживанию их поведения во времени, что позволяет выявлять зоны риска ухудшения состояния окружающей среды, определять подходящие места для развития разных

видов отдыха, прогнозировать действия спасательных служб [20]. Автоматизированное слежение используется для выявления природных опасностей для посетителей пляжа и адекватного планирования, в том числе при зонировании и размещении предупреждающих знаков и спасательных постов. При помощи совместного фиксирования датчиками и фотокамерами и натурных измерений морфодинамических характеристик местных приливов и волн оцениваются риски утопления и травм для отдыхающих и рыбаков из-за водного транспорта [24].

Результат количественных оценок природных опасностей – определение интенсивности (частота повторений) и последствий экстремальных явлений (уменьшение ширины пляжа, скорость эрозии) [44, 45]. Антропогенные опасности оцениваются по космическим снимкам и картам с помощью геоинформационных технологий и выражаются в количественных данных о скученности пляжа, застройке или иной потере территории, пространственной протяженности, длительности и обратимости опасных явлений [31, 38, 44, 45].

Частные результаты изучения управления пляжами обобщаются и развиваются в концептуальных исследованиях, направленных на решение фундаментальной проблемы управления пляжами – плохой изученности взаимодействий систем пляжной среды: природной (изучается естественными науками экологией и геоморфологией), социокультурной (изучается социальными науками, экономической географией и психологией) и управляющей (изучается политологами и менеджерами). Главная задача таких исследований состоит в разработке инструментов и показателей планирования и мониторинга управления пляжной средой и оценки ее качества [39, 49]. К наиболее значимым из апробированных инструментов регулирования причислены нормативы отступления от береговой линии для обеспечения естественного буфера между развиваемой и застраиваемой территориями и водой, правила деятельности в береговой зоне для защиты критически важных мест обитания и сведения к минимуму неблагоприятного воздействия на ресурсы, обязательства по стабилизации береговой линии в пределах пляжей, а также иные планировочные решения, опробованные в процессе реконструкции поврежденных ландшафтов для восстановления естественных функций экосистем в разных частях мира [17, 23, 25].

Опасность рекреационной добычи биоты связана в большей степени с рекреационным рыболовством. Исследования ее ведутся в широком спектре проблем: от оценки смертности пойманных и отпущенных рыб [18] до изучения жизнеспособности частных популяций водной биоты в зависимости от рекреационной нагрузки [48]. Исследованиям подвергаются возможные изме-

нения в составе бентосных сообществ, обеспечивающих кормовую базу для водных обитателей, из-за воздействия разных видов отдыха (купания, подводного плавания) [55, 56]. Оцениваются влияние на поведение рыболовов различных инструментов управления (сборы за рыбалку, нормы вылова и правила, касающиеся типа и размера добываемой рыбы) [41], а также взаимосвязи рыбохозяйственной и рекреационной деятельности, способные повлиять на качество экосистемы пляжа [60].

Предметом анализа в таких исследованиях служат причины смертности среди пойманных и условно отпущенных рыб и время наступления смерти. Кроме географических данных, для этого анализируются технические (конфигурация крючка и его размер, тип приманки, толщина лески) и биологические аспекты (глубина захвата наживки, время и характер игры, наличие и характер повреждений у рыб) [18]. Оцениваются причины смертности биоты на пляже от прямых (уничтожение особей, повреждение скорлупы и икры) и косвенных воздействий (нарушение донных отложений), из-за влияния климатических факторов, накопления токсинов цветущих водорослей, вирусных заболеваний [48]. В районах с разной интенсивностью водной рекреации определяют различия в структуре сообществ, а также таксоны, специфичные для разной степени рекреационной нагрузки [55].

Особую опасность для морских экосистем несут экзотические инвазивные биологические виды. Для рекреационных вод наиболее опасно заселение микроводорослями через балластные воды судов. Оно приводит к массовому уничтожению морских живых рекреационных ресурсов и к образованию густой пены с неприятным запахом, что наносит урон отдыху на пляжах. В оценках рисков такие случаи рассматриваются через призму денежной оценки программ защиты морской среды [50]. Практически все исследования в области воздействия на биоту базируются на методах прямых наблюдений и опросов [24, 41] и заканчиваются предложениями для нормативов и мер поддержки законных ограничений рекреационного лова рыбы, определения методов снижения нежелательных воздействий на биоту.

