

СОДЕРЖАНИЕ

Том 48, номер 1, 2021

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Причины и закономерности естественных процессов отмирания и активизации рукавов неприливных дельт

М. В. Михайлова

3

Проточные озера мира: анализ количественных параметров и их влияния на характер колебаний стока озерных рек

О. В. Соколова, Т. Ю. Выручалкина, И. В. Соломонова, С. Г. Добровольский

10

Особенности рассредоточения стока воды и взвешенных наносов в половодье в раздвоенном русле нижней Оби (в пределах ХМАО-Югры)

Р. С. Чалов, А. А. Камышев, А. А. Куракова, А. С. Завадский

22

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

Анализ многолетних изменений зон аноксии в Можайском водохранилище по результатам модельных расчетов

Ю. С. Даценко, В. В. Пуклаков

34

Пластиковое загрязнение прибрежных поверхностных вод среднего и южного Байкала

О. В. Ильина, М. Ю. Колобов, В. В. Ильинский

42

Динамика морфофункциональных групп фитопланктона Рыбинского водохранилища и оценка качества его вод по индексу сообществ

Л. Г. Корнева, В. В. Соловьева

52

Распределение химических элементов между компонентами экосистемы в губе Белой (озеро Имандра, Мурманская область)

А. С. Павлова, С. С. Сандимиров, Л. П. Кудрявцева

61

Вариабельность трофии донных биотопов Горьковского водохранилища по осадочным пигментам

Н. А. Тимофеева, Л. Е. Сигарева, В. В. Законнов

70

Нитрозамины в водных экосистемах: источники, образование, токсичность, экологический риск (обзор) 1. Структура, свойства, источники поступления и образование в водоемах

И. И. Руднева, С. О. Омельченко

80

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ВОД СУШИ С ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ

Формирование и баланс атмосферных осадков, поверхностных и подземных вод южных склонов Хибинского массива (по данным изотопного состава кислорода и водорода)

А. В. Гудков, И. В. Токарев, И. Н. Толстихин

90

Сценарные прогнозы изменения снегозапасов в связи с возможными изменениями климата в различных районах земного шара

Е. М. Гусев, О. Н. Насонова, Е. Э. Ковалев, Е. А. Шурхно

100

Правила для авторов

114

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.54:551.468

ПРИЧИНЫ И ЗАКОНОМЕРНОСТИ ЕСТЕСТВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ ОТМИРАНИЯ И АКТИВИЗАЦИИ РУКАВОВ НЕПРИЛИВНЫХ ДЕЛЬТ¹

© 2021 г. М. В. Михайлова*

Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

**e-mail: mv.mikhailova@gmail.com*

Поступила в редакцию 19.01.2020 г.

После доработки 17.03.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

На основе теории динамической устойчивости дельтовых рукавов и причин ее нарушения доказана недолговечность многорукавных дельтовых систем. Рассмотрены типичные случаи такой недолговечности и естественные причины отмирания одних рукавов и активизации других. Приведены примеры этих процессов в разных дельтах.

Ключевые слова: речная дельта, рукав, проток, процессы отмирания и активизации дельтовых водотоков.

DOI: 10.31857/S0321059621010211

Речные дельты — одни из самых изменчивых географических объектов. Особенно изменчива русловая сеть дельт. Одни рукава заиливаются и отмирают, другие, наоборот, — размываются и активизируются. Эти процессы могут быть естественными, а также антропогенными, связанными с водозабором, инженерными мероприятиями в рукавах и пр. Статья посвящена только естественным процессам отмирания или активизации рукавов в неприливых дельтах.

Задачи статьи следующие: 1) усовершенствовать разработанные ранее положения теории динамической устойчивости речных русел, а также дельтовых рукавов, установить причины нарушения этой устойчивости; 2) детально рассмотреть причины и закономерности естественных процессов отмирания и активизации рукавов дельт и вызванного этими процессами перераспределения стока воды и наносов между рукавами; 3) объяснить, почему многорукавные дельтовые русловые системы недолговечны; 4) привести примеры по конкретным дельтам России и зарубежных стран.

ОСНОВЫ ТЕОРИИ ДИНАМИЧЕСКОЙ УСТОЙЧИВОСТИ РУСЛОВЫХ СИСТЕМ И ЕЕ ПРИМЕНЕНИЕ К РЕЧНЫМ ДЕЛЬТАМ

Динамически устойчивые русла (в том числе дельтовые рукава) — это водотоки, в течение относительно длительного времени сохраняющие свои средние гидрологические и морфометрические характеристики (расход воды и наносов, средняя скорость течения, ширина, средняя глубина, мутность воды). В таких руслах могут происходить только временные изменения некоторых характеристик потока и русла, связанные с перемещением донных песчаных гряд. После смещения такой гряды вниз по течению прежние характеристики потока и русла восстанавливаются.

В [2] для неприливых дельт получены следующие формулы для динамически устойчивых дельтовых рукавов:

$$B_0 = K_B Q_f^{1/2}, \quad (1)$$

$$h_0 = K_h Q_f^{1/3}, \quad (2)$$

$$V_0 = K_V Q_f^{1/6}, \quad (3)$$

$$\omega_0 = K_\omega Q_f^{5/6}, \quad (4)$$

$$I_0 = K_I Q_f^{-1/9}, \quad (5)$$

$B_0, h_0, V_0, \omega_0, I_0$ — динамически устойчивые ширина русла, средняя глубина, средняя скорость течения, площадь поперечного сечения, равная $B_0 h_0$,

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема № 0147-2019-0001, государственная регистрация № АААА-А18-118022090056-0).

Таблица 1. Коэффициенты K в гидролого-морфометрических зависимостях для рукавов различных дельт по [4]

Река	K_B	K_h	K_V	K_ω	K_I
Енисей	25.0	0.28	0.14	7	
Печора	10.0	0.50	0.20	5	
Лена	21.0	0.28	0.17	5.9	
Обь	12.5	0.40	0.20	5	
Волга	7.0	0.57	0.25	4.0	5.3
Дунай	5.9	0.61	0.28	3.6	8.0
Кубань	4.8	0.62	0.34	3.0	
Кура	4.9	0.49	0.42	2.4	
Терек	4.3	0.47	0.50	2.0	40.0
Амударья	4.6	0.36	0.60	1.7	31.7

уклон водной поверхности; K – эмпирические коэффициенты, индивидуальные для каждой дельты, причем $K_B K_h K_V = K_\omega K_I = 1$, а сумма показателей степени в формулах (1)–(3) равна 1. Q_f – это руслоформирующий расход воды, который определяет все остальные характеристики потока и русла. Этот расход воды соответствует либо среднему расходу воды на максимуме половодья, либо – “руслонаполняющему” расходу воды, при котором поток заполняет русло по бровки поймы. Для каждой рассмотренной авторами [2] дельты величины K оказались разными.

Обратная связь уклона водной поверхности с расходом воды в эмпирической формуле (5) требует пояснения. Действительно, во многих много рукавных неприливых дельтах с дробящимися в сторону приемного водоема рукавами (в дельтах Волги, Лены, Дуная) эта связь подтверждается данными измерений [2, 3]. Часто такая связь интерпретируется как выпуклая кривая гидравлического спада. Это неверно: гидравлический спад должен сопровождаться ростом скорости потока вдоль течения. Но часто этого не происходит: скорость течения уменьшается по формуле (3) по мере дробления русел. Давно установлено, что чем меньше водоток, тем больше в нем уклон водной поверхности. Характерный пример – устьевая область Амазонки. У этой крупной реки очень маленький уклон водной поверхности. Именно поэтому в устье Амазонки наибольшая среди других рек дальность проникновения прилива (>900 км). Из устьев российских рек типичный пример – устьевая область Енисея. Здесь наибольшая для всех рек мира дальность распространения нагона (~900 км).

Отмеченные особенности объясняет разработанная М.А. Великановым теория взаимодействия речного потока и русла. Согласно одному

из постулатов этой теории, любая река на каждом своем участке стремится пропустить поступающие из притоков наносы без аккумуляции и размыва русла. Это, в свою очередь, требует сохранения вдоль реки мало меняющейся скорости течения. Следствие этих рассуждений – вывод, что размер динамически устойчивого русла (например, его глубина h) и уклон водной поверхности I должны изменяться в противоположном направлении. Напишем формулу Шези: $V = C\sqrt{hI}$ (C – коэффициент Шези, в большей мере зависящий от коэффициента шероховатости русла, чем от глубины). Увеличение размера русла $\sqrt{h}$ должно сопровождаться уменьшением уклона водной поверхности $\sqrt{I}$, что подтверждается измерениями в рукавах неприливых дельт.

Величины динамически устойчивых характеристик потока и русла в разных дельтах определялись следующим образом. Принималась гипотеза, что в конкретной дельте отклонения измеренных гидрологических и морфометрических характеристик от их средних значений в положительную или отрицательную сторону равновероятны, а средние значения этих характеристик и есть искомые величины динамически устойчивых характеристик потока и русла в конкретной дельте. Результаты определения таких характеристик при руслоформирующих расходах воды приведены в табл. 1.

Порядок перечисления дельт и характеристик динамически устойчивых русел их рукавов в табл. 1 не случаен. От верхней к нижней строке таблицы величины K_B , K_h , K_ω в целом уменьшаются, а K_V и K_I – увеличиваются. Это может быть объяснено тем, что от одной дельты к другой в том же направлении возрастает содержание наносов в потоке. А это требует увеличения транспортирующей способности водного потока, т.е. возрастания скорости течения и, соответственно, уменьшения B , h , ω (при одинаковых руслоформирующих расходах Q_f) и уменьшения всех коэффициентов в формулах (1)–(4).

Коэффициенты K , как видно из табл. 1, индивидуальные для каждой дельты и зависят от степени нагрузки потока наносами. Для поиска связей коэффициентов K со средней мутностью воды s предприняты дополнительные исследования (с участием автора статьи) [1, 3, 6].

Полученные результаты подтвердили выводы прежних исследований [4]: динамически устойчивые характеристики русел рукавов B_0 , h_0 , V_0 , I_0 , ω_0 (те же характеристики, что в формулах (1)–(5)) связаны с мутностью s зависимостью: $K = ks^x$. Для дельт рек с мутностью $s < 1$ кг/м³ при руслоформирующих расходах воды Q_f получены универсальные для неприливых дельт формулы:

$$B_0 = 4.60Q^{1/2}s^{-0.35}, \quad (6)$$

$$h_0 = 0.65Q^{1/3}s^{0.16}, \quad (7)$$

$$V_0 = 0.34Q^{1/6}s^{0.19}, \quad (8)$$

$$\omega_0 = 2.94Q^{5/6}s^{0.19}, \quad (9)$$

$$I_0 = 8.26 \times 10^{-5} Q^{-1/9} s^{0.17}. \quad (10)$$

Для дельт рек с мутностью $s > 1$ кг/м³:

$$B_0 = 4.60Q^{1/2}, \quad (11)$$

$$h_0 = 0.65Q^{1/3}s^{0.33}, \quad (12)$$

$$V_0 = 0.34Q^{1/6}s^{0.33}, \quad (13)$$

$$\omega_0 = 2.94Q^{5/6}s^{0.33}, \quad (14)$$

$$I_0 = 8.26 \times 10^{-5} Q^{-1/9} s^{1.1}. \quad (15)$$

В формуле (11) коэффициент K_B не зависит от s .

Анализ этих зависимостей позволяет сделать еще один важный вывод: чем больше наносов в речной воде (мутность воды), тем больше должны быть средняя скорость течения и создающий ее уклон водной поверхности и тем меньше поперечное сечение устойчивого русла.

КРИТЕРИИ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ТЕНДЕНЦИИ РАЗВИТИЯ РУКАВОВ ДЕЛЬТ

Как показали многочисленные исследования, между фактическими (измеренными) характеристиками рукавов B , h , V , I , ω и их динамически устойчивыми значениями B_0 , h_0 , V_0 , I_0 , ω_0 для заливающихся и отмирающих рукавов типичны соотношения:

$$B > B_0, \quad (16)$$

$$H < h_0, \quad (17)$$

$$V < V_0, \quad (18)$$

$$\omega > \omega_0, \quad (19)$$

$$B/h > B_0/h_0, \quad (20)$$

а для размывающихся и активизирующихся — обратные соотношения:

$$B < B_0, \quad (21)$$

$$H > h_0, \quad (22)$$

$$V > V_0, \quad (23)$$

$$\omega < \omega_0, \quad (24)$$

$$B/h < B_0/h_0. \quad (25)$$

Приведенные соотношения показывают, что для определения тенденции развития рукавов наиболее показательное сравнение величин ши-

рины русла h и h_0 . Ширина русла — наиболее консервативная характеристика, она изменяется значительно медленнее, чем глубина русла. Это объясняется тем, что глинистые отложения, слагающие берега русел, более устойчивы к размыву. Как размыв, так и занесение русел в первую очередь ведут к изменению обычно подвижных донных отложений (песка, илистого песка) в центральной части русла.

Показательными критериями при оценке тенденции деформации русел рукавов также могут служить естественные изменения длины рукава. Так, при волновом размыве устья рукава уменьшается длина рукава и возрастает уклон его водной поверхности, что ведет к увеличению скорости течения (согласно формуле Шези) и активизации рукава. Наоборот, выдвигание рукава в море сопровождается увеличением длины русла и уменьшением уклона его водной поверхности. Это, в свою очередь, приводит к уменьшению скорости течения и транспортирующей способности потока, что либо при значительном удлинении рукава ведет к ускорению его отмирания, либо уменьшает интенсивность активизации размывающегося до этого рукава.

ОСНОВНЫЕ ПРИЧИНЫ ЕСТЕСТВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ ОТМИРАНИЯ И АКТИВИЗАЦИИ РУКАВОВ НЕПРИЛИВНЫХ ДЕЛЬТ

В качестве примера рассмотрим простейшую двухрукавную дельту, состоящую из смежных рукавов — левого и правого (соответственно рук. 1 и рук. 2) (рис. 1а). Оба рукава впадают в один и тот же приемный водоем с неизменным средним уровнем. Предположим, что начальное состояние обоих рукавов динамически устойчиво, и поэтому в них никаких необратимых (однонаправленных) русловых деформаций не происходит. Оба рукава имеют одинаковые руслоформирующие расходы воды и сток наносов, одинаковые ширину, среднюю глубину, длину и коэффициент шероховатости. Предположим, что в рук. 1 появились первые признаки его отмирания, т.е. в нем уменьшился сток воды и наносов, стало проявляться обмеление и зарастание русла. При этом наблюдениями установлены явные причины этих изменений в рук. 1. Одновременно в рук. 2 проявились некоторые признаки его активизации, например увеличение водного стока. Никаких явных причин этого наблюдениями не выявлено. Поэтому можно предположить, что изменения в рук. 2 — реакция на начало отмирания в рук. 1. Позже признаки отмирания рук. 1 стали проявляться сильнее.

Причины изменений, происходящих в рассматриваемой дельте, можно разделить на три группы: 1) причины начавшегося отмирания рук. 1,

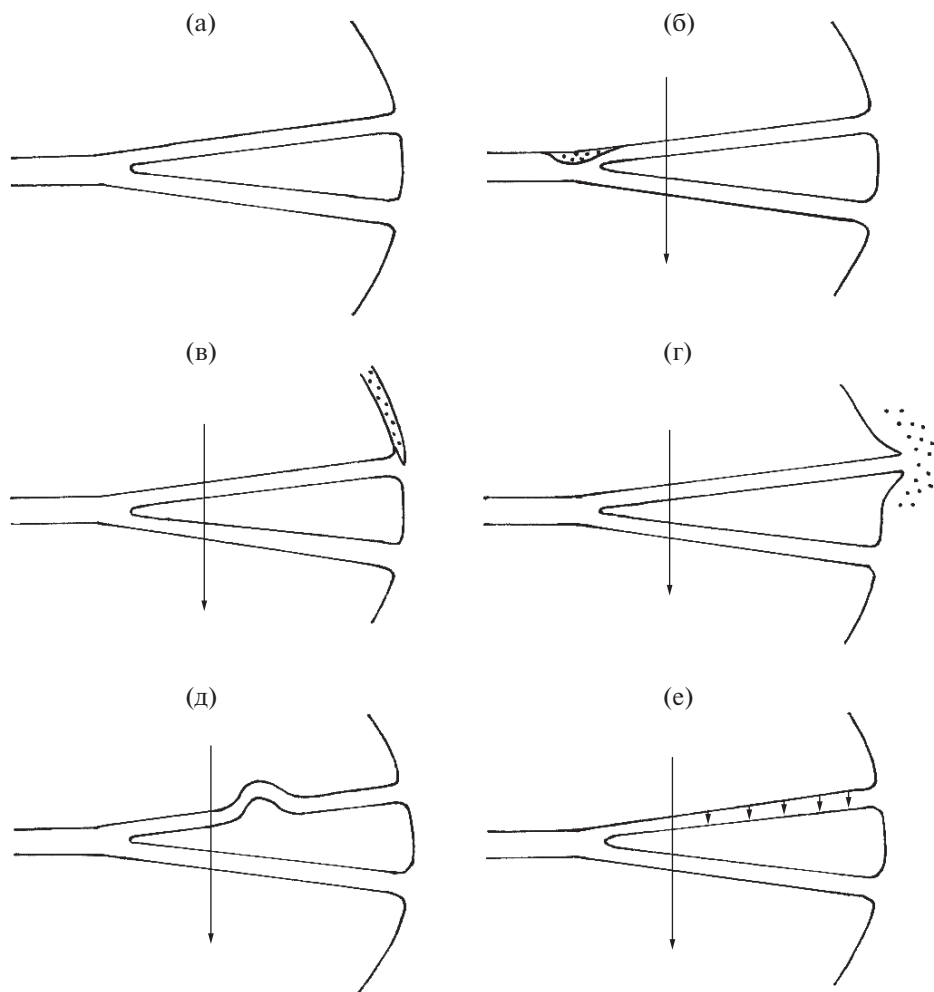


Рис. 1. Примеры естественных причин отмирания одного из смежных рукавов и активизации другого: оба рукава в состоянии динамического равновесия (а); частичное перекрытие истока одного из рукавов побочным перекатом (б); частичное перекрытие устья рукава морской песчаной косой (в); выдвигание рукава на мелководный участок устьевое взморья (г); формирование излучины в рукаве (д); увеличение шероховатости дна рукава (е). Вертикальная стрелка — направление перераспределения стока.

зафиксированные наблюдениями; 2) причины, также зафиксированные наблюдениями, приводящие к усугублению, усилению и ускорению отмирания рук. 1; 3) причины активизации рук. 2 как реакции на отмирание рук. 1.

В первую группу вошли:

частичное перекрытие истока рук. 1 в результате смещающейся вдоль левого берега реки крупной песчаной гряды, например побочня переката (рис. 1б);

частичное перекрытие устья рук. 1 продуктами волнового размыва морского берега левее устья рук. 1 (рис. 1в).

Перекрытие истока и устья рук. 1 могут произойти и одновременно, и в разное время. Но их последствия для рук. 1 будут одинаковыми: оба эти события приведут к уменьшению стока воды и наносов рук. 1 и к началу его отмирания.

Ко второй группе причин можно отнести:

климатически обусловленное уменьшение стока реки; этот фактор ускоряет уменьшение стока в рук. 1 и вместе с другими факторами способствует его отмиранию; уменьшение стока воды реки практически не сказывается на режиме рук. 2, так как компенсируется ростом стока воды этого рукава в результате перераспределения стока из рук. 1 в рук. 2;

увеличение длины рук. 1 вследствие его выдвигания на обмелевшее устьевое взморье в результате вдольберегового перемещения продуктов волнового размыва (рис. 1г);

размыв одного из берегов рук. 1 и образование излучины (рис. 1д), что также должно привести к увеличению длины рукава и ускорению его отмирания;

усиление зарастания теряющего свой сток рук. 1, что увеличит коэффициент шероховатости его дна и еще больше уменьшит расход воды и ускорит отмирание рук. 1 (рис. 1е).

В третью группу причин, способствующих отмиранию рук. 1 и, наоборот, активизации рук. 2, входит прогрессирующее уменьшение стока в рук. 1 и, наоборот, увеличение в рук. 2, что является следствием перераспределения стока воды из рук. 1 в рук. 2.

Возникает вопрос: какова будет дальнейшая судьба отмирающего рук. 1 и активизирующегося рук. 2? Чаше всего процесс отмирания и деградации одного из рукавов дельты оказывается необратимым. В конце концов этот рукав прекращает свое существование, а смежный рукав, наоборот, забрав весь сток реки или главного (подводящего) рукава, продолжает развиваться. В качестве примера можно привести многолетние изменения в системе Старостамбульского рук. в дельте Дуная [1]. Еще в середине XX в. от крупного дельтового Старостамбульского рук. вправо отходил достаточно водоносный рук. Средний. Ниже по течению он делился на два рукава — Отножный (левый) и Песчаный (правый). Эти рукава выходили на приглубое устьевое взморье — прибрежную часть Черного моря. Сползание большой песчаной гряды на исток рук. Среднего и занесение устьев рукавов Отножного и Песчаного во время сильных осенних и зимних штормов продуктами волнового размыва морского берега привело к быстрому отмиранию этой системы. Уже в начале XXI в. система рукавов Средний—Отножный—Песчаный прекратила свое существование, исток рук. Среднего и устья рукавов Отножного и Песчаного заросли. В итоге доступ к садам и огородам по берегам рук. Среднего стал невозможным. Была предпринята попытка восстановить сток в отмирающей системе при помощи искусственного канала на входе в рук. Средний, но она не дала результата. В настоящее время во внутренней части бывшей системы Средний—Отножный—Песчаный в остатках их русел сохранились лишь болотца и древесная растительность на старых прирусловых валах. Параллельные друг другу линии деревьев хорошо видны на фоне обширных зарослей тростника на современных космических снимках.

Размыв песчаных тел, блокирующих исток или устье рукава, — событие редкое. Также редки случаи “конкурирующего” развития смежных рукавов. Это может случиться вследствие переменного ускорения выдвижения смежных рукавов в море. Автору статьи известен лишь один такой пример: повторившееся несколько раз перераспределение стока и изменение тенденции развития двух систем рукавов в дельте Дуная — Очаковского (левого) и Старостамбульского (правого) [1].

ГИДРАВЛИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ОТМИРАНИЯ И АКТИВИЗАЦИИ СМЕЖНЫХ РУКАВОВ

Главные последствия отмирания и активизации рукавов — это изменение распределения стока воды между ними.

Сначала рассмотрим закономерности распределения стока воды между смежными рукавами в условиях неизменности их гидрологических и морфометрических характеристик. Для этого используем формулу Шези—Маннинга:

$$V = C\sqrt{hI} = \frac{h^{1/6}}{n}\sqrt{hI}, \quad (26)$$

где V — средняя скорость потока, м/с; h — его средняя глубина, м; I — уклон водной поверхности (величина безразмерная); n — коэффициент шероховатости дна русла, с/м^{1/3}.

Умножим левую и правую части формулы (26) на площадь поперечного сечения, равную Bh (B — ширина русла). Кроме того, выразим уклон I через $\Delta z/L$ (Δz — полное падение уровня вдоль рукава, м; L — длина рукава, м). В результате получим

$$Q = Bh^{5/3}\Delta z^{1/2}L^{-1/2}n^{-1}, \quad (27)$$

здесь Q — любой расход воды в истоке рукава, м³/с, в том числе руслоформирующий или руслонаполняющий.

Возьмем русловую систему из двух смежных рукавов, которые имеют в начале системы общий узел разветвления, а в ее конце впадают в один и тот же водоем с приглубым взморьем. Такая система может быть двухрукавной дельтой с левым рук. 1 и правым рук. 2, в которую поступает сток реки либо сток более крупного (подводящего) рукава.

Рассмотрим закономерности распределения расходов воды между смежными рукавами 1 и 2 при неизменных начальных условиях. Используя формулу (27) для двух смежных рукавов, получим

$$\frac{Q_1}{Q_2} = \frac{B_1}{B_2} \left(\frac{h_1}{h_2} \right)^{5/3} \left(\frac{L_2}{L_1} \right)^{1/2} \frac{n_2}{n_1}. \quad (28)$$

При выводе формулы учитываем, что величины падения уровня в обоих рукавах одинаковы, т.е. $\Delta z_1 = \Delta z_2$.

Структура формулы (28) свидетельствует о следующем: 1) основное влияние на распределение расходов воды между смежными рукавами оказывает соотношение их глубин; 2) если один рукав выдвинут в море и имеет длину большую, чем смежный, то доля его стока в системе меньше. Если рукав короче смежного (вне зависимости от причин), то доля его стока в системе больше; 3) разная шероховатость дна в рукавах (образование гряд и их размыв, зарастание дна водной

растительностью) оказывает похожее влияние на распределение расходов воды между рукавами.

Для расчета распределения стока между рукавами более сложной системы применяется ряд методов [3–5], например кривые расходов $Q = f(H)$, метод итераций, разработанный в ААНИИ, метод общих модулей сопротивления. Последний метод разработан в ГОИН; он позволяет аналитически и без итераций и подбора рассчитывать распределение расходов воды в разветвляющейся системе рукавов любой сложности (последовательном, параллельном и последовательно-параллельном соединении).

Теперь от неизменяющегося распределения стока по рукавам дельты перейдем к изменяющемуся распределению во времени, т.е. к перераспределению стока воды между рукавами.

Следует различать сезонное и многолетнее перераспределение стока между рукавами дельты. Типичный пример сезонного перераспределения стока: в половодье большая часть стока воды реки поступает в широкий, но мелководный рукав, а в межень, наоборот, — в узкий, но глубокий смежный рукав. В очень низкую межень почти весь водный сток реки может сосредоточиться в глубоком рукаве. Подобное перераспределение стока повторяется каждый год и не приводит к необратимым русловым деформациям.

Многолетние изменения распределения стока между рукавами, как правило, необратимы и ведут к отмиранию одного рукава, активизации смежного рукава и перераспределению в него стока воды.

Для оценки характера многолетнего перераспределения стока воды между смежными рукавами возможны разные подходы.

Качественная характеристика процесса такова: отмирающий рукав теряет свой сток, а активизирующийся — увеличивает.

Количественную оценку этого процесса можно сделать несколькими способами: 1) путем измерения расхода воды в период половодья в обоих рукавах с интервалом в несколько лет; 2) путем применения формулы (28), по данным с интервалом в несколько лет. Изменения ширины русел рукавов, их глубины, длины, шероховатости их дна будут характеризовать увеличение расхода в одном из рукавов и уменьшения в другом или обратную ситуацию. Как отмечено выше, наиболее показательны при этом изменение глубины в смежных рукавах.

Прогноз ожидаемого перераспределения стока воды между смежными рукавами дать сложнее. Для такого прогноза можно воспользоваться: 1) методом тенденций — экстраполируя изменения измеренных или вычисленных расходов воды на предстоящие годы в обоих рукавах; 2) для оценки процесса отмирания или активизации ру-

кавов воспользоваться критериями по формулам (16)–(25); 3) вычислить характеристики динамически устойчивых рукавов дельты по формулам (6)–(15) и сравнить их с измеренными в разные годы.

При всех перечисленных подходах надо учитывать связь процессов в дельте с величиной стока наносов. Чем он больше, тем быстрее протекают процессы перераспределения стока между рукавами и дельтоформирования в целом.

ВЫВОДЫ

Многорукавные системы в неприливных дельтах недолговечны. Одни рукава отмирают, другие, наоборот, активизируются. При этом сток воды и наносов перераспределяется из отмирающих рукавов в активизирующиеся. Процессы отмирания и активизации могут быть естественными и антропогенными. Антропогенные процессы вызваны хозяйственной деятельностью как в речных бассейнах (например, в результате регулирования стока), так и в самих дельтах (вследствие водозабора, выправления и углубления рукавов для улучшения судоходных условий и т.п.). В статье рассмотрены только естественные процессы отмирания и активизации рукавов.

Описаны процессы отмирания и активизации двух смежных рукавов, изначально находящихся в состоянии динамической устойчивости и имеющих одинаковые гидролого-морфометрические характеристики (расход воды, ширину, длину, коэффициент шероховатости). Естественными причинами отмирания одного из смежных рукавов могут быть: частичное перекрытие истока одного из рукавов сползающими вдоль реки скопившимися песчаными наносами, например побочном переката; частичное перекрытие устья рукава перемещающейся вдоль морского берега песчаной косой; выдвижение рукава на мелководный участок устьевое взморья, сопровождающееся удлинением рукава; формирование излучины в рукаве, увеличивающей его длину; увеличение шероховатости дна рукава в результате зарастания водной растительностью; естественное уменьшение стока воды, поступающего в рассматриваемые системы рукавов. Перечисленные процессы ведут к перераспределению стока.

Следует различать понятия “распределение стока” и “перераспределение стока” в русловых системах рукавов дельт. Так, например, распределение стока (отношение расходов воды) в системе из двух рукавов характеризует неизменную гидрологическую ситуацию на любом временном отрезке (в частности, в среднем за сезон или год). Перераспределение стока в той же системе рукавов отражает изменение гидрологической ситуации во времени (например, между сезонами или годами). Для оценки распределения стока воды

между двумя смежными рукавами в статье используется формула Шези—Маннинга. Повторные (через несколько лет) расчеты позволяют оценить интенсивность перераспределения стока. Чем больше сток наносов реки, тем короче “время жизни” отмирающего рукава.

Задачами дальнейших исследований должны стать: оценка воздействия антропогенных факторов на русловые системы неприливных дельт; учет влияния эвстатического повышения или понижения уровня моря на многорукавную дельту.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гидрология дельты Дуная. М.: ГЕОС, 2004. 448 с.
2. Михайлов В.Н., Михайлова М.В. Физические основы гидрологических и морфологических процессов в речных дельтах // Вестн. РФФИ. 2013. № 2 (78). С. 26–33.
3. Михайлов В.Н., Михайлова М.В., Магрицкий Д.В. Основы гидрологии устьев рек. М.: Триумф, 2018. 313 с.
4. Михайлов В.Н., Rogov M.M., Чистяков А.А. Речные дельты. Гидролого-морфологические процессы. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 280 с.
5. Руководство по расчету элементов гидрологического режима в прибрежной зоне морей и в устьях рек при инженерных изысканиях. М.: Гидрометеиздат, 1973. 535 с.
6. Устья рек Каспийского региона: история формирования, современные гидролого-морфологические процессы и опасные гидрологические явления. М.: ГЕОС, 2013. 702 с.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 528.8,556.5

ПРОТОЧНЫЕ ОЗЕРА МИРА: АНАЛИЗ КОЛИЧЕСТВЕННЫХ ПАРАМЕТРОВ И ИХ ВЛИЯНИЯ НА ХАРАКТЕР КОЛЕБАНИЙ СТОКА ОЗЕРНЫХ РЕК¹

© 2021 г. О. В. Соколова^a, Т. Ю. Выручалкина^a,
И. В. Соломонова^a, С. Г. Добровольский^{a, *}

^aИнститут водных проблем РАН,
Москва, 119333 Россия

*e-mail: sgdo@bk.ru

Поступила в редакцию 03.06.2020 г.

После доработки 03.06.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

Сформирован объединенный архив данных по проточным озерам мира и многолетним изменениям стока регулируемых ими рек. Проанализированы особенности параметров озерных рек и их зависимости от характеристик озер. Высказана гипотеза о глобальной инвариантности коэффициента водообмена озер по отношению к среднему объему стока через озера. Изучено влияние коэффициента водообмена озер на многолетние изменения стока регулируемых рек. Показано, что с увеличением коэффициента в среднем уменьшается коррелированность годового, максимального и минимального стока смежных лет, а также средние порядки авторегрессионных моделей для описания многолетних изменений всех видов стока. Описано явление “перемежающейся нестационарности” для рядов годовых значений стока части озерных рек.

Ключевые слова: проточные озера, озерные реки, многолетние изменения, эффект “перемежающейся нестационарности”.

DOI: 10.31857/S0321059621010260

ВВЕДЕНИЕ

Цель настоящей работы – совместный количественный анализ характеристик проточных озер мира и закономерностей стока озерных рек. Попытки обобщить информацию по озерам мира предпринимались в большом количестве работ. Прежде всего следует отметить фундаментальные публикации в этой области Института озероведения РАН – работы В.А. Румянцева и соавторов [8–11], а также глобальную базу данных MGLD-MSSL [23] (в работе [23] приведена обширная библиография по глобальным озерным базам данных), издания [7, 12]. В основном перечисленные исследования и обобщения базируются на спутниковых данных, которые позволяют судить о числе озер, их общей площади, длине береговой линии, а также – с использованием ряда допущений и упрощений – об объемах воды в озерах, суммированных в пределах крупных регионов и глобально. В настоящей работе предлагается до-

полнить перечисленные исследования и другие работы такого плана анализом параметров тех проточных озер мира, для которых имеются длинные (не менее 20 лет) ряды стока регулируемых этими озерами рек, а также имеются расчеты характеристик многолетних изменений стока. Представляется, что в глобальном масштабе такое исследование проводится впервые. Для достижения поставленных в работе целей впервые сформирован объединенный архив данных по проточным озерам с использованием информации из указанных ниже источников и по стоку озерных рек – в формате электронных таблиц, позволяющем проводить расчеты при помощи специализированного алгоритмического языка. Для анализа закономерностей изменчивости изучаемых параметров во времени использована новая, предложенная авторами система статистических и стохастических оценок, основанная на теории случайных функций и ее прикладных методах.

В общей сложности использованы данные многолетних наблюдений в 376 створах на озерных реках (1128 рядов годового, максимального и минимального стока) – в сравнении с данными

¹ Работа выполнена в рамках темы РАН № 0147-2019-0003 (государственная регистрация № AAAA-A18-118022090105-5) и № 0147-2019-0001 (государственная регистрация № AAAA-A18-118022090056-0), а также при поддержке РФФИ (проект № 19-05-00375).

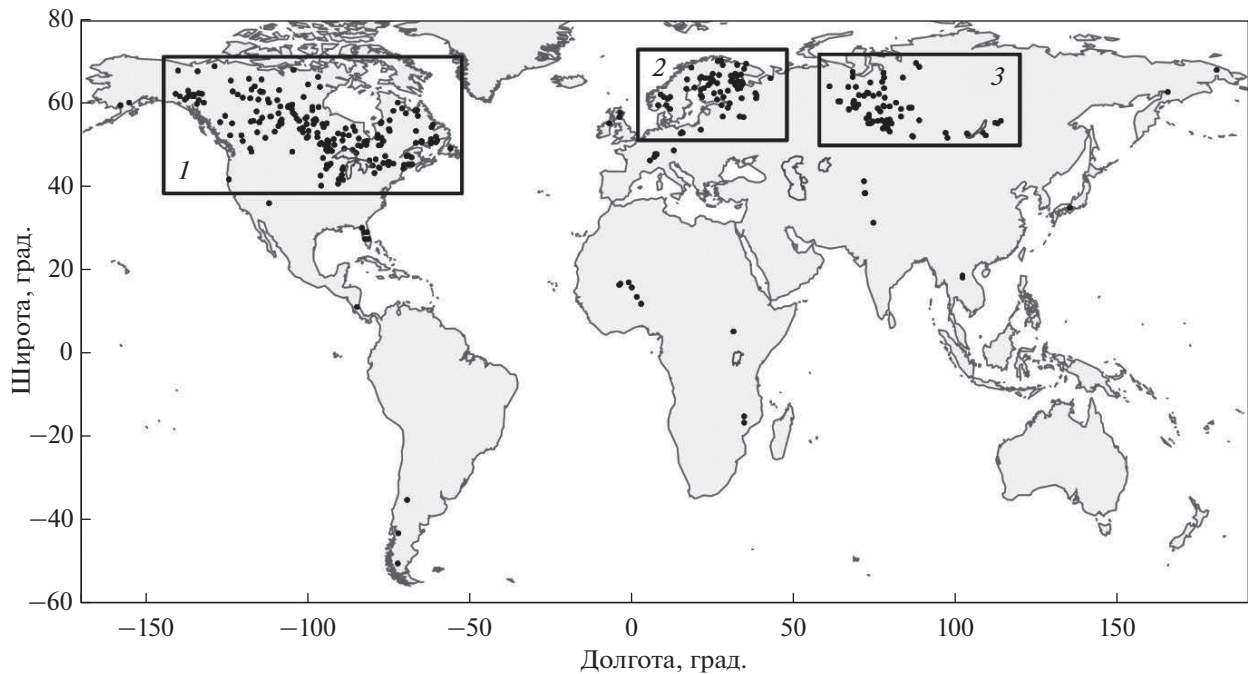


Рис. 1. Расположение использованных в работе створов на озерных реках. Цифрами обозначены основные ареалы озер: 1 – североамериканский, 2 – североевропейский, 3 – североазиатский. Отрицательные значения градусов на горизонтальной оси (долгот) и вертикальной оси (широт) соответствуют западному и южному полушариям.

наблюдений в 1660 створах на реках мира “основного” типа (неозерных незарегулированных). Анализируются характеристики 249 проточных озер, взаимосвязи между этими характеристиками, а также связи между параметрами озер и параметрами многолетних изменений стока регулируемых ими рек – раздельно для различных генетических типов озер. Продемонстрированы принципиальные различия между структурой многолетних колебаний озерных и неозерных рек и существенные различия характера влияния на режим стока параметров ледниковых и тектонических озер. Одним из наиболее существенных и неожиданных результатов работы представляется вывод о независимости, в среднем, коэффициента водообмена озер обоих генетических типов от средней величины стока соответствующих озерных рек.

ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ

В работе использован архив данных по стоку озерных рек, созданный авторами статьи для 376 створов озерных рек мира (описание архива и источники информации – в [1, 2]). Архив представляет собой набор из 1128 рядов величин годового, максимального и минимального стока продолжительностью ≥ 20 лет. Расположение створов показано на рис. 1. Выделяются три основных ареала использованных в работе створов: североамериканский (198 створов), североевропейский (76) и североазиатский (72). Вне этих ареа-

лов на всей остальной территории суши находятся лишь 30 створов. Представляется, что эти цифры отражают соотношение количества проточных озер в различных регионах Земли: подавляющая их часть – озера ледникового, моренного происхождения, сосредоточенные в северных частях Америки и Евразии (классификация озер принята по [6, 13]).

Параметры водосборных бассейнов, замыкаемых представленными в работе створами, а также результаты анализа многолетних рядов годового, максимального и минимального стока методами, предложенными авторами и рассмотренными ниже, помещены в электронные таблицы фирмы StatSoft.

Указанный архив объединен в том же формате электронных таблиц с архивом данных по параметрам соответствующих проточных озер (данные из [4, 17–28] и из архивов авторов). В итоге основная часть сводной таблицы включает в себя данные по 142 параметрам стока регулируемых рек и по характеристикам соответствующих проточных озер. Для проточных озер в таблицу включены следующие количественные параметры: 1) код озера по генетической классификации озерных котловин; 2) и 3) географические координаты озера; 4) площадь поверхности озера; 5) объем озера; 6) максимальная глубина озера; 7) средняя глубина озера; 8) длина береговой линии; 9) площадь водосборного бассейна озера.

Таблица 1. Значения коэффициента a в уравнении (2)

Диапазоны значений r_1 и N	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
$0.0 \leq r_1 \leq 0.9, 20 \leq N \leq 40$	0.879	6.249	7.260	-76.32	-0.127	-0.0402
$0.0 \leq r_1 \leq 0.9, 40 < N \leq 200$	1.009	1.941	18.16	-104.0	-0.423	-0.0254
$-0.9 \leq r_1 < 0.0, 20 \leq N \leq 40$	0.947	2.260	-5.61	-25.44	0.055	-0.0899
$-0.9 \leq r_1 < 0.0, 40 < N \leq 200$	1.008	2.094	-17.2	-109.3	0.397	-0.0245

Кроме того, в таблицу добавлялись ячейки, содержащие относительные величины, модули величин, логарифмы, а также ряд дополнительных расчетных параметров, например — коэффициент изрезанности береговой линии, коэффициент водообмена и др.

В соответствии с генетической классификацией озерных котловин изучаемые озера разделены на три группы: ледникового происхождения (моренные и моренно-тектонические) — 60.2%, тектонического происхождения (включая озера, образованные кратерами вулканов) — 9.7%, прочего происхождения — 30.1%.

МЕТОДЫ АНАЛИЗА ПАРАМЕТРОВ МНОГОЛЕТНИХ ИЗМЕНЕНИЙ СТОКА

Для анализа наблюдаемых рядов стока авторами статьи предприняты попытки совершенствования обычно используемых в таких случаях методов и формул расчета статистических и стохастических параметров — в свою очередь, базирующихся на теории случайных функций [5, 15, 16, 29, 30]. Так, предложена новая поправка к традиционной выборочной оценке ($r_{\text{выб}}$) коррелированности между значениями речного стока смежных лет (N — длина ряда, годы):

$$\Delta r_{\text{выб}} = \frac{0.945 + 3.05r_{\text{выб}}}{N} + \frac{4.73 + 18.6r_{\text{выб}} + 25.4r_{\text{выб}}^2}{N^2}. \quad (1)$$

Выражение (1) играет роль поправки Резниковского—Костиной. Как видно из формулы, при увеличении длины ряда выражение (1) стремится к нулю, а формула для выборочного коэффициента автокорреляции приближается к обычной оценке.

Сравнение оценок (1) с оценками Резниковского—Костиной показывает, что первые обладают существенно меньшей смещенностью. Оценки Резниковского—Костиной предпочтительнее только для значений коэффициента автокорреляции ~ 0.9 , которые практически не встречаются при анализе многолетних рядов стока. Во всех остальных случаях — при значениях коэффициента от -0.9 до $+0.8$ — предлагаемые в настоящей работе оценки обладают преимуществом: для

20-летних рядов средняя смещенность авторских оценок по всем коэффициентам меньше в 27 раз, а для 40-летних рядов в 55 раз. В диапазоне наиболее распространенных значений коэффициентов автокорреляции — от 0.0 до 0.3 — оценки (1) уменьшают смещенность оценок Резниковского—Костиной в 7–236 раз (при длине рядов 20 и 40 лет). Для более значительных длин рядов оценки (1) также предпочтительнее оценок Резниковского—Костиной, хотя смещенность и тех и других, естественно, уменьшается при увеличении N .