Важнейшая проблема и морских, и речных пляжей — мусор. Характер и генезис мусора разные, но особая озабоченность исследователей связана с пластиковым мусором. Образованный из выброшенных дешевых, долговечных, относительно инертных и широко распространенных пластиковых предметов он создает проблемы для окружающей среды в глобальном масштабе и в большинстве случаев имеет наземное происхождение.

Главными источниками пластикового мусора считаются города и прибрежная рекреация, реже — морские суда [26, 34, 40, 42]. Мусор распростра-

няется на большие расстояния ветровыми, волновыми, приливными океанскими течениями и является значительным загрязнителем береговой линии и прибрежных вод. Помимо снижения эстетики окружающих пространств, он угрожает экосистемам пляжей: в результате запутывания или заглатывания пластиковых предметов гибнут животные, снижаются их качество жизни и репродуктивные показатели, возникает опасность для судоходства и здоровья отдыхающих, с пластиковым мусором происходит интродукция чужеродных таксонов [32, 33, 40].

Наряду с пластиком серьезную проблему создают автомобильные шины — основной материал искусственных рифов для рекреационного рыболовства и аквалангистов. Шины, количество которых огромно, вследствие штормов и океанских течений, разрушающих рифы, оказываются выброшенными на берег в рекреационных пляжных зонах и создают морской пейзаж, напоминающий свалку [59].

Поиск решения проблем морского мусора включает в себя изучение источников и последствий загрязнения им, путей перемещения, факторов его переноса и отложения, а также особенностей влияния разных фракций мусора на биоту и экосистемы. В них применяют традиционные натурные методы (почвенные разрезы, сбор, сортировка и типизация) и с помощью геоинформационного картографирования и анализа разновременных космических снимков выходят на количественную оценку (плотность) мусора на пляже [26, 51].

Движение транспортных средств — одна из самых тяжелых форм прямого физического антропогенного воздействия на рельеф рекреационных пляжей и источник смертности животных на них [58]. Среди задач, решаемых исследователями, выделяются изучение морфодинамики отложений под воздействием вездеходов, определение внутригодовых периодов эрозии и потери растительного покрова, а также периодов естественного процесса восстановления пляжно-дюнной системы [45].

Изучение воздействия внедорожного транспорта на фауну включает в себя оценку численности отдельных видов биоты с учетом степени антропогенного пресса, определение видов с большей устойчивостью к рекреационным вмешательствам [30]. Среди характеристик рассматриваются плотность растительного покрова, протяженность и густота дорожной сети [43], объем перемещенных пляжных масс (песка) и степень их уплотнения [57]. Изучаются функциональные взаимосвязи между формой, интенсивностью и частотой антропогенных нарушений и биологическими реакциями фаунистических сообществ [58]. Для этого применяются методы картографического анализа и данные о морфологических характеристиках пляжей (тип берега, почвенный

покров и следы транспортного средства), которые контролируются в разные сезоны года с помощью топографических профилей, аэрофотоснимков и натурных данных [19, 43, 57].

Прямые и косвенные воздействия посетителей на экосистемы или ландшафты изменяют флористическое и фаунистическое разнообразие пляжей. Сокращение фиторазнообразия связано с вытаптыванием и прямым уничтожением, а его увеличение — с повышением уровня питательных веществ за счет поступления в почву органики (фекалии) и заноса рекреантами с сопредельных территорий чуждых видов растений. Исследования происходящих изменений ориентированы на изучение характера и интенсивности рекреационной деятельности, показателями которых служат расположение пляжа, количество посетителей, степень беспокойства экосистемы человеком [35].

Разные типы занятий (прогулка, наблюдение за биотой, купание) изучаются для понимания поведения рекреантов и его влияния на биоразнообразие. Типовые особенности использования прибрежной среды определяются с помощью опросных методов и геоинформационного анализа перемещений [39]. Для уточнения воздействий на биоту в анализ вводятся сведения о круговороте питательных веществ, характеристиках экосистем, климате, событиях, ведущих к уменьшению площади пляжей (наводнение, загрязнение) [21, 44] и об объектах, возмущающих окружающую среду (курорт, кемпинг, стоянка) [35]. Под действием пространственного (кемпингового) освоения человеком или местными сообществами пляжей происходят изменения состава и качества растительного покрова, повреждение деревьев и кустарников, изменение ареалов произрастания видов растений, особенно на пляжах с пионерной растительностью. В исследованиях реакции биоразнообразия на рекреационные вмешательства анализируется временная динамика площади, подвергшейся воздействиям, и оценивается интенсивность воздействий [63].