Авторами статьи также предложена новая модификация метода Акаике оценки порядков стохастических (авторегрессионных) моделей M для описания многолетних изменений речного стока. Эта модификация устраняет недостаток существующих методов — сильную зависимость оценок от длины рядов наблюдений. В предложенном авторами подходе все длины рядов условно приравниваются к единой (стандартной); такое усовершенствование необходимо, так как все наблюдаемые ряды стока, использованные в настоящей работе, разной длины. В настоящем случае выбрана единая длина рядов — 40 лет, примерно соответствующая средней длине ряда наблюдений над стоком на реках мира, превышающей 20 лет (минимальное технически допустимое значение). Указанное “уравнивание” достигается умножением критерия Акаике AC [2] при нулевом порядке на специально подобранный корректирующий множитель K_{AC} (r_1 — аналог $r_{\text{выб}}$):

$$K_{AC} = a_1 + \frac{a_2 + a_3 r_1}{N} + \frac{a_4}{N^2} + r_1(a_5 + a_6 r_1). \quad (2)$$

Значения коэффициентов a для каждой из подобластей значений N и r_1 приведены в табл. 1.

Проверка введенного критерия на всех доступных авторам рядах годового стока неозерных незарегулированных рек России (571 ряд) показала, что при применении формулы (2) устраняется зависимость оценок порядков авторегрессионных моделей от длины рядов; а именно: при переходе от длин рядов 20 лет к длинам рядов порядка 110 лет критерий Акаике дает среднее увеличение порядка моделей на ~ 1 , что существенно и критично; применение формулы (2) приводит к не меняющейся, в среднем, оценке порядков, равной ~ 0.5 .

Исключительно важен при анализе как наблюдаемых, так и модельных рядов стока вопрос о стационарности процессов. С точки зрения авторов, до недавних пор в гидрологии понятие стационарности зачастую неправомерно подменялось понятием однородности, само определение которой, с точки зрения теории случайных функций, некорректно. Для изучения вопроса о стационарности или нестационарности изменений стока авторами предложены новые двусторонние критерии применимости нулевой гипотезы — раздельно для стационарности/нестационарности по математическому ожиданию (среднему значению), стандарту (дисперсиям), автокоррелированности (коррелированности стока смежных лет). Критерий оценки стационарности/нестационарности по математическому ожиданию основывался на оценке стандартов разностей между выборочными средними значениями $M_{\text{выб}}$ различных сегментов рядов (пересчитанных в выборочные значения гауссовских случайных величин), в случае стационарности процессов — для рядов длиной ≥ 40 лет. Стандарты разностей, в свою очередь, аппроксимированы аналитическими выражениями, полученными по результатам экспериментов методом Монте—Карло:

$$\begin{aligned} \sigma(M_{\text{выб}}^2 \text{ МК} - M_{\text{выб}}^1 \text{ МК}) &= \\ &= 0.07 + \frac{15.3279 - 12.1355 \lg(1 - r_1)}{N} - \\ &- \frac{239.147}{N^2} - \lg(1 - r_1)[0.3702 + 0.0011 \lg(1 - r_1)]. \end{aligned} \quad (3)$$

Аналогично получены формулы для оценки стандартов разностей стандартов и автокоррелированностей для различных сегментов рядов [2].

Добавим также, что приведенные выше формулы получены с использованием нового, предложенного авторами экономичного алгоритма генерирования псевдослучайных гауссовских чисел; использованы также промежуточные, новые формулы для оценок стандартов случайных коррелированных по времени последовательностей (описаны в [2]).

Окончательно для оценки степени стационарности/нестационарности рядов стока были введены “индексы” стационарности по среднему значению I_{SM} , по стандартам I_{SS} и по коррелированности стока смежных лет I_{SR} . Индексы представляют собой частное от деления разности оценок соответствующего параметра, осредненных по различным сегментам ряда, на величины, рассчитанные по формуле (3) и по аналогичным формулам для автокоррелированности и стандартов. Единичные, по модулю, выборочные значения индексов стационарности соответствуют стандартным отклонениям, присущим абсолютно стационарным (во введенном авторами пони-

мании) последовательностям, значение 1.96 соответствует двум стандартам.

АНАЛИЗ КОЛИЧЕСТВЕННЫХ ПАРАМЕТРОВ ПРОТОЧНЫХ ОЗЕР

Оценка плотности вероятности практически всех параметров озер, перечисленных в разделе “Исходные данные”, в первом приближении тяготеет к геометрическому распределению (рис. 2а). В ряде случаев применимыми оказались более детальные (в то же время сравнительно простые) аналитические аппроксимации плотности вероятности; например, в случае максимальных глубин озер — логнормальное распределение (рис. 2б). Следует, однако, заметить, что даже в такого рода случаях определенным преимуществом обладают геометрические аппроксимации — как своей универсальностью, так и тем, что они позволяют “обойти” проблему самых малых озер, непосредственный анализ параметров которых невозможен из-за их громадного количества, отсутствия соответствующей информации и неопределенности границ между понятиями “озеро”, “пруд”, “болото” и т.д.

В табл. 2 приведены средние значения количественных параметров проточных озер мира для обобщения информации данного раздела и первоначального анализа архива данных озер и регулируемых ими рек. Для повышения значимости статистических оценок озера моренного и морено-тектонического происхождения объединены в табл. 2 в один генетический тип — “ледниковые”, а тектонические и вулканические — в тип “тектонические”.

При сравнении двух основных обобщенных типов озер — “ледниковых” и “тектонических” — прежде всего обращает на себя внимание то, что площади поверхности озер и площади водосборных бассейнов имеют один порядок, однако значения других основных параметров существенно расходятся. Так, средняя глубина у озер первого типа в 3 раза меньше, чем у второго, средний объем на порядок меньше (табл. 2). Соответственно, коэффициент проточности в первом случае в разы, а площадь водосборного бассейна — в полтора раза больше, чем во втором. Эта закономерность, очевидно, объясняется менее пересеченным характером местности вокруг озер ледникового происхождения, чем водосборов озер тектонического происхождения, само название которых говорит об интенсивных геологических процессах на соответствующих территориях.

Повторим, что в рассматриваемый архив вошли данные лишь по малой части проточных озер мира, поэтому приведенные в табл. 2 средние величины скорее ориентировочны. Тем не менее представляется, что таблица отражает принципи-

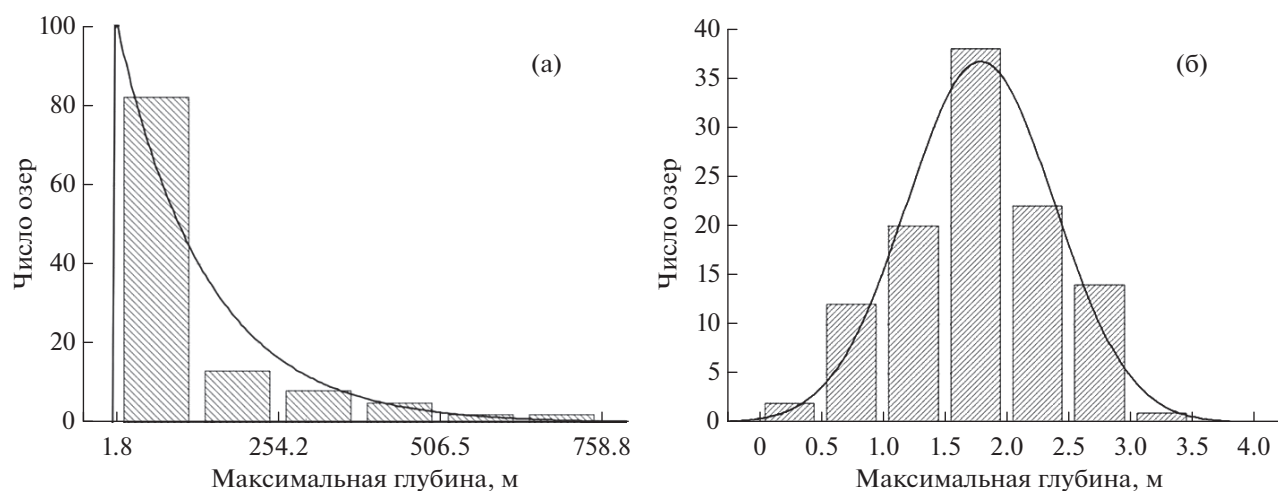


Рис. 2. Гистограммы плотностей вероятности максимальной глубины проточных озер: а – исходные величины, б – логарифмы максимальных глубин. Сплошные кривые – аналитические аппроксимации геометрическим (а) и нормальным (б) распределением.

альные различия между параметрами двух основных групп проточных озер.

Представляют интерес соотношения между значениями коэффициентов водообмена озер и теми величинами, по которым они рассчитываются, – объемами озер и средним потоком через озеро – для озер различного генетического типа. Парадоксально то, что график зависимости коэффициента водообмена озер ледникового происхождения от среднего потока через озеро указывает на отсутствие статистически значимой зависимости (рис. 3а). Напротив, график соотношений коэффициентов и объемов озер (рис. 3б) показывает четкую связь, близкую к линейной в билогарифмических шкалах, с тангенсом угла наклона линии регрессии, равным примерно -0.3 . Так как объем находится в знаменателе формулы для коэффициента, априори можно было бы ожидать более быстрого уменьшения значения коэффициента водообмена с увеличением объемов озер. По-видимому, своеобразная форма графика на рис. 3 – следствие

специфических соотношений водных потоков и рельефа местности в областях ледниковых озер.

Интересно то, что для озер тектонического происхождения также отсутствует зависимость коэффициента водообмена от среднего годового стока из озера: коэффициент линии регрессии в этом случае составляет величину даже меньшую, чем в уравнении на рис. 3а, -0.45 . В то же время коэффициент в уравнении регрессии, аналогичном уравнению на рис. 3б, составляет -0.66 – намного меньшую величину, чем для ледниковых озер.

Возвращаясь к описанному выше неожиданному результату исследования – “глобальной инвариантности” коэффициента водообмена озер по отношению к среднему стоку из озер (что подтверждается и малым значением парной корреляции между величинами на осях графика 3а – всего 0.02), можно попытаться дать объяснение этому эффекту. С точки зрения авторов статьи, объяснением может быть намного большее разнообразие объемов озер по сравнению со стоком

Таблица 2. Средние значения количественных параметров озер мира

Группы озер по происхождению	Площадь зеркала, км ²	Средняя глубина, м	Объем озера, км ³	Коэффициент водообмена, %	Площадь водосбора, км ²
Ледниковые	1980	26.4	144.9	13.0	74694
Тектонические	2311	78.4	1499.0	1.9	50710
Прочие	1476	38.6	429.6	23.6	20338
Все	1855	35.3	299.6	14.4	56663

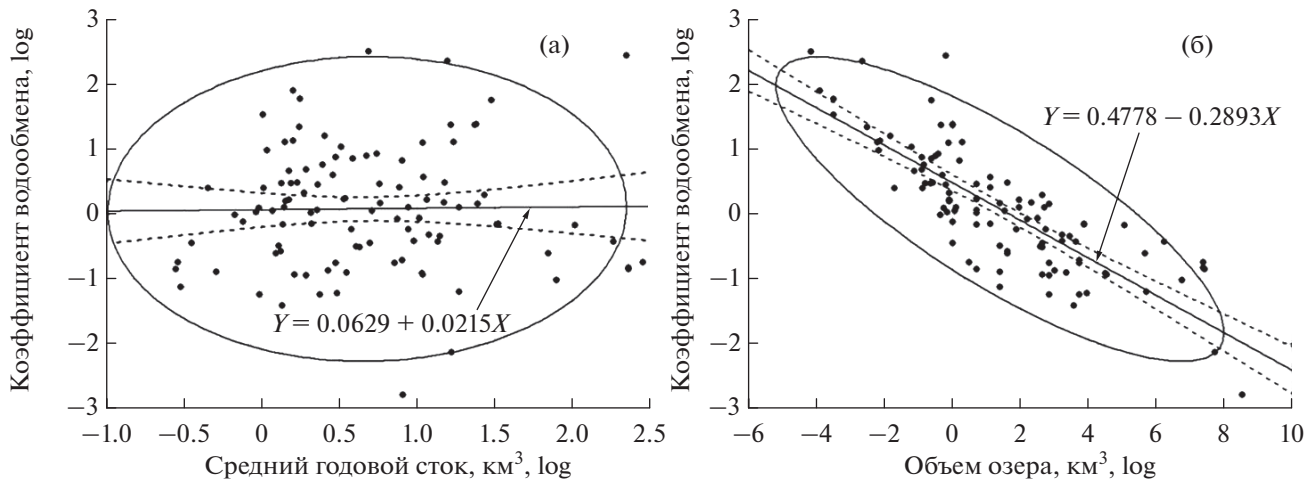


Рис. 3. Соотношения между коэффициентами водообмена озер ледникового происхождения и средним годовым потоком через ледниковые озера (а), объемами озер (б), в билогарифмических шкалах. Прямая линия — линейная аппроксимация методом наименьших средних квадратов. Пунктирные линии обозначают 95%-й доверительный интервал для линии регрессии. Овал — 95%-й эллипс рассеяния.

из озер. Так, диапазон рассмотренных величин годового стока из ледниковых озер составляет около трех порядков (от 0.27 до 286 км³/год), в то время как диапазон объемов изучаемых озер составляет более пяти порядков (от 0.0155 до 5000 км³). Соответственно, дисперсия вариаций объемов озер в ~170 раз превышает дисперсию вариаций годовых объемов стока. Иными словами, объемы озер намного сильнее влияют на коэффициент водообмена, чем объемы стока. Фундаментальной причиной этого является принципиальная разница размерностей ключевых объектов, формирующих основные параметры: водосборные бассейны, формирующие сток, в первом приближении существенно двухмерны, в то время как котловины озер, определяющие объем озерных вод, трехмерны.

В качественном, географическом плане “азональность”, т.е. слабая зависимость, “внутреннего водообмена озер” (связанного с коэффициентом водообмена) от стока через озеро отмечена К.К. Эдельштейном [14].

ПАРАМЕТРЫ СТОКА ОЗЕРНЫХ РЕК И ЕГО МНОГОЛЕТНИХ КОЛЕБАНИЙ

Представляет интерес сопоставление параметров стока озерных рек и его многолетних колебаний со стоком рек “основного” типа (по классификации [1]) — неозерных незарегулированных — количество использованных створов на которых в упомянутой работе составило 1660. Средняя площадь водосборного бассейна всех исследованных озерных рек, в том числе и не входивших в объединенный с параметрами озер архив (59795 км²),

несколько меньше площади бассейнов рек основного типа (68275 км²), хотя и имеет тот же порядок. Близки также и средние значения годового слоя стока для рек обоих типов — соответственно 339 и 325 мм. В то же время средний годовой сток озерных рек в ~2 раза меньше аналогичной величины для рек основного типа — соответственно 11.4 и 23.2 км³/год.

Существенно различие особенностей сезонных изменений стока озерных рек и рек основного типа. Для характеристики сезонных колебаний стока авторами введен “индекс сезонной изменчивости стока” I_S , представляющий собой частное от деления разности между средними значениями стока в наиболее и наименее многоводные месяцы на среднюю величину годового стока (при этом все величины должны иметь одинаковые размерности, например — м³/с). Если для рек основного типа в среднем $I_S = 3.0$, то для озерных рек величина почти в полтора раза меньше: $I_S = 2.2$. Очевидно, что озера, таким образом, играют роль демпфирования сезонных колебаний. Интересно то, что близки количественные результаты демпфирования стока другими типами емкости влаги — водохранилищами и горными ледниками: для рек соответствующего типа питания средняя величина I_S составляет 2.2 и 2.1.

Очень существенна разница между типами стохастических моделей, описывающих многолетние изменения стока озерных рек и неозерных незарегулированных рек. На рис. 4 показаны гистограммы распределения рядов годового стока по наиболее характерным параметрам — порядкам авторегрессионных моделей (к использова-

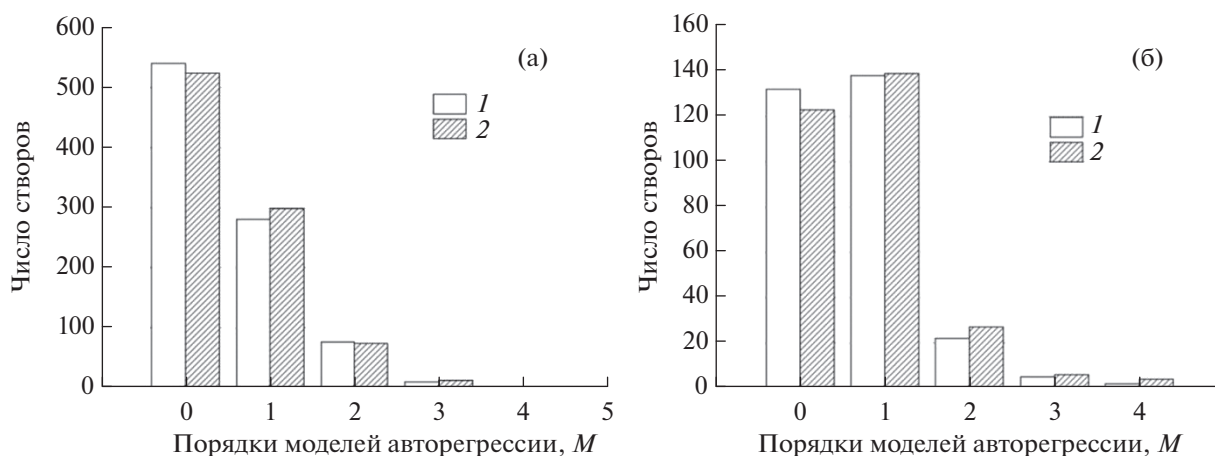


Рис. 4. Гистограммы порядков авторегрессионных моделей, описывающих многолетние колебания годового стока рек. а — реки основного типа (неозерные незарегулированные); б — озерные реки. 1 — исходные ряды; 2 — ряды, пересчитанные в выборочные значения гауссовских случайных величин.

нию которых приводит метод наибольшей энтропии, широко применяющийся в настоящее время для анализа временных рядов в науках о Земле).

График на рис. 4 показывает, что если для основного типа рек модели с нулевым порядком авторегрессии (так называемый “белый шум”) абсолютно преобладают над моделями всех других порядков, то для озерных рек, напротив, ведущая роль принадлежит ненулевым порядкам (модели так называемых “марковских цепей”). Иными словами, сток озерных рек значительно более инерционен во времени по сравнению со стоком рек основного типа. Очевидно, что это обстоятельство объясняется инерционностью озер — промежуточных аккумуляторов речного стока.

Проведенное авторами исследование позволяет более детально изучить особенности изменений речного стока, регулируемого озерами различных генетических типов. Табл. 3 показывает, что различия коэффициента вариации C_V между величинами стока рек, регулируемых ледниковыми и тектоническими озерами, невелики, причем для всех видов стока. Вместе с тем коррелированность r_1 годового и максимального стока смежных лет для “тектонических” рек на ~ 0.1 (существенная величина для данного параметра) превышает аналогичную величину для рек, вытекающих из озер ледникового происхождения. Очевидно, что это связано с намного более значительным объемом озер тектонического происхождения. Этим же обстоятельством объясняется принципиальное различие между средними порядками M авторегрессионных моделей максимального стока: соответственно 0.393 и 0.550. Иными словами, если при описании многолетних изменений максимального стока рек, вытекающих из ледниковых озер, преобладает модель

белого шума, то соответствующая модель для “тектонических” рек ближе к модели марковского типа. Для рядов годового и минимального стока обоих типов озерных рек модель простой марковской цепи — процесса авторегрессии первого порядка — преобладает.

СООТНОШЕНИЯ МЕЖДУ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ МНОГОЛЕТНИХ ИЗМЕНЕНИЙ СТОКА ОЗЕРНЫХ РЕК И ПАРАМЕТРАМИ ОЗЕР

Представляет интерес соотношение общей изменчивости стока озерных рек, C_V годового стока, с параметрами озер — прежде всего со средними объемами проходящей через озеро воды. Соответствующий график для озер ледникового происхождения показан на рис. 5.

Полезно сопоставить указанный график с аналогичным графиком для рек основного типа — неозерных незарегулированных [3]. В случае озерных рек зависимость в первом, линейном приближении описывается законом $-1/6$, в то время как зависимость для рек основного типа соответствует закону $-1/2$. Показательно, что C_V для рек основного типа не только существенно превышает значение коэффициента для рек озерного питания, но и в большей степени зависит от среднего стока. По-видимому, отмеченная закономерность связана с общим демпфирующим влиянием озера на регулируемый им поток. Отметим, что наклон линии регрессии в случае тектонических озер еще меньше, чем на рис. 5, и статистически значимо неотличим от нуля.

Расчеты показывают, что наблюдается четкая связь между параметрами озер (в данном случае

Таблица 3. Средние параметры многолетних изменений стока регулируемых озерами рек (C_V — коэффициент вариации; r_1 — коррелированность между величинами стока смежных лет; M — средний порядок модели авторегрессии; M^1 — средний обобщенный порядок авторегрессии, приравниваемый к единице при $M > 1$)

Виды стока	Параметр	Реки, зарегулированные озерами, следующих типов	
		ледниковые	тектонические
Годовой	C_V	0.270	0.265
	r_1	0.309	0.401
	M	0.670	0.850
	M^1	0.574	0.750
Максимальный	C_V	0.332	0.325
	r_1	0.147	0.225
	M	0.393	0.550
	M^1	0.384	0.400
Минимальный	C_V	0.350	0.365
	r_1	0.383	0.396
	M	0.920	0.907
	M^1	0.705	0.700

прежде всего коэффициентами водообмена озер) и размахом сезонных колебаний стока озерных рек. На рис. 6 помещены соответствующие графики для двух основных обобщенных типов озер.

Один из основных параметров многолетних колебаний речного стока — коррелированность между величинами стока смежных лет r_1 . В [2, 3]

показано, что эта характеристика, соответствующая модели авторегрессии первого порядка (в свою очередь, преобладающих при описании стока озерных рек), в основном определяет структуру изменений стока в климатических, в понимании К. Хассельманна, масштабах времени. На рис. 7 показаны зависимости r_1 от коэффициента водообмена.

Приведем график зависимости средних порядков моделей авторегрессии M от основного параметра озер — коэффициента водообмена на примере озер тектонической группы (рис. 8). Порядок M — агрегированная характеристика, обобщающая структуру колебаний стока в климатическом масштабе времени. Характерно уменьшение среднего порядка авторегрессии для всех видов стока с увеличением коэффициента водообмена. При этом для всех видов стока преобладающими остаются модели первого порядка: во всем диапазоне величин коэффициента водообмена M имеет значения 1.0 ± 0.4 .

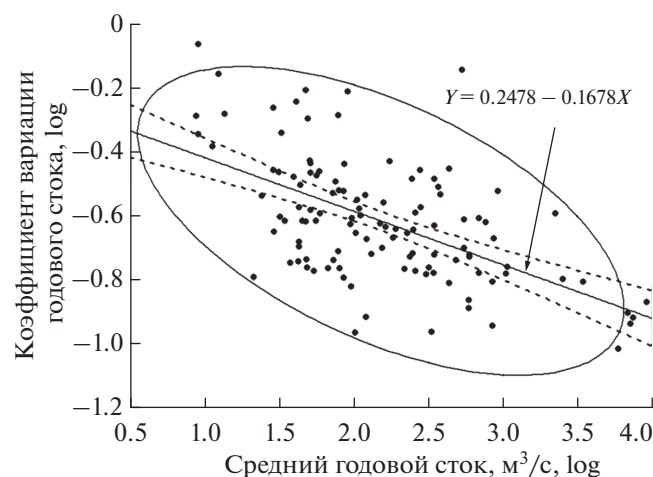


Рис. 5. Зависимость коэффициента вариации C_V годового стока озерной реки от средней годовой величины стока (в билогарифмических шкалах). Наклонная прямая — линейная аппроксимация поля точек методом пространственно-взвешенных наименьших средних квадратов. Пунктирные линии — 95%-й доверительный интервал для линии регрессии. Овал обозначает 95%-й эллипс рассеяния.

СТАЦИОНАРНОСТЬ СТОКА ОЗЕРНЫХ РЕК И ЯВЛЕНИЕ ПЕРЕМЕЖАЮЩЕЙСЯ НЕСТАЦИОНАРНОСТИ

Все сказанное выше относится к анализу многолетних рядов стока озерных рек при предположении об их принадлежности к реализациям стационарных случайных последовательностей. Вместе с тем именно для стока озерных рек характерна заметная доля рядов, содержащих стати-

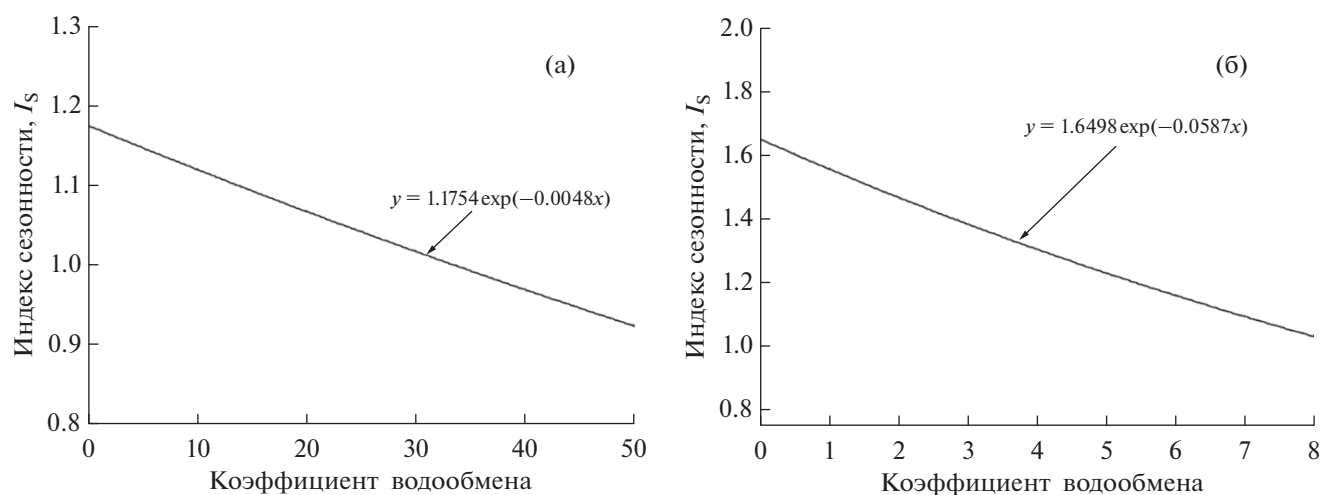


Рис. 6. Зависимости индексов сезонности I_S от коэффициентов водообмена озёр ледниковой (а) и тектонической (б) групп. Экспоненциальные аппроксимации.

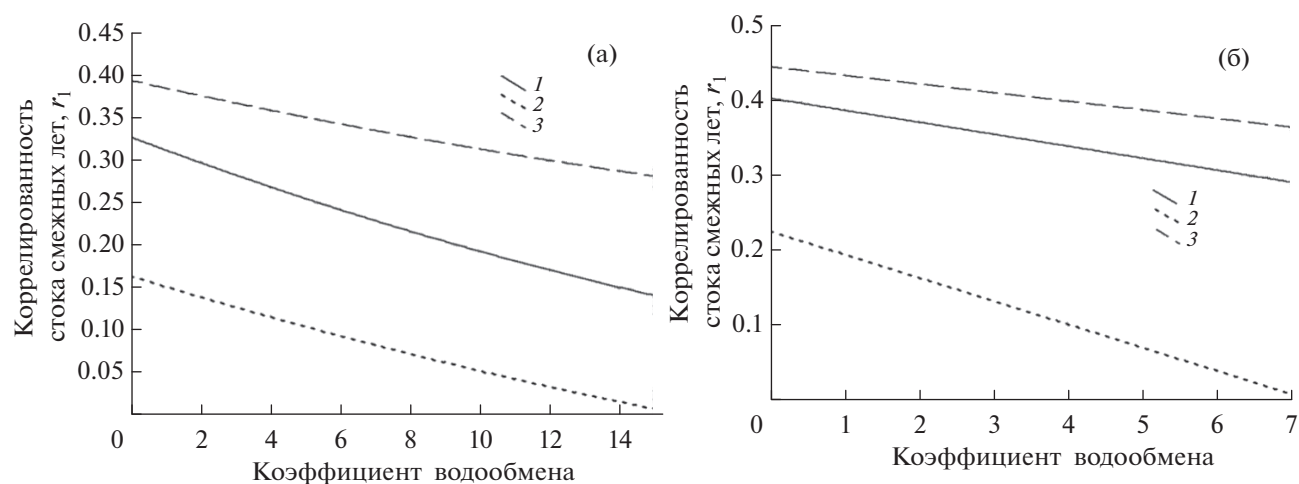


Рис. 7. Зависимости коррелированности годового (1), максимального (2), минимального (3) стока озерных рек смежных лет от коэффициентов водообмена озёр ледниковой (а) и тектонической (б) групп. Аппроксимация методом экспонент.

Таблица 4. Проценты рядов стока, характеризующиеся наличием “перемежающейся” нестационарности (в скобках — доля, %, рядов различной длины, характеризующихся наличием нестационарностей типа монотонных трендов)

Тип реки	Годовой сток	Максимальный сток	Минимальный сток
Основной	+4% (+4%)	0% (+4%)	+12% (+17%)
Озерный	+12% (+11%)	+9% (+19%)	+20% (+23%)
Ледниковый	−5% (+10%)	+1% (+6%)	+21% (+30%)

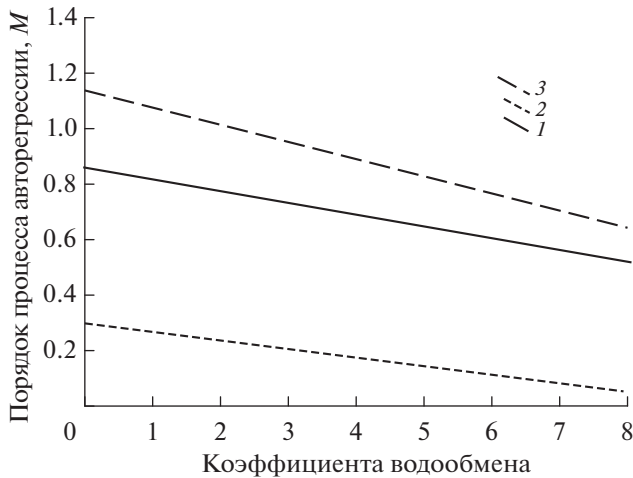


Рис. 8. Зависимости порядков авторегрессионных моделей годового (1), максимального (2), минимального (3) стока озерных рек от коэффициентов водообмена озер тектонической группы. Аналитическая аппроксимация осуществлена методом экспонент.

стически значимые тренды — неслучайные изменения матожидания — как монотонного, так и перемежающегося типов — чередование внутри одного и того же ряда сегментов с положительными и отрицательными статистически значимыми трендами средних значений, а также стационарных сегментов. В табл. 4 приведены определенным образом рассчитанные доли многолетних рядов стока озерных рек, характеризующиеся явлением “перемежающейся” (ПН) и “монотонной” нестационарности в сравнении с соответствующими долями рядов стока рек основного типа и рек ледникового питания.

Табл. 4 показывает, что доля рядов стока озерных рек с ПН, как правило, в разы превышает соответствующую долю для основного типа рек (не зарегулированных озерами и плотинами и не

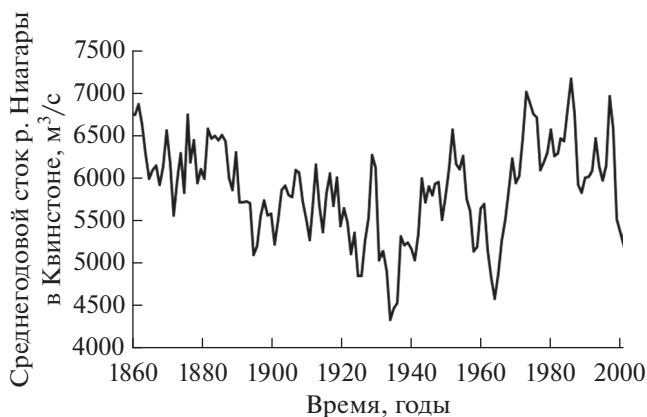


Рис. 9. Изменения среднегодового стока р. Ниагары в створе Квинстон.

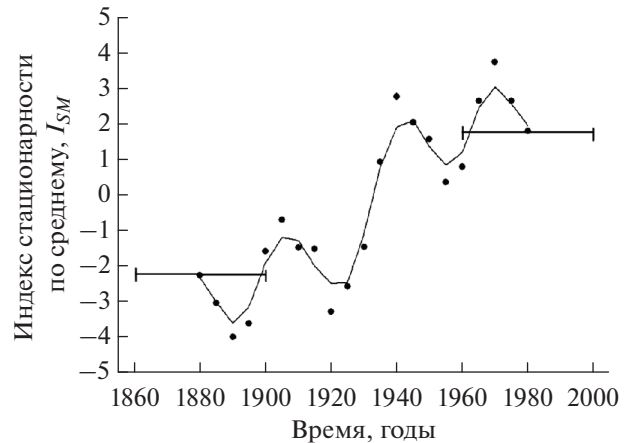


Рис. 10. Изменения индексов стационарности по среднему I_{SM} (точки) годового стока р. Ниагары. Кривая — аппроксимация методом робастной регрессии. Отрезки обозначают длину сегментов, по которым оценивались значения индекса.

ледникового питания). Особенно велика рассматриваемая доля для рядов минимального стока: $\sim 1/5$ всех рядов. В этом отношении ряды стока озерных рек ближе к рядам стока рек ледникового питания.

В качестве примера многолетних изменений стока озерной реки, характеризующихся явлением ПН, на рис. 9 приведен график колебаний среднегодовых расходов р. Ниагары в створе Квинстон за 141 год. На рис. 10 продемонстрирована статистическая значимость явления ПН — изменения индекса I_{SM} , принципы расчета которого изложены в [2].

Для реализаций стационарных последовательностей, пересчитанных в выборочные значения гауссовских случайных величин, I_{SM} распределен нормально, с единичным стандартом. График на рис. 10 показывает, что статистически значимые отрицательные тренды первой половины ряда сменились статистически значимыми положительными трендами второй половины ряда.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Подавляющее число озер имеет ледниковое (моренное или морено-тектоническое) происхождение. Такого рода озера и ближайшие к ним створы озерных рек в основном группируются в пределах трех отчетливо выраженных ареалов — североамериканского, североевропейского и североазиатского.

Для многолетних рядов стока озерных рек характерна повышенная — по сравнению с неозерными незарегулированными реками — доля описывающих эти ряды нестационарных по

математическому ожиданию последовательностей. Причем указанная нестационарность имеет как монотонный характер, так и характер “перебегающей нестационарности”.

В то время как средние величины площади зеркала и площади водосборных бассейнов для двух основных обобщенных типов озер (ледниковых и тектонических) имеют один порядок, математические ожидания остальных параметров: средних и максимальных глубин, длин береговой линии, в особенности объемов, — для тектонической группы озер существенно больше.

Плотности вероятности всех основных параметров озер в первом приближении описываются геометрическими распределениями. Для ряда параметров в качестве второго приближения применимы более детальные типы аналитических распределений — логнормальное, логэкстремальное и т.п.

Парадоксально то, что в среднем коэффициент водообмена как ледниковых, так и тектонических озер не зависит статистически значимо от средней величины стока из озера. Напротив, зависимость коэффициента водообмена от объема озера в среднем ярко выражена.

В целом, для тех рядов стока озерных рек, для которых приемлема гипотеза стационарности, характерны повышенные по сравнению с неозерными незарегулированными реками (“основной тип”) значения автокоррелированности и пониженные значения коэффициентов вариации всех видов стока. Для озерных рек, в отличие от рек основного типа, типично преобладание авторегрессионных моделей первого и высших порядков над моделями нулевого порядка (белого шума). Причем автокоррелированность стока и средние порядки авторегрессии выше для тектонических, чем для ледниковых, озер.

Осредненные зависимости коэффициентов вариации C_v годового стока озерных рек от среднего стока отличаются от аналогичных зависимостей для основного типа рек (“закон степени минус одна вторая”).

При увеличении коэффициента водообмена для обоих обобщенных типов озер и для всех видов стока (годового, максимального и минимального) отмечается уменьшение коэффициента сезонности (относительной амплитуды сезонных колебаний) и автокоррелированности стока.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Добровольский С.Г. Межгодовые и многолетние изменения стока рек мира // Вод. ресурсы. 2011. Т. 38. № 6. С. 643–660.
2. Добровольский С.Г. Глобальные изменения речного стока. М.: Геос, 2011. 660 с.
3. Добровольский С.Г. Глобальная гидрология. Процессы и прогнозы. М.: Геос, 2017. 526 с.
4. Доманицкий А.П., Дубровина Р.Г., Исаева А.И. Реки и озера Советского Союза: Справочные данные / Под ред. А.А. Соколова. Л.: Гидрометеиздат, 1971. 104 с.
5. Колмогоров А.Н. Основные понятия теории вероятностей. М.: Наука, 1974, 119 с.
6. Мякишева Н.В. Многокритериальная классификация озер. СПб.: РГГМУ, 2009. 160 с.
7. Реки и озера мира. М.: Энциклопедия, 2012. 917 с.
8. Румянцев В.А., Дробкова В.Г. Великие озера мира. СПб.: Лема, 2012. 372 с.
9. Румянцев В.А., Дробкова В.Г., Измайлова А.В. Большие озера в условиях полярных и умеренных широт Земли // Изв. РГО. 2010. Т. 142. Вып. 3. С. 11–18.
10. Румянцев В.А., Дробкова В.Г., Измайлова А.В. Большие озера Европы: ресурсный потенциал и экологические проблемы // Изв. РГО. 2011. Т. 143. Вып. 2. С. 1–14.
11. Румянцев В.А., Измайлова А.В., Ульянова Т.Ю. Информационная система “Озера Земли” // Изв. РГО. 2009. Т. 141. Вып. 3. С. 8–14.
12. Рянжин С.В. Новые оценки глобальной площади и объема воды естественных озер мира // Докл. РАН. 2005. Т. 401 (2). С. 253–257.
13. Эдельштейн К.К. Лимнология. М.: Юрайт, 2017. 398 с.
14. Эдельштейн К.К. Гидрология материков. М.: Академия, 2005. 303 с.
15. Яглом А.М. Введение в теорию стационарных случайных функций // Успехи математических наук. 1952. Т. 7. Вып. 5 (51). С. 3–168.
16. Яглом А.М. Корреляционная теория стационарных случайных функций. С примерами из метеорологии. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 280 с.
17. The National Map. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.geonames.usgs.gov> (дата обращения: 03.02.2020)
18. ILEC World Lake Database. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.wldb.ilec.org.jp> (дата обращения: 03.02.2020)
19. Järviwiki by the Finnish Environment Institute (SYKE). [Электронный ресурс]. URL: <http://www.jarviwiki.fi> (дата обращения: 03.02.2020)
20. Lakepedia. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.lakepedia.com/> (дата обращения: 03.02.2020)
21. Lehner B., Doll P. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands // J. Hydrol. 2004. V. 296. P. 1–22.
22. Messenger M.L., Lehner B., Grill G. et al. Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach // Nat. Commun. 2016. V. 7. P. 13603.
23. Ryzanzhin S.V., Geller W. Reviews of the MGLD-MSSL Global Lakes Database // Int. J. Lakes Rivers. 2006. V. 1 (2). P. 50–60.
24. Starosolszky O. Lake hydraulics // Hydrol. Sci. 1974. V. 19 (1). P. 99–114.

25. Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI). [Электронный ресурс]. URL: <http://www.vattenwebb.smhi.se> (дата обращения: 03.02.2020)
26. The Norwegian Water Resources and Energy Directorate (NVE). [Электронный ресурс]. URL: <http://www.nve.no> (дата обращения: 03.02.2020)
27. Topographic Information of Natural Resources Canada (NRCan). [Электронный ресурс]. URL: <http://www.nrcan.gc.ca> (дата обращения: 03.02.2020)
28. UNEP Africa's Lakes: Atlas of Our Changing Environment. Nairobi, Kenya: UNEP, DEWA Earth Print, 2006. 90 p. [Электронный ресурс]. <http://hdl.handle.net/20.500.11822/9137> (дата обращения: 03.02.2020)
29. *Yaglom A.M.* An introduction to the theory of stationary random functions. N. Y.: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1962. 235 p.
30. *Yaglom A.M.* Correlation theory of stationary and related random functions. Berlin: Springer, 1987. V. 1. Basic results. 526 p.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 627.152.122

ОСОБЕННОСТИ РАССРЕДОТОЧЕНИЯ СТОКА ВОДЫ И ВЗВЕШЕННЫХ НАНОСОВ В ПОЛОВОДЬЕ В РАЗДВОЕННОМ РУСЛЕ НИЖНЕЙ ОБИ (В ПРЕДЕЛАХ ХМАО-ЮГРЫ)¹

© 2021 г. Р. С. Чалов^{a, *}, А. А. Камышев^{a, **}, А. А. Куракова^{a, ***}, А. С. Завадский^{a, ****}

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

*e-mail: rschalov@mail.ru

**e-mail: arsenii.kamyshev@yandex.ru

***e-mail: a.a.kurakova@mail.ru

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

Поступила в редакцию 20.04.2020 г.

После доработки 07.05.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

Раздвоенное русло представляет собой редко встречающийся и практически неизученный тип разветвленного русла, рассредоточение стока в котором оказывает решающее влияние на водный транспорт, осуществление хозяйственной деятельности и освоение водных ресурсов. В статье впервые дается анализ рассредоточения стока воды и взвешенных наносов по двум основным рукавам раздвоенного русла нижней Оби — Малой и Горной Оби, многочисленным пойменным протокам (ответвлениям), обеспечивающим гидравлическую связь между ними и крупным притоком нижней Оби — р. Северной Сосьвой. Показано, что для обоих рукавов характерны значительные колебания расхода воды, обусловленные вторичным раздвоением русел рукавов, рассредоточением стока в русловых разветвлениях рукавов, постоянным отвлечением порой значительной части стока в пойменные протоки (ответвления) и возвращением воды ниже по течению. Выявлены общие тенденции распределения стока воды для раздвоенных русел и описываются причины, определяющие рассредоточение стока воды по рукавам. Большое влияние на Малую Обь оказывает гидравлическая связь с р. Северной Сосьвой по пойменным протокам, забирающим из нее большую часть стока воды. Для развития русла Горной Оби важную роль играет ограничивающее воздействие правого коренного берега. В обоих рукавах раздвоенного русла нижней Оби в половодье при невысокой мутности наблюдается слабая тенденция к уменьшению ее вниз по течению. Вместе с тем уменьшение вниз по реке расходов взвешенных наносов имеет более выраженный тренд и отражает общую направленную аккумуляцию наносов на нижней Оби.

Ключевые слова: русловые процессы, раздвоенное русло, Обь, рассредоточение стока, взвешенные наносы, мутность.

DOI: 10.31857/S0321059621010120

ВВЕДЕНИЕ

Рассредоточение стока в разветвлениях реч-

ных русел имеет большое значение для выявления роли рукавов в русловом режиме рек, прогнозирования их переформирования, оценки неблагоприятных воздействий на состояние водных путей сообщения и обоснования проектов обеспечения безопасного судоходства, условий хозяйственной деятельности на приречных территориях, использования водных и других речных ресурсов [1, 8, 15, 17, 19]. Среди всего многообразия русел рек, разветвленных на рукава, раздвоенные русла — редко встречающееся и наиболее своеобразное явление, которое до сих пор остается слабо изученным (особенно в сравнении с «обычными», даже сложными русловыми разветвлениями — сопряженными, параллельно-рукавными и др.) [16].

¹ Работа выполнена по госзаданию кафедры гидрологии суши и Лаборатории эрозии почв и русловых процессов им. Н.И. Маккавеева географического факультета МГУ (№ АААА-А16-116032810084-0 — морфодинамическая типизация русел раздвоенного русла) при финансовой поддержке РНФ (проект 18-17-00086 — натурные исследования, сток воды и наносов в разветвлениях разных уровней) и РФФИ (проекты 19-35-90101 — гидроморфология и переформирования широкопойменных русел крупнейших равнинных рек (на примере Оби и Лены, 18-05-487 — пространственное проявление экстремальной маловодности водного пути) и технической поддержке Администрации «Обь-Иртышводпути» и Ханты-Мансийского окружного управления водных путей.

Они представляют такую разновидность разветвлений, в которых реки разделяются на два или более самостоятельных протяженных (десятки и даже сотни километров) рукава, разделенных друг от друга крупными пойменными массивами, проходящих в противоположных частях, а при наличии более двух таких рукавов — и посередине очень широкого днища долины, сохраняющих между собой гидравлическую связь по многочисленным пойменным протокам [11–13] и образующих самый высокий структурный уровень разветвленности [14]. Примеры такого раздвоенного русла — реки Волга и Ахтуба [6], Дон и Аксай [7], Днестр и Турунчук [3] и многие другие, нередко обозначаемые на картах и в справочниках как “реки” (реки Ахтуба, Аксай) [11, 12]. Однако рассредоточение стока на реках с раздвоенным руслом практически не изучалось (оценивалась лишь их относительная водность), распределение расходов воды (Q , м³/с) по рукавам ограничивалось лишь русловыми разветвлениями [1, 4, 5, 15, 17]. Необходимость его изучения возрастает в связи с отмеченной тенденцией усиления разветвленности русел при увеличении водности больших рек [18] и прохождении экстремально высоких паводков [20].

На нижней Оби раздвоенное русло отличается особенно высокой многорукавностью (до четырех таких рукавов на одном поперечнике), делающей его уникальным среди всех рек Земли и по степени раздробленности реки (соответственно, по рассредоточенности стока), и по длине участка распространения, и по ширине охвата рукавами днища долины. Впервые на Оби оно появляется в среднем течении выше г. Сургута и продолжается до слияния с р. Иртыш: здесь от Оби отходят в левую часть днища долины три следующих друг за другом рукава, отстоящие от основного русла на 15–25 км и забирающие до 30% расхода воды: Юганская Обь, протоки Большая Салымская и Неулера, впадающие в Иртыш тремя рукавами [3]. В нижнем течении Обь разделяется на два основных рукава — левую Малую Обь и правую Горную Обь, из которых последняя уже ниже устья р. Северной Сосьвы называется Большой Обью.

Экспедиционные исследования в июне 2019 г. позволили впервые в пределах этого раздвоенного русла в нижнем течении Оби в пределах Ханты-Мансийского автономного округа — Югры (ХМАО-Югры) измерить расходы воды с одновременным отбором проб на мутность во всех основных рукавах и многих пойменных протоках и выявить основные закономерности рассредоточения стока воды и наносов по рукавам в условиях половодья при затопленной пойме и активном оттоке воды в пойменные потоки.

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАЗДВОЕННОГО РУСЛА

Раздвоенное русло на нижней Оби (рис. 1) начинается ниже с. Перегрёбного, где река, огибая западную оконечность Сибирских увалов (Белогорский материк), меняет свое направление с северо-западного на северное, увеличивается ширина поймы сначала до 20 км, а затем до 60 км, и происходит разделение реки на Горную Обь (по измерениям на пике половодья в 2019 г. — 8412 м³/с) и Малую Обь (15044 м³/с). Перед трехкратным расширением поймы от Малой Оби отделяется вправо в ее центральную часть Тоготская Обь — рукав длиной 64 км, образующий вторичное раздвоение русла (в свою очередь, от нее ответвляется протока Нюлас длиной 22 км, создающая раздвоение русла уже третьего порядка). Ниже по течению отходят влево по нормали к Малой Оби и впадают в р. Северную Сосьву крупные пойменные протоки: Лапорская, ограничивающая с севера возвышенность Люлинвор (здесь происходит резкое расширение поймы до 60 км), и Пырсым, а затем и Вайсова, создающая очередное раздвоение русла Малой Оби. По существу, Северная Сосьва в низовьях представляет собой объединенный поток самой реки, двух крупных обских пойменных проток (г.п. Берёзово измеряет уже сток притока и частично — главной реки) и протоки Вайсовой. К этому в половодье добавляется слив с поймы в Северную Сосьву обских вод с затопленной поймы.

Вторичная раздвоенность русла свойственна и Горной Оби, от которой отделяется вправо Сомутнельская протока (длиной 26 км), которая принимает правый приток Оби — р. Казым. В результате Обь оказывается разделенной на сложную сеть субпараллельных рукавов, создающих уникальное рассредоточение стока, превращающее крупнейшую реку в сложную сеть рукавов, соизмеримых по водности и морфометрическим характеристикам со средними реками, и пойменных проток, что осложняет, в первую очередь, воднотранспортное использование реки.

Ниже слияния Малой Оби с Тоготской Обью и затем с Северной Сосьвой пересекает под большим углом пойму Оби собирающая воды из впадающих в нее пойменных проток и стекающие с затопленной поймы (благодаря ее почти поперечному направлению) короткая протока Большой Нюрик длиной 24 км — аналог очередного раздвоения русла. Соединяясь с Горной Обью, она существенно увеличивает ее водность, а Горная Обь получает название Большая Обь.

МЕТОДИКА И СОСТАВ РАБОТ

Экспедиционные исследования проходили с 8 по 21 июня 2019 г. Измерения расходов воды про-

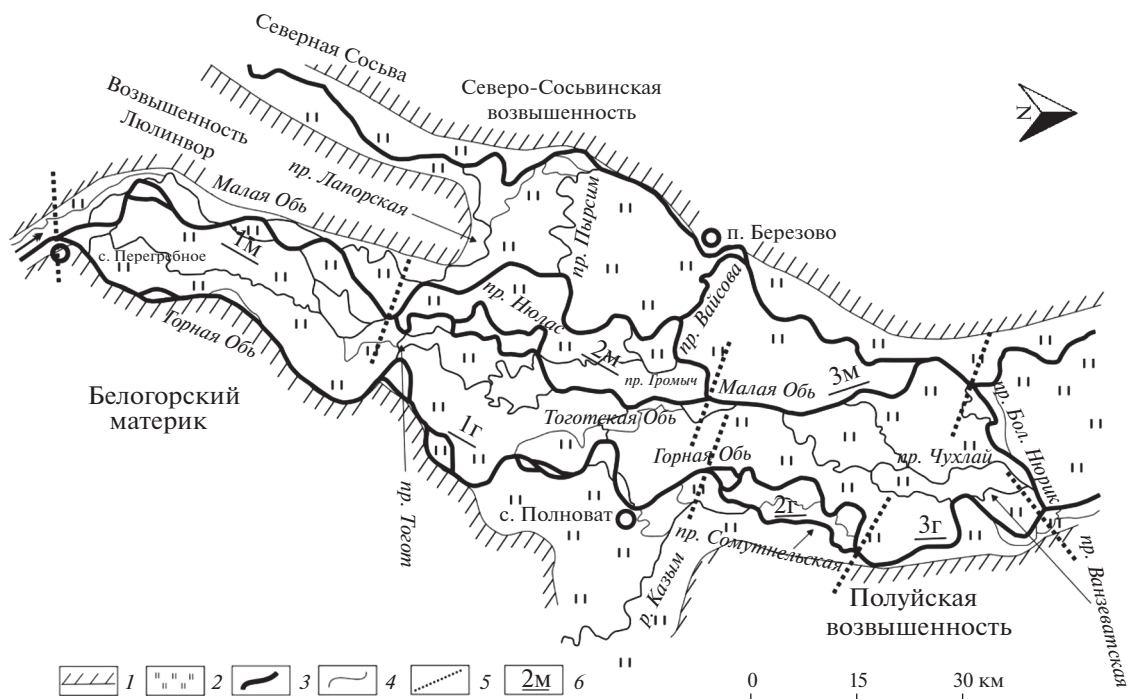


Рис. 1. Общая схема раздвоенного русла нижней Оби (в пределах ХМАО-Югры). 1 – коренные берега; 2 – пойма; 3 – русло Оби, рукавов раздвоенного русла и нижнего течения р. Северной Сосьвы; 4 – наиболее крупные пойменные протоки; 5 – границы участков Малой и Горной Оби; 6 – выделенные участки измерений Малой (м) и Горной (г) Оби, в пределах которых измерялись расходы воды. Здесь и на рис. 3–5 пр. – протока.

водились в рукавах, образующих раздвоенное русла, в рукавах русловых разветвлений Малой и Горной Оби, в наиболее крупных и некоторых небольших пойменных протоках, а также в устьях притоков – Северной Сосьвы и Казыма. Измерительные створы назначались таким образом, чтобы получить наиболее полную информацию о распределении расходов воды, и ими были перекрыты все рукава по поперечнику дна долины в узлах разделения Малой и Горной Оби и в разветвлениях обоих рукавов раздвоенного русла, при отходе от них рукавов раздвоений 2-го порядка и в наиболее крупных пойменных протоках. В ряде случаев расходы воды в отдельных рукавах русловых разветвлений определялись без измерений – расчетом на основе баланса стока (т.е. по данным измерений расхода воды в смежных рукавах выше или ниже разветвления). На заходе и перед устьем рукавов наиболее крупных и сложных разветвлений, а также в начале и конце рабочего дня осуществлялось полное перекрытие гидростворами Малой или Горной Оби. Это позволяло обеспечивать снижение погрешностей при расчете расходов воды в рукавах, в которых измерения не проводились, а также учитывать, хотя и в первом приближении, долю стока воды, проходящей по затопленной пойме и по неучтенным малым пойменным протокам.

Измерения скоростей течения и расходов воды проводились акустическим доплеровским определителем скоростей течения воды ADCP (“Acoustic Doppler Current Profiler”) типа “Sontek RiverSurveyor M9” (погрешность определения расхода воды $\leq 5\%$). Для оценки скоростей течения и расходов на участках с глубинами, меньшими, чем те, при которых можно использовать ADCP, в программном обеспечении прибора предусмотрены численные экстраполяционные методы. Запись и обработка данных измерений ADCP проводились с помощью программы обработки данных “RiverSurveyor Live”.

Исследования выполнялись на пике половодья при прохождении максимальных расходов воды и практически неизменном уровне воды (по пгт Белогорье и пгт Октябрьский на нижней Оби), их колебания за все время составляли 5–7 см. Всего измерено 99 расходов воды, в том числе перекрывающих Малую и Горную Обь – 30. Расчет расходов воды выполнен для 69 рукавов русловых разветвлений. В узле разделения Оби на Малую и Горную Обь измерения проведены дважды с интервалом в 8 дней, но при практически не изменившейся водности реки.

Для определения расходов взвешенных наносов одновременно с измерениями расходов воды Q ($\text{м}^3/\text{с}$) проводился отбор проб воды для определения мутности s (мг/л). Массовое определение s

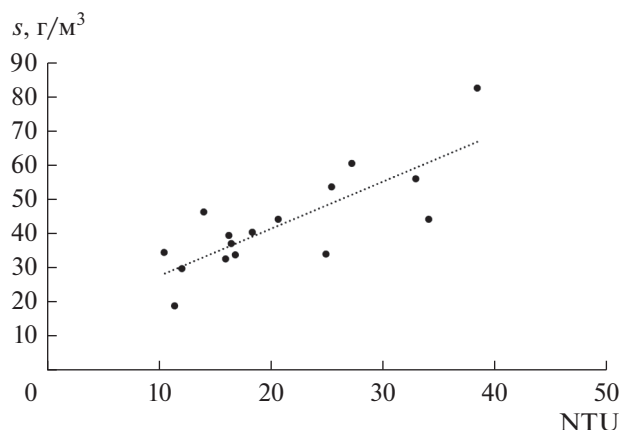


Рис. 2. Кривая связи оптической NTU и весовой мутности s .

стало возможным благодаря применению методов турбидиметрии, т.е. анализа проб воды, основанном на измерении количества света, поглощаемого при прохождении его луча через кювету (пробирку) с речной водой, помещаемую в прибор — турбидиметр. Полученные показатели оптической мутности NTU (Nephelometric Turbidity Unit) пересчитывались в весовые показатели мутности по кривой их связи с измеренной реальной мутностью (г/м^3) (рис. 2). Всего отобрано 18 проб на определение мутности путем фильтрации и 102 пробы — на NTU. Диапазон оптической мутности для отфильтрованных проб составил 28 NTU (максимальное значение — 38.5, минимальное — 10.5), коэффициент корреляции равен 0.8. При этом диапазон весовой мутности составляет 64 г/м^3 (максимальное значение — 82.7, минимальное — 18.7 г/м^3). Максимальные значения мутности приходятся на стрежневые зоны, минимальные — на пойменные протоки со значительной долей попадающих в них осветленных пойменных вод.

РАССРЕДОТОЧЕНИЕ СТОКА

В табл. 1 приведены измеренные расходы воды в основных рукавах раздвоенного русла нижней Оби, в некоторых наиболее крупных пойменных протоках, вызывающих перераспределение стока по их длине, а также в притоках Оби — Северной Сосьве и Казыме.

Малая Обь

Отвлечение 38% суммарного стока Оби в правый рукав раздвоенного русла — Горную Обь, рассредоточение стока воды по пойменным протокам (ответвлениям) и рукавам приводят к значительному изменению водности Малой Оби вниз по течению. В связи с этим ее можно разделить на

три основных участка: 1) исток Малой Оби — исток Тоготской Оби; 2) исток — устье Тоготской Оби; 3) устье Тоготской Оби — исток протоки Большой Нюрик.

На первом участке 1м (рис. 1) ширина поймы увеличивается от 14 до 25 км, русло, продолжая северо-западное направление Оби выше по течению, перемещается от правого коренного берега (Белогорский материк) у с. Перегрёбного к левому борту долины, представленному склонами северной оконечности возвышенности Люлинвор и далее следует вдоль или вблизи них. Расход воды к узлу разделения с Тоготской Обью уменьшается от 15044 до 13902 $\text{м}^3/\text{с}$ благодаря оттоку воды (1142 $\text{м}^3/\text{с}$) на затопленную пойму и частично в пойменные протоки (из-за маловодности измерения в них не производились; крупные пойменные протоки в пределах участка вновь впадают в Малую Обь). В начале участка развитие крутой излучины привело к размыву в ее привершинной части пойменной перемычки, отделявшей русло Малой Оби от текущей субпараллельно ей протоки. Водность ее увеличилась (до 31%) и, как следствие, образовалось пойменно-русловое разветвление. Шпора излучины Малой Оби, в вершине которой находится узел ее разветвления с Нарыкарской протокой, состоит из двух островов — Межьюр и Безымянного. Это обуславливает сложную систему рассредоточения стока (рис. 3, табл. 2), в результате чего в основном рукаве Малой Оби (в нижнем крыле излучины № 5 на рис. 3) остается половина расхода воды в ней (или 29% от стока Оби в целом), создавая вместе с переформированиями самого русла серьезные затруднения для судоходства.

Участок 2м на Малой Оби (рис. 1) отличается последовательным снижением стока по длине рукава. Это обусловлено оттоком в Тоготскую Обь более половины (60%) общего расхода воды, резким расширением поймы до 60 км, отвлечением значительной его части в левобережные пойменные протоки, несущие свой сток в р. Северную Сосьву, — Лапорскую (1153 $\text{м}^3/\text{с}$, или 19%) и Пырсим (435 $\text{м}^3/\text{с}$, 10%), сливом (по ориентировочным подсчетам) 512 $\text{м}^3/\text{с}$ на затопленную пойму и раздвоением Малой Оби в связи с отходом от нее влево протоки Вайсова, забирающей из нее 2490 $\text{м}^3/\text{с}$ воды (67% стока в половодье 2019 г.). После этого расход воды Малой Оби уменьшается до 2323 $\text{м}^3/\text{с}$, что создает неблагоприятные условия для судоходства ниже по течению вплоть до слияния с Тоготской Обью из-за недостаточной водности для обеспечения необходимых глубин по основному водному пути.

Анализ отметок водной поверхности на Малой Оби и на Северной Сосьве, выполненный по топографическим картам, не обнаружил между ними поперечного перепада меженных уровней.

Таблица 1. Расходы воды в рукавах раздвоенного русла нижней Оби в половодье (измерено в июне 2019 г.)

Рукава, пойменные протоки, притоки	Q, м³/с	Q, %	
		от Оби	от Малой или Горной Оби
Узел разветвления Малой и Горной Оби			
Малая Обь	15044	64	100
Горная Обь	8412	36	100
Малая Обь			
Исток Малой Оби – разделение Малой и Тоготской Оби			
Малая Обь	5595	24	40
Тоготская Обь	8364	36	60
Разделение Малой и Тоготской Оби – исток протоки Пырсим			
Лапорская	1153	5	19
Пырсим	435	2	10
Исток протоки Пырсим – разделение Малой Оби и протоки Вайсова			
Вайсова	2490	11	67
Малая Обь	1213	5	33
Разделение Малой Оби и протоки Вайсова – слияние Малой и Тоготской Оби			
Малая Обь	2029	9	23
Тоготская Обь	6747	29	77
Слияние Малой и Тоготской Оби – слияние Малой Оби и р. Северной Сосьвы			
Малая Обь	7224	31	52
р. Северная Сосьва	6652*	28	48
Слияние Малой Оби и р. Северной Сосьвы – разделение Малой Оби и протоки Большой Нюрик			
Малая Обь	8403	36	59
Большой Нюрик	5048	22	41
Горная Обь			
Исток Горной Оби – разделение Горной Оби и Сомутнельской протоки			
Горная Обь	3517	15	58
Сомутнельская	2568	11	42
р. Казым	1651	7	20
Между разделением и слиянием Горной Оби и Сомутнельской протоки			
Горная Обь	3754	16	47
Сомутнельская	4219	18	53
Слияние протоки Большой Нюрик и Горной Оби			
Большой Нюрик	12566	54	71
Горная Обь	5205	22	29
Большая Обь	17771	76	100

* Суммарный расход Северной Сосьвы, проток Лапорской, Пырсим и Вайсова, левого притока – р. Вогулки.

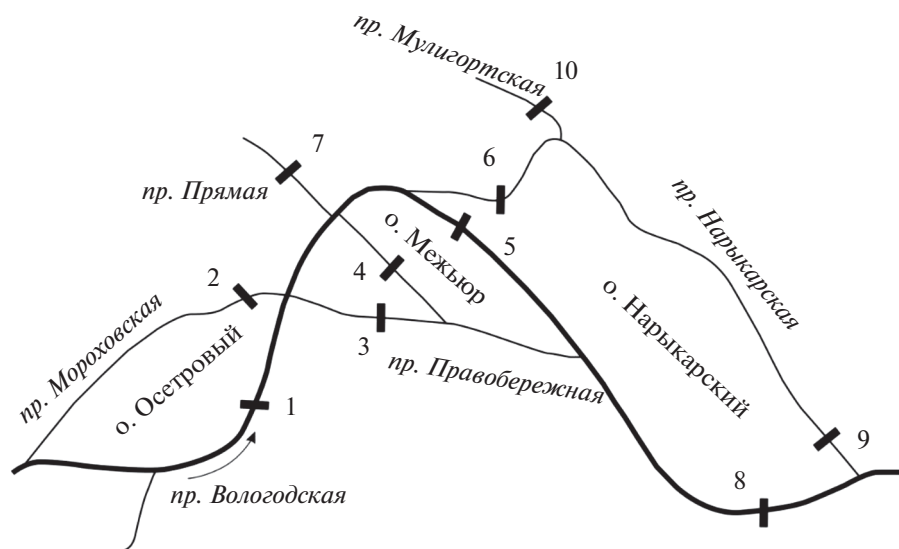


Рис. 3. Схема Межьюрского–Нарыкарского пойменно-русового разветвления. Цифры – створы измерения расходов воды (табл. 2). Здесь и на рис. 4 и 5 пр. – протока.

Можно полагать, что формирование проток между Малой Обью и Северной Сосьвой обусловлено перекосом водной поверхности во время половодья из-за большего подъема уровней на Оби, чем на Северной Сосьве, и большей ее водностью: выше впадения в Северную Сосьву Лапорской протоки расход в ней, по измерениям в июне 2019 г., составил $2574 \text{ м}^3/\text{с}$, тогда как на Малой Оби он был более чем в 2 раза больше и почти равен расходу воды в протоке Вайсова ($2490 \text{ м}^3/\text{с}$). Общий переток обских вод по пойменным протокам и протоке Вайсова в 1.6 раза больше расхода воды в Северной Сосьве (без учета поступления воды с затопленной поймы).

Большая водность протоки Вайсова обусловлена благоприятными для захода в нее потока

гидравлическими условиями, сложившимися на излучине, в привершинной части которой она берет начало, являясь продолжением ее верхнего крыла по сравнению с другими протоками.

На Малой Оби имеется несколько русловых разветвлений. В истоках Лапорской протоки это – пойменно-русовое разветвление, по морфологии аналогичное Межьюрско-Нарыкарскому. В отличие от последнего, здесь более развит левый рукав – бывшая пойменная протока, ставшая судоходной и забирающая из Малой Оби 46% ее расхода воды. Такое же равнозначное распределение расходов воды (в соотношении 2/3) характерно для втекающих одиночных разветвлений, на фоне общей понижающейся водности Малой Оби оно существенно для состояния вод-

Таблица 2. Распределение расходов воды в Межьюрском-Нарыкарском разветвлении

№ створа	Рукав, протока	Расход воды	
		$\text{м}^3/\text{с}$	доля от расхода Малой Оби, %
1	Судоходный у о. Осетрового	11498	86
2	Морховская	1873	14
3	Правобережная	1643	12
4	Правая у о. Межьюр	811	6
5	Судоходный – протока Межьюрская	6795	51
6	Заход в Нарыкарскую протоку	4122	31
7	Пойменная Прямая	252	2
8	Судоходный в нижней части Разветвления о. Нарыкарский	9249	65
9	Выход Нарыкарской протоки	4945	35
10	Мулигортская	823	6

Таблица 3. Распределение расходов воды между Малой и Горной Обью, р. Северной Сосьвой, протокой Большой Нюрик и пойменными потоками (измерения в июне 2019 г.)

№	Протока/рукав	Расход воды, Q , м ³ /с	Доля стока, %, относительно		
			Малой Оби в створах 2 и 3	Горной Оби в створе 10	протоки Большой Нюрик в створах 4 и 9
1	Северная Сосьва	6652	92.1	128	—
2	Малая Обь	7224	100	139	—
3	Малая Обь	8403	100	161	166
4	Большой Нюрик	5048	60.1	97.0	100
5	Верхний Нюрик	461	5.49	—	9.1
6	Средний Нюрик	62	0.86	—	1.2
7	Сухой Нюрик	409	4.87	—	8.1
8	Протока Чухлай	4820	66.7	—	95.4
9	Большой Нюрик	12566	149	241	153
10	Горная Обь	5205	72.1, 61.9	100	103, 41.4
11	Ванзеватская	2582	—	49.6	—
12	Чухрым-Мухт	2710	—	52.1	—
13	Юрьеская	766	—	14.7	—
14	Горная Обь	2389	—	45.9	—

ного пути. Другие разветвления, связанные с островами на крыльях, и в привершинных частях излучин, и в одностороннем разветвлении менее значимы (от 8 до 20% расхода воды в половодье; в межень некоторые из них пересыхают).

На участке 3м (рис. 1) ширина поймы ≤ 40 км, ответвляются лишь маловодные пойменные протоки. Тоготская Обь, водность которой от истока к устью сократилась на ~ 1500 м³/с, обеспечивает здесь почти трехкратное увеличение стока Малой Оби. Слияние с Северной Сосьвой увеличивает расход воды в ней еще на 48% — от 8776 до 12451 м³/с, причем непосредственно ниже ее устья зафиксирован максимальный расход — 13876 м³/с.

Ниже слияния Малой Оби и Северной Сосьвы часть стока (~ 400 м³/с) затопляет пойму, а затем почти половину расхода воды забирает протока Большой Нюрик (5041 м³/с, 41%), по которой основная в настоящее время трасса судового хода перемещается из Малой Оби в Большую Обь. К слиянию с Горной Обью расход воды в ней возрастает в ~ 2.5 раза (12566 м³/с) за счет слива в нее вод с поймы, которую она пересекает практически поперек, и впадения в протоку Большой Нюрик нескольких пойменных проток (рис. 4, табл. 3). Среди них только пойменная протока Чухлай увеличивает сток в ~ 2 раза, собирая в себе

воды пойменных проток, вытекающих из Малой и Горной Оби. Подобное увеличение стока характерно и для ряда других пойменных проток, однако они затем впадают в Малую Обь. Так, водность протоки Громыч, забирающей из Малой Оби 15% расхода воды (673 м³/с), при слиянии с ней уже ниже захода в протоку Вайсова составляет 43% (~ 1000 м³/с), что очень существенно для состояния здесь водного пути.

Горная Обь

На Горной Оби измеренные в половодье расходы воды меняются от 8412 м³/с в узле разделения с Малой Обью до 5205 м³/с перед слиянием с протокой Большой Нюрик. На первых 90 км от истока на участке 1г (рис. 1), где она проходит вдоль правого ведущего коренного берега (Белогорского материка) в левобережную пойму, из нее в небольшие пойменные протоки отвлекается всего 0.5% (439 м³/с) стока, и лишь в конце участка 16% расхода воды (1342 м³/с) уходят в протоку Тогот, пересекающую по диагонали пойму и впадающую в Тоготскую Обь. Русло здесь в основном прямолинейное неразветвленное, чередующееся с одиночными разветвлениями, в которых расход воды распределяется почти поровну (55 и 45%), либо его большая часть (до 87%) проходит

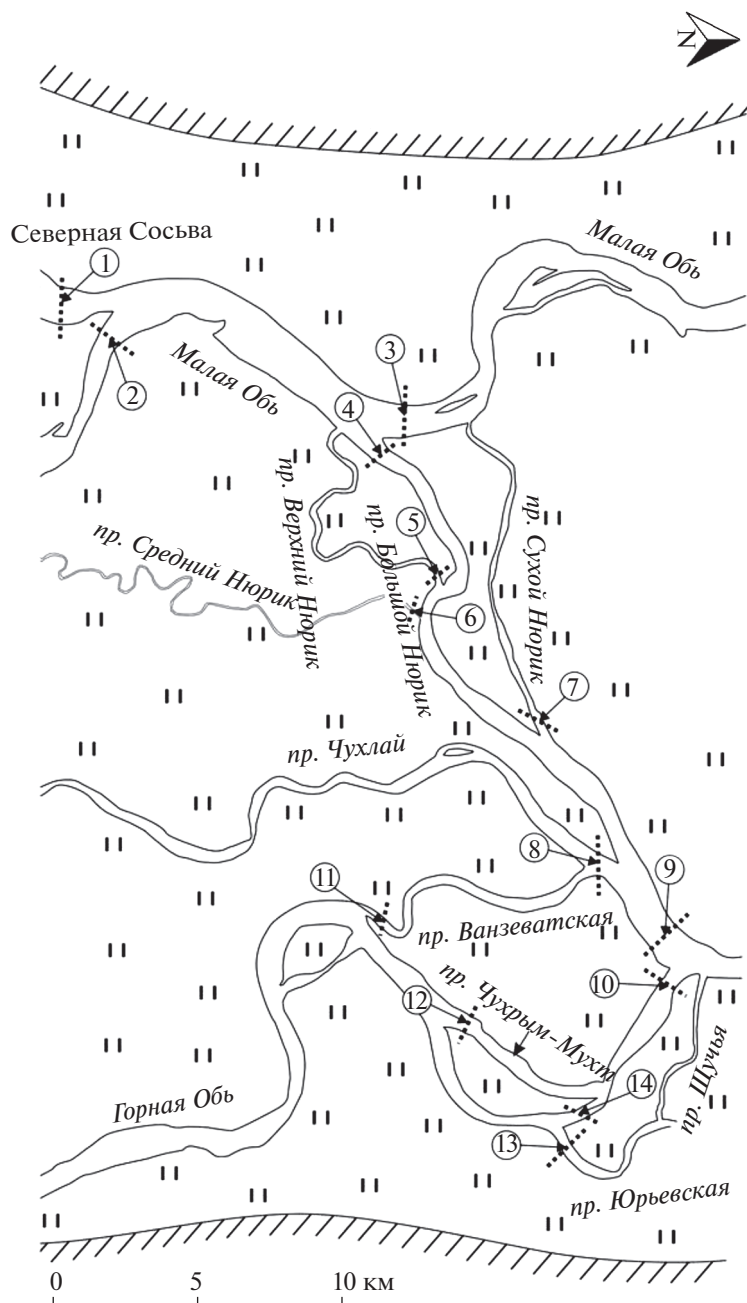


Рис. 4. Распределение расходов воды в половодье 2019 г. между Малой и Горной Обью, р. Северной Сосьвой, протокой Большой Нюрик и пойменными протоками. Цифры – створы измерений (табл. 3).

слева или справа от образующих их островов в зависимости от местных условий. В конце участка ниже крупного мыса находится крутая прорванная излучина, в которой 55% стока сосредотачивается в левом изогнутом рукаве (т.е. идет собственно по излучине), тогда как спрямляющий рукав забирает 45% расхода воды. В вершине излучины берет начало протока Тогот, и в нижнем ее крыле доля стока в Горной Оби снижается до 39%, что обуславливает определенные осложнения для судоходства.

Ниже 90 км от истока (выше с. Полноват) влияние коренного берега ослабевает, русло смещается сначала влево от него, а затем в долину Оби открывается широкая пойма р. Казымы (расход воды, по измерениям в половодье 2019 г., – 1651 м³/с). Отсюда вниз по течению на участке 2г (рис. 1) происходит дальнейшее уменьшение расхода воды в Горной Оби до 3428 м³/с из-за отвлечения воды в левобережные протоки, а затем почти половина (42%) расхода воды – в правый ру-



Рис. 5. Изменение мутности, г/м^3 , по длине в раздвоенном русле нижней Оби: 1 – $<30 \text{ г/м}^3$, 2 – от 30 до 33, 3 – от 33 до 36, 4 – от 36 до 39, 5 – от 39 до 42, 6 – от 42 до 45, 7 – от 45 до 48, 8 – от 48 до 51, 9 – $>51 \text{ г/м}^3$.

кав раздвоенного русла — протоку Сомутнельскую, в которой находится устье р. Казымы. В результате в Горной Оби (перед слиянием с Сомутнельской протокой) осталось меньше половины расхода воды, причем в одиночных разветвлениях и прорванных излучинах его доля в основном (судоходном) рукаве сокращается еще до 30%. Следствие этого — практически полное прекращение судоходства на этом участке Горной Оби.

При слиянии с Сомутнельской протокой, сток воды которой, включая воды р. Казымы, составляет больше половины его (53%) в Горной Оби, расход ее увеличивается до $7973 \text{ м}^3/\text{с}$ на участке 3г (рис. 1). Однако ниже по течению (табл. 3) он снова сокращается вследствие сначала отвлечения трети ее стока в левую Ванзеватскую пойменную протоку, пополняющую сток протоки Большой Нюрик, а затем еще 13% — в правую Юрьевскую пойменную протоку, впадающую уже в Большую Обь.

Слияние Горной Оби (ее расход в устье $5205 \text{ м}^3/\text{с}$) и протоки Большой Нюрик ($12566 \text{ м}^3/\text{с}$) образует Большую Обь, суммарный расход воды в которой равен $17771 \text{ м}^3/\text{с}$, превращая ее в больший по водности и главный судоходный рукав раздвоенного русла нижней Оби в пределах уже территории Ямало-Ненецкого АО.

МУТНОСТЬ ВОДЫ И РАСХОДЫ ВЗВЕШЕННЫХ НАНОСОВ

В узле разделения реки на Горную и Малую Обь (рис. 5) мутность Малой Оби (56 г/м^3), поток которой находится под направляющим воздействием мыса правого коренного берега, выше, чем в Горной (34 г/м^3), отходящей от Малой Оби почти по нормали. Расход взвешенных наносов в Малой Оби (765.9 кг/с) в 2.5 раза превышает таковой в Горной Оби (282.6 кг/с). Это различие сохраняется по всей длине раздвоенного русла, чему благоприятствуют расположение русла Горной Оби вдоль правого коренного берега и большая интенсивность русловых деформаций на Малой Оби, проявляющаяся в размывах пойменных берегов: для Малой Оби в среднем — от 1.1 до 3.8, максимально — 6.2 м/год ; на Горной Оби — в среднем от 1.0 до 2.9, максимально — $\leq 4.0 \text{ м/год}$.

Для Горной Оби характерны сравнительно небольшие колебания мутности (максимальная — 41, минимальная — 25 г/м^3). Мутность в Малой Оби меняется в широких пределах и повсеместно выше, чем на Горной Оби. Максимальное значение (70.5 г/м^3) отмечено в правом рукаве Цигарского разветвления, минимальное (38.1 г/м^3) — непосредственно ниже истока протоки Вайсова. Ниже слияния с Северной Сосьвой мутность воды в Малой Оби (46.4 кг/м^3) больше, чем в устье Северной Сосьвы (39.4 г/м^3); ниже слияния отмече-

Таблица 4. Изменения расходов взвешенных наносов в половодье по длине Малой и Горной Оби

№	Створ (расположение)	Мутность, г/м ³	Расход взвешенных наносов, кг/с
Малая Обь			
1	Исток (с. Перегребное)	56	765.9
2	Исток Тоготской Оби	53.9	301.5
3	Исток протоки Вайсова	38.1	34.4
4	Слияние с Тоготской Обью	39.3	79.7
5	Перед слиянием с р. Северной Сосьвой	46.4	262.1
6	Ниже слияния с р. Северной Сосьвой	34.4	477.3
7	Перед истоком протоки Большой Нюрик	40.2	337.4
Горная Обь			
1	Исток (с. Перегребное)	34.0	282.0
2	с. Полноват	31.9–34.4	198.8
3	Левый рукав раздвоенного русло	32.7	112.8
4	Ниже слияния с Сомутнельской протокой	30.2–32.6	237.9
5	Перед слиянием с протокой Большой Нюрик	34.5	179.9

ны различия мутности в поперечном сечении потока: у левого берега, со стороны которого находится устье Северной Сосьвы, — 34.4, у правого берега — 46.4 г/м³.

В узле разделения Малой и Тоготской Оби оба рукава существенно различаются по мутности (соответственно 53.9 и 36.0 г/м³), хотя водность последней в 1.5 раза больше: Тоготская Обь отходит от Малой почти под прямым углом, располагаясь у вогнутого берега почти в вершине ее излучины. Но при этом сток наносов в половодье в обоих рукавах практически одинаков (301.5 и 301.3 г/м³), хотя мутность воды в Тоготской Оби больше (51.7 г/м³ против 39.3 г/м³ в Малой Оби). Очевидно, она отражает большую активность русловых деформаций в ней.

В узле разделения Малой Оби и протоки Большой Нюрик мутность практически одинакова — соответственно 40.2 и 41.6 г/м³. По длине (всего 24 км) протоки Большой Нюрик мутность увеличивается незначительно — до 44.7 г/м³ при росте водности более чем в 2 раза, что связано со сливом в нее осветленных вод с затопленной поймы и из пойменных проток.

Вдоль обоих рукавов раздвоенного русла на фоне существенных колебаний, определяемых местными условиями (наличием русловых разветвлений, ответвлением или впадением поймен-

ных проток, сливом вод с затопленной поймы, размывами берегов и т.д.), прослеживается общее снижение мутности (рис. 5). Действительно, на Малой Оби в верхней ее части преобладают значения >70, в нижней — до 30–40, на Горной Оби — от 40 до 30 г/м³. Это коррелирует с продольным вдоль основных рукавов изменением величин расходов взвешенных наносов (табл. 4), которые дифференцируются по выделенным участкам. На Малой Оби от ее истока до ответвления протоки Вайсова включительно расход взвешенных наносов уменьшается более чем в 20 раз (при снижении расхода воды в ~7 раз). Соответственно, аккумуляция наносов приводит к тому, что возрастает количество перекатов, которые, особенно ниже истока протоки Вайсова, лимитируют судоходство по глубине.

Увеличение расхода воды в Малой Оби после слияния с Тоготской Обью, а затем с Северной Сосьвой (объединенный расход с протоками Лапорской, Пырсим и Вайсова) более чем в 4 раза и соответствующий рост транспортирующей способности потока обуславливают повышение расхода взвешенных наносов почти в 6 раз (до 477.3 кг/с), но затем к истоку протоки Большой Нюрик он снижается до 140 кг/с.

Аналогичные изменения, хотя и с меньшей амплитудой, происходят по длине Горной Оби. От ее истока расходы взвешенных наносов сни-

жаются, особенно сильно — после ответвления Сомутнельской протоки. Ниже слияния с ней и с увеличением расхода воды более чем в 2 раза он возрастает всего в 2.1 раза, но далее к слиянию с протокой Большой Нюрик вновь уменьшается. Таким образом, для обоих рукавов раздвоенного русла нижней Оби характерно продольное уменьшение стока взвешенных наносов во время половодья.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Раздвоенное русло нижней Оби (Малая и Горная Обь) в пределах ХМАО-Югры создает в половодье уникальное рассредоточение стока крупнейшей реки по многочисленным рукавам и протокам. Расходы воды в Малой Оби, доля стока которой в истоке составляет 64%, уменьшаются более чем в 7.5 раз (до 9%) почти до слияния с левым притоком — р. Северной Сосьвой вследствие отвлечения значительной их части в крупные рукава — Тоготскую Обь и протоку Вайсова, в которых они превышают таковые в Малой Оби, и в многочисленные пойменные протоки, расчленяющие расширяющуюся до 60 км пойму. При этом Вайсова протока и две пойменные — Лапорская и Пырсим, сливаясь с Северной Сосьвой, увеличивают расход воды в ней в половодье до значений, намного превышающих расход в Малой Оби. Лишь при соединении ее с Тоготской Обью водность становится соизмеримой с притоком в его устьевом створе. Однако ниже истока протоки Вайсова происходит быстрый “сбор” вод рукавов и проток в Малую Обь, и к истоку протоки Большой Нюрик — последнему раздвоению русла Малой Оби — расход воды в ней практически восстанавливается, хотя и частично за счет вод Северной Сосьвы. При этом ширина поймы сокращается до 40 км. Часть рассредоточенного стока по пойменным протокам между Малой и Горной Обью и воды, затопившие пойму, сливаются в протоку Большой Нюрик, пересекающую пойму Оби почти поперек, вызывая увеличение в ней расхода в ~2.5 раза. Это приводит к тому, что ниже слияния Горной Оби с протокой Большой Нюрик сток воды перераспределяется в пользу Горной Оби, которая начиная отсюда называется Большой Обью. Такое объединение рассредоточенного по рукавам и протокам стока в двух основных рукавах отличает нижнюю Обь от устьевых областей рек с направленным рассредоточением стока.

На Горной Оби, большая часть которой проходит вдоль правого коренного берега, отвлечение из нее стока воды в пойменные протоки не столь значительно. Но при слиянии с р. Казым от нее ответвляется правый рукав — протока Сомутнельская, забирающая 42% расхода воды, в нее впадает приток, благодаря чему водность протоки превышает водность Горной Оби.

Мутность воды, измеренная в половодье, в Малой и Горной Оби невелика. По обоим основным рукавам прослеживается слабо выраженная тенденция к ее уменьшению. Более выражено уменьшение расходов взвешенных наносов, которое происходит на фоне значительных колебаний из-за отвлечения части стока в рукава раздвоенного русла, пойменные протоки, рукава русловых разветвлений и в целом отражает направленную аккумуляцию наносов на нижней Оби.