К разделу опасностей для биоразнообразия на пляжах относят прямой ущерб в результате очистки пляжей и сбора живых организмов посетителями. Такие действия изымают организмы из среды и разрушают места их обитания. Исследования в этой области пока малочисленны, имеют описательный характер и касаются только вариации добычи определенных видов биоты на отдельных пляжах [39], но быстро развиваются. Разработки направлены на моделирование процесса сбора организмов и расширение перечня видов, подверженных воздействиям. Активность наблюдается также в области исследований взаимодействий между социокультурной и природной системами пляжей, фундаментальных количественных описаний закономерностей распределения и численности биоты пляжей, ее простран-

ственной и временной динамики в разных масштабах. Уточняются и детализируются методы мониторинга популяций и сообществ пляжных организмов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ опубликованных результатов изучения опасных воздействий рекреации на экосистемы и биоту пляжей показал, что большая часть исследований ведется в области управления деятельностью и инфраструктурой побережий и посвящена решению текущих проблем на отдельных пляжах в разных частях мира. Несмотря на большое количество, такие работы пока не обобщены, не систематизированы и продолжают развиваться, ориентируясь на локальную специфику рекреационного водопользования. Основными задачами исследователей остаются оценки ресурсов, рекреационной нагрузки и последствий реализованных рекреационных проектов. Используемый методический аппарат при этом практически однотипен и базируется на методах картографического анализа с использованием геоинформационных систем, результатов натурных наблюдений и опросов. Методики, применяемые для решения частных задач, основаны на единой модели и усложняются введением уточняющих параметров и местных условий окружающей среды, а результаты заключается в разработке индивидуальных рекомендаций для долгосрочных стратегий и планов инфраструктурного обустройства и охраны побережий. Фундаментальное обобщение результатов этих исследований пока не проведено, это важнейшая научная задача ближайшего будущего.

Исследования других аспектов рекреационных опасностей на пляжах (добыча биоты, мусор, транспорт) значительно уступают управлению пляжами в числе и разнообразии идей из-за сравнительной новизны связанных с ними проблем. Однако увеличивающийся темп и масштаб этих воздействий, выявление новых видов их последствий для экосистем и биоты свидетельствуют о необходимости активизации исследований в этих направлениях в ближайшее время.

Сравнительный анализ статей иностранных и отечественных авторов показал также сопоставимость качества результатов российских и зарубежных теоретико-методических исследований рекреационных опасностей. Тем не менее недоучет прибрежной специфики местоположения рекреационного водопользования и иногда вольное заимствование наработок из области рекреационного природопользования обуславливают потенциальные искажения получаемых результатов. В этой связи для отечественного научного поиска актуально формирование специального исследовательского направления, посвященного рекреационным пляжам и детализирующего име-