Выявленные закономерности рассредоточения стока воды и взвешенных наносов следует учитывать при решении водохозяйственных и воднотранспортных проблем при освоении природных ресурсов Нижнего Приобья.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеевский Н.И., Чалов С.Р.* Гидрологические функции разветвленного русла. М.: Геогр. фак. МГУ, 2009. 240 с.
2. *Байдин С.С.* Сток и уровни воды в дельте Волги. М.: Гидрометеиздат, 1962. 337 с.
3. *Борик С.А.* Комплексные экспериментальные исследования и оценка влияния русловых карьеров на гидрологический режим равнинной реки (на примере нижнего Днестра). Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Одесса: ОГМИ, 1987. 17 с.
4. *Дугина И.О., Сальников В.И.* К вопросу перераспределения стока р. Амур у г. Хабаровска // Тез. докл. Всерос. гидрол. Съезда. Секция 6. Проблемы русловых процессов, эрозии и наносов. СПб., 2004. С. 68–70.
5. *Ермакова А.С., Кирик О.М.* Морфология и перестроения русла на Усть-Алданском участке Лены // Геоморфология. 2006. № 2. С. 62–83.
6. *Зайцев А.А., Иванов В.В., Коротаев В.Н., Лабуткина И.А., Лукьянова С.А., Ли Цзунсянь, Римский-Корсаков Н.А., Рычагов Г.И., Свиточ А.А., Сидорчук А.Ю., Чернов А.В.* Нижняя Волга: геоморфология, палеогеография и русловая морфодинамика. М.: ГЕОС, 2002. 242 с.
7. *Иванов В.В., Коротаев В.Н., Пронин А.А., Римский-Корсаков Н.А., Чернов А.В.* Геоморфология поймы и динамика русла Нижнего Дона // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2013. № 6. С. 63–67.
8. *Камышев А.А., Рулёва С.Н., Чалов Р.С.* Рассредоточение стока воды в разветвлениях русла средней Оби // Географ. Вестн. 2017. № 3 (42). С. 48–53.
9. *Михайлов В.Н., Рогов М.М., Макарова Т.А., Полонский В.Ф.* динамика гидрографической сети не-приливных устьев рек. М.: Гидрометеиздат, 1979. 294 с.
10. *Симонов А.И.* Гидрология устьевой области Кубани М.: Гидрометеиздат, 1958. 140 с.
11. *Чалов Р.С.* Географические исследования русловых процессов. М.: Изд-во МГУ, 1979. 232 с.
12. *Чалов Р.С.* Морфологические типы русел равнинных рек, разветвленных на рукава // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. № 2. С. 179–185.

13. Чалов Р.С. Русловедение: теория, география, практика. Т. 1. Русловые процессы: факторы, механизмы, формы проявления и условия формирования речных русел. М.: Изд-во ЛКИ, 2008. 608 с.
14. Чалов Р.С. Сложно-разветвленные русла равнинных рек: условия формирования, морфология и деформации // Вод. ресурсы. 2001. Т. 28. № 2. С. 166–171.
15. Чалов С.Р., Федоровский А.Н. Разветвления рек бассейна Северной Двины // Вод. хоз-во России. 2009. № 6. С. 37–52.
16. Чалов Р.С., Чалов С.Р., Алексеевский Н.И. Структурные уровни формирования и типизация разветвленных русел рек // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2011. № 4. С. 8–15.
17. Чернышов Ф.М. Повышение эффективности путевых работ на многорукавных участках рек. Новосибирск: Изд-во НИИВТ, 1973. 324 с.
18. Egozi R., Ashmore P. Experimental analysis of braided channel pattern response to increased discharge // J. Geophys. Res. Earth. Surf. 2009. P. 941–962.
19. Latrubesse E.M. Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers // Geomorphol. 2008. V. 101. Iss. 1–2. P. 130–145.
20. Schuurman F., Kleinhans M.G. Bar dynamics and bifurcation in a modelled braided sand-bed river // Earth. Surf. Process landforms. 2015. V. 40. Iss. 10. P. 1318–1333.

АНАЛИЗ МНОГОЛЕТНИХ ИЗМЕНЕНИЙ ЗОН АНОКСИИ В МОЖАЙСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ МОДЕЛЬНЫХ РАСЧЕТОВ¹

© 2021 г. Ю. С. Даценко^а, *, В. В. Пуклаков^а

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

*e-mail: yuri0548@mail.ru

Поступила в редакцию 05.11.2019 г.

После доработки 17.08.2020 г.

Принята к публикации 28.08.2020 г.

Проанализированы результаты модельных расчетов характеристик зон аноксии в Можайском водохранилище за 57-летний период. Для расчетов использована двумерная боксовая гидрологическая модель водохранилища, позволяющая с суточным шагом по времени рассчитывать изменения значений экологических переменных. Установлены основные закономерности формирования и развития бескислородных условий в различных частях водохранилища. Выявлены факторы, определяющие пространственно-временные особенности распределения зон аноксии в водохранилище в различные годы. Получены эмпирические зависимости объемов зон аноксии от характеристик устойчивости водной массы водохранилища и индекса цветения, характеризующего интенсивность первичного продуцирования в экосистеме водохранилища. Отмеченная тенденция роста объемов зон аноксии за рассматриваемый период характеризует прогрессирующее эвтрофирование Можайского водохранилища.

Ключевые слова: Можайское водохранилище, кислородный режим, зоны аноксии, индекс цветения воды, градиент температуры воды, эвтрофирование.

DOI: 10.31857/S0321059621010132

ВВЕДЕНИЕ

Особое внимание лимнологов к режиму растворенного в воде водоемов кислорода вызвано тем, что изменения его концентрации интегрально отражают особенности сложного круговорота биогенных элементов (БЭ) и органических веществ (ОВ) в экосистеме водоемов, обусловленного комплексом продукционно-деструкционных и динамических процессов.

В глубоких водохранилищах с ярко выраженной плотностной стратификацией в летний период особенности внутриводоемных процессов зависят от вертикальной неоднородности физических (плотность, температура), химических (концентрации БЭ и ОВ) и биологических (водные организмы, растительность) компонентов экосистемы. Процесс фотосинтеза протекает только в верхнем фотическом слое, а деструкция ОВ происходит во всей толще воды.

Задача оценки пространственно-временных изменений растворенного кислорода (РК) чрезвычайно актуальна для таких водохранилищ, особенно для тех из них, что используются в качестве источников водоснабжения крупных городов. Можайское водохранилище, входящее в систему водоснабжения г. Москвы, — типичный пример такого водохранилища. В период летней и зимней стагнации в нем наблюдается резко выраженная стратификация РК, как правило, с возникновением зон аноксии с содержанием в их водной массе РК < 2 мг/л.

Отсутствие РК в воде существенно влияет на характер трансформации многих химических соединений, особенно на границе вода—дно, поэтому анализ формирования зон аноксии представляет особый интерес. Изменение объемов таких зон, глубины их образования и длительности существования служит важным фактором интенсивности и направленности круговорота веществ в экосистеме. Хорошо известно резкое возрастание внутренней биогенной нагрузки при появлении аноксии в придонных слоях водоемов [7]. Аноксия оказывает существенное влияние на

¹ Работа выполнена по плану НИР кафедры гидрологии суши Географического факультета МГУ (государственное задание № АААА—А16—116032810054—3) и при финансовой поддержке РФФИ (проект 18-05-01066).

развитие ихтиофауны водоемов и может приводить к изменению характера трофических взаимодействий в экосистеме.

Наблюдения за режимом РК за время эксплуатации Можайского водохранилища проводились периодически с разной частотой и пространственной дискретностью. По результатам этих наблюдений и анализа структуры водных масс установлены наиболее общие черты кислородного режима в водохранилище, которые сохраняются от года к году — образование и постепенное в течение лета заглубление термо- и окислина, их относительно горизонтальное положение вдоль водоема, формирование и динамика зон аноксии [4–6].

Колебания уровня воды в водохранилище и изменчивость синоптической ситуации в течение вегетационного периода обуславливают разнообразные пространственно-временные особенности распределения РК в водохранилище и динамику зон аноксии в отдельные годы: сроки и места образования таких зон, их объемы, режим развития и исчезновения и т.п. Полевыми наблюдениями, которые всегда дискретны и нерегулярны, установить ведущие факторы закономерностей распределения зон аноксии чрезвычайно сложно. Эффективным инструментом при анализе межгодовых особенностей кислородного режима водохранилища может служить математическое моделирование его гидрологического режима за многолетний период на основе хорошо верифицированной на примере данного водоема математической модели, позволяющей имитировать изменения его гидроэкологического состояния в результате воздействия внешних и внутриводоемных факторов с шагом по времени ≤ 1 сут.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

В настоящее время в литературе описано много экологических моделей водных экосистем разного уровня, сложности и назначения, наиболее подробный обзор которых представлен в [9]. Они используют разнообразный математический аппарат, основаны на научных концепциях, которые допускают различную формализацию. Самым перспективным направлением в области математического моделирования водных экосистем следует считать создание имитационных (нередко называемых портретными) моделей. В этих моделях исследуются по возможности все основные взаимосвязи компонентов конкретной экосистемы в пространстве и времени в сочетании с разнообразными по своей природе внешними воздействиями на водоем [1, 8].

Имитационные математические модели экосистем и модели качества воды водоемов строятся

обычно по модульному принципу и всегда содержат как минимум два относительно самостоятельных блока: гидрологический (гидродинамический), определяющий перенос и перемешивание пассивных субстанций в водоеме, и экологический, описывающий кинетику внутриводоемной трансформации неконсервативных переменных состояния экосистемы. Гидрологический блок призван решать задачи теплообмена в водоеме. В этом блоке рассчитываются процессы пространственно-временных изменений концентраций веществ в результате внешнего гидрометеорологического воздействия на водные массы водоема. По способу представления пространственной структуры гидрологические блоки подразделяются на точечные (с сосредоточенными параметрами), резервуарные (боксовые, камерные), непрерывные (с распределенными параметрами).

Непрерывные модели, как правило, формулируются в виде дифференциальных уравнений с частными производными, т.е. массоперенос в них описывается уравнениями адвекции и турбулентной диффузии. При этом решение трехмерной и даже двухмерной задачи сопряжено со значительными математическими и техническими трудностями вычислительного плана. К тому же идентификация и верификация таких моделей требует большого числа экспериментальных данных, которыми редко располагает исследователь [10].

На практике часто применяют упрощенные одномерные (в основном концептуально-детерминированные) имитационные модели [12]. Наиболее известная из таких моделей — одномерная модель качества воды CE-QUAL-R1 [16]. В последнее время в литературе все чаще встречаются работы по моделированию водных экосистем с использованием двухмерной (x, z)-модели CE-QUAL-W2 [17], несмотря на наличие вычислительных сложностей, свойственных многомерным моделям, и необходимости предварительной оценки (“настройки”) многих значений входящих в нее параметров.

Если характер задачи требует более простого учета пространственных неоднородностей, используются боксовые модели. В таких моделях исследуемое пространство водоема разбивается на несколько отсеков в соответствии с морфометрическими особенностями водоема. В реальных водоемах всегда можно выделить достаточно крупные части (отсеки с примерно однородными условиями), динамику состава воды в которых можно описать одномерной по вертикали моделью. Последовательная реализация алгоритмов точечных моделей каждого такого отсека начиная от верховьев водохранилища позволяет объединить одномерные модели в целостную модель

экосистемы водоема. Между отсеками происходит обмен веществом, который по физическому смыслу представляет собой результирующий адвективный перенос и в простейшем случае оценивается по водному балансу. Такой принцип, несмотря на очевидное упрощение динамических явлений, несомненно перспективен не только для формального описания физического фона экосистемы, но и для понимания и объяснения сложного сочетания процессов, определяющих внутренний водообмен водоема. Особенность этого подхода связана с тем, что боксовую модель численно реализовать значительно проще, чем непрерывную, поэтому такой подход во многих случаях вполне оправдан.

К подобному типу моделей относится гидрологическая модель водохранилищ (ГМВ-МГУ), разработанная на географическом факультете МГУ [14, 18]. Она основана на подходах к моделированию, использовавшихся в одномерной модели качества воды CE-QUAL-R1, и по своей структуре представляет собой боксовую квазидвумерную продольно-вертикальную модель водохранилища, включающую в себя блоки расчета теплообмена (гидродинамический блок) и характеристик качества воды (экологический блок). Водохранилище в модели схематизируется в виде совокупности состыкованных между собой лопастей, представляющих собой затопленные при создании водохранилища долины рек. Каждая лопасть делится в продольном направлении на расчетные отсеки-плесы с учетом их морфометрических и гидродинамических особенностей. Все отсеки разбиваются по вертикали на горизонтальные боксы толщиной 1 м, в пределах которых водная масса на каждом расчетном шаге по времени предполагается однородной. При последовательном выполнении расчетов от отсека к отсеку начиная с верховьев водоема к каждому из них применим алгоритм классической одномерной (по вертикали) модели, детально изложенный в [16].

Расчет по модели выполняется с шагом по времени 1 сут на основе метода суперпозиции в следующей последовательности для каждого расчетного шага по времени: трансформация метеоданных над водной поверхностью; изменение уровня воды в водохранилище; трансформация характеристик качества воды в боксах в результате внутримассовых процессов; оценка теплового баланса и динамики снежно-ледяного покрова; вертикальное перемешивание в результате воздействия ветра, свободной и вынужденной конвекции (циркуляция Ленгмюра); горизонтальный водообмен между отсеками в результате стоковых, плотностных, ветровых и компенсационных течений. Уравнение состояния воды представлено в

виде зависимости ее плотности от температуры и электропроводности для пресной воды гидрокарбонатного и сульфатного классов [13]. Сток воды из приплотинного плеса водохранилища задается с учетом селективности водозабора по зависимостям Бохена и Грейса [12]. В конце каждого расчетного шага выполняется контроль баланса вещества и энергии в отсеках. Наиболее полное описание алгоритма модели, ее верификации, практического применения для диагностических и прогностических расчетов режима водохранилищ Московского региона представлено в [2].

Выбор этой модели для решения поставленной задачи по оценке многолетних изменений характеристик зон аноксии в Можайском водохранилище определен тем, что в ее алгоритме для описания гидрометеорологических процессов использовались методики, рекомендованные для гидрологических расчетов при проектировании и эксплуатации водохранилищ России [11], реализация которых основана на стандартной гидрометеорологической информации Росгидромета и сети мониторинга загрязнения окружающей среды, а также простотой алгоритма численного решения ее уравнений на основе явной конечно-разностной схемы.

Можайское водохранилище — типичное долинное водохранилище, созданное в 1961 г. и осуществляющее многолетнее регулирование стока верховий р. Москвы. Оно имеет низкий коэффициент водообмена и поэтому постоянно стратифицировано летом. Сравнительно небольшие его размеры (длина 28 км, площадь 30 км², глубина до 22 м) позволяют проводить детальные полевые исследования по всей акватории водохранилища за короткое время методом квазисинхронных гидрологических съемок [13]. По трофическому состоянию это водохранилище относится к слабоэвтрофным водоемам, для которых характерны значительные сезонные колебания концентраций РК.

Водохранилище достаточно хорошо изучено как с гидрологической, так и с экологической точек зрения [5]. По нему накоплен обширный материал данных наблюдений в Красновидовской лаборатории по изучению водохранилищ МГУ им. М.В. Ломоносова, работающей на водоеме с 1965 г. по настоящее время. Полевые исследования проводятся в виде гидролого-гидрохимических съемок по всему водохранилищу, рейдовых наблюдений в средней части водоема и гидролого-гидрохимических наблюдений на его основных притоках. В годы наиболее детальных наблюдений средняя частота проведения съемок составляла 1 раз в месяц, наблюдений на рейдовой

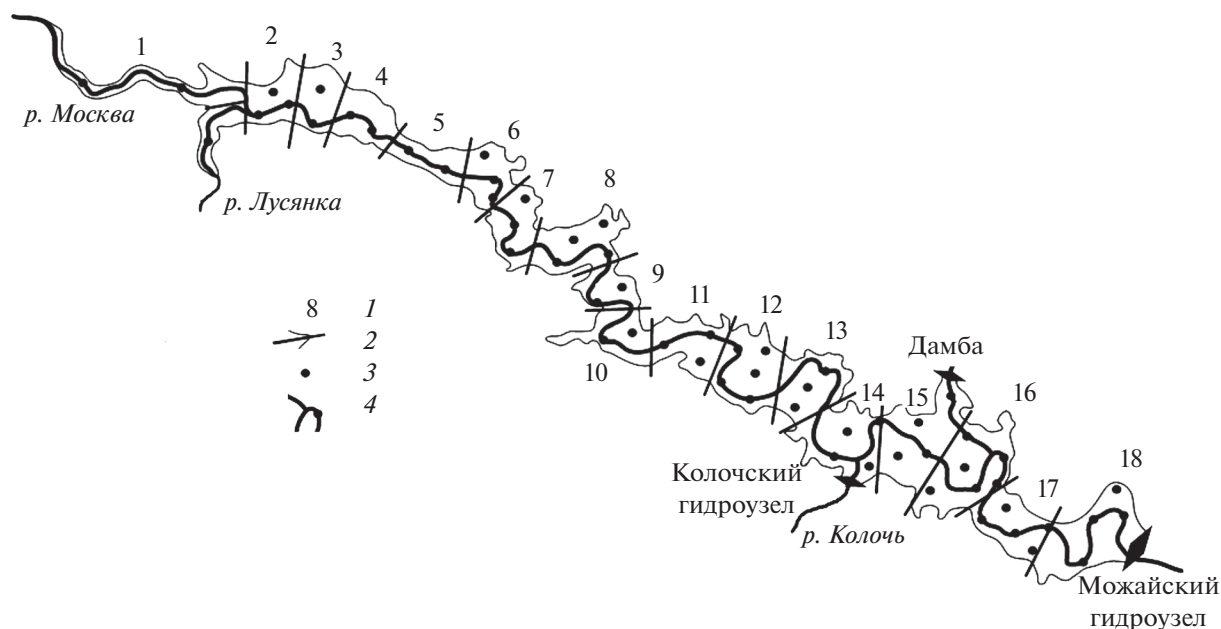


Рис. 1. Схематизация Можайского водохранилища: 1 — номера расчетных отсеков, 2 — границы отсеков, 3 — станции наблюдений, 4 — затопленные русла рек.

вертикали — 1 раз в неделю; количество проб воды, отбиравшихся в реках в разные фазы их водного режима, — до 100 проб на каждом из водомерных постов.

Пространственная схематизация Можайского водохранилища для модельных расчетов предусматривает деление его по продольной оси на 18 отдельных отсеков от устья р. Москвы до плотинной частью водоема (рис. 1).

Сравнение результатов расчетов гидрологического режима Можайского водохранилища с данными наблюдений за режимом РК в отдельные годы, имеющие наиболее полный объем информации, показало хорошие результаты по статистическим показателям. Средняя квадратическая ошибка расчета содержания РК меняется от 1.57 до 2.22 мг/л при длине рядов сравнения от 286 до 1876, а величина индекса Тейла, широко используемого в моделировании для оценки расхождения реальных и модельных значений [19], — от 0.10 до 0.36 (его значение < 0.4 свидетельствует о хорошем качестве расчета).

При вычислении изменений концентрации РК в результате внутримассовых процессов (фотосинтеза, дыхания гидробионтов, разложения детрита, окисления органических и восстановленных веществ, нитрификации), а также газообмена с атмосферой в модели используется следующее балансовое уравнение:

$$\frac{\Delta DO}{\Delta t} = K_{ag}\delta_{ag}B_a - K_{ar}\delta_{ar}B_a + \\ + F_{sur}K_L(DO^* - DO) - K_f\delta_fB_f - K_z\delta_zB_z - \\ - K_{bot}F_{bot}\theta^{T-20}/V - K_D\delta_D\gamma_{1D}C_D - \\ - K_{DOM}\delta_{DOM}\gamma_{1DO}C_{DOM} - \\ - K_{RFR}\delta_{RFR}\gamma_{1DO}C_{RFR} - K_S\delta_S C_S - \\ - K_{Fe}\delta_{Fe}C_{Fe} - K_{Mn}\delta_{Mn}C_{Mn} - K_{NH}\delta_{NH}\gamma_{1N}C_{NH}, \quad (1)$$

в котором представлены концентрации: DO — растворенного в воде кислорода, C_D — детрита, C_{DOM} — нестойкого ОБ, C_{RTF} — стойкого ОБ, C_S — сульфидов, C_{Fe} — железа, C_{Mn} — марганца, C_{NH} — аммонийного иона, мг/л; биомассы: B_a — фитопланктона, B_z — зоопланктона, B_f — рыб, г С/м³; стехиометрические коэффициенты: δ_{ag} — при фотосинтезе; δ_{ar} , δ_f , δ_z — при дыхании фитопланктона, рыб, зоопланктона; δ_D , δ_{DOM} , δ_{RTF} — при разложении детрита, нестойкого и стойкого ОБ; δ_S , δ_{Fe} , δ_{Mn} — при окислении сульфидов, железа, марганца; δ_{NH} — при нитрификации; скорости процессов: K_{ag} — роста фитопланктона; K_{ar} , K_f , K_z — потери биомассы на дыхание фитопланктона, рыб, зоопланктона; K_D , K_{DOM} , K_{RFR} — при разложении детрита, нестойкого и стойкого ОБ; K_S , K_{Fe} , K_{Mn} — при окислении сульфидов, железа и марганца; K_{NH} — потребления РК при нитрификации, 1/сут; K_L — обмена РК между водой и атмосферой, м/сут; K_{bot} — потребления РК донными отложениями, г/(м² сут); температурные коэффициенты: γ_{1D} — разложения детрита, γ_{1DO} — разложения ОБ,

γ_{IN} — нитрификации; θ — параметр температурной коррекции скорости потребления РК донными отложениями; F_{sur} — площадь поверхности, м^2 ; F_{bot} — площадь донных отложений, м^2 ; V — объем бокса, м^3 ; T — температура, $^{\circ}\text{C}$; t — время, сут.

Для оценки многолетних изменений режима РК в Можайском водохранилище выполнены расчеты с суточным разрешением за период с 1961 по 2017 г. Гидрометеорологическая информация, необходимая для расчетов, задавалась по данным метеостанции г. Можайск, расположенной в 3 км ниже плотины водохранилища и гидрометрических постов р. Москва — Барски, р. Лусянка — Черники, расположенных, соответственно, в 3 и 2 км от мест впадения этих рек в водохранилище, а также по данным перекачки воды из р. Колочи Колочским гидроузлом. В результате выполненных расчетов получены 57-летние ряды среднесуточных значений следующих показателей:

объемы зон аноксии в каждом из 18-ти расчетных отсеков водохранилища, млн м^3 ;

доля зон аноксии в общем объеме отсека водохранилища, %;

длительность существования зон аноксии в течение года в каждом отсеке, сут;

средние за год градиенты температуры воды в слое температурного скачка, град/м.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Расчеты по модели показали, что в Можайском водохранилище аноксидные зоны отмечаются ежегодно. Длительность их существования зависит от глубины и увеличивается от верхних мелководных отсеков водохранилища к глубоководному приплотинному. На рис. 2 показано распределение зон аноксии в Можайском водохранилище на примере среднего по гидрометеорологическим условиям 1999 г.

В начале зимы аноксия наблюдается в придонных слоях нижней части водохранилища (от 15-го до 18-го приплотинного отсека). В апреле с началом весеннего наполнения водохранилища аноксидные зоны исчезают вследствие полного конвективного перемешивания его водной массы. С наступлением вегетационного периода появившиеся зоны аноксии в июне распространяются уже по всему водохранилищу. Однако, если в приплотинном отсеке аноксия существует постоянно в течение всего лета, то в верхних отсеках она периодически исчезает вследствие ветрового перемешивания водных масс. В результате сработки водохранилища и уменьшения глубин дальность распространения такой периодической аноксии к концу лета смещается к средней части водохранилища, а в конце сентября при наступлении осеннего перемешивания водной толщи она исчезает везде, в том числе и в приплотинном

отсеке. В период осеннего перемешивания водные массы всех районов водохранилища содержат близкое к полному насыщению количество РК. Лишь в декабре в водохранилище вновь появляется аноксия в придонных слоях его нижних отсеков.

Такое распределение достаточно типично для всех лет, но под влиянием гидрометеорологических условий сроки появления зон аноксии и количество отсеков, в которых они наблюдаются, меняется. Эти условия определяют среднюю длительность существования зон аноксии в водохранилище, заметно меняющуюся в различные годы. Многолетние колебания длительности существования зон аноксии в водохранилище в различных частях водохранилища показаны на рис. 3.

Средняя длительность существования аноксидных зон в водохранилище нарастает от верховьев к плотине, однако в межгодовой изменчивости сохраняется синхронность колебаний этого показателя. Наиболее похожи колебания длительности зон аноксии на приплотинном и среднем участках водохранилища, в которых из-за больших глубин не происходит полного перемешивания, в отличие от верхнего района водохранилища, где ветровое перемешивание нередко достигает дна.

Зоны аноксии почти всегда занимают придонные слои, этим и обусловлена большая длительность их существования в приплотинной части, чем в других частях водохранилища. При этом средний за год объем воды в зонах аноксии невелик и составляет небольшую долю от общего объема водохранилища. Рассчитанные величины среднего объема воды в зонах аноксии колебались за рассматриваемый период от 1.5 до 12 млн м^3 , по отношению к среднему годовому объему водохранилища это составляет 1–7%. Однако при многолетних изменениях кислородного режима водохранилища отмечается явно выраженная тенденция увеличения объемов воды в этих зонах (рис. 4).

Максимальные в течение года аноксидные зоны в Можайском водохранилище формировались в основном в июле–августе, их объемы колебались от 8 до 84 млн м^3 (5–40% общего объема водоема), что хорошо согласуется с данными наблюдений во время многолетних гидролого-гидрохимических съемок в водоеме [4]. Причем результаты расчетов показали, что аноксидные зоны с объемом вод >30% объема водохранилища стали формироваться лишь с начала 2000-х гг., средняя длительность существования аноксидных зон с объемом вод >20% объема водохранилища в 2000–2018 гг. достигла 30 сут (максимальная — 62), тогда как в 1970–1990-х гг. она составляла 13 сут и не превышала 27 сут.

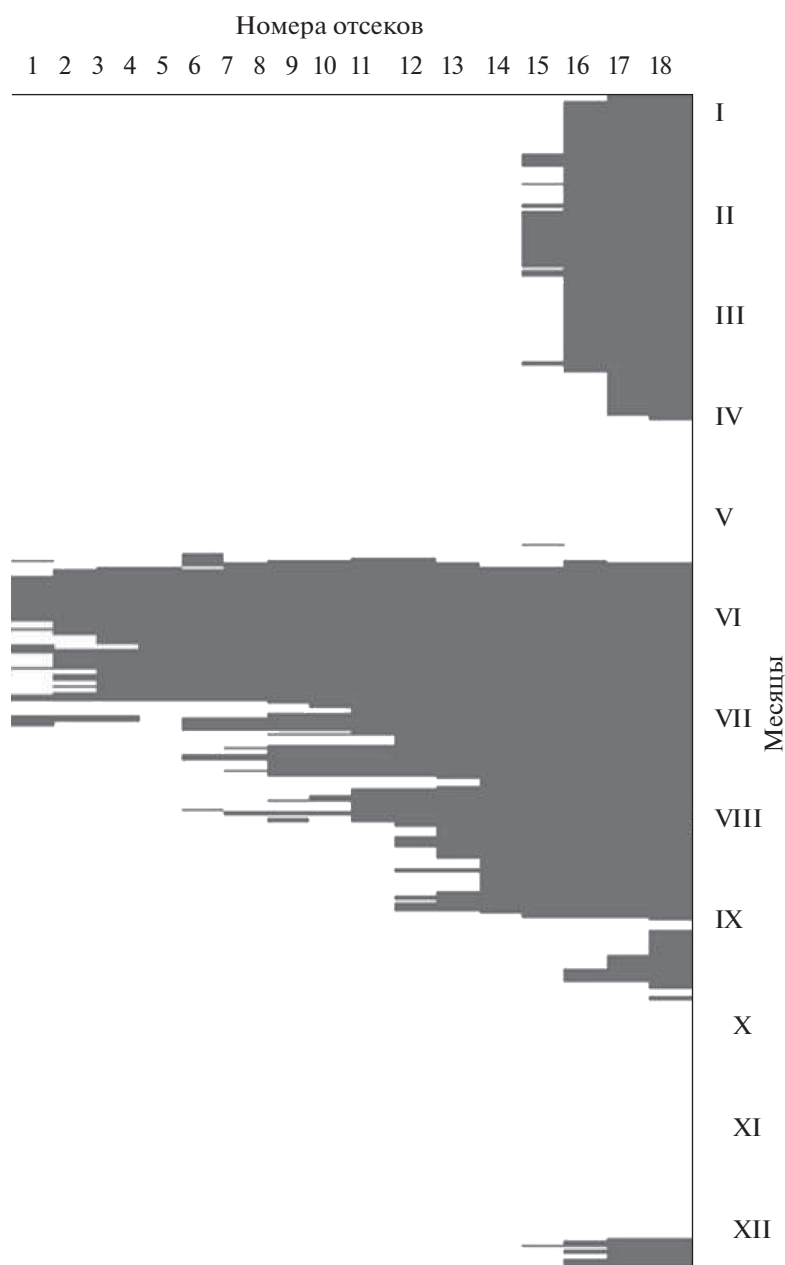


Рис. 2. Распределение зон аноксии в отсеках Можайского водохранилища в 1999 г.

Формирование аноксидных условий в водохранилищах происходит в результате интенсивного потребления РК на окисление оседающего на дно ОВ и резкого снижения интенсивности вертикального обмена придонных и насыщенных РК поверхностных слоев воды в результате возникновения плотностной стратификации в водохранилище. Косвенным показателем интенсивности вертикального обмена в водохранилище может служить среднегодовая величина вертикального градиента температуры воды. Этот градиент зависит, главным образом, от гидрометеорологических условий в летний период и в Мо-

жайском водохранилище колеблется от 0.4 до 1 град/м. Доминирующая роль градиента температуры в слое скачка в формировании зон аноксии в водохранилище подтверждается статистически значимой зависимостью длительности существования аноксии от среднего температурного градиента в слое скачка с коэффициентом корреляции 0.74 (рис. 5а).

Вторым важным фактором развития аноксидных условий в водохранилище следует считать величину первичной продуктивности его экосистемы. Интенсивность образования автохтонного ОВ в вегетационный период в водохранилище можно

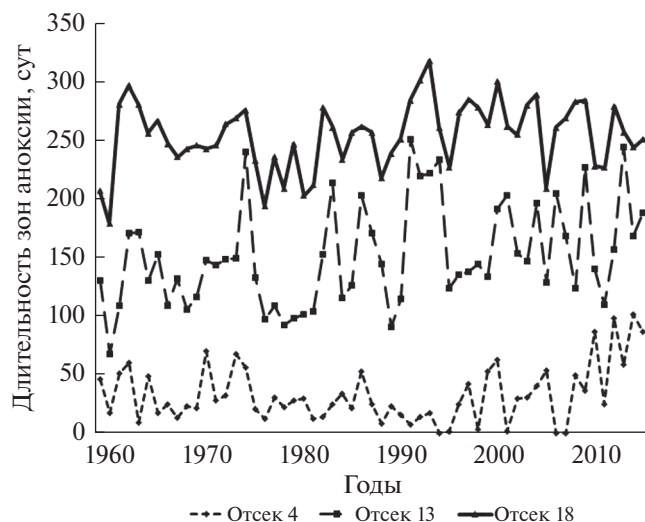


Рис. 3. Многолетние изменения длительности существования зон аноксии в верхнем (4), среднем (13) и приплотинном (18) отсеках Можайского водохранилища.

характеризовать предложенным в работе [15] индексом цветения воды (ИЦВ), представляющим собой сумму среднесуточных величин биомассы различных групп фитопланктона в период цветения водохранилища:

$$\text{ИЦВ} = \sum_{i=\tau_1}^{i=\tau_2} B_i, \quad (2)$$

τ_1 и τ_2 — первые и последние сутки цветения; B_i — биомасса всего фитопланктона в i -тые сутки цветения, г/м³.

Прогрессирующее эвтрофирование Можайского водохранилища обусловило устойчивую тенденцию роста биомассы фитопланктона и

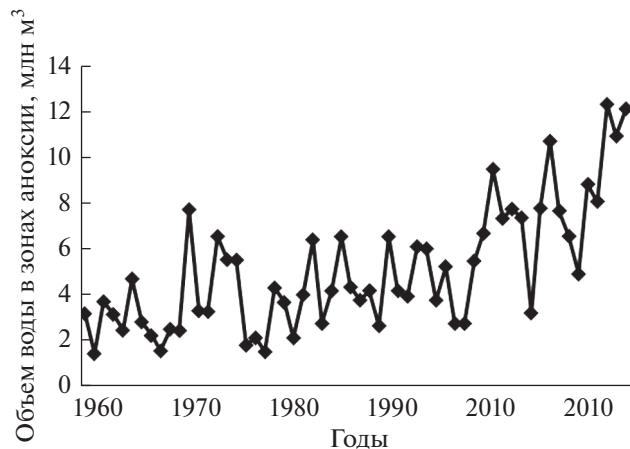


Рис. 4. Многолетние изменения среднегодовых объемов воды в зонах аноксии в Можайском водохранилище.

ИЦВ, установленную как по данным наблюдений на водохранилище, так и по результатам моделирования его гидрологического режима [3, 15]. Многолетние значения ИЦВ и объемы вод в зонах аноксии показывают статистически значимую корреляционную связь между ними (рис. 5б).

Несомненно, что именно этот фактор роста продуктивности водохранилища определяет отмеченную авторами тенденцию роста объемов вод в зонах аноксии Можайского водохранилища за многолетний период.

ВЫВОДЫ

В результате модельных расчетов многолетних пространственно-временных изменений содер-

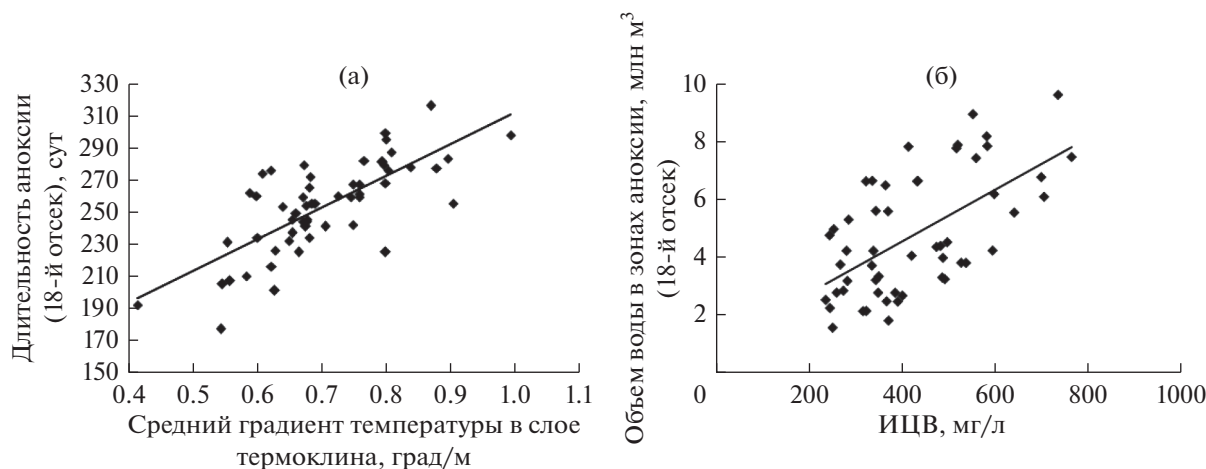


Рис. 5. Зависимости длительности существования зон аноксии в Можайском водохранилище от среднего градиента температуры в слое скачка (а) и объема воды в зонах аноксии в его приплотинном отсеке от индекса цветения воды (б).

жания РК и объемов вод в зонах аноксии установлены закономерности формирования и распространения аноксидных условий в типичном долинном стратифицированном Можайском водохранилище. К главным факторам, определяющим динамику аноксидных зон, следует отнести плотностную стратификацию водной толщи водохранилища и интенсивность первичного продуцирования. В многолетнем аспекте отмечено ярко выраженное увеличение объемов вод в зонах аноксии, обусловленное прогрессирующим эвтрофированием водохранилища и ростом его первичной продуктивности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Воинов А.А. Имитационное моделирование в экологии: озера, пруды, водохранилища // Математическое моделирование: Методы описания и исследования сложных систем / Под ред. А.А. Самарского. М.: Наука, 1989. С. 99–120.
2. Гидроэкологический режим водохранилищ Подмосковья (наблюдения, диагноз, прогноз) / Под ред. К.К. Эдельштейна. М.: Перо, 2015. 286 с.
3. Даценко Ю.С., Пуклаков В.В., Эдельштейн К.К. Анализ влияния абиотических факторов на развитие фитопланктона в малопроточном стратифицированном водохранилище // Тр. КарНЦ РАН. Сер. Лимнология. №10. 2017. С. 75–85.
4. Ерина О.Н. Режим растворенного кислорода в стратифицированных водохранилищах московской системы водоснабжения г. Москвы. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М.: МГУ, 2015. 26 с.
5. Комплексные исследования водохранилищ. Вып. 3. Можайское водохранилище. М.: Изд-во МГУ, 1979. 400 с.
6. Майоров А.Б. Внутригодовое изменение содержания кислорода в эвтрофном водохранилище // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 5. С. 600–608.
7. Мартынова М.В. Донные отложения как составляющая лимнических экосистем. М.: Наука, 2010. 242 с.
8. Менишуткин В.В. Искусство моделирования (экология, физиология, эволюция). Петрозаводск; СПб., 2010. 416 с.
9. Менишуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н. Моделирование экосистем пресноводных озер (обзор) 2. Модели экосистем пресноводных озер // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 1. С. 24–38.
10. Подгорный К.А. Математическое моделирование пресноводных экосистем нестратифицированных водоемов (алгоритмы и численные методы). Рыбинск: Рыбин. дом печати, 2003. 328 с.
11. Руководство по гидрологическим расчетам при проектировании водохранилищ. Л.: Гидрометеопиздат, 1983. 368 с.
12. Хендерсон-Селлерс Б. Инженерная лимнология. Л.: Гидрометеопиздат, 1987. 336 с.
13. Эдельштейн К.К. Водные массы долинных водохранилищ. М.: Изд-во МГУ, 1991. 176 с.
14. Эдельштейн К.К., Гречушников М.Г., Даценко Ю.С., Пуклаков В.В. Диагностическое моделирование внутриводоемных процессов в водохранилищах // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 4. С. 437–451.
15. Эдельштейн К.К., Пуклаков В.В., Даценко Ю.С. Экспериментально-теоретические основы диагноза и прогноза цветения в водохранилищах источниках муниципального водоснабжения // Вода MAGAZINE. 2017. № 4 (116). С. 34–40.
16. CE-QUAL-R1. A Numerical One-Dimensional Model of Reservoir Water Quality. User's manual. Report E-82-1. US Army Engineer Waterways Experiment Station Environmental Laboratory. Vicksburg, Mississippi, 1982. 508 p.
17. Cole T.M., Wels S.A. CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.6. User Manual. Portland: Department of Civil and Environ. Engineering. Portland State Univ., 2011. 736 p.
18. Puklakov V. Mathematical Model of the Heat and Mass Transfer Processes in a Stratified Reservoir // Int. Reviews. Hydrobiol. 80. 1995. № 1. P. 49–59.
19. Theil H. Economics and Information Theory. Amsterdam: North-Holland Publishing Company, 1967. 488 p.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 574.6, 504.064

ПЛАСТИКОВОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИБРЕЖНЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СРЕДНЕГО И ЮЖНОГО БАЙКАЛА¹

© 2021 г. О. В. Ильина^а, *, М. Ю. Колобов^а, В. В. Ильинский^а

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

*e-mail: ulesya@gmail.com

Поступила в редакцию 21.11.2019 г.

После доработки 19.06.2020 г.

Принята к публикации 19.06.2020 г.

Впервые проведена оценка содержания пластиковых частиц в поверхностных водах оз. Байкал. Проведен анализ на содержание частиц пластика в траловых пробах, отобранных в прибрежной зоне наиболее населенного юго-восточного побережья и в Малом Море — одном из самых популярных туристических мест на Байкале. В пересчете на площадь водной поверхности концентрация частиц составила от 19 000 до 75 000 пластиковых частиц на 1 км² при среднем значении 42 000 частиц на 1 км², что соответствует высокой степени пластикового загрязнения. По химическому составу частицы идентифицированы как полиэтилен, полипропилен и полистирол. Предполагается, что микропластик, обнаруженный в ходе исследования, — продукт распада различных бытовых упаковочных материалов.

Ключевые слова: пресноводные экосистемы, пластиковое загрязнение, количественный анализ, микропластик, озеро Байкал.

DOI: 10.31857/S0321059621010181

Проблема загрязнения водных экосистем синтетическими полимерами впервые была обозначена в 1960-е гг. практически одновременно с началом их массового производства. За прошедшее время в океане сформировались разновеликие “мусорные пятна” — обширные скопления пластиковых отходов в циклических зонах океанских течений [13, 23, 25, 26].

В настоящее время существует несколько стабильных крупных “мусорных пятен” в океанских циклических зонах: в северной и южной частях Тихого и Атлантического океанов и в Индийском океане [13]. Фрагменты пластика обнаружены в самых удаленных зонах Мирового океана [9], в том числе в глубоководных донных пробах [17, 19].

Пластиковые поллютанты в зависимости от размеров делят на три основные категории: микропластик, мезопластик и макропластик. В большинстве работ эти категории соотносят с максимальным линейным размером <5 мм, от 5 до 20 мм и >20 мм соответственно [8, 24]. Отдельно неко-

торые исследователи выделяют категорию нанопластика (обычно в этом качестве принимаются частицы, имеющие максимальный линейный размер <100 нм) [21]. Данная классификация размерных категорий — наиболее распространенная и используется в большинстве работ, включая данную, но ее нельзя назвать общепризнанной: некоторые авторы предлагают использовать иные границы, например относят к микропластику частицы размером <1 мм [7].

Проблема загрязнения пластиком водоемов на территории России изучена недостаточно. Существует ряд исследований, направленных на изучение полимерного загрязнения внешних территориальных вод. В частности, такие работы проводились на Балтийском море [32] и в зал. Петра Великого Японского моря [1]. Что касается внутренних водоемов России, количественные оценки содержания пластика в их водах практически отсутствуют. Большой интерес для исследований представляет оз. Байкал — олиготрофный водоем, характеризующийся высоким биоразнообразием и обилием эндемичных видов, а также уникальной системой самоочищения, что делает его ценнейшим резервуаром питьевой воды [3]. В настоящее время вследствие интенсивного антропогенного воздействия в экосистеме озера происходят

¹ Работа выполнена в рамках Программы развития “Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова” до 2020 года, приоритетное направление — “Рациональное природопользование и устойчивое развитие регионов России” и при поддержке Фонда “Глобал Грин-грантс / Global Greengrants Fund” (грант No 60-184).



Рис. 1. Картограмма мест отбора проб на содержание частиц пластика в поверхностном слое воды оз. Байкал в августе 2017 г. Места отбора проб: TR1 – 1, TR2 – 2, TR3 – 3, TR7 – 4.

заметные изменения, связанные как с локальным эвтрофированием прибрежной зоны, так и с рядом других негативных процессов [4, 30].

Особый природоохранный статус оз. Байкал, регламентируемый Федеральным законом № 94-ФЗ от 01.05.1999 [6], накладывает ограничения на строительство и функционирование полигонов, пунктов переработки и утилизации твердых бытовых отходов (ТБО) вблизи его береговой линии. Это привело к отрицательным последствиям — многолетнему функционированию необорудованных полигонов ТБО либо их полному отсутствию, особенно в малых населенных пунктах. Этот факт многократно увеличивает риски попадания пластиковых отходов в озеро. Стихийный туризм также способствует накоплению пластиковых отходов в прибрежной зоне с большой вероятностью их дальнейшего попадания в воду. Учитывая значительную общую численность населения, проживающего в водосборном бассейне озера (почти 1300000 человек [4]), такую вероятность можно оценить как высокую. Можно утверждать, что прибрежная зона оз. Байкал служит местом аккумуляции пластиковых отходов.

Целью настоящей работы было изучение распределения, размерного и химического состава пластиковых частиц в поверхностном слое воды прибрежной зоны оз. Байкал в нескольких географических точках рядом с наиболее населенными или популярными туристическими местами на Байкале.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Сбор материала для исследования проводился в июле 2017 г. на трех участках юго-восточного побережья оз. Байкал (рис. 1) от пос. Танхой до пос. Новый Энхалук (пробы TR01, TR02, TR03) и на участке, расположенном в средней части оз. Байкал, в прол. Малое море вблизи о. Ольхон (TR07), посредством одновременной буксировки в поверхностном слое воды (0–100 см) трех одинаковых конусообразных сетей за судном. Суммарная длина путей траления составила 17.78 км, площадь — 0.01068 км². Все трансекты располагались на удалении до 2 км от береговой линии. Объем воды, профильтрованной сетями, оценивается в 1676 м³ (табл. 1).

Сети изготовлены с использованием сетки из нержавеющей стали с размером ячеек 300 мкм. Каждая сеть общей длиной 60 см имела форму конуса с устьем диаметром 20 см и стакан-коллектор для сбора сконцентрированных проб. Буксировка сетей за судном проводилась со скоростью 2–3 узла. Координаты начальной и конечной точек буксировки фиксировались с помощью GPS-трекера.

При подготовке и анализе проб воды использовалась модифицированная стандартная методика, рекомендованная Национальным управлением океанических и атмосферных исследований США (NOAA) [24]. Пробоподготовка заключалась в мокрой минерализации собранных проб и включала в себя неспецифическое окисление исходной смеси в 30%-м растворе перекиси водорода и дальнейшую плотностную сепарацию в насыщенном растворе хлорида натрия. Для последующего анализа продукты сепарации переносили на полиамидные фильтры.

Анализ проб проводился в пылезащищенном боксе, в процессе работы использовалась защитная хлопчатобумажная одежда, максимально исключалось использование оборудования и расходных материалов, содержащих пластик. Анализируемые полиамидные фильтры хранились в стеклянных чашках Петри. Контроль загрязнения артефактным микропластиком в процессе аналитической работы осуществлялся методом параллельного анализа “пустых” фильтров.

Идентификация и подсчет частиц микропластика проводились под бинокулярным микроскопом с рабочим увеличением $\times 10$ – $\times 50$. Помимо визуальных признаков, частицы тестировались на пластичное плавление “тестом горячей иглы”. Весь размерный диапазон был условно разделен на размерные группы с интервалом 0.2 мм. Группы обозначались по минимальному размеру, далее в тексте под размером частиц имеется в виду размерный диапазон. Каждая идентифицированная частица заносилась в базу данных, фотографировалась, фиксировались ее форма,

Таблица 1. Координаты мест отбора и характеристики траловых проб на содержание частиц пластика в поверхностном слое воды оз. Байкал в августе 2017 г.

Проба	Координаты отбора пробы		Характеристики пробы		
	начало траления	окончание траления	длина пути траления, км	объем профильтрованной воды, м ³	площадь траления, км ²
TR01	51°34'44.26" с.ш. 105°12'8.28" в.д.	51°35'23" с.ш. 105°15'15.81" в.д.	3.80	358	0.00228
TR02	51°43'13.48" с.ш. 105°50'45.82" в.д.	51°44'05.24" с.ш. 105°55'06.25" в.д.	5.24	494	0.003144
TR03	52°28'15.79" с.ш. 106°52'58.33" в.д.	52°29'47.11" с.ш. 106°56'48.67" в.д.	5.01	472	0.003006
TR07	53°11'27.00" с.ш. 107°17'10.00" в.д.	53°10'57.00" с.ш. 107°13'55.00" в.д.	3.73	352	0.002238
Суммарно	—	—	17.78	1676	0.010668

размеры и цвет. В зависимости от соотношения линейных размеров частицы ее относили к фрагментам, пленкам или волокнам [18].

Концентрация частиц пластика определялась как количество и масса обнаруженных частиц на единицу площади водной поверхности и объем профильтрованной сетью воды. Площадь водной поверхности вычислялась как произведение длины пути траления и ширины сети, объем — как произведение длины пути траления и площади устья сети. Для каждой станции вычислялось соотношение суммарного количества или массы обнаруженных частиц и суммарной площади тралений или объема профильтрованной воды. Среднее вычисляли как отношение суммарного количества или массы всех обнаруженных частиц к суммарной площади или объему профильтрованной воды.

Масса частиц пластика оценивалась как произведение графически вычисленного объема частицы и средней плотности условного полимера. Последнюю принимали равной 0.90 г/см³ в соответствии со средней плотностью преобладающих в поверхностном слое типов полимеров (полиэтилен — 0.91–0.94, полипропилен — 0.83–0.85 г/см³). Индивидуальный объем частиц рассчитывался методом анализа микрофотографий в графической программе Kompas, v14.0. Ошибка данного метода, вычисленная на контрольных частицах, — в интервале 5–39% (в среднем 24%) в зависимости от формы и материала частиц. На взгляд авторов статьи, подобная погрешность приемлема с учетом того, что прямое взвешивание микрочастиц также дает значительные аналитические ошибки вследствие невозможности отделения частиц микропластика от органической поверхностной пленки, что приводит к су-

щественному завышению полученных значений [26]. Кроме того, в ходе манипуляций при прямом взвешивании неизбежны потери численно преобладающих в выборках частиц размером <1–2 мм, особенно микроволокон, что приводит к занижению оценок их массовой доли относительно других размерных фракций.

Чувствительность метода оценивалась с помощью внесения в пробы контрольных частиц, имеющих в составе флуоресцентные красители [32]. Чувствительность определялась как отношение количества определенных фрагментов к общему количеству фрагментов, помещенных в пробу изначально.

Состав частиц определялся методом ИК-спектроскопии. В качестве образцов отобрано десять частиц пластика, имеющих размер $\geq 2 \times 2$ мм. Инфракрасные спектры регистрировались на спектрометре “Perkin Elmer Spectrum One”, оснащенном приставкой “Universal ATR Accessory” для измерений в режиме нарушенного полного внутреннего отражения. Химический состав проанализированных образцов устанавливали методом сравнения полученных спектральных сигналов с эталонными по данным [5, 29].

РЕЗУЛЬТАТЫ

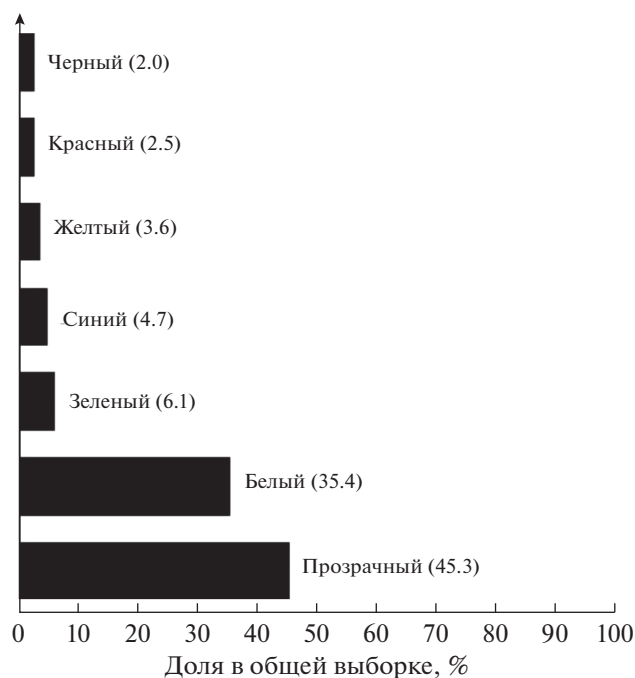
Проведен анализ четырех траловых проб. В пробах обнаружено 446 частиц пластика. Определены размеры и оценена масса 440 частиц — суммарно она составила 71.07 мг (табл. 2). По размерным характеристикам 91.6% частиц отнесены к микропластику, 7.5% — к мезопластику, 0.9% — к макропластику. Диапазон размеров большинства частиц — 0.2–32.8 мм, масса — 0.00004–20.8 мг. Шесть частиц, не вошедших в список анализируемых, классифицированы как волокна

Таблица 2. Показатели загрязнения траловых проб пластиковыми частицами и пересчет в концентрации и суммарные массы на единицу площади поверхностных вод

Проба	Количество частиц в пробе, шт.	Типовые формы частиц, экз/км ²			Суммарная масса частиц, мг	Количество, экз/км ²	Общая масса, г/км ²
		фрагменты	пленки	волокна			
TR01	34	2632	3070	9211	0.89	14912	0.39
TR02	237	20038	49936	5407	21.06	75382	0.48
TR03	58	4657	4990	9647	2.63	19295	0.87
TR07	117	9830	38874	3575	46.49	52279	20.77
Суммарно	446	37157	96870	27840	71.07	41807	6.66

с размерами <3 мм. Их исключение существенно не повлияло на результаты анализа.

Частицы пластика обнаружены во всех траловых пробах, однако уловистость одновременно используемых сетей была разной. Так, стандартная ошибка для пробы TR01 составила 7.6% от среднего значения, для TR02 — 1.7, для TR03 — 9.9, для TR07 — 5.5%. На единицу площади среднее количество частиц пластика на четырех станциях менялось от 14912 до 75382 частиц/км² при средней величине 41807 частиц/км² (табл. 2). Суммарное массовое содержание частиц менялось от 0.39 до 20.77 г/км² при среднем значении 6.66 г/км². Средние концентрации и массы для всех четырех станций составили 0.27 частиц/м³ и 42.41 мкг/м³ соответственно.

**Рис. 2.** Распределение частиц пластика в общей выборке по цветности.

В полученной выборке преобладали прозрачные и белые частицы (рис. 2). Их относительное количество составило 45.3 и 35.4% соответственно. Это соответствует соотношению, известному из [18]. Третью по встречаемости цветовую группу составляли зеленые частицы (6.1%). Преимущественно они были представлены толстыми полипропиленовыми волокнами. Вероятно, их источником были брошенные рыболовные сети, которые составляют значительную долю пластикового загрязнения берега.

Весь обнаруженный микро-, мезо- и макропластик классифицирован как вторичный, возникший при разрушении более крупных фракций, за исключением одного фрагмента, который, предположительно, относился к микросферам. Практически все частицы вторичного пластика имели следы разрушения: царапины, трещины, неровные края. Некоторые частицы были хрупкими и в процессе анализа разрушались на более мелкие фрагменты.

Количество частиц, которые можно охарактеризовать как вспененный материал, ≤10 (2% общего числа). Из-за их плотной текстуры и малых размеров (<1 мм) не всегда возможно достоверно подтвердить их принадлежность к определенной фракции. Все они отнесены к категории фрагментов.

По форме в общей выборке частиц преобладали пленки (59.6%). Они также преобладали в пробах TR02 (66.2%) и TR07 (74.4%) (рис. 3), в которых обнаружено наибольшее содержание частиц пластика (табл. 2). В пробах TR01 и TR03 с относительно малым количеством частиц пластика преобладали волокна. Их доля составила 62 и 50% соответственно (рис. 3, табл. 2).

По размерным категориям частицы пластика распределены неравномерно. Большинство частиц имело размеры от 0.2 до 3.2 мм (83.4%) с явным преобладанием размеров 0.4–1.6 мм (55.7%) (рис. 4). В процессе исследований в пробах обнаружены частицы размером вплоть до 32.8 мм. Доля таких частиц (5–32.8 мм), относимых к мезо- и макропластику, составила 8.4% в общей выборке.

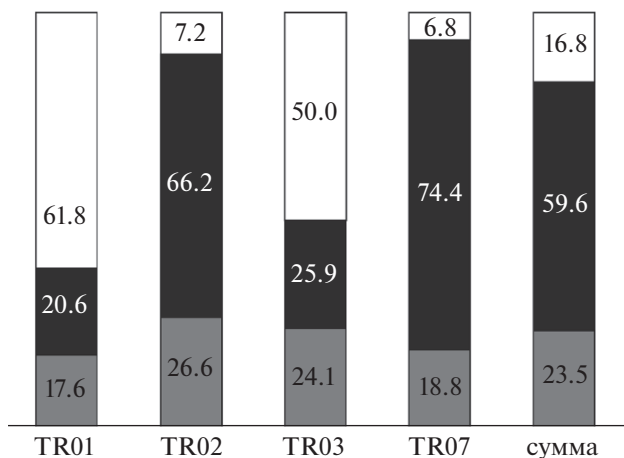


Рис. 3. Содержание, %, основных форм частиц пластика в отдельных траловых пробах и в общей выборке. Цветовые обозначения: черный — пленки, серый — фрагменты, белый — волокна.

На рис. 4 верхняя граница диапазона размеров частиц — 9.0 мм, поскольку частицы большего размера встречены в пробах в единичных экземплярах и их присутствие не влияет на общую картину, однако это необходимо отметить. Во всех пробах обнаружено 10 таких частиц с размерами 11, 13, 15, 17, 20, 27, 28 и 33 мм. С другой стороны, малое количество в пробах частиц размером <0.3 мм, скорее всего, связано с размером ячеек сетного конуса используемых сетей — 0.3 мм, а также с методом их учета. Трудность обнаруже-

ния таких частиц увеличивается обратно пропорционально их линейному размеру.

Распределение частиц по массе вполне закономерно сдвинуто в сторону фракций большего размера, их доля в общей массе обнаруженного пластика преобладает. На рис. 5 отображены массовые доли наиболее часто встречаемых размеров частиц в диапазоне до 9.0 мм. Необходимо отметить, что крупные и единично встреченные частицы >9 мм, о которых шла речь ранее, в данном случае вносят 50% массы в общую выборку. Более того, это значение может быть недооценено с большой вероятностью вследствие малого количества обнаруженных крупных частиц.

Массовая доля микропластика в общей выборке составляет 42.4, мезопластика — 12.4, макропластика — 45.2%. В пробе TR07 преобладали более крупные частицы. Массовая доля микропластика в ней составляла только 20.6%, а 66.5% (30.94 мг) общей массы пластика составляла масса двух частиц крупной пленки, относящихся к мезо- и макропластику (1.7% общего числа частиц в пробе). Этот факт может быть следствием как близости источников загрязнения, так и меньшей интенсивности разрушения пластика в акватории Малого моря из-за относительно низкой волновой активности по сравнению с открытой частью Байкала.

В выборке из десяти частиц, для которых проводилось определение химического состава, полиэтилен составлял 50, полипропилен — 40, полистирол — 10%.

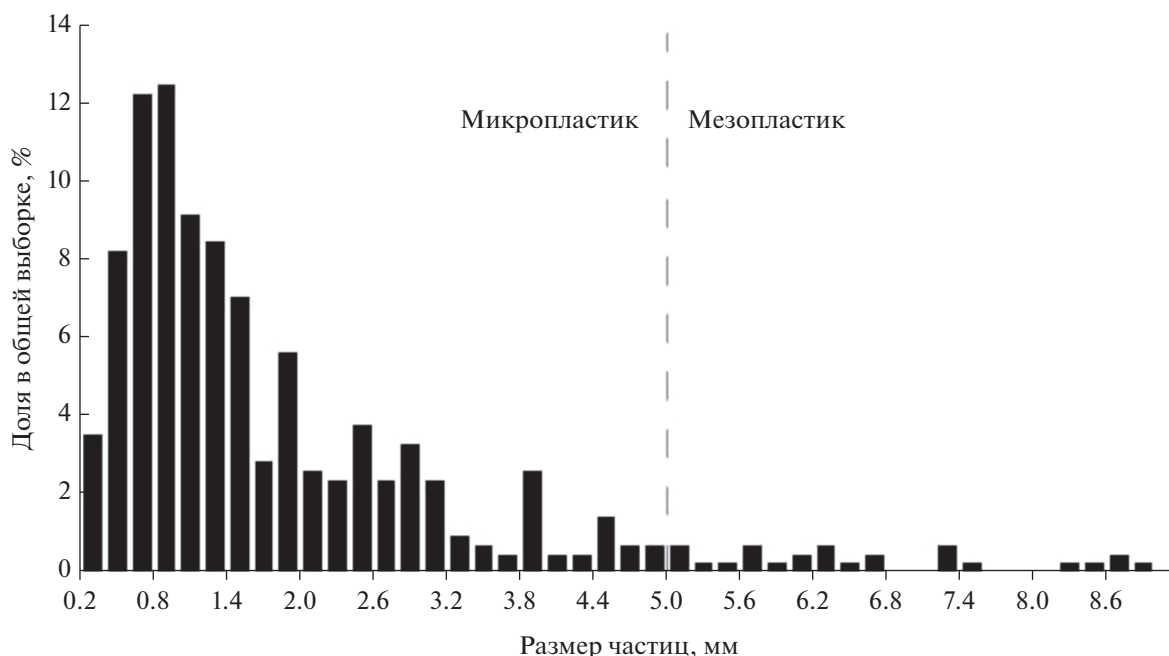


Рис. 4. Процентное распределение частиц пластика в размерном диапазоне общей выборки проб.

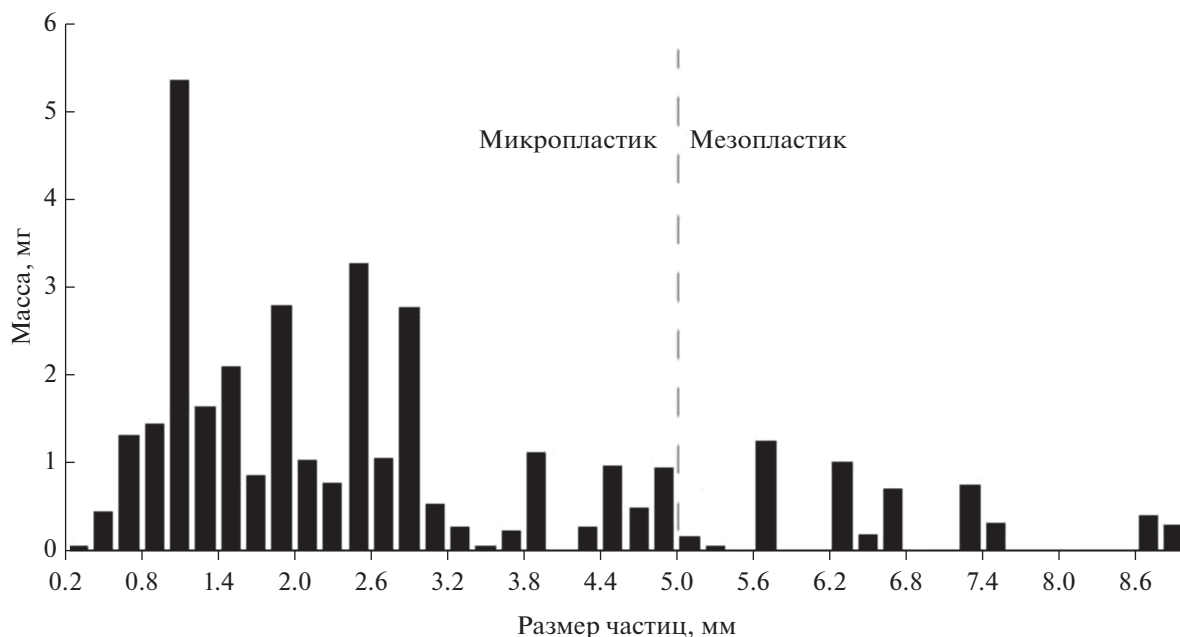


Рис. 5. Суммарные массы частиц пластика разных размеров в диапазоне общей выборки проб.

Чувствительность метода обнаружения, использованного в процессе анализа, оценена как достаточно высокая — $96 \pm 4\%$. Загрязнение составило не более одной частицы на пробу, что соответствует 0.9% количества всех обнаруженных частиц. Все артефактные частицы по форме относились к волокнам.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Обследованные в работе районы Байкала различаются по расположению относительно возможных источников загрязнения пластиком. Участок рядом с пос. Танхой, вероятно, в наименьшей степени антропогенно нагружен из всех четырех обследованных. Поселок находится на заметном удалении от крупных городов, расположен непосредственно рядом с Байкальским заповедником, и его население составляет всего ~1 тыс. чел. В пос. Новый Энхалук численность населения еще ниже (~200 чел.). Однако этот поселок — популярное туристическое место, он расположен в 25 км от устья р. Селенги, которая признано основным источником поступления различных видов загрязнений в оз. Байкал [2]. Бабушкин — достаточно крупный город в прибрежной зоне Байкала (население — 4500 чел.). В последние годы испытывают значительный приток туристов пос. Хужир и прол. Малое Море — одни из наиболее популярных туристических мест на Байкале с активным судоходством и ежегодной посещаемостью почти 600 тыс. чел. На о. Ольхон расположены автомобильные кемпинги, в которых нет налаженного обращения с

ТБО. Как следствие, они могут быть еще одним источником пластикового загрязнения водоема.

Полученные концентрации пластиковых частиц в воде обследованных районов в целом соответствуют общей картине распределения антропогенной нагрузки в этих районах. Самое малое количество пластиковых частиц обнаружено в пробе TR01 (пос. Танхой, максимальное — в пробе TR02 (г. Бабушкин). Максимальная суммарная масса частиц (46.5 мг) отмечена в пробе TR07 из прол. Малое море, минимальная — в пробе TR01 из акватории рядом с пос. Танхой (табл. 2).

Необходимо отметить, что в пробах, отобранных в районах у Байкала с высокой вероятностью загрязнения (г. Бабушкин, о. Ольхон), преобладают широкоформатные типы пластика (пленки, фрагменты), а в пробах, отобранных на удалении от вероятных крупных источников загрязнения, — волокна. Пленки распределены по акватории неоднородно. Количество пленок наиболее сильно варьирует в местах отбора проб; волокна же характеризуются более равномерным распределением (рис. 3).

Преобладания пленок в выборке не отмечено. В большинстве научных публикаций наиболее распространенным типом пластикового загрязнения поверхностных вод признано загрязнение фрагментами частиц [12, 18, 26]. Обнаруженные в байкальских пробах пленки представлены главным образом прозрачными или белыми (обесцвеченными) обрывками, предположительно, возникающими при механическом разрушении полиэтиленовой и полипропиленовой упаковки,

Таблица 3. Сравнительное содержание пластика в поверхностных водах оз. Байкал и других пресноводных водоемов (прочерк — отсутствие данных)

Водоем	Концентрация частиц, экз/км ²			Суммарная масса частиц, г/км ²			Количество тралений
	минимум	среднее	максимум	минимум	среднее	максимум	
оз. Байкал	14912	41807	75382	0.39	6.66	20.77	12
Великие озера (Гурон, Супериор, Эри) [14]	0	43000	466305	—	—	—	21
оз. Хубсугул, Монголия [16]	997	20264	44435	—	—	—	9

массово отмеченной вдоль береговой линии озера.

Сравнение данных о содержании пластиковых частиц в разных водоемах, полученных различными группами исследователей, зачастую затруднено из-за отсутствия унифицированных методик [18]. Тем не менее данные [12, 14, 16, 25] позволяют привести некоторое сравнение. Так, среднее количество частиц на единицу поверхности, полученное для Байкала (41807 частиц/км²) — достаточно высокое даже по сравнению с водоемами, имеющими большую степень антропогенной нагрузки (табл. 3). Для Великих озер (Гурон, Супериор и Эри) в [14] приведено практически идентичное содержание пластика в поверхностных водах. При этом в прибрежной зоне у этих озер проживает почти 16 млн чел., что в ~10 раз превышает население всей территории водосборного бассейна оз. Байкал. В монгольском оз. Хубсугул, расположенном в 200 км к ЮЗ от Байкала, обнаружено загрязнение микропластиком, которое в два раза ниже полученных авторами статьи оценок. Тем не менее этот показатель интерпретирован как очень высокий [16].

Необходимо учитывать, что уловистость планктонных сетей, которые применялись в настоящем исследовании, может быть иной (из-за круглого входного отверстия и буксировки в поверхностном слое воды), чем у сетей с прямоугольным устьем, например конструктивного типа “манта”, которые применяются другими исследователями.

Сравнение обследованных участков оз. Байкал по загрязнению пластиком с различными зонами Мирового Океана показывает сходный порядок величин. В исследовании Атлантического, Тихого и Индийского океанов описано содержание пластика в поверхностных водах в диапазоне 1000–100000 частиц/км² [13]. Полученная авторами настоящей статьи максимальная концентрация пластика в поверхностных водах для Байкала (75000 частиц/км²) близка к верхней границе диапазона, описанного для Мирового Океана в [13]. Величины содержания пластика в поверхностных водах оз. Байкал, по оценке авторов статьи, имеют тот же порядок, что и осредненные величины

для субтропических зон аккумуляции пластиковых отходов (“мусорных пятен”) [12]. Однако они в 20 раз выше оценок, полученных для тропических и умеренных широт теми же исследователями, и только в 8 раз ниже оценок, полученных для зоны северного тихоокеанского мусорного пятна [25].

Надо отметить, что полученные авторами данной работы оценки количественного распределения масс выделенных размерных групп (табл. 4) близки к полученным в [13]. Наибольшее расхождение наблюдается для наиболее крупной размерной группы (>4.75 мм). Этот факт может свидетельствовать о том, что количественное содержание микропластика — наиболее информативный показатель при оценке пластикового загрязнения поверхностных вод, особенно при небольшом количестве проведенных тралений. Оценка содержания макропластика прямо пропорционально и в большей степени зависит от величины выборки по сравнению с микрофракциями. Сходство результатов может свидетельствовать о подобии процессов формирования и распределения пластиковых частиц в Байкале и в Мировом океане, включая самые их разные стадии — биodeградацию и аккумуляцию на берегу [22].

Результаты анализа состава произвольно выбранных частиц пластика оказались вполне закономерны. Полиэтилен, полипропилен и полистирол относятся к наиболее массовым полимерным материалам. Они и обнаруживаются наиболее часто в поверхностных слоях воды. Другие широко распространенные полимеры — полиэтилен-рефталат и поливинилхлорид — не обнаружены при анализе. Их плотность превышает плотность воды, поэтому их скорее можно обнаружить в донных отложениях [7]. Определить химический состав волокон используемыми методами было невозможно по причине их малых размеров. Поэтому их химический состав, предположительно отличающийся от состава пленок и фрагментов, остался не определенным. Известно, что волокна могут состоять из полиамидов, полиэфиров или полимеров на основе акриловой и метакриловой кислот [11].

Таблица 4. Соотношение количественных и массовых долей размерных групп пластиковых частиц в поверхностных водах пресноводных водоемов и Мирового Океана (прочерк — отсутствие данных)

Водоем, зона	Соотношение количественных долей размерных групп частиц пластика, %			Соотношение массовых долей размерных групп, %			Количество тралений
	0.33–1.00 мм	1.01–4.75 мм	>4.75 мм	0.33–1.00 мм	1.01–4.75 мм	>4.75 мм	
оз. Байкал	34.3	56.2	9.4	4.6	36.1	59.3	12
оз. Хубсугул, Монголия [16]	41.0	40.0	19.0	—	—	—	9
Северное Тихоокеанское мусорное пятно [25]	52.5	40.1	7.4	—	—	—	11
Суммарно — Атлантический, Тихий, Индийский океаны [13]	34.9	57.5	7.6	2.6	10.6	86.8	680

Наличие токсического эффекта от существующего пластикового загрязнения оз. Байкал представляется маловероятным. Токсические эффекты микро- и нанопластика в лабораторных условиях фиксировались при концентрациях пластика ≥ 0.5 мг/л [10, 20, 28, 31]. В то же время среднее содержание пластика, обнаруженное авторами настоящей статьи в поверхностном слое воды, составило всего 42.4 нг/л для всего размерного диапазона пластиковых частиц и только 17.9 нг/л — для микропластика. Таким образом, концентрации, при которых токсические эффекты наблюдались другими исследователями, превышали наблюдавшиеся авторами статьи на четыре порядка. Полученные данные могут быть занижены из-за метрологических характеристик и ограничений в уловистости сетей и из-за отсутствия оценки содержания частиц микропластика с размерами < 0.3 мм. Их количество может превышать суммарное содержание более крупных фракций, при этом с уменьшением размеров частиц пластика они получают более широкие возможности для взаимодействия с живыми организмами [21]. Также нельзя исключать возможность накопления малых частиц в тканях организмов-фильтраторов, в том числе эндемичных байкальских губок рода *Lubomirskiidae*, а также передачи токсичных соединений по трофической цепи и их накопления на ее верхних уровнях [15, 27].

Данная работа — первая оценка степени пластикового загрязнения оз. Байкал. Полученные данные относятся к участкам акватории озера с наибольшей антропогенной нагрузкой. В акватории Байкала рядом с малонаселенными северными прибрежными районами, а также на большом удалении от берега содержание пластика в поверхностных водах может заметно различаться. Кроме того, возможные последствия этого загрязнения требуют отдельной тщательной оценки.

ВЫВОДЫ

Среднее содержание пластиковых частиц в поверхностном слое воды у юго-восточного и западного побережья оз. Байкал в количественном эквиваленте соответствует высокому уровню пластикового загрязнения и сопоставимо с их содержанием в циклических зонах океанских течений.

Полученные данные следует интерпретировать как имеющие локальный характер и отнести к наиболее антропогенно нагруженным зонам водоема. Уровень пластикового загрязнения поверхностных вод в северной части озера у малонаселенных территорий, в зонах, относящихся к особо охраняемым природным территориям, может значительно отличаться от установленного в данной работе. Для получения общих оценок загрязнения оз. Байкал необходимы дальнейшие исследования, включающие в себя выполнение тралений на продольном и поперечных разрезах по всей акватории озера.

Среди обнаруженных частиц преобладают прозрачные или обесцвеченные пленки — предположительно, фрагменты разрушенной пищевой упаковки, в массе отмеченной вдоль береговой линии озера.

В составе выделенного микропластика преобладают полиэтилен, полипропилен и полистирол как наиболее распространенные полимеры, имеющие положительную плавучесть.

Количественное соотношение размерных групп пластиковых частиц, полученное для исследованной акватории, очень сходно с соотношениями, определенными для загрязненных пластиком зон Мирового Океана. Подобное совпадение может указывать на сходные механизмы появления и разрушения пластика в обследованных зонах Байкала и Мирового Океана.

Вероятно, концентрации частиц микропластика и мезопластика — наиболее информативны

для оценки пластикового загрязнения, особенно при малой выборке.

Концентрации пластика в обследованных зонах оз. Байкал на четыре порядка ниже концентраций, при которых проявлялись токсические эффекты микропластика в лабораторных условиях. Следует учесть, что полученные данные по содержанию в воде микропластика размером <0.2 мм объективно занижены в силу метрологических характеристик сетей.

Авторы выражают признательность сотрудникам АНО «Байкальский интерактивный экологический центр» (г. Иркутск) и лично М.П. Рихвановой за помощь в проведении данной работы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Блиновская Я.Ю., Якименко А.Л. Анализ загрязнения залива Петра Великого (Японского моря) микропластиком // Успехи современного естествознания. 2018. № 1. С. 68–73.
2. Вотинцев К.К. Химический баланс оз. Байкал и некоторые аспекты прогнозирования его возможных изменений // География и природ. ресурсы. 1982. № 3. С. 50–55.
3. Грачев М.А. О современном состоянии экологической системы озера Байкал. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 153 с.
4. Зилов Е.А. Современное состояние антропогенного воздействия на озеро Байкал // Журн. сибирского федерального ун-та. 2013. № 6. С. 388–404.
5. Инфракрасная спектроскопия полимеров / Под ред. И. Деханта. М.: Химия, 1976. 472 с.
6. Федеральный закон от 01.05.1999 N 94-ФЗ «Об охране озера Байкал».
7. Andrady A.A. Persistence of plastic litter in the oceans // Marine Anthropogenic Litter / Eds M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages. Bremerhaven: Springer, 2015. P. 57–72.
8. Arthur C., Baker J., Bamford H. In Proc. Int. Res. Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris // NOAA Technical Memorandum NOS-OR & R-30. NOAA Silver Spring. 2008. P. 530.
<https://pdfs.semanticscholar.org/e80d/0f228133223e7-d0c76266d3510d69bfdd755.pdf>
9. Barnes D.K.A., Galgani F., Thompson R.C., Barlaz M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments // Philos. Trans. R. Soc. 2009. V. 364. P. 1985–1998.
10. Browne M.A., Niven S.J., Galloway T.S., Rowland S.J., Thompson R.C. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity // Current Biol. 2013. V. 23. P. 2388–2392.
11. Browne M.A. Sources and pathways of microplastics to habitats // Marine Anthropogenic Litter / Eds M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages. Bremerhaven: Springer, 2015. P. 229–244.
12. Cózar A., Martí E., Duarte C.M., García-de-Lomas J., van Sebille E., Ballatore T.J., Eguíluz V.M., González-Gordillo I.J., Pedrotti M.L., Echevarría F., Troublé R., Irigoien X. The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation // Sci. Adv. 2017. V. 3. P. 1–8.
13. Eriksen M., Lebreton L.C.M., Carson H.S., Thiel M., Moore C.J., Borerro J.S., Galgani F., Ryan P.G., Reisser J. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250000 Tons Afloat at Sea // PLoS ONE. 2014. V. 9 (12). P. 1–15.
14. Eriksen M., Mason S., Wilson S., Box C., Zellers A., Edwards W., Farley H., Amato S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes // Mar. Pollut. Bull. 2013. V. 77 (1, 2). P. 177–182.
15. Farrell P., Nelson K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.) // Env. Pollut. 2013. V. 177. P. 1–3.
16. Free C.M., Jensen O.P., Mason S.A., Eriksen M., Williamson N.J., Boldgiv B. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake // Mar. Pollut. Bull. 2014. V. 85 (1). P. 156–63.
17. Galgani F., Leaute J. P., Moguedet P., Souplet A., Verin Y., Carpentier A. et al. Litter on the sea floor along European coasts // Mar. Pollut. Bull. 2000. V. 40. P. 516–527.
18. Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C., Thiel M. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification // Environ. Sci. Technol. 2012. V. 46. P. 3060–3075.
19. Holmström A. Plastic films on the bottom of the Skagerrak // Nature. 1975. V. 255. P. 622–623.
20. Jeong C.-B., Kang H.M., Lee Y.H., Kim M.-S., Lee J.-S., Seo J.S., Wang M., Lee J.-S. Nanoplastic Ingestion Enhances Toxicity of Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Monogonont Rotifer *Brachionus koreanus* via Multixenobiotic Resistance (MXR) Disruption // Env. Sci. and Tech. 2018. V. 52. P. 11411–11418.
21. Koelmans A.A., Besseling E., Shim W.J. Nanoplastics in the Aquatic Environment. Critical Review // Marine Anthropogenic Litter / Eds M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages. Bremerhaven: Springer, 2015. P. 325–340.
22. Lebreton L., Egger M., Slat B. A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean // Sci. Rep. 2019. V. 9. 12922. [Электронный ресурс]. https://elibrary.ru/title_about.asp?id=33781
23. Lusher A. Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects // Marine Anthropogenic Litter / Eds M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages. Bremerhaven: Springer, 2015. P. 245–308.
24. Masura J., Baker J., Foster G., Arthur C. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in watersand sediments // NOAA Tech. Memorandum NOS-OR&R-48. 2015. 31 p.
25. Moore C.J., Moore S.L., Leecaster M.K., Weisberg S.B. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre // Mar. Pollut. Bull. 2001. V. 42. P. 1297–1300.
26. Morét-Ferguson S., Lavender Law K., Proskurowski G., Murphy E.K., Peacock E.E., Reddy C.M. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean // Mar. Pollut. Bull. 2010. V. 60. P. 1873–1878.

27. *Rochman C.M.* The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment // *Marine Anthropogenic Litter* / Eds *M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages*. Bremerhaven: Springer, 2015. P. 117–140.
28. *Sjollema S.B., Redondo-Hasselerharm P., Leslie H.A., Kraak M.H., Vethaak A.D.* Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? // *Aquat. Toxicol.* 2016. V. 170. P. 259–261.
29. *Socrates G.* Infrared and Raman Characteristic Group Frequencies. Tables and Charts. Chichester: John Wiley and Sons, 2001. 347 p.
30. *Timoshkin O.A., Samsonov D.P., Yamamuro 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. of Great Lakes Res.* 2016. V. 42. P. 487–497.
31. *Zhang C., Chen X., Wang J., Tan L.* Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: Interactions between microplastic and algae // *Env. Pollut.* 2017. V. 220. P. 1282–1288.
32. *Zobkov M.B., Esiukova E.E.* Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results // *Mar. Pollut. Bull.* 2017. V. 114. P. 724–732.

ДИНАМИКА МОРФОФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ГРУПП ФИТОПЛАНКТОНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ЕГО ВОД ПО ИНДЕКСУ СООБЩЕСТВ¹

© 2021 г. Л. Г. Корнева^а, *, В. В. Соловьева^а

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

*e-mail: korneva@ibiw.ru

Поступила в редакцию 14.08.2019 г.

После доработки 17.03.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

На основе результатов исследования фитопланктона разных плесов Рыбинского водохранилища в 2000–2005 гг. проведен анализ изменения соотношения видов, представляющих различные морфофункциональные группы, выделенные по физиологическим, морфологическим и экологическим показателям [29]. Дана оценка качества вод по индексу сообществ Q , разработанного с учетом пропорций этих групп, и проведено сопоставление результатов этой оценки с полученной по значениям индекса сапробности Пантле–Букк и биомассы фитопланктона.

Ключевые слова: фитопланктон, функциональные группы, индекс сообществ, биомасса, сапробность, Рыбинское водохранилище, качество воды.

DOI: 10.31857/S032105962101020X

В современную эпоху, когда из-за увеличения населения, урбанизации, индустриализации и химизации сельского хозяйства наблюдается резкое ухудшение качества пресных вод, необходим регулярный мониторинг качества водных ресурсов, необходимый для сохранения их удовлетворительного состояния и рационального использования. Для этого наряду с физико-химическими показателями широко используют биологические. Фитопланктон как первичный продуцент органического вещества и источник кислорода в воде — ключевой индикатор состояния водной среды. До сих пор оценка качества вод Рыбинского водохранилища (Верхняя Волга) проводилась с помощью индекса сапробности Пантле–Букк в модификации Сладечека [1, 5, 9, 16] и по значениям биомассы фитопланктона [5, 7]. Однако эти показатели позволяют оценить только степень органического загрязнения вод и их уровень трофии. Для реализации Европейской Водной рамочной директивы с целью сохранения и восстановления водных экосистем предложено оценивать экологический статус водоемов по структурным показателям фитопланктона [20]. Для этого с учетом экологических предпочтений отдельных ви-

дов планктонных водорослей в Норвегии, Австрии и Словении используют индекс BI (Brettum Index), в Германии — PTSI (Phytoplankton Taxa Seen Index), а в Швеции и Италии — TPI (Trofiskt planktonindex) [24]. К наиболее простым и удобным показателям экологического состояния водоемов можно отнести “венгерский” индекс сообществ (Q) [25], расчет которого основан на изменении соотношения функциональных групп фитопланктона, различающихся по физиологическим, морфологическим и экологическим признакам [23, 29]. В разработанной классификации этих групп каждая имеет буквенно-цифровой код. Помимо определенной совокупности видов водорослей, код включает в себя характеристики среды обитания, формирующей этот комплекс. Авторы классификации исходили из того, что сообщество в целом может быть более показательным параметром состояния вод, чем отдельные индикаторные виды. Данная система создавалась в ходе исследований, проводимых на озерах в Англии, и была успешно применена и для рек [19, 27]. Использование индекса Q рекомендовано для разных регионов мира. Его преимущество состоит в том, что он не предназначен для оценки последствий какой-либо одной формы антропогенного воздействия [25]. К настоящему времени число выделенных функциональных групп водо-

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания № АААА-А18-118012690096-1 и при частичной поддержке РФФИ (проект № 18-04-01069).