ющиеся результаты в направлении уточнения прибрежного местоположения, прогнозирования потенциальных опасностей на пляжах и переноса загрязнений с учетом российской специфики водных объектов, экосистемных компонентов и рекреационных занятий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Авакян А.Б., Бойченко В.К., Салтанкин В.П. Некоторые вопросы рекреационного использования водохранилищ // Вод. ресурсы. 1986. № 3. С. 77–84.
2. Авакян А.Б., Бойченко В.К., Салтанкин В.П. Рекреационное использование водных объектов Московской области (состояние, проблемы, перспективы) // Вод. ресурсы. 1983. № 4. С. 125–133.
3. Андреева И.В. Опасности и риски рекреационного водопользования: векторы международных исследований. Качество рекреационных сред // Вод. ресурсы. 2021. № 3. С. 280–289.
4. Андреева И.В. Рекреационное водопользование на реках: экосистемная обеспеченность и гидрологическая безопасность // Изв. Алтайского отделения РГО. 2019. № 3 (54). С. 5–16.
5. Бредихин А.В. Рекреационные свойства рельефа // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2004. № 6. С. 24–30.
6. Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Чекмарёва Е.А. Трансформация качества воды Иваньковского водохранилища и его малых притоков за многолетний период под воздействием природных и антропогенных факторов // Вопр. геогр. 2018. № 145. С. 337–346.
7. Григорьева И.Л., Чекмарева Е.А. Влияние рекреационного водопользования на качество воды Иваньковского водохранилища // Изв. РАН. Сер. Геогр. 2013. № 3. С. 63–70.
8. Ланцова И.В. Геоэкологическая оценка и рациональное использование рекреационного потенциала береговых зон водохранилищ. Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. М.: ИВП РАН, 2009. 54 с.
9. Ланцова И.В. Геоэкологические аспекты рекреационного водопользования. Тверь: Триада, 2008. 216 с.
10. Ланцова И.В., Григорьева И.Л., Тихомиров О.А. Водохранилища как объекты рекреационного использования. Тверь: ТГУ, 2004. 160 с.
11. Ланцова И.В., Лепетухин И.И. Перспективы развития рекреации в Конаковском районе Тверской области // Вестн. Нац. акад. туризма. 2007. 4. С. 50–53.
12. Мишурунский Д.В., Бредихин А.В. Комплексная оценка рекреационно-геоморфологического потенциала побережий Белого и Балтийского морей // Геоморфология. 2019. № 1. С. 38–47.
13. Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Некоторые вопросы рекреационного использования комплексных водохранилищ вблизи крупных городов (на примере Москвы) // Вод. ресурсы. 1974. № 5. С. 77.
14. Ariza E., Jiménez J.A., Sardá R. A critical assessment of beach management on the Catalan coasts // Ocean Coast. Manag. 2008. V. 51. 141–160.
15. Ariza E., Jimenez J.A., Sarda R. et al. Proposal for an Integral Quality Index for Urban and Urbanized Beaches // Environ. Manag. 2010. V. 45. P. 998–1013.
16. Attia O., Abu Khadra A., Nawwar A. et al. Impacts of human activities on the sedimentological and geochemical characteristics of Mabahiss Bay, North Hurgada, Red Sea, Egypt // Arabian J. Geosci. 2012. V. 5. № 3. P. 481–499.
17. Bernd-Cohen T., Gordon M. State coastal program effectiveness in protecting natural beaches, dunes, bluffs, and rocky shores // Coastal management. 1999. V. 27. № 2–3. P. 187–217.
18. Broadhurst M., Butcher P., Cullis B. Catch-and-release angling mortality of south-eastern Australian Pomatomus saltatrix // African J. Marine Sci. 2012. V. 34. № 2. P. 289–295.
19. Camacho-Valdez V., Murillo-Jimenez J., Nava-Sanchez E. et al. Dune and beach morphodynamics at Cabo Falso, Baja California Sur, Mexico: Response to natural, Hurricane Juliette (2001) and anthropogenic influence // J. Coast. Res. 2008. V. 24. № 3. P. 553–560.
20. Cisneros M., Sarmiento N., Delrieux C. et al. Beach carrying capacity assessment through image processing tools for coastal management // Ocean Coastal Management. 2016. V. 130. P. 138–147.
21. Coombes E., Jones A. Assessing the impact of climate change on visitor behaviour and habitat use at the coast: A UK case study // Global environmental change-human and policy dimensions. 2010. V. 20. № 2. P. 303–313.
22. Defeo O. Marine invertebrate fisheries in sandy beaches: An overview // J. Coast. Res. 2003. V. 35. P. 56–65.
23. de Oliveira S., Pereira L., Vila-Concejo A. et al. Natural and anthropogenic impacts on a macrotidal sandy beach of the Brazilian Amazon (Ajuruteua, Para): guidelines for coastal management. Pt 2 // J. Coast. Res. 2011. V. 64. P. 1385–1389.
24. de Sousa-Felix R., Pereira L., Trindade W. et al. Application of the DPSIR framework to the evaluation of the recreational and environmental conditions on estuarine beaches of the Amazon coast // Ocean Coastal Management. 2017 V. 149. P. 96–106.
25. de Sousa R., Pereira L., da Costa R. et al. Management of estuarine beaches on the Amazon coast through the application of recreational carrying capacity indices // Tourism Management. 2017. V. 59. P. 216–225.
26. Dewidar K. Landfill detection in Hurgada, North Red Sea, Egypt, using thematic mapper images // Int. J. Remote Sensing. 2002. V. 23. № 5. P. 939–948.
27. Droege P. To live in harmony with the sea — an envelopment strategy for the next 3 generations // Coastal Management. 1992. V. 20. № 1. P. 73–88.
28. Dvarskas A. Mapping ecosystem services supply chains for coastal Long Island communities: Implications for resilience planning. Pt A // Ecosystem Services. 2018. V. 30. P. 14–26.
29. Ferguson A., Del Donno C., Obeng-Gyasi E. et al. Children Exposure-Related Behavior Patterns and Risk Perception Associated with Recreational Beach Use // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2019. V. 16. № 15. P. 2783.
30. Foster-Smith J., Cefas A., Evans S. et al. Human impacts on Cable Beach, Broome (Western Australia) // Coastal Management. 2007. V. 35. № 2–3. P. 181–194.
31. Frihy O. The necessity of environmental impact assessment (EIA) in implementing coastal projects: lessons learned from the Egyptian Mediterranean Coast //