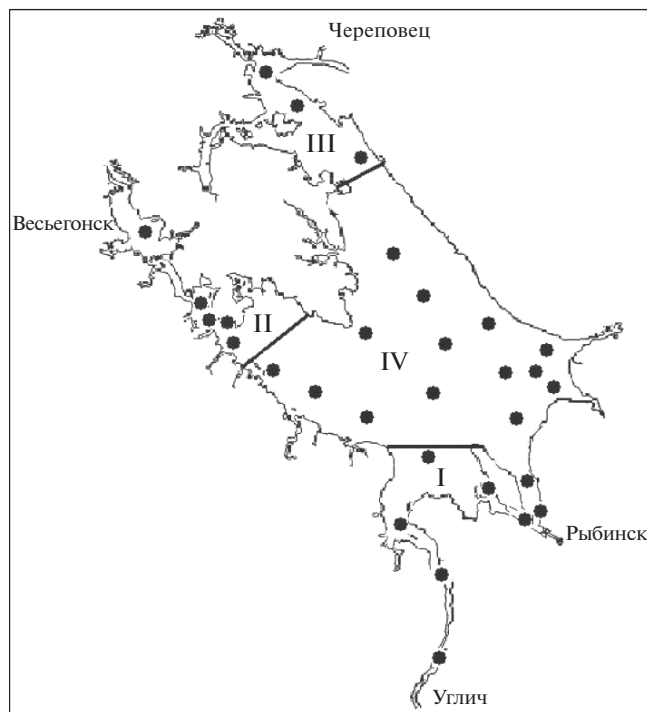


Рис. 1. Картограмма территории расположения станций в Волжском (I), Моложском (II), Шекснинском (III) и Главном (IV) плесах Рыбинского водохранилища в 2000–2005 гг.

рослей приближается к 40, они различаются по количеству входящих в них таксонов [26].

Цель настоящего исследования — проследить динамику морфофункциональных групп фитопланктона различных плесов Рыбинского водохранилища, дать оценку качества вод Рыбинского водохранилища с помощью Q и сравнить ее результаты с полученными по значениям индекса сапробности и биомассы фитопланктона.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для этой цели проведен анализ таксономического состава и биомассы фитопланктона в 203-х пробах, собранных на 30-ти станциях (рис. 1), расположенных в различных плесах Рыбинского водохранилища с мая по октябрь 2000–2005 гг. В водохранилище (площадь 4550 км², средняя глубина 5.6 м, коэффициент условного водообмена 1.9) условно выделяют центральное озеровидное расширение и участки, расположенные по бывшим руслам рек Волги, Мологи и Шексны. Воды различных плесов различаются по гидрологическим и физико-химическим показателям [17, 18].

Отбор проб проводили пластмассовым метровым батометром системы Элгморка объемом 4 л последовательно с каждого метрового горизонта

от поверхности до дна, смешивая затем в одну интегральную. Пробы воды концентрировали путем прямой фильтрации поочередно через мембранные фильтры с диаметром пор 5 и 1.2 мкм под давлением не более 20.3–30.4 кПа. Консервацию живого фитопланктона проводили раствором Люголя с добавлением формалина и ледяной уксусной кислоты. Численность водорослей оценивали в камере “Учинская-2” объемом 0.02 мл при 450-кратном увеличении, биомассу определяли обычным счетно-объемным методом [11]. Виды, составлявшие ≥10% общей биомассы фитопланктона, относили к доминирующим. Оценку качества воды проводили с помощью индекса сообществ Q :

$$Q = \sum PiF,$$

где P_i — доля биомассы i -й функциональной группы в общей биомассе фитопланктона; F — коэффициент (фактор F), установленный для i -й функциональной группы для определенного типа водоема по [25].

Поскольку доминирующие виды в 81% случаев в сумме составляли >85% общей биомассы, авторы посчитали возможным использовать для расчета индекса Q соотношение биомассы только ведущих, входящих в состав отдельных функциональных видов групп фитопланктона в соответствии с [25, 26, 29]. Правомочность такого подхода подтверждалась и высоким значением коэффициента корреляции (0.9) между индексами, рассчитанными по биомассе доминирующих видов и совокупности всех видов в пробе. Расчет Q проводили для каждой пробы с последующим осреднением по плесам и водохранилища в целом. Соответствие видов кодам различных функциональных групп проводили согласно предложенным классификациям [25, 26, 29]. Диапазон значений коэффициентов F (номера фактора) для выявленных функциональных ассоциаций водорослей в планктоне Рыбинского водохранилища заимствовали из типологии, разработанной для европейских озер 2-го типа — щелочных, где преобладают гидрокарбонатные ионы, с площадью акватории >100 км² [25]. Величина фактора F в таких водоемах варьирует от 0 до 5. Его наибольшее значение (5) присваивают комплексам видов, обитающих в стабильных природных условиях, неизменных при внешнем воздействии, а самое низкое (0) — тем, что обитают в сильно нарушенных экосистемах. При плохом качестве поверхностных вод Q приобретает наименьшие значения — 0–1, при удовлетворительном — 1–2, при умеренном — 2–3, при хорошем — 3–4 и при высоком — 4–5 [25].

Оценку сходства состава доминирующих видов проводили с помощью индекса Сёренсена [12]. Сапробность оценивали с помощью индекса Пантле–Букк в модификации Сладечека [32]. При этом индикаторную значимость видов опре-

деляли по спискам [37]. Оценку качества воды проводили по биомассе фитопланктона и сапробности согласно критериям, разработанным для комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши [14]. При оценке связи Q с другими параметрами качества воды использовали его значения, рассчитанные по совокупности всех видов, обнаруженных в пробе, имеющих код отдельных функциональных групп. Оценку связи биотических и абиотических параметров осуществляли с помощью коэффициента детерминации для линейной регрессии и коэффициента ранговой корреляции Спирмена.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В 2000–2005 гг. состав доминирующих комплексов фитопланктона Рыбинского водохранилища был сформирован цианобактериями (Cyanobacteria) – 9 видов водорослей, диатомовыми (Bacillariophyta) – 19, золотистыми (Chrysophyta) – 1, криптофитовыми (Cryptophyta) – 4, динофитовыми (Dinophyta) – 2 и зелеными (Chlorophyta) – 5. Их максимальное количество отмечено в планктоне Волжского плеса (28 видов), которое плавно снижалось в Главном (23), Шекснинском (18) и Моложском (14) плесах. Наибольшим сходством (по коэффициенту Сёренсена) доминирующего состава характеризовался фитопланктон северных плесов – Шекснинского и Моложского (71%), наименьшим – Главного и Шекснинского (14%). Большинство доминантов соответствовало определенным функциональным группам водорослей (табл. 1), каждая из которых имеет буквенный код в разработанной шкале [26, 29], за исключением диатомовых: *Cyclotella invasiata* (M.H. Hohn, Heller.) E.C. Ther., Stoermer and Håk., который входил в состав доминирующего комплекса с 1978 г. [4], и *Acanthoceras zachariasii* (Brun) Sim., который лидировал в 2005 г. [7], а также из динофлагеллят *Peridiniopsis kevei* Grigorsky et Vasas (среди доминантов с 2005 г.). В соответствии с результатами, полученными на р. Нарве [27], *Stephanodiscus binderianus* (Kütz.) Krieger. отнесли к группе В.

В весенний период в составе фитопланктона водохранилища преобладали криптофитовые и диатомовые водоросли. В Волжском плесе преимущественно вегетировали представители групп: D (*Cyclotella invasiata* и *Stephanodiscus hantzschii* Grun.), В (*S. minutulus* (Kütz.) Cleve & Möll. и *S. binderianus*) и Y (*Komma caudata* (L. Geitler) D.R.A. Hill, *Cryptomonas ovata* Ehr. и *C. curvata* Ehr.). Наряду с ними лидировала *Aulacoseira subarctica* (O. Müll.) Haworth (код В), основной доминант Моложского плеса. В Главном и Шекснинском плесах преимущественно развивались виды из группы В (*Aulacoseira islandica* (O. Müll.) Sim. и *Stephanodiscus binderianus*).

На спаде развития весеннего комплекса фитопланктона в Волжском плесе состав доминантов практически не менялся, увеличивалась лишь доля (%) биомассы видов из функциональной группы В. В центральной части водоема основную биомассу создавали диатомовые из группы: С (*Asterionella formosa* Hass.), Р (*Fragilaria crotonensis* Kitt.) и В (*Stephanodiscus neoastraea* (Håk. & Hickel) emend. Casper, Scheffler et Augsten). В Моложском плесе господствовали виды из группы Р – *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. и *A. subarctica*. Состав доминирующего комплекса водорослей Шекснинского плеса был более разнообразным. Наряду с диатомовыми *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz. (код N) и видами из родов *Aulacoseira* Thw. и *Stephanodiscus* Ehr. в его верхнем участке развивались зеленые водоросли из групп X₂ (*Chlamydomonas reinhardtii* P.A. Dang.) и G (*Pandorina morum* (O.F. Müll.) Bory de Saint-Vincent). С 2004 г. *Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust. (код D), ранее входивший в число ведущих видов только в Шекснинском плесе, отмечен в Главном и нижних участках Волжского и Моложского плесов.

В летний период и до конца осени по всей акватории водохранилища активно вегетировали цианобактерии из групп Н₁ (*Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, виды из рода *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet & Flahault) P. Wacklin, L. Hoffmann & Kom.) и М (*Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *M. wesenbergii* (Kom.) Kom. in Kondr.). Безгетероцистные цианобактерии из групп L₀ (из рода *Gloeocapsa* Kütz.), Н₂ (из рода *Gloeotrichia* Ag.) и М (из рода *Microcystis* (Kütz.) Elenk.) преимущественно развивались в восточной части водоема (от Шекснинского плеса до плотины Рыбинской ГЭС (рис. 1)), diaзотрофы из рода *Dolichospermum* (группа Н₁) – в западной части, начиная с Моложского плеса. В Волжском плесе вклад группы Н₁ (*Aphanizomenon flos-aquae*) в общую биомассу фитопланктона был наименьшим при их преимущественной вегетации в нижней расширенной части, прилегающей к акватории Главного плеса. На данном участке отмечалась высокая представленность фиофлагеллят из групп Y (динофлагелляты из рода *Glenodinium* Ehr.) и X₂ (зеленые из рода *Chlamydomonas* Ehr.).

В период позднее лето – осень на всей акватории водоема совместно с цианобактериями из групп Н₁ и М продолжали развиваться диатомовые из групп Р, В и D (*Aulacoseira granulata*, *A. subarctica*, *Skeletonema subsalsum* (Cleve-Euler) Bethge, *Stephanodiscus binderianus*, *S. hantzschii*, *S. neoastraea*). В конце сентября – начале октября в состав доминирующего комплекса входила *Aulacoseira islandica*.

Таким образом, доминирующий состав фитопланктона Рыбинского водохранилища был в основном представлен шестью функциональными

Таблица 1. Представленность различных функциональных групп (код) фитопланктона в плесах Рыбинского водохранилища в 2000–2005 гг. (здесь и в табл. 2, на рис. 2: В – Волжский, М – Моложский, Ш – Шекснинский, Г – Главный плесы; F – значение фактора F ; 1 – доминирование, 0 – отсутствие доминирования; L_0 – крупноклеточные динофлагелляты, некоторые хроококковые цианобактерии, обитатели мелководных и глубоководных, олиго-эвтрофных средних и больших озер; H_2 – азотфиксирующие цианобактерии (*Anabaena lemmermannii* P.G. Richter, *Gloeotrichia echinulata* P.G. Richter), толерантные к низкому содержанию биогенных веществ и чувствительные к перемешиванию и световому лимитированию, обитатели олиго-мезотрофных стратифицированных озер или мезотрофных мелководных озер с хорошими световыми условиями; М – виды рода *Microcystis*, предпочитающие эвтрофные-гипертрофные небольшие водоемы, толерантные к высокой световой инсоляции и чувствительные к проточности и низкой освещенности; H_1 – азотфиксирующие цианобактерии эвтрофных, стратифицированных и мелководных озер с низким содержанием азота, чувствительные к перемешиванию воды, световому лимитированию, низкому содержанию фосфора; Е – золотистые водоросли (*Dinobryon*, *Mallo-tonas*, *Synura*), предпочитающие мелководные олиготрофные водоемы, толерантные к низкому содержанию биогенных веществ в воде, способные переходить к миксотрофии, чувствительные к дефициту CO_2 ; В – диатомовые водоросли, обитатели перемешиваемых мезотрофных малых и средних озер, толерантные к световому лимитированию, чувствительные к стратификации и повышению pH; D – диатомовые, предпочитающие мелководные хорошо перемешиваемые воды, включая реки, чувствительные к снижению биогенов; С – виды, предпочитающие перемешиваемые малые и средние эвтрофные озера, толерантные к световому и углеродному лимитированию, чувствительные к стратификации и снижению концентрации кремния; Р – виды, обитающие в мелководных эвтрофных озерах со средней глубиной 2–3 м и более, а также в перемешиваемом эпилимнионе стратифицированных озер; T_B – обитатели лотических экосистем (реки, ручьи); N – виды, обитающие в мелководных мезотрофных озерах со средней глубиной 2–3 м и более, а также в перемешиваемом эпилимнионе стратифицированных озер, чувствительные к повышению pH; MP – обитатели перемешиваемых водоемов с высоким содержанием минеральной взвеси; Y – фитофлагелляты, обитатели мелководных богатых биогенами водоемов, толерантные к световому лимитированию, способные жить в разнообразных лентических экосистемах при низком прессе хищников; X_2 – жгутиковые, обитатели мезо-эвтрофных водоемов, толерантные к стратификации, чувствительные к перемешиванию и выеданию фильтраторами; G – зеленые жгутиковые, обитающие в стратифицированных эвтрофных небольших озерах и крупных водохранилищах в период стагнации; J – хлорококковые зеленые водоросли, обитатели мелководных богатых питательными веществами водоемов, чувствительные к световому лимитированию; F – колониальные зеленые водоросли, обитатели глубоко перемешиваемых мезотрофных вод с высокой прозрачностью, чувствительные к дефициту CO_2 и толерантные к содержанию биогенов и высокой мутности)

Код	F	В	М	Ш	Г
L_0	3	0	0	0	1
H_2	3	0	0	1	0
М	0	1	1	1	1
H_1	1	1	1	1	1
Е	2	1	0	0	1
В	2	1	1	1	1
D	4	1	1	1	1
С	4	1	0	1	1
Р	5	1	1	1	1
T_B	5	1	0	1	1
N	2	1	1	1	1
MP	5	1	0	0	1
Y	3	1	1	0	1
X_2	3.5	1	0	1	0
G	0	1	0	1	0
J	2	0	0	0	1
F	5	0	0	0	1

Таблица 2. Относительный вклад, %, основных функциональных групп в общую биомассу фитопланктона в различных плесах Рыбинского водохранилища в 2000–2005 гг.

Функциональные группы	В	М	Ш	Г
М	7 ± 2	6 ± 3	14 ± 3	16 ± 2
Н1	14 ± 4	15 ± 5	11 ± 2	25 ± 3
D	16 ± 3	7 ± 2	12 ± 3	5 ± 1
С	4 ± 1	3 ± 1	9 ± 2	11 ± 2
В	23 ± 4	34 ± 7	27 ± 3	19 ± 3
Р	8 ± 2	19 ± 5	10 ± 2	10 ± 1
Прочие	28 ± 4	16 ± 5	17 ± 2	14 ± 1

Таблица 3. Статистические параметры связи индекса Q с отдельными биотическими и абиотическими показателями (R – коэффициент детерминации, F – критерий Фишера, p – уровень значимости)

Показатель	Коэффициент корреляции Спирмена	Параметры линейной регрессии		
		R	F	$p <$
Общая численность, тыс. кл/л	–0.30	–0.32	23.46	0.000
Общая биомасса, г/м ³	–0.05*	–0.09*	1.62	0.203
Индекс сапробности	–0.17	–0.18	6.84	0.009
Численность цианобактерий, %	–0.66	–0.54	82.44	0.0000
Биомасса цианобактерий, %	–0.74	–0.77	286.1	0.000
Общий азот, мг/л	0.35	0.40	7.84	0.008
Численность диатомовых, %	0.76	0.61	116.7	0.000
Биомасса диатомовых, %	0.78	0.78	314.3	0.000

* Недостоверная связь.

группами: В, Н₁, Р, D, М и С. Относительный вклад этих групп в общую биомассу фитопланктона значительно варьировал: В – 31 ± 4 , Н₁ – 20 ± 3 , Р – 13 ± 3 , D – 9 ± 3 , М – 10 ± 3 , С – 4 ± 1 %. Биомассы доминантов из других категорий составляли $\leq 1\%$ каждая.

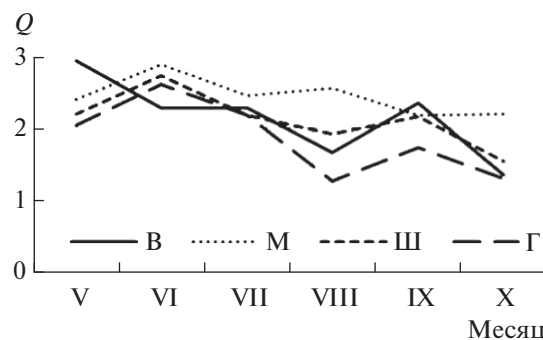
В Волжском плесе развивались преимущественно водоросли из групп В, D, Н₁; в Моложском – В, Р, Н₁; в Шекснинском – В, М, Н₁, D, Р; в Главном – Н₁, В, М, С, Р (табл. 2).

Индекс Q варьировал от 0.4 до 4.3. Его среднемесячная величина постепенно снижалась от поздней весны (2.0 ± 0.0 – 2.9 ± 0.3) к лету–осени (1.3 ± 0.1 – 2.2 ± 0.8) на всех исследуемых участках (рис. 2).

Наибольшая сезонная вариабельность Q прослеживалась в Главном плесе (коэффициент вариации 46%). Она снижалась в Шекснинском и Волжском плесах (37 и 40% соответственно) и принимала наименьшее значение в Моложском (23%). Максимальные средние значения Q получены в весенний период в Волжском плесе (2.9 ± 0.3) и минимальные – в августе–октябре в Главном плесе (1.3 ± 0.1).

Статистический анализ показал, что Q положительно коррелировал с вкладом (%) в общую численность и биомассу диатомовых водорослей и концентрацией общего азота, а отрицательно – с индексом сапробности, общей численностью и долей цианобактерий (табл. 3).

В среднем за исследованный период наибольшее значение Q получено для вод Моложского плеса (2.5 ± 0.1), что означает их “умеренное ка-

**Рис. 2.** Сезонная динамика среднего индекса сообществ Q различных плесов Рыбинского водохранилища в 2000–2005 гг.

чество". Значение Q снижалось в Шекснинском (2.2 ± 0.2) и Волжском (2.1 ± 0.1) плесах и достигало наименьших величин в Главном (1.8 ± 0.1), что свидетельствовало о низком качестве его вод.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Проведенный анализ показал, что выявленные доминирующие виды фитопланктона, принадлежащие к различным группам (кодам) в соответствии с разработанной морфофункциональной классификацией [29], чаще присутствуют на различных участках водохранилища совместно. Большая их часть встречалась и до строительства плотины Рыбинской ГЭС в реках Волге, Шексне и Мологе [2, 3]. После создания водохранилища доминирующий комплекс стал пополняться новыми видами.

С 1954 г. в группе В, представленной таксонами рода *Aulacoseira*, регистрируются водоросли из рода *Stephanodiscus* (*Stephanodiscus neoastraea*, с 1978 г. — *S. minutulus*) и с 2000 г. — *Lindavia radiosa* (Grun.) De Toni and Forti [4, 8]. В 1980-х гг. в состав доминирующего комплекса включена *Cyclotella meneghiniana* Kütz. (группа С) [12]. В 1960-е гг. группу D дополнили *Stephanodiscus hantzschii* и *Skeletonema subsalsum* и в 1980–1990-е гг. — *Actinocyclus normanii* [4, 8]. Виды из родов *Peridiniopsis* Lemm. и *Cryptomonas* Ehr. (группа Y) отмечались в числе ведущих с 1950-х гг. [4]. В 1970-е гг. к ним присоединились *Komma caudata* и *Cryptomonas ovata*, в 1980-е гг. — *Cryptomonas marssonii* Skuja, *Peridiniopsis quadridens* (Stein) Bour., в 1990-е гг. — *P. penardii* (Lemm.) Bour., в 2000 г. — *P. kevei* и *Cryptomonas curvata* [4, 8, 12]. Зеленые — *Carteria multifilis* (Fres.) O. Dill и *Chlamydomonas reinhardtii*, а также криптофитовые — *Rhodomonas lens* Pascher (групп X₂) вошли в доминирующий комплекс фитопланктона в период настоящих исследований.

Состав ведущих видов из других функциональных групп с течением времени практически остался неизменным. Наиболее часто существенный вклад в общую биомассу вносили диатомовые (*Aulacoseira granulata*, *Diatoma tenuis* Ag. и *Fragilaria crotonensis*) из группы Р и цианобактерии из ассоциаций Н₁ (дiazотрофы *Dolichospermum planctonicum* (Brunnth.) Wacklin et al., *D. flos-aquae* (Lyngb.) Wacklin et al., *D. spiroides* (Klebahn) Wacklin et al. и *Aphanizomenon flos-aquae*) и М (*Microcystis aeruginosa*, *M. viridis* (A. Br. in Rabenh.) Lemm. и *M. wesenbergii*). До создания Рыбинского водохранилища цианобактерии преимущественно вегетировали в озерах междуречья и на подпертых участках устьев рек [3]. Золотистые водоросли из родов *Dinobryon* Ehr. и *Mallomonas* Perty из группы Е регистрировались в составе фитопланктона до заполнения водохранилища [2, 3]. В период настоящих исследований только *Dino-*

bryon divergens О.Е. Imhof был выявлен в числе ведущих в Волжском и Главном плесах. В последнем фиксировались таксоны из ассоциаций L₀, J и F. Доминанты из группы L₀ наиболее часто отмечались в 1950–1960-е гг. [4, 8, 15] и в основном были представлены, как и в настоящих наблюдениях, жгутиковыми крупноклеточными видами из рода *Peridinium* Ehr. и цианобактериями из порядка Chroococcales. В группе J, сформированной из зеленых водорослей, образующих ценобии, преобладал *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh. [8, 12]. Колониальные зеленые из группы F разнообразно были представлены в начале 1960-х гг., а с середины 1990-х гг. преимущественно развивался *Sphaerocystis planctonica* (Korsh.) Bourg. [8].

В числе ведущих видов на акватории водохранилища не зарегистрированы: *Aphanothece clatrata* West & G.S. West (группа K) и *Planktolingbya limnetica* (Lemm.) Kom.-Legn. et Cronb. (группа S₁), *Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Dujardin (группа L_m), *Trachelomonas volvocina* (Ehr.) Ehr. (группа W₂), преобладающие в конце 1950-х — начале 1960-х гг. и в 1980-е гг., и *Schroederia setigera* (Schröd.) Lemm. (группа X₃) — в конце 1990-х гг. [4, 8]. Количество доминантов в группе T_v и МР уменьшилось.

Выявленные с учетом предшествующих результатов [6] закономерности сезонной сукцессии развития фитопланктона показали, что в весенний период преобладали виды, свойственные мезотрофным (группа В, Моложский плес), мезоэвтрофным (группы В и С, Шекснинский и Главный плесы) и эвтрофным (группа D, Волжский плес) водоемам. Летом основную биомассу фитопланктона водохранилища создавали ассоциации, предпочитающие эвтрофные воды, — D, Р, М и Н₁. Осенью совместно с диатомовыми из групп В (Моложский и Главный плесы) и Р (Волжский и Шекснинский плесы) продолжали вегетацию цианобактерии из групп Н₁ и М по всей акватории водохранилища. Таким образом, разнообразие альгоценозов с общими абиотическими предпочтениями увеличивалось от весны к осени. Это хорошо согласуется с физико-химическими данными. Наибольшие различия между участками Рыбинского водохранилища по химическому составу и физическим свойствам водных масс наблюдаются весной, а летом и осенью они незначительны [17].

В целом, согласно морфофункциональной классификации [29], в 2000-е гг. в Рыбинском водохранилище развивались преимущественно водоросли, характерные для мелководных мезотрофных и эвтрофных вод. Это виды, толерантные к световому лимитированию (функциональные группы В, С, Р, Y, G, J), дефициту углерода (С, Р, Н₁), биогенных веществ (N, E, F, Н₁, Н₂, L₀), чувствительные к перемешиванию (X₂, М, Н₁, Н₂, L₀) и

Таблица 4. Изменение индекса сообществ Q , сапробности S , общей биомассы фитопланктона $B_{\text{общ}}$, г/м³, доли биомассы цианобактерий $B_{\text{циано}}$, %, диатомовых водорослей $B_{\text{диат}}$, %, в различных плесах Рыбинского водохранилища в 2000–2005 гг. (n – число проб)

Плес	Q	S	$B_{\text{общ}}$	$B_{\text{циано}}$	$B_{\text{диат}}$	n
Моложский	2.5 ± 0.1	2.08 ± 0.07	3.6 ± 0.9	21 ± 5	66 ± 6	17
Шекснинский	2.2 ± 0.2	1.97 ± 0.03	2.2 ± 0.3	26 ± 5	64 ± 5	31
Волжский	2.1 ± 0.1	2.07 ± 0.04	1.8 ± 0.3	20 ± 5	64 ± 5	37
Главный	1.8 ± 0.1	1.92 ± 0.04	2.1 ± 0.2	40 ± 3	52 ± 3	118
Водохранилище	2.5 ± 0.1	1.98 ± 0.01	2.3 ± 0.1	33 ± 2	57 ± 2	203

стратификации (В, С, N, Р), реагирующие на повышение рН (В, N), дефицит кремния (группы В, С, Р), биогенных веществ (D, G) и углерода (E, F).

Качество воды исследованных участков Рыбинского водохранилища (табл. 4) по индексу сапробности и общей биомассе фитопланктона в среднем соответствовало 3-му классу, удовлетворительной чистоте [14], а по индексу Q – 3-му классу, умеренному загрязнению [25], что вполне сопоставимо между ними. Результаты статистического анализа показали, что состояние экосистемы Рыбинского водохранилища по Q ухудшалось по мере увеличения численности и вклада (доли) цианобактерий, а также уровня органического загрязнения (сапробности). Степень связи Q с индексом сапробности была самая низкая (табл. 3), поскольку сапробность выражает только уровень органического загрязнения, а индекс сообществ – общее состояние вод. При этом улучшение качества воды сопровождалось увеличением концентрации общего азота. К концу 1970-х гг. среди гидробиологов сформировалось устойчивое мнение о прямой связи эвтрофирования и ухудшения качества воды с увеличением концентрации фосфора в озерах умеренных широт [30, 31, 35, 36]. В последние годы разрабатывается новая парадигма N- и P-лимитирования в озерах [21, 22]. Исходя из соотношения А. Редфилда [28], в эвтрофных и гипертрофных водах соотношение N : P низкое, что благоприятно и для роста цианобактерий [33, 34]. В олиго-мезотрофных озерах число N : P увеличивается. Экспериментально показано, что его увеличение благоприятно для развития зеленых водорослей [10].

Из этого следует, что азота больше в низкопродуктивных водах, а поскольку индекс сообществ увеличивается при хорошем состоянии вод, то положительная связь Q с концентрацией общего азота вполне правомерна.

ВЫВОДЫ

В начале 2000-х гг. в фитопланктоне Рыбинского водохранилища развивались преимущественно ассоциации, чувствительные к перемешиванию (группы М, N₁) и стратификации (В, С, Р), толерантные к дефициту света (В, С, Р, Y), углерода (С, Р, N₁), предпочитающие достаточное содержание кремния (В, С, Р) и других биогенных элементов (D). Разнообразие функциональных групп, обладающих общими абиотическими требованиями, возрастало от весны к осени. Индекс сообществ Q менялся от 0.4 до 4.3, а его среднемесячная величина постепенно понижалась от поздней весны к осени. Снижение его значений, что свидетельствовало об ухудшении качества вод Рыбинского водохранилища, прослеживалось по мере увеличения суммарной численности фитопланктона, доли численности и биомассы цианобактерий и сапробности. Анализ качества вод по индексу сообществ, биомассе фитопланктона и индексу сапробности дал сходные результаты, однако для получения адекватной оценки качества вод необходимо использовать комплекс различных показателей.

Авторы выражают искреннюю благодарность команде экспедиционного флота ИБВВ РАН и Т.П. Зайкиной за помощь в сборе материала.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Волга и ее жизнь / Под ред. Н.В. Буторина, Ф.Д. Мордохай-Болтовского. Л.: Наука, 1978. 348 с.
2. Грезе Б.С. О планктоне Шексны, Мологи и Сити // Тр. Ярослав. естеств.-ист. и краевед. общ-ва. 1928. Т. IV. Вып. 2. С. 11–17.
3. Есырева В.И. Флора водорослей р. Волги от Рыбинска до г. Горького // Тр. Ботан. сада МГУ. 1945. Вып. 82. С. 10–90.

4. Корнева Л.Г. Сукцессия фитопланктона // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти, 1999. С. 89–148.
5. Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 50–113.
6. Корнева Л.Г., Соловьева В.В. Опыт использования морфофункциональной классификации пресноводных водорослей для оценки динамики и пространственного распределения ассоциаций фитопланктона Рыбинского водохранилища // Ярославский педагогич. вестн. 2012. Т. 3. № 3. С. 110–114.
7. Корнева Л.Г., Соловьева В.В., Макарова О.С. Разнообразие и динамика планктонных альгоценозов водохранилищ Верхней и Средней Волги (Рыбинское, Горьковское, Чебоксарское) в условиях эвтрофирования и изменения климата // Экология, морфология и систематика водных растений. Ярославль: Филигрань, 2016. С. 35–45.
8. Корнева Л.Г., Соловьева В.В., Митропольская И.В. и др. Сообщества фитопланктона водохранилищ Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: ЯГТУ, 2001. С. 87–93.
9. Кузьмин Г.В., Охупкин А.Г., Ильинский А.Л. Фитопланктон как индикатор сапробности вод Главного плеса Рыбинского водохранилища // Биология низших организмов. Тр. ИБВВ РАН. 1978. Вып. 40 (43). С. 36–52.
10. Левич А.П., Булгаков Н.Г. О возможности регулирования видовой структуры лабораторного альгоценоза // Изв. РАН. Сер. биол. 1993. № 4. С. 569–578.
11. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Под. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. М.: Наука, 1975. 240 с.
12. Митропольская И.В. Структура и динамика фитопланктона Рыбинского водохранилища. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М: МГУ, 2010. 27 с.
13. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 184 с.
14. Оксийук О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 4. С. 62–77.
15. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 364 с.
16. Соловьева В.В., Корнева Л.Г. Современная характеристика сапробности Рыбинского водохранилища по фитопланктону // Вода: химия и экология. 2012. № 5. С. 18–23.
17. Степанова И.Э., Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М. Закономерности динамики содержания биогенных элементов в водах Рыбинского водохранилища за годы его существования // Вода: химия и экология. 2013. № 1. С. 15–28.
18. Фортунатов М.А. Цветность и прозрачность вод Рыбинского водохранилища как показатель его режима // Тр. Ин-та биол. водохранилищ. М.; Л.: АН СССР, 1959. Вып. 2 (5). С. 246–357.
19. Devercelli M. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina) // Hydrobiologia. 2010. V. 639. P. 5–19.
20. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. European Commission PE-CONS 3639/1/100. Rev. 1. Luxembourg: EC Parliament and Council, 2000.
21. Guildford S.J., Hecky R.E. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? // Limnol. Oceanogr. 2000. V. 45 (6). P. 1213–1223.
22. James J. Elser, Matthew E.S. Bracken, Elsa E. Cleland, Daniel S. Gruner, W. Stanley Harpole, Helmut Hillebrand, Jacqueline T. Ngai, Eric W. Seabloom, Jonathan B. Shurin, Jennifer E. Smith. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems // Ecol. Letters. 2007. V. 10 P. 1135–1142.
23. Kruk C., Mazzeo N., Lacerot G., Reynolds C.S. Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement // J. Plankton Res. 2002. V. 24. № 9. P. 901–912.
24. Marchetto A., Mariani M.A., Luglie A., Sechi N. A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep mediterranean reservoirs // J. Limnol. 2009. V. 68. № 1. P. 106–121.
25. Padisák J., Borics G., Grigorszky I., Soróczki-Pintér É. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index // Hydrobiologia. 2006. V. 553. P. 1–14.
26. Padisák J., Crossetti L.O., Naselli-Flores L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates // Hydrobiologia. 2009. V. 621. P. 1–19.
27. Piirsoo K., Pall P., Tuvikene A., Viik M., Vilbaste S. Assessment of water quality in a large lowland river (Narva, Estonia/Russia) using a new Hungarian potamoplanktic method // Estonian J. Ecol. 2010. V. 59. № 4. P. 243–258.
28. Redfield A.C. On the proportion of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton // James Johnstone Memorial Volume. Liverpool: Univ. Press of Liverpool, 1934. P. 176–192.
29. Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // J. Plankton Res. 2002. V. 24. № 5. P. 417–428.
30. Schindler D.W. Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management // Sci. 1974. V. 184. № 4139. P. 897–899.
31. Schindler D.W., Fee E.J., Rusczyński T. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the Experimental Lakes Area and in similar lakes // J. Fish. Res. Board Can. 1978. V. 35. P. 190–196.
32. Sládeček V. System of Water Quality from the Biological Point of View // Arch. Hydrobiol. 1973. Beih. 7. Ergebnisse der Limnologie. Heft 7. P. 1–218.

33. *Smith V.H.* Low N to P favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton // *Sci.* 1983. V. 221. P. 669–671.
34. *Suttle C., Cochlan W.P., Stockner J.G.* Size-dependent ammonium and phosphate uptake, and N : P supply ratios in an oligotrophic lake // *Can. J. Fish. and Aquat. Sci.* 1991. V. 48. P. 1226–1234.
35. *Vollenweider R.A.* Advances in defining critical loading levels of phosphorus in lake eutrophication // *Mem. Inst. Ital. Idrobiol.* 1976. V. 33. P. 53–83.
36. *Vollenweider R.A.* Input-output models // *Schweiz. Z. Hydrol.* 1975. V. 37. P. 53–84.
37. *Wegl R.* Index für die Limnosaprobität // *Wasser und Abwasser.* 1983. Band 26. 175 p.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 574.524:574.64:550.47

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ МЕЖДУ КОМПОНЕНТАМИ ЭКОСИСТЕМЫ В ГУБЕ БЕЛОЙ (ОЗЕРО ИМАНДРА, МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ)¹

© 2021 г. А. С. Павлова^а, *, С. С. Сандимиров^а, Л. П. Кудрявцева^а

^аИнститут проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН,
г. Апатиты, 184209 Россия

*e-mail: as.pavlova@ksc.ru

Поступила в редакцию 08.07.2019 г.

После доработки 17.03.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

Рассмотрено влияние крупного горнорудного комплекса АО “Апатит” на водную экосистему оз. Имандра. Приведены гидрохимические данные, характеризующие зону загрязнения, показано распределение и накопление химических элементов между абиотическими и биотическими компонентами экосистемы: вода, донные отложения, сестон, рыба. Приведены доказательства, что субарктическое озеро в результате загрязнения по содержанию биогенных элементов стало соответствовать эвтрофному статусу, возросли концентрации Al, Sr и Mn в 2–3 раза, Cu и Ni – в 4–6 раз по сравнению с их условно “фоновыми” значениями. Дана оценка биогенного и минерального вклада в формирование донных отложений, а также биодоступности и аккумуляции металлов водными организмами.

Ключевые слова: озеро Имандра, донные отложения, сестон, коэффициент загрязнения, коэффициент накопления.

DOI: 10.31857/S0321059621010235

ВВЕДЕНИЕ

Добыча апатит-нефелиновых руд Хибинского щелочного массива приводит к интенсивным процессам выщелачивания химических элементов, содержащихся в этих породах, и к увеличению их поступления в водную среду. Оценить качество среды водных экосистем, а также степень антропогенного влияния можно как по абиотическим параметрам, так и по биотическим с применением биоиндикации. При этом многие химические элементы, входящие в состав загрязняющих веществ, естественным образом включаются в биогеохимические циклы. В поверхностных водах планктонные организмы и рыбы взаимодействуют с растворенными и взвешенными формами микроэлементов через различные процессы: активное биологическое поглощение, адсорбцию-десорбцию, питание зоопланктона, агрегацию частиц, микробиологическое разложение и т.д. Корректная оценка накопления того или иного элемента в организме животных должна быть основана на сравнении его содержания в

тканях и на усредненном пищевом субстрате (включая воду).

Цель настоящего исследования – современная характеристика химического состава поверхностных вод, донных отложений (ДО) и изучение особенностей распределения химических элементов, поступающих со стоками горнопромышленного производства, между абиотическими и биотическими компонентами экосистемы губы Белой оз. Имандра.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Имандра – самый крупный водоем в Мурманской области: длина озера – 109 км, средняя ширина – 3.2 км, площадь с островами – 880.5 км², средняя глубина – 13 м, объем воды – 10.9 км³. Площадь территории водосбора (1379 водотока) составляет 12300 км² [12]. Губа Белая расположена в юго-восточной части плеса Большая Имандра, и в настоящее время на ее берегах сформировался ландшафт, представленный серией отстойников – “хвостов” обогащения апатитового сырья (рис. 1). После отсечения части ее акватории дамбой с целью складирования там отходов апатит-нефелиновых обогатительных фабрик (АНОФ) АО “Апатит”

¹ Работа выполнена в рамках темы НИР (№ 0226-2019-0045) и хоздоговора “Оценка современного состояния и самоочищающей способности поверхностных вод в зоне деятельности промышленных объектов АО “Апатит”.



Рис. 1. Картограмма района исследований.

губа представляет собой довольно узкий залив, в который впадает р. Белая. АО «Апатит» с 1930 г. (на протяжении 90 лет) сбрасывает по р. Белой сточные воды (производственные, шахтные, ливневые), содержащие тысячи тонн взвешенных веществ, сульфатов, хлоридов, десятки тонн фосфора, нефтепродуктов и других загрязняющих веществ, применяемых в процессе флотации апатит-нефелиновых руд (ОП-4, талловые масла и др.). Сюда также сбрасываются коммунально-бытовые сточные воды городов Кировска и Апатиты [11].

Отбор проб воды и образцов сестона в губе Белой проводился в летне-осенний период 2011 г. Всего отобрано 20 проб воды и 3 пробы сестона для химического анализа. Пробы воды отбирали с разных горизонтов батометром Рутнера. ДО отобраны в августе 2012 г. пробоотборником открытого гравитационного типа «Skogheim» [18]. ДО делили на слои высотой 1 см. Отбор проб для определения видового состава фитопланктона проводился по общепринятым методикам гидробиологического мониторинга [15]. Сестон отбирался с помощью планктонной сети Апштейна методом траления за лодкой по водоему в толще воды на глубине ~3 м в течение 1–3 ч, чтобы собрать необходимую для химического анализа массу образца 30–50 г в сыром весе. По конструкции планктонная сеть близка к классической зоопланктонной сети Апштейна с планктонным стаканом, диаметром 400 мм, длиной 1000 мм и с размерами пор 29 мкм.

Отлов сига обыкновенного (*Coregonus lavaretus* L.) проводился в 2012 г. с использованием стандартного набора ставных сетей длиной 25 м и высотой 1.5 м с размерами ячеи 10, 16, 20, 31, 36, 40, 45 мм из нейлонового монофиламента с диаметром нити 0.15 мм для сетей с малой ячеей и 0.17 мм для сетей с большой ячеей.

Аналитические методы исследования вод, включая химический анализ компонентов и их первичную подготовку, проводились по стандартным сертифицированным методикам измерений. Анализ воды включал в себя определение pH, щелочности, ионного состава (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-}) и биогенных компонентов (NH_4^+ , Si , NO_3^- , PO_4^{3-}). Катионы Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} определялись на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Perkin-Elmer 360» в режиме пламенной атомизации. Анионы Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- определялись методом жидкостной хроматографии «Waters HPLS» с кондуктометрическим детектором «Waters 432». Si , PO_4^{3-} , $\text{P}_{\text{общ}}$, NO_3^- , $\text{N}_{\text{общ}}$ и NH_4^+ определялись фотометрическим методом.

Концентрации металлов (Al, Fe, Mn, Sr, Cu, Ni, Zn, Co, Cr, Cd) в воде, ДО, сестоне и рыбе определяли атомно-абсорбционным методом с атомизацией в графитовой печи на приборе «Aanalyst 800», а также с использованием атомно-абсорбционного спектрофотометра «Perkin-Elmer 360» в режиме пламенной атомизации. Со-

держание ртути определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии холодного пара на приборе “FIMS-100 Perkin-Elmer”.

По методике И.В. Родюшкина [14] определялись формы металлов Al, Fe, Mn, Sr и Cu: взвешенные и растворимые (лабильные формы — истинные ионы, гидратированные ионы и ионы в составе неустойчивых комплексов, нелабильные — устойчивые комплексные соединения металлов).

Пробы ДО также высушивались при 105°C, далее для определения общих концентраций металлов навеску образца (0.4 г) разлагали в 4 мл HNO₃конц в автоклаве с тефлоновым вкладышем при 140°C в течение 4 ч. В пробах сестона и ДО также определяли зольность [4].

Первичная подготовка проб сестона и рыбы проводилась методом разложения высушенных при 105°C образцов в смеси кислот HNO₃конц и HCl_{конц} в микроволновой системе “Speedwave™ MWS-3”.

Для контроля качества измерений элементов в воде использовались государственные стандартные образцы (ГСО). Для внутреннего контроля качества процедуры пробоподготовки и качества измерений донных отложений и планктонных образцов общей массой 30–50 г в сыром виде проводилась минерализация сертифицированного образца морского седимента PACS-2 (Canada 08/1997), для контроля ихтиологических проб использовались сертифицированные образцы мышцы акулы DORM-2 (Canada 09/1999) и DORM-3 (Canada 02/2007) [13].

Для оценки степени загрязнения пресноводного озера химическими веществами использованы коэффициенты загрязнения (C_p) Hakanson для донных отложений [17]. В качестве модели минеральной взвеси взяты кларки элементов в земной коре по А.П. Виноградову [3].

Для каждого элемента вклад биогенной доли (Me_{био}) определялся в общем виде, согласно выражению [6]:

$$Me_{\text{био}} = \frac{100 \times (C_{\text{сестон}} (100 - Z_{\text{до}}))}{C_{\text{ДО}} (100 - Z_{\text{сестон}})},$$

где Me_{био} — долевое участие *i*-го химического элемента в образце, %; C_{сестон}, C_{ДО} — содержание *i*-го химического элемента в сестоне и донном осадке; Z_{до}, Z_{сестон} — зольность ДО и сестона соответственно, %.

Степень накопления химических элементов различными компонентами экосистемы оценивалась с помощью безразмерного коэффициента накопления (K_н) как отношение концентрации элемента в данном компоненте к его концентрации в воде [2, 6]:

$$K_n = \frac{C_{\text{компонент}}}{C_{\text{вода}}},$$

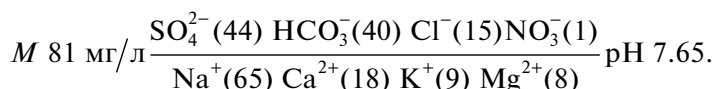
C_{компонент} — содержание *i*-го химического элемента в компоненте среды, мг/кг_{сух в}; C_{вода} — содержание *i*-го химического элемента в воде, мг/л. Порядок величин K_н рассматривается в шкале логарифмов lg K_н.

Исследуемые формы элементов и их соединений определялись расчетным путем с использованием программного комплекса “CHEAQS” [19] по набору гидрохимических параметров пробы воды.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Гидрохимическая характеристика губы Белой оз. Имандра

Вода оз. Имандра в природном ее состоянии относилась к нейтральной с pH от 6.4 до 7.2 [9]. В конце 1990-х—начале 2000-х гг. pH вод в губе Белой менялся от 7.33 до 7.82 в зависимости от гидрологического сезона [10, 11]. В настоящее время pH воды в губе Белой увеличился в сторону подщелачивания — 7.27–8.74. Минерализация составляет в среднем 81 мг/л, что в 3 раза превышает естественное природное значение (20–30 мг/л). Для природных вод Кольского Севера типично преобладание HCO₃[–] в анионном составе и Ca²⁺ — в катионном. Поступление промышленных сточных вод в водоем обуславливает не только повышение общего содержания солей, но и изменение соотношения главных ионов в воде губы Белой. В минерализации воды отмечается повышение доли сульфатов, среди катионов — натрия:



В доиндустриальный период оз. Имандра характеризовалось как олиготрофный водоем с достаточно низким содержанием соединений азота (NO₃ до 35 мкг/л) и фосфора (PO₄ до 8 мкг/л). Обогащение воды биогенными элементами —

основной критерий процесса эвтрофирования. Развитие промышленности на территории побережья озера способствует интенсивному поступлению в него промышленных, а также хозяйственно-бытовых сточных вод. Концентрация

общего фосфора и азота в осенний период в губе Белой варьировали от 19 до 97 мкгР/л и от 200 до 661 мкгN/л, а среднее содержание фосфатов и нитратов составляло 15 и 347 мкгN/л соответственно. По классификации С.П. Китаева [5], вода в губе Белой в настоящее время соответствует эвтрофному статусу. Концентрация кремния в среднем составляет 0.28 мг/л.

Для оценки степени загрязнения озера металлами в качестве условно-фоновых приняты усредненные концентрации в удаленных от промышленных узлов водоемах Кольского п-ова: $Al < 30$, $Sr < 26$, $Ni < 1$, $Cu < 1$ мкг/л [11]. В период интенсивного антропогенного воздействия поступление в водоем стоков от АО «Апатит» привело к увеличению в нем содержания тяжелых металлов. В период исследования концентрации Al и Sr превысили «фоновые» значения в среднем в 3 раза. Эти элементы — основные компоненты сточных вод АО «Апатит» — поступают в губу Белую в составе тонкодисперсных взвесей нефелина после фильтрации технологических стоков через дамбу хвостохранилища, а также в результате пыления хвостохранилищ. Наблюдается увеличение содержания Cu и Ni в 4–6 раз (табл. 1). Повышение концентраций Cu и Ni связано с их поступлением в водоем в составе сточных вод медно-никелевого комбината, расположенного в северной части оз. Имандра на расстоянии от него ~30 км, а также воздушным путем. Содержание Fe и Mn составляет в среднем 37 и 12 мкг/л соответственно. По данным [11] приняты условно-фоновые концентрации Fe (34 мкг/л) и Mn (5.6 мкг/л). Таким образом, наблюдается превышение содержания Mn в 2 раза. Концентрация Zn в губе Белой составляет ~1.5 мкг/л, что соответствует ее условно-фоновым значениям (2 мкг/л). Содержание Co , Pb и Cr — в пределах обнаружения концентрации — 0.2 мкг/л, а Cd — 0.05 мкг/л.

Al и Fe находились преимущественно во взвешенных формах — от 80 до 90% от общего содержания (табл. 2), которые представлены в виде гидроксидных и оксидных соединений этих металлов, в том числе с сорбированными пленками органических веществ гумусовой природы. Лабильные формы Al и Fe представлены соединениями с ионами хлоридов и гидроксогруппами. Основная форма Sr — лабильная, в наиболее токсичной ионной форме Sr содержится более чем на 97%. Mn находился преимущественно во взвешенной форме, образованной окислами с соединениями Fe , органическим веществом и сорбированными ионами других металлов.

Распределение Cu по формам в результате последовательного разделения согласуется с данными проведенных расчетов и указывает на более высокое содержание растворенных форм — в том числе комплексов с гумусовыми лигандами и не-

органическими анионами (хлориды, гидроксо-группы).

Ионы Zn в большей степени находятся в лабильной форме в виде гидроксо-соединений. Лабильная ионная форма Ni^{2+} составляет >90%. Pb представлен как в лабильной, так и в нелабильной форме, >50% его соединений — лабильные гидроксо-соединения.

Химический состав ДО

Попадая в водную экосистему, химические вещества распределяются между компонентами этой водной среды — часть растворяется в воде, образуя ионы металлов, гидратированные ионы и ионы в составе неустойчивых комплексов, часть находится в виде взвесей. Также элементы сорбируются и аккумулируются гидробионтами, а большая их доля удерживается ДО [7–9, 14]. В ДО губы Белой отмечается максимальное содержание большинства металлов среди других компонентов экосистемы (табл. 3).

В верхних слоях ДО губы Белой содержание Al , Fe , Mn , Zn и Co в среднем в 1.5 раза выше, чем в нижних «условно-фоновых» слоях. Аккумуляция металлов Sr , Cu , Pb в слое 0–3 см увеличивается в 2.5–3 раз, а Cd и Hg — до 4 раз по отношению к нижним слоям ДО. Отмечается высокое содержание Ni в верхних слоях — до 10 раз относительно «условно фоновых» концентраций. Это увеличение, как отмечалось выше, связано с их накоплением в результате поступления в составе сточных вод медно-никелевого комбината, а также с аэротехногенным переносом. По рассматриваемым элементам степень загрязнения ДО в губе Белой меняется от умеренной (по Al , Fe , Mn , Zn и Co) до значительной (по Sr , Cu , Cd и Pb). Высокая степень загрязнения отмечена по Ni и Hg ($C_f > 6$).

При оценке вклада биогенной и минеральной форм металлов, поступающих через сестон в ДО озера, установлено, что от 39 до 45% Hg и Cd поставляется через органическое вещество сестона. На долю биогенной составляющей Zn и Pb приходится от 10 до 20%. Для большинства рассматриваемых металлов $Me_{био}$ не превышает 10%. ДО в губе Белой формируются главным образом за счет минеральных компонентов, однако не исключается и некоторый вклад конституционных (биогенных) элементов скелетных и покровных тканей планктонных организмов. Как отмечено в [6], существует методическая проблема геохимической интерпретации вещественного состава проб планктона с целью отнесения их либо к чисто планктонным образцам, либо к пробам сестона (смесь планктона, органического детрита и минеральной взвеси), для ее решения необходимы более углубленные исследования.

Таблица 1. Гидрохимические показатели губы Белой (здесь и в табл. 3 в числителе — среднее, в знаменателе — минимальное—максимальное значения)

Показатель, размерность	Значение	Показатель, размерность	Значение
pH	$\frac{7.65}{7.27-8.74}$	Na, мгл ⁻¹	$\frac{17.0}{16.0-18.0}$
Электропроводность, (20°C), мкСмсм ⁻¹	$\frac{104}{103-135}$	K, мгл ⁻¹	$\frac{3.60}{3.16-4.40}$
Щелочность, мкэквл ⁻¹	$\frac{454}{391-570}$	Mg, мгл ⁻¹	$\frac{1.01}{0.89-1.09}$
Органическое вещество, мгСл ⁻¹	$\frac{3.4}{2.9-3.8}$	Al, мкг/л	$\frac{91}{46-175}$
P _{общ} , мкгЛ ⁻¹	$\frac{55}{19-97}$	Fe, мкг/л	$\frac{37}{13-62}$
PO ₄ ³⁻ , мкгРл ⁻¹	$\frac{15}{2-51}$	Mn, мкг/л	$\frac{12}{4.9-31}$
N _{общ} , мкгЛ ⁻¹	$\frac{406}{200-661}$	Sr, мкг/л	$\frac{67}{55-87}$
NO ₃ ⁻ , мкгНл ⁻¹	$\frac{347}{176-478}$	Cu, мкг/л	$\frac{4.1}{3.7-4.6}$
NH ₄ ⁺ , мкгНл ⁻¹	$\frac{34}{3-85}$	Ni, мкг/л	$\frac{6.2}{4.9-8.6}$
HCO ₃ ⁻ , мгл ⁻¹	$\frac{26}{24-30}$	Zn, мкг/л	$\frac{1.5}{0.4-4.5}$
SO ₄ ²⁻ , мгл ⁻¹	$\frac{22}{20-23}$	Cd, мкг/л	$\frac{0.05}{0.01-0.18}$
Cl ⁻ , мгл ⁻¹	$\frac{5.6}{5.4-5.7}$	Co, мкг/л	<0.2
Si, мгл ⁻¹	$\frac{0.28}{0.05-0.66}$	Pb, мкг/л	$\frac{0.2}{0.1-0.3}$
Ca, мгл ⁻¹	$\frac{4.21}{3.95-4.60}$	Cr, мкг/л	$\frac{0.2}{0.1-0.6}$

Таксономический и химический состав сестона

В составе фитопланктонного сообщества — главной части сестона — обнаружено 104 таксона водорослей: *Bacillariophyta* — 53, *Chlorophyta* — 24, *Cyanophyta* — 15, *Chrysophyta* — 4, *Dinophyta* — 3, *Charophyta* — 5. В течение всего вегетационного периода в общей биомассе фитопланктона доминировали диатомовые водоросли. Массовые представители (до 80% численности) фитопланктона — 4 вида диатомовых водорослей: *Aulacoseiraislandicavar. helvetica* O. Müll., *DiatomatenueAg. var. tenue*, *AsterionellaformosaHass. var. formosa*, *FragilariacrotonensisKitt. var. Crotonensis* [1].

Химический анализ вод и сестона губы Белой показал, что содержание металлов варьирует в широких пределах (рис. 2) и распределяется для

сестона в ряду: Al > Fe > Mn > Sr > Ni > Zn > Cu > Cr ≥ Pb > Co > Cd > Hg. Наиболее большое накопление отмечено для элементов Al (в среднем 6838 мкг/г_{сух в}) и Fe (в среднем 4302 мкг/г_{сух в}). Содержание Mn составляет в среднем 234 мкг/г_{сух в}.

Содержание металлов в органах и тканях сига (Coregonuslavaretus L)

Металлы неравномерно накапливаются в органах и тканях рыб. Наиболее высокие содержания Al отмечены в жабрах (до 46.9 мкг/г_{сух в}), что, вероятно, связано с адсорбированием взвешенных частиц металла на жаберном аппарате. Сиг главным образом депонируются в печени рыб. Приоритетным органом — накопителем металлов

Таблица 2. Формы нахождения металлов в водной толще губы Белой и долевое распределение взвешенной и растворимой форм металлов (%)

Элемент	Горизонт	pH	Взвешенная форма			Растворимая форма			Растворимая, расчетные данные		
			мкг/л	доля, %	расчет, %	нелabileная, мкг/л	лабильная, мкг/л	доля, %	нелabileная, %	лабильная, %	всего, %
Al	Поверхность	7.54	92.2	81	75	1.6	20.2	19	2.9	22.1	25
	10 м	7.36	154	88	87	2.9	18.3	12	1	12	13
Fe	Поверхность	7.54	24	86	85	2.6	1.4	14	8.5	6.5	15
	10 м	7.36	56.2	91	89	4.3	1.5	9	6.5	4.5	11
Sr	Поверхность	7.54	11.6	14	10	0.1	70.3	86	5	85	90
	10 м	7.36	11.6	13	10	0.3	75.1	87	5	85	90
Mn	Поверхность	7.54	9.8	98	99	0.1	0.1	2	0.3	0.7	1
	10 м	7.36	30.2	97	99	0.3	0.5	3	0.3	0.7	1
Cu	Поверхность	7.54	1.6	30	29	1	1.1	70	16	55	71
	10 м	7.36	1.6	38	42	1.2	1.4	62	13	45	58

Fe, Ni, Cd, Co, Pb и Hg в организме сига являются почками. В скелетной ткани максимально аккумулируются Sr (в среднем 859 мкг/г_{сух в}) и Mn (до 41.5 мкг/г_{сух в}). Аккумуляция Sr и Mn в скелете обусловлена биологическими свойствами элементов, оказывает влияние на процессы костеобразования [16]. Sr накапливается в скелетных тканях: составляя в жабрах 0.55, в скелете – 0.44 мкг/г_{сух в}.

Элементы Sr, Zn и Hg в большей степени накапливаются в организме сига, что, вероятно, обусловлено биологическими свойствами самих элементов. Так, соединения Sr близки по свойствам к соединениям Ca и оказывают влияние на процессы костеобразования, полностью заменяя последний, а также на активность ряда фермен-

тов – каталазы, карбоангидразы и щелочной фосфатазы. Zn активно включается в биологические циклы, являясь металлоферментом, достаточно равномерно распределяется между органами и тканями рыб. Ртуть преимущественно концентрируется в жировой и мышечной тканях до 70% [16].

Расчеты коэффициентов накопления $K_{нд}$ и $K_{нт}$ показали, что биодоступность металлов для водных организмов, в частности для рыб, определяется преимущественно их растворимыми формами миграции в водной массе (табл. 4). Так, например, Sr, для которого основной формой является наиболее токсичная – лабильная, полностью накапливается из воды системами организма рыб, главным образом костными тканями.

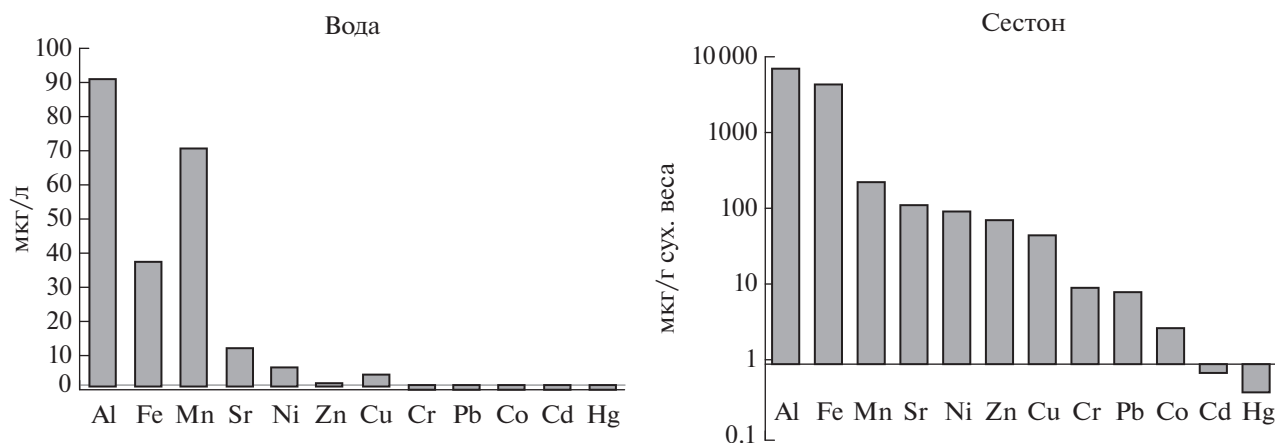
**Рис. 2.** Среднее содержание металлов в компонентах экосистемы губы Белой.

Таблица 3. Содержание металлов в ДО губы Белой (C_f — коэффициенты загрязнения; $Me_{\text{био}}$ — вклад биогенной доли металлов через сестон в ДО, %; кларки элементов в земной коре по [3])

Элемент	ДО, мкг/г _{сух. в.} , $n = 10$		C_f	$Me_{\text{био}}$, %	Кларки
	0–3 см	нижний слой			
Зольность, %	87.5	91			≈100
Al	$\frac{54803}{36393-80145}$	$\frac{39163}{23000-52551}$	1.4	3	80 500
Fe	$\frac{24377}{22247-26364}$	$\frac{20615}{13770-22210}$	1.2	5	46 500
Mn	$\frac{2975}{1045-6566}$	$\frac{2016}{909-2846}$	2	2	1000
Sr	$\frac{2303}{1083-5242}$	$\frac{792}{281-1600}$	3.2	2	340
Cu	$\frac{272}{190-389}$	$\frac{112}{87-126}$	3.1	4	47
Ni	$\frac{855}{498-1574}$	$\frac{82.6}{25.7-165}$	12	3	58
Zn	$\frac{125}{88-146}$	$\frac{91}{69.2-113}$	1.4	13	83
Cd	$\frac{0.44}{0.21-0.73}$	$\frac{0.1}{0.04-0.17}$	5.2	45	0.13
Co	$\frac{28.7}{25.8-38.7}$	$\frac{18}{13.2-21.8}$	1.6	3	18
Pb	$\frac{12.8}{10.1-14.5}$	$\frac{5.50}{1.82-9.92}$	3.5	17	16
Cr	$\frac{33.5}{24.4-41.4}$	$\frac{48}{38.7-58.1}$	0.7	8	83
Hg	$\frac{0.27}{0.16-0.38}$	$\frac{0.06}{0.02-0.24}$	8.2	39	0.083

Высокие коэффициенты накопления Al, Fe и Mn, а также элементов Ni, Cd, Pb и Cr в сестоне губы Белой, вероятно, связаны не только с бионакоплением металлов в живых планктонных организмах, но также с процессами сорбции ионов металлов (в частности, адсорбции тонкодисперсных взвесей, представленных как минеральной, так и органической составляющей, на поверхности клеточных мембран организмов) и их способностью вступать в комплексообразование с органическими (например, продуктами метаболизма фитопланктона) и органоминеральными веществами [7, 16].

Проведенные исследования показали, что химические элементы, поступающие в губу Белую оз. Имандра, интенсивно накапливаются в различных компонентах его экосистемы. Причем, уровни накопления неодинаковы и определяются

специфическими свойствами как самих элементов, так и особенностями систем организмов, в которых происходит их аккумуляция [2, 6].

Для анализа малых выборок и оценки степени зависимости между переменными были применены методы непараметрической статистики. Анализ содержания загрязняющих веществ в воде, ДО и рыбе, а также коэффициента загрязнения показал высокие корреляционные зависимости: коэффициент корреляции Пирсона: $R^2 = 0.645 - 0.973$ ($p < 0.002$). Пространственное распределение также показало высокую степень зависимости исследуемых параметров при сравнении с гидрохимическими показателями.

Таким образом, антропогенное загрязнение в губе Белой, накладываясь на природные процессы, оказывает существенное влияние на них, сти-

Таблица 4. Коэффициенты накопления в компонентах среды ($K_{\text{нт}}$ — относительно общего содержания металла, $K_{\text{нд}}$ — относительно растворимой формы металла)

Компонент	Коэффициент	Fe	Al	Sr	Mn	Cu	Ni	Cd	Co	Zn	Pb	Cr	Hg
Сестон	$K_{\text{нт}}$	5.2	4.9	3.2	4.3	4	5.2	4.5	4.2	5.2	4.7	4.5	3.8*
Мышцы	$K_{\text{нт}}$	2.6	1.4	2.2	2.2	2.3	2	1.9	2.3	4.4	1.8	2.9	3.5*
	$K_{\text{нд}}$	3.5	2.1	2.3	3.5	2.5	—	—	—	—	—	—	—
Печень	$K_{\text{нт}}$	3.7	1.8	1.9	2.9	3.7	2.4	3.1	2.7	5.2	2.4	2.8	3.6*
	$K_{\text{нд}}$	4.6	2.6	2	4.3	4	—	—	—	—	—	—	—
Почки	$K_{\text{нт}}$	4	2.1	2.1	2.7	3.3	2.8	4.1	3.7	5.2	2.8	3.2	3.7*
	$K_{\text{нд}}$	4.8	2.7	2.2	4	3.5	—	—	—	—	—	—	—
Жабры	$K_{\text{нт}}$	3.7	2.6	3.5	3.4	2.8	2.6	3	2.9	5.4	2.9	3.5	3.4*
	$K_{\text{нд}}$	4.6	3.5	3.5	4.8	2.9	—	—	—	—	—	—	—
Скелет	$K_{\text{нт}}$	2.8	1.8	4.1	3.6	2.3	2.7	2.2	2	5.2	2.4	3.4	3.2*
	$K_{\text{нд}}$	3.7	2.4	4.1	4.9	2.7	—	—	—	—	—	—	—

* Коэффициенты накопления рассчитаны относительно предела обнаружения Hg методом холодного пара (≤ 0.05 мкг/л Hg) (ГОСТ Р 51212-98).

мулируя процессы эвтрофирования, а также обогащения вод токсичными микроэлементами, когда водоем подвергается воздействию прямых промышленных стоков.

ВЫВОДЫ

В результате длительного воздействия горнопромышленного комплекса АО “Апатит” на воду в губе Белой она претерпела техногенную трансформацию. Величина pH воды увеличилась в сторону подщелачивания, изменилось соотношение главных ионов минерализации: в анионном составе преобладающими стали сульфаты, в катионном — натрий. В настоящее время вода по содержанию биогенных элементов имеет эвтрофный статус. Концентрации Al, Sr и Mn увеличались в 2–3 раза, Cu и Ni — в 4–6 раз по сравнению с их условно “фоновыми” значениями в удаленных от промышленных узлов водоемах Кольского п-ова.

Al, Fe, а также Mn преимущественно находятся во взвешенном состоянии. Cu преобладает в растворимой форме: в комплексах с гумусовыми лигандами и неорганическими анионами — хлориды, гидроксогруппы. Основной формой Sr является лабильная, представленная Sr^{2+} более чем на 97%. В лабильной форме преобладает Zn и Ni.

Степень загрязнения ДО оз. Имандра в районе губы Белой меняется от умеренной (Al, Fe, Mn, Zn и Co) до значительной (Sr, Cu, Cd и Pb). Высокая степень загрязнения отмечена для Ni и Hg ($C_f > 6$). Поступление рассматриваемых металлов в ДО связано, главным образом, с химическими элементами минерального происхождения и менее значимо — с органическим веществом сестона.

Биодоступность металлов водными организмами определяется преимущественно их формой нахождения в водной среде, а также их физико-химическими особенностями.

В организмах рыб выявлены следующие закономерности: приоритетным органом — накопителем тяжелых металлов являются почки; для печени характерна высокая степень обогащения Zn, Hg и Cu; Cd концентрируется в печени и почках; костные ткани обогащены Sr.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вандыш О.И., Денисов Д.Б., Черепанов А.А., Горбачева Т.А., Кацулин Н.А. Особенности планктонных сообществ губы Белой озера Имандра при длительном воздействии сточных вод горнорудного производства // Тр. КНЦ РАН. Прикладная экология Севера. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2013. Вып. 3. С. 35–67.
2. Ветров В.А., Кузнецова А.И. Микроэлементы в природных средах региона озера Байкал / Под ред. М.И. Кузьмина. Новосибирск: Изд-во СО РАН, НИЦ ОИГГМ, 1997. 234 с.
3. Виноградов А.П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555–571.
4. Даувальтер В.А. Исследование физического и химического состава донных отложений при оценке экологического состояния водоемов: учеб. пособие по дисциплине “Геохимия окружающей среды”. Мурманск: Изд-во МГТУ, 2006. 84 с.
5. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов / Под ред. Л.В. Карабановой. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2007. 395 с.

6. *Леонова Г.А.* Геохимическая роль планктона континентальных водоемов Сибири в концентрировании и биоседиментации микроэлементов. Новосибирск: Гео, 2012. 314 с.
7. *Линник П.Н., Набиванец Б.И.* Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
8. *Малиновский Д.Н.* Особенности миграции загрязняющих веществ в районах разработки апатитонегелиновых месторождений Мурманской области. Дис. ... канд. геогр. наук. Апатиты: КНЦ РАН, 1999. 236 с.
9. Материалы к изучению вод Кольского полуострова. Мурманск: Кольская база АН СССР, 1940. С. 45–98.
10. *Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А.* Формирование химического состава вод Мурманской области в условиях функционирования горнорудных и металлургических производств // Арктика: экология и экономика. 2015. № 4 (20). С. 4–13.
11. *Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П., Ильяшук Б.П., Ильяшук Е.А., Сандимиров С.С., Каган Л.Я., Вандыш О.И., Шаров А.Н., Шарова Ю.Н., Королева И.М.* Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра // Отв. ред. Т.И. Моисеенко. М.: Наука, 2002. 403 с.: ил.
12. *Моисеенко Т.И., Яковлев В.А.* Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера. Л.: Наука, 1990. 220 с.
13. *Павлова А.С., Кашулин Н.А., Денисов Д.Б., Терентьев П.М., Кашулина Т.Г., Даувальтер В.А.* Распределение химических элементов между компонентами экосистемы арктического озера Большой Вудъявр (Хибины, Мурманская область) // Сибирский экол. журн. 2019. № 3. С. 348–366.
14. *Родюшкин И.В.* Формы нахождения металлов в воде озера Имандра // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского полуострова. Апатиты: КНЦ РАН, 1995. С. 55–64.
15. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 305 с.
16. *Чистяков Ю.В.* Основы бионеорганической химии // М.: Химия, Колос-с, 2007. 539 с.
17. *Hakanson L.* An ecological risk index for aquatic pollution control – sedimentological approach // Water Res. 1980. V. 17. № 36. P. 663.
18. *Skogheim O.K.* Rapport fra Arungenprosjektet. Oslo: NLH, 1979. № 2. 7 p.
19. *Verweij W.* Chemical Equilibria in Aquatic Systems (CHEAQS) Next program. 2014. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.cheaqs.eu/index.html> (дата обращения: 20.05.2019)

ВАРИАБЕЛЬНОСТЬ ТРОФИИ ДОННЫХ БИОТОПОВ ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ОСАДОЧНЫМ ПИГМЕНТАМ

© 2021 г. Н. А. Тимофеева^а*, Л. Е. Сигарева^а, В. В. Законнов^а

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

*e-mail: timof@ibiw.ru

Поступила в редакцию 30.01.2020 г.

После доработки 30.01.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

Представлены новые данные по содержанию растительных пигментов и органического вещества в донных отложениях русловых, пойменных и приустьевых биотопов Горьковского водохранилища (Верхняя Волга, Россия). Выявлены закономерности распределения осадочного хлорофилла *a* и продуктов его деградации — феопигментов в зависимости от скорости течения, глубины и характера грунта. Оценены трофические условия в донных отложениях по суммарному содержанию хлорофилла *a* и феопигментов с учетом районирования водохранилища по абиотическим факторам. Средняя концентрация осадочных пигментов, рассчитанная с учетом площадей донных отложений разного типа, в 2009–2010 гг. (25.3 ± 1.5 мкг/г сухого грунта) меньше, чем в годы предыдущих наблюдений — 1996–1998 и 2001 гг. (59.1 и 31.9 ± 3.7 мкг/г соответственно). Трофическое состояние бентали водохранилища сохраняется мезотрофным.

Ключевые слова: хлорофилл, феопигменты, донные отложения, трофическое состояние, Горьковское водохранилище.

DOI: 10.31857/S0321059621010272

ВВЕДЕНИЕ

Контроль качества водных ресурсов приобретает особое значение в условиях резких климатических колебаний, наблюдаемых в последние десятилетия. Отслеживание изменений продуктивности водных экосистем позволяет своевременно выявлять трансформацию характеристик водной среды. В изучении динамики процессов в водоеме и на водосборе важная роль принадлежит донным отложениям (ДО) [21, 24], а среди показателей бентали — растительным пигментам [25, 27, 32, 37]. Осадочный хлорофилл *a* (Хл *a*) и его дериваты — индикаторы трофического состояния, поскольку их концентрации положительно коррелируют с показателями продуктивности фитопланктона [26, 29], мейо- и макрозообентоса [23, 30, 15], концентрациями в ДО органического вещества (ОВ), общего азота и фосфора [16, 20, 28]. Осадочные пигменты широко используются в работах на озерах и значительно реже в динамичных экосистемах водохранилищ в связи с пространственными градиентами морфологических, гидрологических, гидрохимических и биологических характеристик [15, 19, 39, 40]. В то же время эти уникальные индикаторы весьма информативны

для экологического мониторинга водохранилищ — резервуаров пресной воды.

Цель работы — изучение пространственной вариативности трофии бентали Горьковского водохранилища на основе анализа содержания растительных пигментов в ДО разнотипных биотопов — русловых, пойменных и приустьевых.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Горьковское водохранилище (создано в 1955–1957 гг.) — четвертое в Волжском каскаде, сильно вытянутый водоем сложного долинного типа (длина — 430 км, объем — 8.7 км^3 , площадь — 1591 км^2 , средняя глубина — 5.5, максимальная — 21 м, коэффициент водообмена — 6.1 год^{-1}) играет значительную роль в водоснабжении Ярославской, Костромской и Ивановской областей [18]. По особенностям морфометрии и гидродинамики в водохранилище выделяют участки выклинивания подпора, переходный, предплотинный и Костромское расширение — обособленный мелководный залив [1]. Основной продуцент ОВ в водоеме — фитопланктон, в формировании биомассы которого главная роль принадлежит диатомовым и синезеленым водорослям [5, 8]. Трофи-

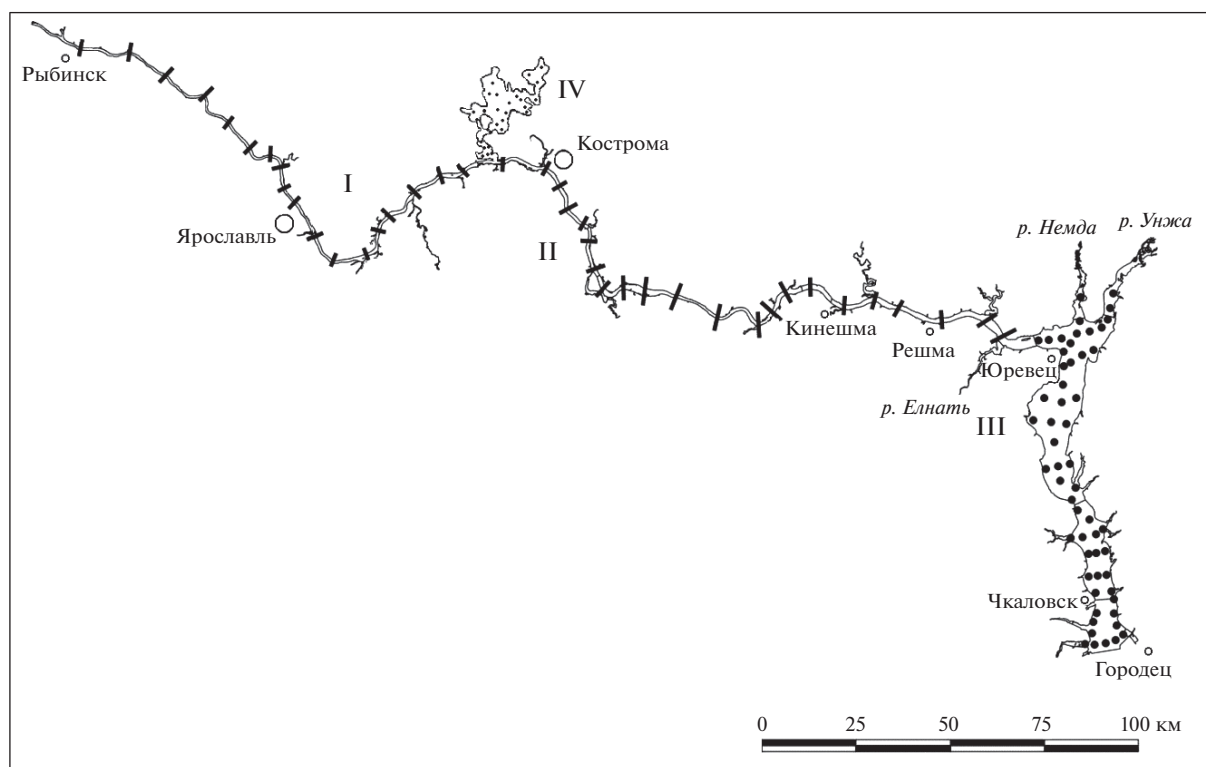


Рис. 1. Картограмма грунтовой съемки Горьковского водохранилища в 2009–2010 гг.: трансекты в зоне выклинивания подпора (I) и переходном участке (II), сетка станций в предплотинном районе (III) и Костромском расширении (IV).

ческое состояние экосистемы по биомассе фитопланктона оценивается как мезотрофное, по содержанию Хл *a* в планктоне — от мезотрофного до эвтрофного [6, 8, 34]. Степень зарастания акватории водохранилища высшей водной растительностью незначительна (1.4%), наиболее заросший макрофитами участок — Костромское расширение (21.5%) [17, 10]. В грунтовом комплексе по площади доминируют крупнозернистые наносы (50%), менее распространены тонкодисперсные отложения (32%) и трансформированные грунты (18%). Средняя толщина ДО ~13 см, среднегодовое осадконакопление — 2.3 мм [4].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Пробы ДО отбирали от Рыбинска до Костромы на 52 станциях в июне 2009 г., в Костромском расширении — на 28 станциях в июле 2009 г., от Костромы до Городца — на 113 станциях в августе 2010 г. (рис. 1). Основная часть станций относилась к бывшему руслу и поймам (глубины 0.9–21 м). Кроме того, были проанализированы приустьевые зоны 15 малых, а также пяти более крупных рек (Которосль, Кострома, Мера, Немда и Унжа), впадающих в водохранилище. В девяти притоках дополнительно отбирали пробы выше по течению. ДО извлекали модифицированным дночерпателем Экмана–Берджа (ДАК-250, Рос-

сия), для анализа брали пробы из верхнего 5-сантиметрового слоя.

Растительные пигменты определяли спектрофотометрическим методом в 90%-м ацетоновом экстракте. Концентрацию Хл *a* и продуктов его деградации — феопигментов (Ф) — рассчитывали по уравнениям Лоренцена [31] на 1 г ОВ (мг/г ОВ), на 1 г сухого грунта (мкг/г) и на 1 м² сырого грунта толщиной 1 мм (мг/м² мм). Концентрация пигментов в расчете на ОВ характеризует его качество — происхождение (аллохтонное, автохтонное) и степень деструкции [38]. Концентрацию Хл + Ф (мг/м² мм — среднее содержание в 1 мм верхнего 5-сантиметрового слоя отложений площадью 1 м²) использовали для сравнения с литературными данными по содержанию Хл *a* в столбе воды (мг/м²) и первичной продукции фитопланктона. В качестве показателей соотношения каротиноидов и Хл *a* в ДО использовали отношение оптических плотностей экстракта в максимумах поглощения этих пигментов (480 и 665 нм) без поправки (E_{480}/E_{665}) и с поправкой ($E_{480}/1.7E_{665}$) на дериваты Хл *a*. Значения индексов, превышающие величины для фитопланктона (0.8–1.0), отражают более интенсивное разрушение Хл *a*, а низкие — каротиноидов.

Гранулометрический анализ ДО выполняли методом мокрого рассеивания через сита с диа-

метром отверстий от 2 до 0.05 мм на электромагнитной просеивающей установке “Analysette-3” (фирма “Alfred Fritsch & CO”, Германия). Содержание ОВ определяли по изменению массы грунта при прокаливании при 600°C, естественную влажность и воздушно-сухую объемную массу отложений — традиционными методами [2]. Для характеристики гидродинамической активности использовали формализованный показатель средней придонной скорости течения (V , м/с), интегрирующий стоковые и ветровые течения, который рассчитывали на основе среднего диаметра частиц ДО по уравнению связи, полученному для Горьковского водохранилища [4].

Для оценки трофии использовали концентрацию $Xл + Ф$ в расчете на сухой грунт согласно [35]: олиготрофная категория <13 мкг/г сухого грунта, мезотрофная — 13–60, эвтрофная — 60–120, гипертрофная >120. Трофическое состояние всей бентали водохранилища оценивали по средневзвешенной концентрации $Xл + Ф$ в слое 0–5 см, рассчитанной с учетом соотношения площадей отложений разного типа [4].

Результаты обработаны с помощью пакетов программ MS Excel и Statistica 6.0. Изменчивость показателей оценивали по коэффициенту вариации C_v . Для оценки количественной связи между изучаемыми характеристиками использовали коэффициенты парной корреляции Пирсона ($P < 0.05$). Анализ массива данных по разным показателям проводили методом главных компонент. В таблицах приведены средние арифметические значения величин со стандартной ошибкой. Достоверность различий средних значений оценивали по t -критерию Стьюдента ($P < 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Абиотические условия на участках водохранилища

Участок выклинивания подпора от Рыбинской плотины до Костромского расширения — наиболее узкая русловая часть Горьковского водохранилища со сравнительно небольшими глубинами и высокой скоростью течения (табл. 1). Основную часть ложа здесь занимают пески и илистые пески. Переходный участок, выделяемый ниже по течению до устья р. Елнати, характеризуется расширением акватории за счет затопления пологого левого берега и приустьевых областей притоков, увеличением глубины, замедлением стоковых течений и возрастанием ареалов илов при доминировании песчаных наносов. Предплотинный, или озерный, участок отличается наибольшей шириной и глубиной, пониженной гидродинамической активностью и преобладанием илов (песчанистый, глинистый и бурый илы) в глубоководной зоне. Костромское расширение мелководно и слабо заболочено, на

станциях наблюдений преобладали глинистые илы. На русле градиент гидродинамической активности по продольной оси водоема выражен сильнее, чем у берегов (табл. 1). В верхнем и среднем участках скорость течения на русле заметно больше, чем на поймах, а в предплотинном районе эти различия нивелируются. В приустьевых участках притоков пониженная гидродинамическая активность отмечалась повсеместно (табл. 1).

Водно-физические и гранулометрические характеристики ДО отражали увеличение заиливания от верховьев к плотине. Так, от участка выклинивания подпора к переходному и далее к предплотинному уменьшались средние значения воздушно-сухой объемной массы (соответственно 0.99 ± 0.07 , 0.83 ± 0.05 , 0.68 ± 0.06 г/см³), увеличивались содержание суммарной фракции пелита и алеврита (<0.1 мм) (37 ± 5 , 62 ± 5 , $74 \pm 3\%$) и влажность (40 ± 2 , 48 ± 2 , $58 \pm 2\%$) отложений.

Содержание ОВ в образцах ДО, отобранных на основной территории ложа, менялось в пределах 0.5–32.3% и только в Костромском расширении в торфянистом иле достигало 65.1%. Наиболее часто встречались величины <30%, что обусловлено преобладанием минеральных вторичных отложений в грунтовом комплексе. Среднее содержание ОВ достоверно увеличивалось от верхнего участка к нижнему, причем такая тенденция отмечалась как на русловых, так и на пойменных станциях, а в Костромском расширении оно было сходным с таковым в нижнем районе (табл. 1).

Состояние пигментного фонда ДО

В донных биотопах на большинстве станций пигменты находились в разрушенном состоянии. Относительное содержание $Ф$ в верхнем слое отложений варьировало от 11 до 100% и чаще превышало 70% $Xл + Ф$ ($C_v = 16\%$). Рассматриваемый показатель не зависел от типа ДО и несколько увеличивался с возрастанием глубины ($r = 0.36$). В литорали относительное содержание $Ф$ изредка составляло <50%, среднее значение показателя ($70 \pm 5\%$) было достоверно меньше, чем в глубоководной зоне ($87 \pm 1\%$).

Пигментные индексы E_{480}/E_{665} и $E_{480}/1.7E_{665к}$ свидетельствовали о разной степени трансформации $Xл a$ и каротиноидов в ДО. Индекс E_{480}/E_{665} изменялся от 0.8 до 6.5 ($C_v = 30\%$), $E_{480}/1.7E_{665к}$ — от 0.5 до 4.2 ($C_v = 28\%$) при соответствующих средних 3.2 ± 0.1 и 2.1 ± 0.0 . Минимальные величины были характерны для торфянистого ила, максимальные — для серого глинистого ила. Средние значения для почвы и песчаных наносов меньше, чем для илов (табл. 2). В отложениях литорали показатели E_{480}/E_{665} и $E_{480}/1.7E_{665к}$ (соответственно 2.6 ± 0.2 и 1.8 ± 0.1) слабо отличались от таковых в глубоководной зоне (3.3 ± 0.1 и $2.1 \pm$

Таблица 1. Некоторые абиотические характеристики участков и ДО Горьковского водохранилища (1 — у правого берега, 2 — бывшее русло, 3 — у левого берега, 4 — приустьевые участки)

Участок	Зона	Глубина, м	V , м/с	Фракция <0.1 мм*, %	ОВ*, %
Выклинивания подпора	1	4.8 ± 1.2	0.28 ± 0.05	28.4 ± 7.9	3.2 ± 1.1
	2	9.1 ± 0.1	0.60 ± 0.19	25.8 ± 16.0	3.1 ± 1.6
	3	5.5 ± 1.3	0.21 ± 0.03	34.8 ± 8.3	5.0 ± 1.5
	4	3.1 ± 0.7	0.14 ± 0.01	55.6 ± 8.9	5.8 ± 0.9
Переходный	1	6.0 ± 1.2	0.20 ± 0.04	50.5 ± 8.6	6.0 ± 0.8
	2	12.0 ± 0.8	0.33 ± 0.13	44.9 ± 12.9	8.1 ± 1.4
	3	6.8 ± 0.8	0.11 ± 0.01	78.6 ± 5.2	8.5 ± 1.2
	4	6.9 ± 0.7	0.14 ± 0.02	61.6 ± 11.7	7.7 ± 1.7
Предплотинный	1	9.1 ± 0.7	0.11 ± 0.01	77.0 ± 5.0	11.2 ± 1.3
	2	15.7 ± 0.9	0.09 ± 0.02	80.9 ± 5.5	13.5 ± 1.1
	3	7.3 ± 0.8	0.13 ± 0.02	66.8 ± 6.7	11.1 ± 2.2
	4	7.7 ± 1.1	0.13 ± 0.03	69.7 ± 10.7	8.6 ± 1.3
Костромское расширение	—	4.4 ± 0.5	0.18 ± 0.04	71.4 ± 5.0	11.4 ± 2.2

* В верхнем (5 см) слое ДО.