- Ocean Coastal Management. 2001. V. 44. № 7–8. P. 489–516.
32. *Gregory M.* Plastics and South Pacific Island shores: environmental implications // Ocean Coastal Management. 1999. V. 42. № 6–7. P. 603–615.
 33. *Gregory M.* The hazards of persistent marine pollution – drift plastics and conservation islands // J. Royal Society New Zeland. 1992. V. 21. № 2. P. 83–100.
 34. *Gregory M.R., Ryan P.G.* Pelagic Plastics and other Sea-borne Persistent Synthetic Debris: A Review of Southern Hemisphere Perspectives // Marine Debris: sources, impacts and solutions / Eds *J.M. Coe, D.B. Rogers*. N. Y.: Springer, 1997. P. 49–66.
 35. *Grunewald R.* Assessment of damages from recreational activities on coastal dunes of the southern Baltic Sea // J. Coastal Res. 2006. V. 22. № 5. P. 1145–1157.
 36. *Hamzah J., Habibah A., Buang A. et al.* Investigating the Shoreline Touristic Resources for Sustainable Tourism Development Options // Int. Conf. Education and Social Sci. (INTCESS14). 2014. V. I–II. P. 739–754.
 37. *Hoyer A., Schladow S., Rueda F.* A hydrodynamics-based approach to evaluating the risk of waterborne pathogens entering drinking water intakes in a large, stratified lake // Water Res. 2015. V. 83. P. 227–236.
 38. *Irtim E., Kabdasli S., Azbar N.* Coastal zone problems and environmental strategies to be implemented at Edremit Bay, Turkey // Environ. Management. 2004. V. 36. № 1. P. 37–47.
 39. *James R.* From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia // Ocean & Coastal Management. 2000. V. 43. № 6. P. 495–514.
 40. *Jayasiri H., Purushothaman C., Vennila A.* Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India // Mar. Pollution Bull. 2013. V. 77. № 1–2. P. 107–112.
 41. *Kerkvliet J., Nowell C.* Tools for recreation management in parks: the case of the greater Yellowstone's blue-ribbon fishery // Ecol. Economics. 2000. V. 34. № 1. P. 89–100.
 42. *Kiessling T., Knickmeier K., Kruse K. et al.* Plastic Pirates sample litter at rivers in Germany – Riverside litter and litter sources estimated by schoolchildren // Environ. Poll. 2019. V. 245. P. 545–557.
 43. *Kobryn H., Beckley L., Cramer V. et al.* An assessment of coastal land cover and off-road vehicle tracks adjacent to Ningaloo Marine Park, north-western Australia // Ocean Coastal Management. 2017. V. 145. P. 94–105.
 44. *Lozoya J., Sarda R., Jimenez J.* A methodological framework for multi-hazard risk assessment in beaches // Environ. Sci. Policy. 2011. V. 14. № 6. P. 685–696.
 45. *Lozoya J., Sarda R., Jimenez J.* Beach Multi-Risk Assessment in the Costa Brava (Spain) // J. Coastal Res. 2011. V. 61. P. 408–414.
 46. *Manning R., Anderson L., Pettengill P.* Protecting Biscayne's Underwater Treasures. // Managing outdoor recreation: case studies in the national parks. 2nd edition. 2017. P. 71–74.
 47. *Mullin M., Smith M., McNamara D.* Paying to save the beach: effects of local finance decisions on coastal management // Climatic Change. 2019. V. 152. № 2. P. 275–289.
 48. *Ng K., Phillips M., Calado H. et al.* Seeking harmony in coastal development for small islands: Exploring multi-functional artificial reefs for Sao Miguel Island, the Azores // Applied Geogr. 2013. V. 44. P. 99–111.
 49. *Nordstrom K., Lampe R., Vandemark L.* Reestablishing naturally functioning dunes on developed coasts // Environ. Management. 2000. V. 25. № 1. P. 37–51.
 50. *Nunes P., Van den Bergh J.* Can people value protection against invasive marine species? Evidence from a joint TC-CV survey in the Netherlands // Environ. Resour. Economics. 2004. V. 28. № 4. P. 517–532.
 51. *Oigman-Pszczol S., Creed J.* Quantification and classification of marine litter on beaches along Armacao dos Buzios, Rio de Janeiro, Brazil // J. Coast. Res. 2007. V. 23. № 2. P. 421–428.
 52. *Pereira da Silva, C.* Beach carrying capacity assessment: how important is it? // J. Coast. Res. 2002. 36. P. 190–197.
 53. *Pessoa R., Jimenez J., da Costa R. et al.* Federal conservation units in the Brazilian amazon coastal zone: An adequate approach to control recreational activities? // Ocean Coastal Management. 2019. V. 178. № 104856.
 54. *Ratter B., Petzold J., Sinane K.* Considering the locals: coastal construction and destruction in times of climate change on Anjouan, Comoros // Natural Resour. Forum. 2016. V. 40. № 3. P. 112–126.
 55. *Renfro B., Chadwick N.* Benthic community structure on coral reefs exposed to intensive recreational snorkeling // Plos One. 2017. V. 12. № 9. e0184175.
 56. *Roberts M., Anderson C., Stender B. et al.* Estimated contribution of Atlantic Coastal loggerhead turtle nesting populations to offshore feeding aggregations // Conservation Genetics. 2005. V. 6. № 1. P. 133–139.
 57. *Schlacher T., Morrison J.* Beach disturbance caused by off-road vehicles (ORVs) on sandy shores: Relationship with traffic volumes and a new method to quantify impacts using image-based data acquisition and analysis // Mar. Poll. Bull. 2008. V. 56. № 9. P. 1646–1649.
 58. *Schlacher T., Thompson L., Walker S.* Mortalities caused by off-road vehicles (ORVs) to a key member of sandy beach assemblages, the surf clam *Donax deltoids* // Hydrobiol. 2008. V. 610. P. 345–350.
 59. *Sherman R.L., Spieler R.E.* Tires: unstable materials for artificial reef construction // WIT Transactions Ecol. Environ. 2006. V. 88. P. 215–223.
 60. *Sims-Castley R., Hosking S.* A social cost-benefit analysis of a small-scale clam fishery in the Eastern Cape, South Africa // African J. Marine Sci. 2003. V. 25. P. 159–168.
 61. *Strayer D., Findlay S.* Ecology of freshwater shore zones // Aquatic Sci. 2010. V. 72. № 2. P. 127–163.
 62. *Twardock P., Monz C., Smith M. et al.* Long-term changes in resource conditions on backcountry campsites in Prince William Sound, Alaska, USA // North-west Sci. 2010. V. 84. № 3. P. 223–232.
 63. Web of Science. [Электронный ресурс]. URL: <https://clarivate.ru/products/web-of-science> (дата обращения: 05.06.2020).
 64. *Williams P., Lemckert C.* Beach carrying capacity: Has it been exceeded on the gold coast? // J. Coast. Res. 2006. Special Iss. 50. P. 21–24.
 65. *Zacarias D.A., Williams A.T., Newton A.* Recreation carrying capacity estimations to support beach management at Praia de Faro, Portugal // Appl. Geogr. 2011. V. 31 (3). 1075–1081.