Таблица 2. Содержание ОВ и растительных пигментов в верхнем (5 см) слое ДО разного типа Горьковского водохранилища

Тип грунта	ОВ, %	Хл + Ф, мкг/г сухого грунта	Хл + Ф, мг/г ОВ	E_{480}/E_{665}	$E_{480}/1.7E_{665к}$
Размытая почва	8.8 ± 0.7	6.3 ± 3.1	0.07 ± 0.03	2.5 ± 0.3	1.6 ± 0.2
Песок	1.4 ± 0.3	9.2 ± 3.3	0.59 ± 0.21	2.1 ± 0.2	1.5 ± 0.1
Илистый песок	2.7 ± 0.3	13.4 ± 2.1	0.59 ± 0.10	2.7 ± 0.2	1.8 ± 0.1
Песчанистый ил	6.0 ± 0.6	24.9 ± 3.9	0.43 ± 0.05	3.7 ± 0.2	2.3 ± 0.1
Серый глинистый ил	11.9 ± 0.5	53.9 ± 3.1	0.48 ± 0.03	3.5 ± 0.1	2.2 ± 0.0

± 0.0) из-за большой толщины исследуемого слоя отложений (5 см), в котором растительный материал находится в разрушенном виде. Индекс $E_{480}/1.7E_{665к}$ в верхнем и среднем участках был достоверно больше, чем в предплотинном районе, где более благоприятны условия для сохранения пигментов (пониженное содержание кислорода у дна) (рис. 2).

Горизонтальное распределение осадочных пигментов

Удельное содержание Хл + Ф в ОВ варьировало от 0.01 до 2.61 мг/г ОВ ($C_v = 82\%$). Низкие величины (0.01–0.03 мг/г ОВ) получены для размытых почв, высокие (1.73–2.61 мг/г ОВ) — для песков и илистых песков литорали при низкой доле продуктов распада Хл *a*. Наиболее часто (66%) встречались значения (<0.5 мг/г ОВ), которые на два порядка меньше содержания Хл в ОВ водорослей. Концентрации Хл + Ф в диапазонах 0.5–1, 1–2 и >2 мг/г ОВ составляли соответственно 27, 6

и 1% выборки. Отмечено достоверное убывание содержания Хл + Ф в ОВ грунтов от участка выклинивания подпора (0.84 ± 0.09) к переходному (0.48 ± 0.04) и предплотинному (0.37 ± 0.02) за счет пойменных и приустевых территорий (рис. 2). Невысокие концентрации Хл + Ф (0.22 ± 0.02 мг/г ОВ) были отмечены в Костромском расширении.

Валовое содержание Хл + Ф в расчете на сухую массу отложений изменялось в широких пределах (0.4–188 мкг/г сухого грунта, $C_v = 85\%$). Низкие значения были характерны для русловых песков, максимальное — для глинистого ила в районе плотины (на глубине 21 м). Среднее для русла, поймы и приустевых областей притоков содержание Хл + Ф достоверно не различалось на участках выклинивания подпора (38.5 ± 6.2), переходном (35.2 ± 3.5) и предплотинном (46.1 ± 4.7 мкг/г сухого грунта), но на русле существенно увеличивалось от верховий к плотине (рис. 2). На поперечных разрезах в зоне выклинивания

подпора концентрации Хл + Ф (мкг/г сухого грунта) на русле меньше, чем на поймах, в переходном участке различия не выявлены, в предплотинном районе максимальное содержание пигментов приурочено к затопленному руслу р. Волги (рис. 2). В приустьевых участках притоков концентрации осадочных пигментов были сходны с таковыми на поймах (рис. 2). Высокое содержание Хл + Ф (78–105 мкг/г сухого грунта) отмечалось в устьях рек Норы, Шиголости, Кубани, Шачи, Сунжи и Меры. Выявлено, что концентрации осадочных пигментов и ОВ в приустьевых зонах, как правило, больше, чем на участках рек выше по течению (рис. 3).

Концентрация Хл + Ф в расчете на единицу площади дна варьировала от 0.8 до 76.9 мг/м² мм ($C_v = 64\%$). Низкие концентрации отмечены в русловых песках в верховьях водохранилища; высокие — в глинистых илах, содержащих остатки высшей водной растительности; в приустьевых зонах притоков (р. Нора и Шиголость). Наиболее часто (64%) встречались величины в диапазоне 10–30, среднее значение составило 21.0 ± 1.0 мг/м² мм.

Пространственная динамика осадочных пигментов в значительной степени была обусловлена неоднородностью распределения разных типов ДО. Концентрация Хл + Ф в расчете на сухой грунт наиболее сильно менялась в зависимости от типа отложений, увеличиваясь от почв и песков к илам. (табл. 2). Концентрация Хл + Ф наиболее тесно связана с водно-физическими свойствами грунтов — влажностью и объемной массой, а также с содержанием ОВ (рис. 4). Менее выражены зависимости концентрации пигментов от показателей гранулометрического состава (рис. 4). Характер связей концентрации ОВ, как и пигментов, неодинаков с разными показателями грунта: влажностью ($r = 0.80$), воздушно-сухой объемной массой ($r = -0.69$), содержанием суммарной фракции пелита и алевроита ($r = 0.51$), средним диаметром частиц ($r = -0.32$). Как правило, теснота всех связей усиливалась при анализе только русловых станций из-за наиболее сильного градиента абиотических условий.

В настоящей работе впервые для Горьковского водохранилища установлена умеренная отрицательная связь концентрации осадочных пигментов с показателем скорости течения как для всего массива данных (рис. 4), так и отдельных зон дна — русла ($r = -0.57$), левобережной ($r = -0.55$) и правобережной пойм ($r = -0.34$), приустьевых районов ($r = -0.53$). Связь концентрации осадочных пигментов с глубиной положительная для русловых станций по продольному профилю ($r = 0.67$). В то же время по поперечным разрезам (для русла, пойм и приустьевых территорий) связь Хл + Ф с глубиной неодинакова: в зоне выклинивания подпора — отрицательная ($r = -0.33$), в переход-

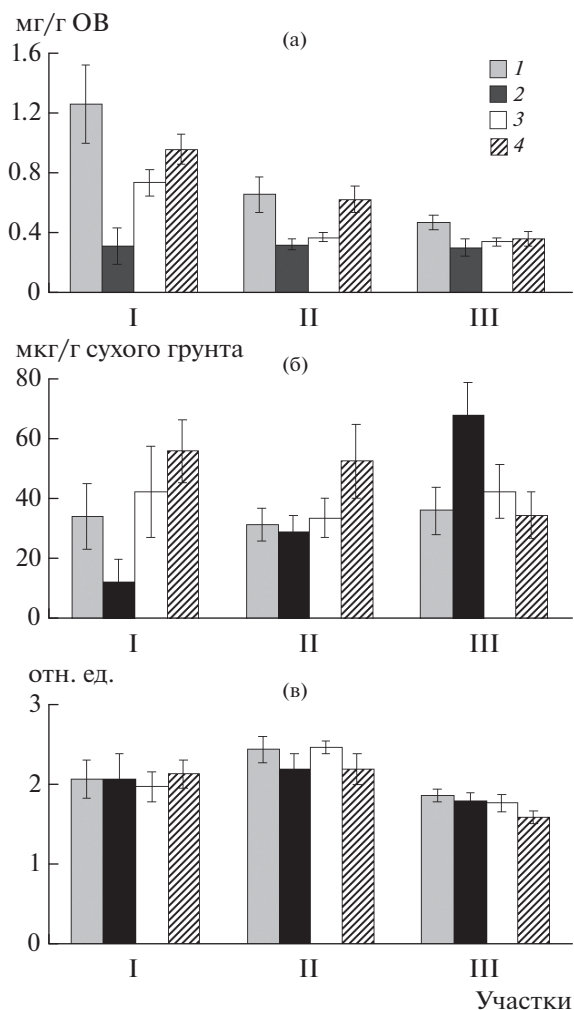


Рис. 2. Средние концентрации Хл + Ф (а), мг/г ОВ, Хл + Ф (б), мкг/г сухого грунта, значения индекса $E_{480}/1.7E_{665}$ (в) в верхнем (5 см) слое ДО в зонах исследования Горьковского водохранилища: 1 — у правого берега, 2 — бывшее русло, 3 — у левого берега, 4 — приустьевые зоны. Участки: I — выклинивания подпора, II — переходный, III — предплотинный.

ном участке не выявляется, а в предплотинном — положительная ($r = 0.67$). Смена направления связи обусловлена изменениями соотношения скоростей течения на русле и поймах (табл. 1).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Основа формирования продуктивности водоема и, соответственно, оценки его трофического статуса — первичная продукция, но часто используют показатели развития организмов других трофических уровней. Оценка трофического состояния водохранилищ представляет особые трудности из-за пространственной неоднородности распределения гидробионтов в пелагиали и бентали. Особенности морфометрии, гидродинами-

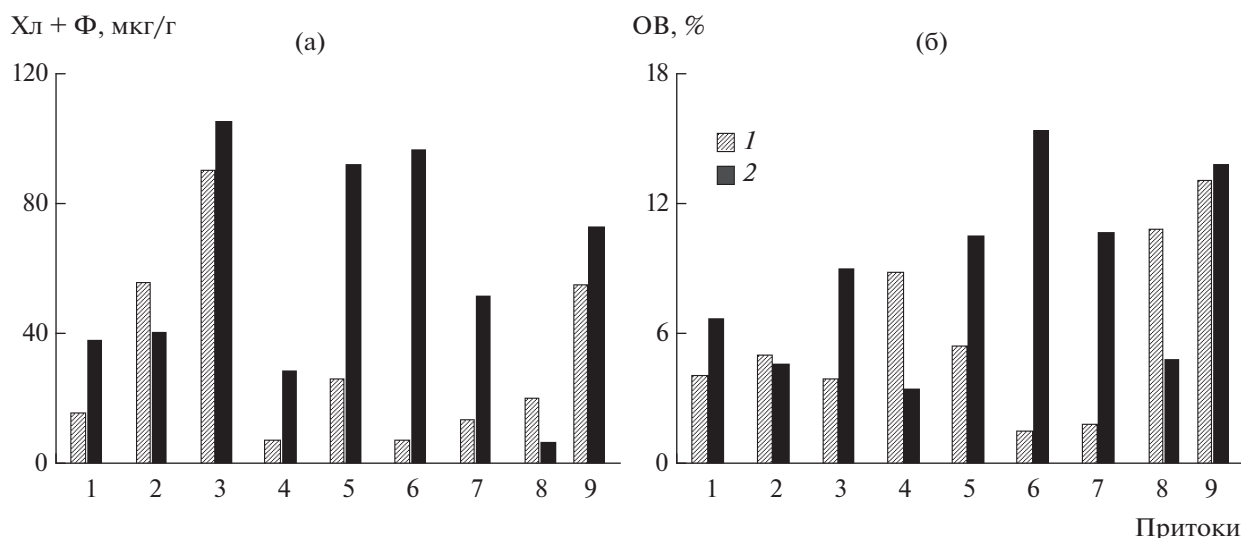


Рис. 3. Концентрации Хл + Ф (а), мкг/г сухого грунта, и ОВ (б) в верхнем (5 см) слое ДО на речных (1) и приустьевых (2) участках притоков Горьковского водохранилища: 1 – Ить, 2 – Которосль, 3 – Шиголость, 4 – Кострома, 5 – Шача, 6 – Мера, 7 – Елнать, 8 – Немда, 9 – Ячменка.

ки, свойства водных масс влияют на распределение планктонных водорослей и продуктивность участков водохранилищ [6, 9, 22]. В бентали обилие донных организмов зависит от типа грунта, скорости течения, кислородного и термического режима [7, 33, 36]. При использовании осадочных пигментов как показателей трофии следует учитывать характеристики биотопов. Первые работы, посвященные изучению содержания пигментов в ДО Горьковского водохранилища, проводились в 1996–1998 и 2001 гг. на 33–42 русловых и пойменных станциях [13, 14]. Было показано, что горизонтальное распределение Хл *a* и его дериватов в поверхностных отложениях характеризуется увеличением концентраций от верховьев к плотине и от русла к пойме. Трофический статус водоема по содержанию осадочных пигментов оценивался как мезотрофный.

В настоящей работе на Горьковском водохранилище, впервые выполненной по расширенной сетке станций, включающей зоны русла, поймы, приустьевые участки притоков и Костромское расширение, учтено разнообразие условий седиментации взвеси и осадкообразования в водохранилище. Показано, что изменчивость содержания осадочных пигментов как показателей трофии связана с пространственной структурой грунтового комплекса, отражающей характер протекающих на участках водоема физических, химических и биологических процессов. Основной вклад в формирование трофии бентали вносят песчанистый и серый глинистый илы, в которых концентрации растительных пигментов и ОВ более высокие, чем в отложениях другого типа (табл. 2).

Для выявления неоднородности трофических условий в бентали проанализировали методом главных компонент массив данных по восьми показателям (глубина, придонное течение, показатели ДО: валовая концентрация Хл + Ф, содержание ОВ, средний диаметр, содержание частиц <0.1 мм, воздушно-сухая объемная масса, влажность). Первый фактор по оси абсцисс объяснял 62.4% общей дисперсии исходных переменных и отражал характеристики ДО. Второй фактор по оси ординат учитывал 17.1% вариации и в основном был связан с глубиной и скоростью течения. Расположение точек на графике позволило структурировать станции по трем группам, различающимся по содержанию Хл + Ф и ОВ в ДО (рис. 5). Средняя концентрация Хл + Ф в группе I составила 3.4 ± 1.2 , II – 34.0 ± 2.2 , III – 111 ± 17.3 мкг/г сухого грунта; содержание ОВ – 1.0 ± 0.1 , 8.5 ± 0.4 , $28.7 \pm 7.0\%$ соответственно. В группу I ($n = 12$) входят станции с высокой скоростью течения (0.65 ± 0.07 м/с) и песчаными отложениями. Группа III ($n = 7$) объединяет глубоководные (11–22 м) станции нижнего района предплотинного участка со слабым течением (0.07 ± 0.01 м/с), занятые глинистыми илами, а также участок в Костромском расширении с торфянистым илом. Большинство станций попадает в группу II, в пределах которой постепенно снижается скорость течения и увеличивается содержание ОВ и Хл + Ф. Эти данные показывают, что наиболее резко различаются по трофическим условиям русловые отложения в зонах выклинивания подпора и вблизи плотины.

Разграничение всего массива данных концентраций Хл + Ф в ДО по категориям тро-

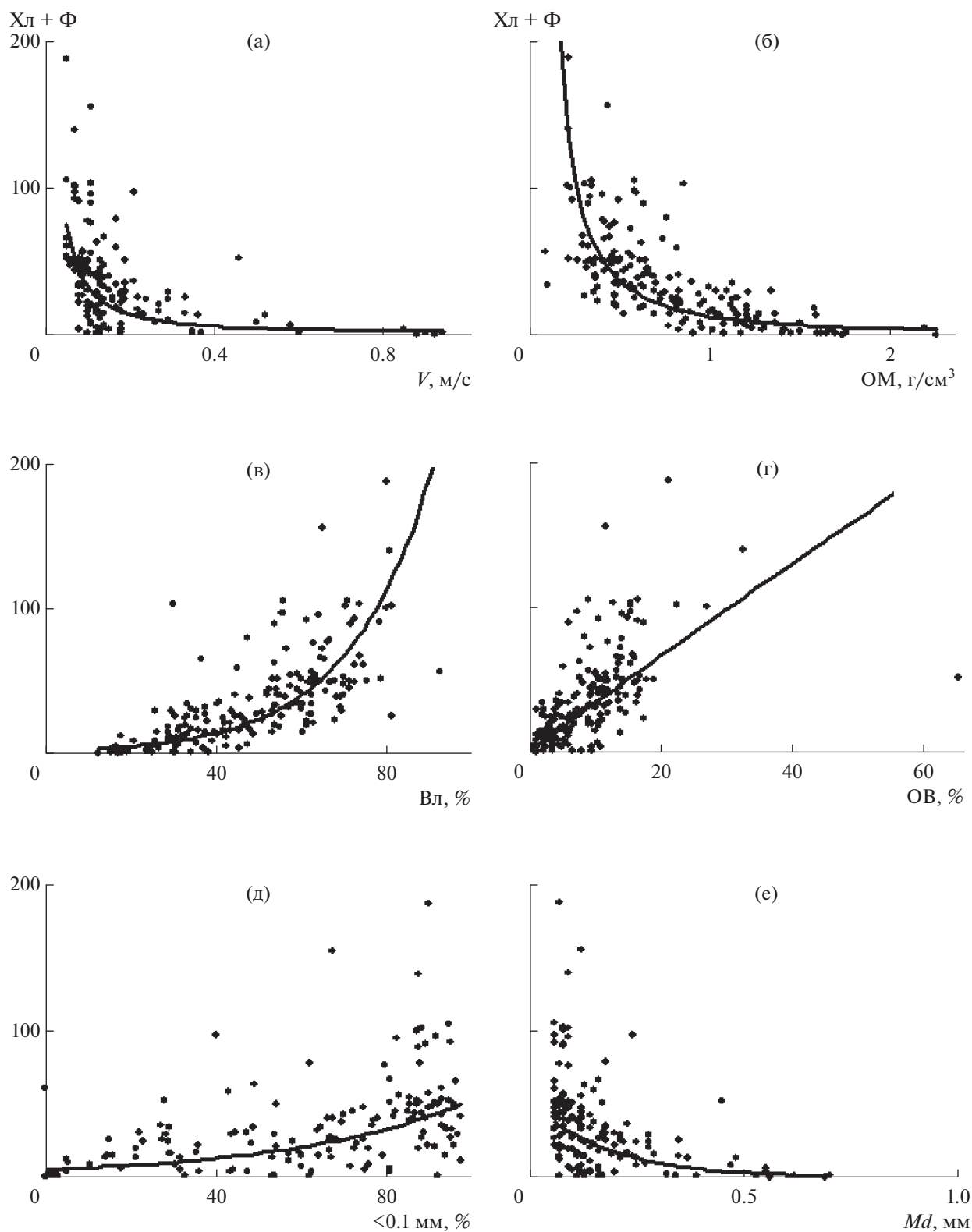


Рис. 4. Связи содержания Хл + Ф, мкг/г сухого грунта, со скоростью течения (а) и характеристиками ДО: воздушно-сухой объемной массой (ОМ) (б), влажностью (в), концентрацией ОБ (г), % сухой массы грунта, содержанием суммарной алевритовой и пелитовой фракции (д) и средним диаметром Md частиц (е). Уравнения регрессии: $y = 1.9x^{-1.23}$, $r^2 = 0.37$ (а); $y = 12.73x^{-1.53}$, $r^2 = 0.53$ (б); $y = 1.74\exp(0.05x)$, $r^2 = 0.58$ (в); $y = 3.75x^{0.96}$, $r^2 = 0.49$ (г); $y = 4.86\exp(0.02x)$, $r^2 = 0.32$ (д); $y = 52.65\exp(-5.59x)$, $r^2 = 0.34$ (е).

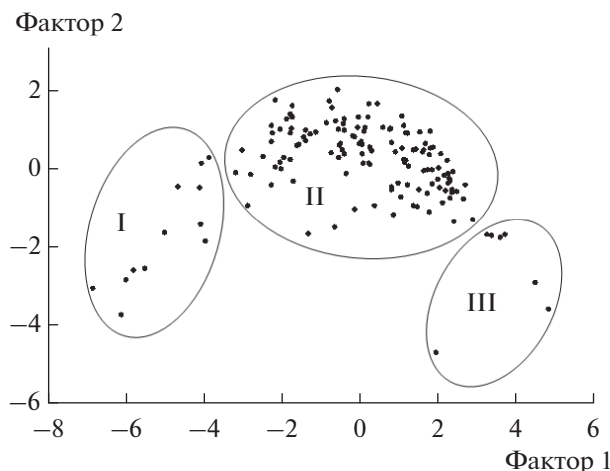


Рис. 5. Взаимное расположение станций Горьковского водохранилища на плоскости двух главных компонент, обобщающих содержание осадочных пигментов и ОВ, гранулометрические и водно-физические показатели ДО, скорость течения и глубину. I, II, III — группы станций.

фии показало следующие величины: олиготрофной категории — 22, мезотрофной — 61, эвтрофной — 16, гипертрофной — 2%. Средние концентрации Хл + Ф в ДО разного типа (табл. 2) варьируют от олиготрофных (трансформированная почва, песок) до мезотрофных (илистый песок, песчанистый и глинистый илы). В пространственном аспекте наиболее значительно меняются трофические условия в отложениях русловой ложбины: в зоне выклинивания подпора — олиготрофные, на переходном участке — мезотрофные, в предплотинном районе — эвтрофные (рис. 2). Приустьевые зоны притоков, правобережная и левобережная поймы по среднему содержанию осадочных пигментов во всех участках водоема относятся к мезотрофным территориям (рис. 2).

Средневзвешенная концентрации Хл + Ф с учетом соотношения площадей отложений разного типа (25.3 ± 1.5 мкг/г сухого грунта) характеризует состояние бентали Горьковского водохранилища в 2009–2010 гг. как мезотрофное, что соответствует категории трофии в прежние годы. В то же время средняя концентрация в 2009–2010 гг. меньше, чем в 1996–1998 и 2001 гг. (59.1 и 31.9 мкг/г сухого грунта соответственно) [13, 14]. Уменьшение обусловлено снижением средней концентрации Хл + Ф в песчанистом иле от 65.4 до 24.9, в глинистом иле от 168 до 53.9 мкг/г сухого грунта.

Средняя для водоема концентрация Хл + Ф в расчете на 1 м^2 дна (с учетом соотношения грунтов разного типа) составила $18.1 \pm 1.3 \text{ мг/м}^2 \text{ мм}$. Эта величина соответствует 24% концентрации Хл а в столбе воды (мг/м^2), рассчитанной по [9]. Кон-

центрация Хл + Ф (41.6 мг/м^2) в среднегодовом слое (2.3 мм) ДО в пересчете на условную биомассу водорослей составляет 0.49% годовой первичной продукции фитопланктона, что сходно с соответствующими величинами для других волжских водохранилищ (0.49–0.75%) [12]. Такие показатели содержания растительных пигментов в ДО свидетельствуют о высокой степени утилизации первичной продукции в экосистеме Горьковского водохранилища.

Данные по осадочным пигментам согласуются с показателями первичной и вторичной продукции. Например, по биомассе фитопланктона Горьковское водохранилище считается мезотрофным [6], по Хл а фитопланктона трофический статус варьирует от мезотрофного до эвтрофного [8, 34]. Высокие концентрации Хл + Ф в русловых отложениях предплотинного района, как правило, сочетаются с увеличением биомассы планктонных водорослей [5]. Распределение осадочных пигментов сходно с таковым макрозообентоса. Так, биомасса макрозообентоса на русле увеличивается от 4.7 г/м^2 в речном районе до 15.8 г/м^2 в озеровидном. В то же время на озерном участке биомасса на пойме (4.3 г/м^2) меньше, чем на русле [11]. Во временном аспекте уменьшение концентрации осадочных пигментов согласуется с уменьшением ихтиомассы в Горьковском водохранилище в 2010 г. [3].

ВЫВОДЫ

Впервые изучена вариабельность трофии бентали Горьковского водохранилища по осадочным пигментам на основе расширенной сетки станций, охватывающей русловые, пойменные и приустьевые биотопы. Наибольшие изменения концентрации осадочных пигментов (от олиготрофных до эвтрофных значений) отмечены на русле по продольному профилю водохранилища. Соотношение концентраций Хл + Ф в ДО русла и поймы зависит от гидроэкологических характеристик участков водоема. В приустьевых зонах притоков концентрации осадочных пигментов сходны с таковыми на поймах. Трофическое состояние водоема в целом оценивается как мезотрофное при более низкой средней концентрации Хл + Ф в ДО по сравнению с предыдущим периодом. Основные факторы пространственных изменений трофии бентали водохранилища, выявленные методом главных компонент, — свойства ДО и гидродинамика. Изменения содержания растительных пигментов в ДО согласуются с показателями первичной и вторичной продукции водохранилища.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Буторин Н.В. Гидробиологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах Волжского каскада. Л.: Наука, 1969. 322 с.
2. Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 159 с.
3. Герасимов Ю.В., Малин М.И., Соломатин Ю.И., Базаров М.И., Бражник С.Ю. Распределение и структура рыбного населения в водохранилищах Волжского каскада в 1980-е и 2010-е гг. // Тр. Ин-та биологии внутр. вод РАН. 2018. № 82 (85). С. 82–106.
4. Законнов В.В., Костров А.В., Законнова А.В. Пространственно-временная трансформация грунтового комплекса водохранилищ Волги. Сообщение 4. Роль берегозащиты в формировании донных отложений Горьковского водохранилища // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2017. № 4. С. 60–74.
5. Корнева Л.Г. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. Кострома: Костромской печ. дом, 2015. 284 с.
6. Корнева Л.Г., Соловьева В.В., Макарова О.С. Разнообразие и динамика планктонных альгоценозов водохранилищ Верхней и Средней Волги (Рыбинское, Горьковское, Чебоксарское) в условиях эвтрофирования и изменения климата // Тр. Ин-та биологии внутр. вод РАН. 2016. № 76 (79). С. 35–45.
7. Литвинов А.С., Баканов А.И., Законнов В.В., Кочеткова М.Ю. О связи показателей донных сообществ с некоторыми характеристиками среды их обитания // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 5. С. 611–618.
8. Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхаус, 2009. 279 с.
9. Минеева Н.М., Литвинов А.С., Степанова И.Э., Кочеткова М.Ю. Содержание хлорофилла и факторы его пространственного распределения в водохранилищах Средней Волги // Биология внутр. вод. 2008. № 1. С. 68–77.
10. Папченков В.Г., Лисицина Л.И., Довбня И.В., Артеменко В.И. Водная растительность Костромского расширения Горьковского водохранилища // Ботан. журн. 1994. Т. 79. № 11. С. 35–45.
11. Перова С.Н. Структура макрозообентоса Горьковского водохранилища в начале XXI века // Биология внутр. вод. 2010. № 2. С. 44–50.
12. Сигарева Л.Е. Хлорофилл в донных отложениях волжских водоемов. М.: Товарищество науч. изданий КМК, 2012. 217 с.
13. Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Изучение связи содержания растительных пигментов в донных отложениях с показателями трофического состояния Горьковского водохранилища // Вод. ресурсы. 2001. № 6. С. 742–757.
14. Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В. Сравнительный анализ содержания растительных пигментов в донных отложениях Горьковского и Чебоксарского водохранилищ // Поволжский экол. журн. 2010. № 3. С. 313–322.
15. Тимофеева Н.А., Перова С.Н., Сигарева Л.Е. Распределение осадочных пигментов и макрозообентоса в глубоководной зоне Рыбинского водохранилища // Сибирский экол. журн. 2018. № 6. С. 766–775.
16. Тимофеева Н.А., Сигарева Л.Е. Взаимосвязи концентраций растительных пигментов с азотом и фосфором в донных отложениях водохранилищ // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 3. С. 332–336.
17. Экзерцев В.А., Лисицына Л.И. Изучение растительных ресурсов водохранилищ волжского каскада // Биологические ресурсы водохранилищ. М.: Наука, 1984. С. 89–99.
18. Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.
19. Adams M.S., Prentki R.T. Sedimentary pigments as an index of the trophic status of Lake Mead // Hydrobiologia. 1986. V. 143. P. 71–77.
20. Brenner M., Binford M.W. Relationships between concentrations of sedimentary variables and trophic state in Florida lakes // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1988. V. 45. P. 294–300.
21. Burge D.R.L., Edlund M.B., Frisch D. Paleolimnology and resurrection ecology: The future of reconstructing the past // Evolutionary Applications. 2018. V. 11. № 1. P. 42–59.
22. Caputo L., Naselli-Flores L., Ordonez J., Armengol J. Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain) // Freshwater Biol. 2008. V. 53. № 12. P. 2543–2556.
23. Cochran S.K.J., Denisenko S.G., Renaud P.E., Embrow C.S., Ambrose Jr. W.G., Ellingsen I.H., Skarðhamar J. Benthic macrofauna and productivity regimes in the Barents Sea: ecological implications in a changing Arctic // J. Sea Res. 2009. V. 61. № 4. P. 222–233.
24. Elchyshtyn L., Goyette J.-O., Saulnier-Talbot É., Maranger R., Nozais C., Solomon C.T., Gregory-Eaves I. Quantifying the effects of hydrological changes on long-term water quality trends in temperate reservoirs: insights from a multi-scale, paleolimnological study // J. Paleolimnol. 2018. V. 60. № 3. P. 361–379.
25. Florian C.R., Miller G.H., Fogel M.L., Wolfe A.P., Vinebrooke R.D., Geisrðóttir Á. 2015. Algal pigments in Arctic lake sediments record biogeochemical changes due to Holocene climate variability and anthropogenic global change // J. Paleolimnol. 2015. V. 54. № 1. P. 53–69.
26. Guilizzoni P., Bonomi G., Galanti G., Ruggiu D. Relationship between sedimentary pigments and primary production: evidence from core analyses of twelve Italian lakes // Hydrobiologia. 1983. V. 103. № 1. P. 103–106.
27. Jiménez L., Romero-Viana L., Conde-Porcuna J.M., Pérez-Martínez C. Sedimentary photosynthetic pigments as indicators of climate and watershed perturbations in an alpine lake in southern Spain // Limnetica. 2015. V. 34. № 2. P. 439–454.
28. Koomklang J., Yamaguchi H., Ichimi K., Tada K. A role for a superficial sediment layer in upward nutrient fluxes across the overlying water–sediment interface // J. Oceanogr. 2018. V. 74. № 1. P. 13–21.
29. Leavitt P.R., Findlay D.L. Comparison of fossil pigments with 20 years of phytoplankton data from eutrophic Lake 227, Experimental Lakes Area, Ontario // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1994. V. 51. № 10. P. 2286–2299.

30. Liu X., Zhang Z., Wu Y., Huang Y., Zhang Y. Distribution of sediment chloroplastic pigments in the southern Yellow Sea, China // *J. Ocean Univ. China* 2005. V. 4. № 2. P. 163–172.
31. Lorenzen C.J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations // *Limnol. Oceanogr.* 1967. V. 12. № 2. P. 343–346.
32. Makri S., Lami A., Lods-Crozet B., Loizeau J.-L. Reconstruction of trophic state shifts over the past 90 years in a eutrophicated lake in western Switzerland, inferred from the sedimentary record of photosynthetic pigments // *J. Paleolimnol.* 2019. V. 61. № 2. P. 129–145.
33. Mimier D., Żbikowski J. Effect of substrate change on macrozoobenthos structure // *Ecological Questions*. 2017. V. 27. P. 109–118.
34. Mineeva N.M. Composition and content of photosynthetic pigments in plankton of the Volga River reservoirs (2015–2016) // *Тр. Ин-та биологии внутр. вод РАН*. 2018. № 81 (84). С. 85–96.
35. Möller W.A.A., Scharf B.W. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication // *Hydrobiologia*. 1986. V. 143. P. 327–329.
36. Real M., Rieradevall M., Prat N. Chironomus species (Diptera: Chironomidae) in the profundal benthos of Spanish reservoirs and lakes: Factor affecting distribution patterns // *Freshwater Biol.* 2000. V. 43. № 1. P. 1–18.
37. Reavie E.D., Edlund M.B., Andresen N.A., Engstrom D.R., Leavitt P.R., Schottler S., Cai M. Paleolimnology of the Lake of the Woods southern basin: Continued water quality degradation despite lower nutrient influx // *Lake and Reservoir Management*. 2017. V. 33. № 4. P. 369–385.
38. Swain E.B. Measurement and interpretation of sedimentary pigments // *Freshwater Biol.* 1985. V. 15. № 1. P. 53–75.
39. Tse T.J., Doig L.E., Leavitt P.R., Quiñones-Rivera Z.J., Codling G., Lucas B.T., Liber K., Giesy J.P., Wheeler H., Jones P.D. Long-term spatial trends in sedimentary algal pigments in a narrow river-valley reservoir, Lake Diefenbaker, Canada // *J. Great Lakes Res.* 2015. V. 41. Suppl. 2. P. 56–66.
40. Waters M.N., Golladay S.W., Patrick C.H., Smoak J.M., Shivers S.D. The potential effects of river regulation and watershed land use on sediment characteristics and lake primary producers in a large reservoir // *Hydrobiologia*. 2015. V. 749. № 1. P. 15–30.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 591.105

**НИТРОЗАМИНЫ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ: ИСТОЧНИКИ,
ОБРАЗОВАНИЕ, ТОКСИЧНОСТЬ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК (ОБЗОР)
1. СТРУКТУРА, СВОЙСТВА, ИСТОЧНИКИ ПОСТУПЛЕНИЯ
И ОБРАЗОВАНИЕ В ВОДОЕМАХ¹**

© 2021 г. И. И. Руднева^{a, *}, С. О. Омельченко^{b, **}

^aФИЦ “Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН”, Севастополь, 229011 Россия

^bГБОУ дополнительного профессионального образования Республики Крым,
Крымский республиканский институт постдипломного педагогического образования,
Симферополь, 295000 Россия

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

**e-mail: svet.omelchenko@mail.ru

Поступила в редакцию 22.04.2020 г.

После доработки 13.05.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

В связи с насыщением природных вод соединениями азота в результате естественных процессов и антропогенной деятельности возникает проблема исследования путей их миграции, трансформации в гидросфере и в гидробионтах. Один из путей трансформации азота в природной среде — образование нитрозаминов — токсических соединений, проявляющих канцерогенные, мутагенные и тератогенные свойства и оказывающих токсическое действие на живые организмы. Основные источники поступления азотсодержащих соединений, предшественников нитрозаминов, в водные объекты — сельскохозяйственные, промышленные и коммунальные сточные воды. Рассмотрены пути синтеза нитрозаминов в водной среде и в организмах, приведены основные методы анализа этих соединений, распространение и трансформация в гидросфере, а также пути снижения их концентрации и современные способы их удаления из водных объектов.

Ключевые слова: нитраты, нитриты, нитрозамины, свойства, синтез, методы определения и удаления, загрязнение.

DOI: 10.31857/S0321059621010259

ВВЕДЕНИЕ

Качество воды — результат совокупности природных процессов и хозяйственной деятельности человека, приводящей к антропогенному загрязнению гидросферы. Эрозия почв вызывает помутнение и образование осадков в водных объектах. Трансформация органических загрязнителей связана с потреблением большого количества кислорода, что приводит к резкому, подчас катастрофическому сокращению его в воде, а насыщение водной среды соединениями азота и фосфора провоцирует эвтрофирование. Пестициды, синтетические органические компоненты и тяжелые металлы, содержащиеся в промышленных

и сельскохозяйственных сточных водах, а также фармпрепараты, гормоны, средства личной гигиены и продукты их разложения токсичны для биоты и оказывают другое, пока не изученное влияние на экосистемы. Токсины в питьевой воде могут приводить к различным заболеваниям. Помимо этого, увеличение в атмосфере содержания окислов углерода, серы и азота также влияет на физико-химические свойства воды и ее пригодность для использования как в питьевых целях, так и для нормального существования биоты.

Азот — важнейший элемент и лимитирующий фактор водных экосистем, он оказывает существенное влияние на их состояние и функционирование, особенно при производстве первичной продукции [43, 49]. Азот, входящий в состав органических растворенных веществ (РОВ), — активный компонент донных осадков, поскольку 12–72% этого элемента в составе РОВ используют бактерии и микроводоросли [33]; его доступность и миграция играют важную роль в динамических

¹ Работа выполнена по теме государственного задания ФИЦ “Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН” “Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом” (государственная регистрация АААА-А18-118021490093-4).

процессах минерализации, иммобилизации, поглощении и абсорбции растениями, на чем основан цикл азота в водных экосистемах [39]. Азот поглощается из РОВ гидробионтами для синтеза многих важных биологических молекул — мочевины, растворимых аминокислот, белков, нуклеиновых и гуминовых кислот и других органических соединений [30]. Соединения азота широко распространены в гидросфере, куда они попадают со сточными водами промышленных и сельскохозяйственных комплексов, предприятий коммунального хозяйства, а также с атмосферными осадками. Изменение содержания азота в водной экосистеме не только влияет на физико-химические свойства воды, донных осадков, структуру и состав гидробионтов [60], но также негативно сказывается на качестве воды, способствует развитию эвтрофирования, что в значительной степени ухудшает здоровье водных обитателей [30, 31, 42, 45] и создает опасность для здоровья человека [38, 58]. Процессы трансформации азота в биосфере оказывают существенное влияние на природную среду и на деятельность людей. В настоящее время в связи с глобальными климатическими изменениями на планете и антропогенной активностью происходят изменения и в определяющих геохимических циклах веществ, включая цикл азота [15].

В связи с этим актуальна еще одна проблема, связанная с избыточными концентрациями азотсодержащих соединений в воде, в результате чего возможно образование различных азотсодержащих соединений с токсичными и иными вредными свойствами. К ним, в частности, относятся нитрозамины (НА), которые отличаются высокой стабильностью, устойчивы к температуре и к свету, могут длительно сохраняться в окружающей среде, не подвергаясь разложению. НА синтезируются в процессе реакций нитрозирования, в результате взаимодействия вторичных и третичных аминов с нитритами и нитратами. Исследование круговорота азота в биосфере и путей образования НА весьма актуально для водной экологии и включает в себя несколько аспектов:

определение источников НА;

изучение процессов образования и трансформации этих соединений в природной среде в целом и в водных объектах в частности;

изучение содержания НА в среде в зависимости от уровня ее эвтрофирования и антропогенного загрязнения;

анализ взаимодействия НА с другими загрязнителями, в том числе “новыми”, к которым относятся фармпрепараты, гормоны, пластик и т.д.;

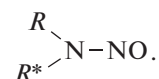
разработка методов и способов утилизации НА и их удаления из водоемов.

Цель настоящей работы заключалась в анализе путей образования, трансформации и влияния

НА на водные экосистемы, роли антропогенных процессов в их распространении в гидросфере, описании методов и способов удаления НА из водных объектов.

СТРУКТУРА И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА НИТРОЗАМИНОВ

К N-нитрозосоединениям (НС) относятся соединения типа:



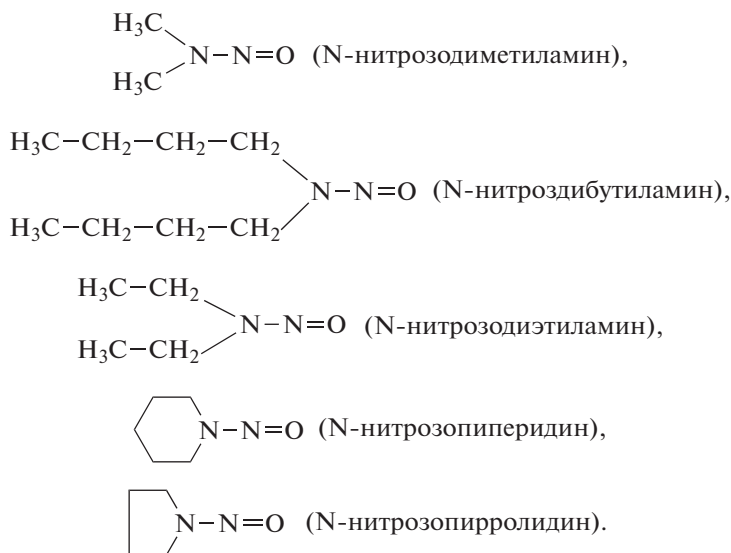
Общая для НС — только группа N—NO, R — алкильный, арильный или алициклический радикал, а R* может быть представлен эфирными, ароматическими, амидной и другими группами, от которых зависят их специфические химические, физические и биологические свойства [19, 22, 24, 51].

НА — маслянистые жидкости или твердые вещества, слабо растворимые в воде и хорошо растворимые во многих органических растворителях. Среди них есть летучие соединения, которые можно перегнать с водяным паром, на чем основаны методы их выделения и идентификации. НА достаточно стабильные вещества, они не разрушаются растворами щелочей и разбавленных кислот и почти не подвержены действию рассеянного света, что обеспечивает их устойчивость и длительность нахождения в окружающей среде.

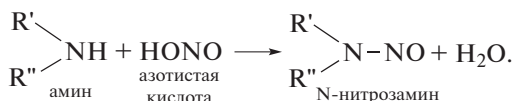
Строение и сравнительно легкая подвижность π-электронов в молекулах НА обуславливают их высокую реакционную способность. Они могут протонироваться, образовывать водородные связи со спиртами, фенолами, присоединять некоторые вещества, например галоидные алкилы, создавать комплексы с различными солями. Под влиянием разбавленных минеральных кислот происходит денитрозирование НС, которое ускоряется при повышении их концентрации. Наиболее активно реакция протекает в ледяной уксусной кислоте в присутствии HBr. Расщепление N—N-связи происходит при действии УФ-света или γ-облучения. НС устойчивы к воздействию температуры (200–250°C) и подвергаются пиролизу при 400–500°C. В целом НА — стабильные соединения, которые медленно разлагаются на свету или в водных растворах кислот. Физические свойства N-нитрозаминов зависят от природы замещающих групп. Некоторые из них, например N-нитрозодиметиламин, представляют собой маслянистые жидкости, хорошо растворяющиеся в органических растворителях, другие, например N-нитрозодифениламин, — твердые вещества, практически нерастворимые в воде. Значительно различаются и коэффициенты распределения этих веществ в системе липид/вода.

Максимумы УФ-поглощения НА в воде — в области 230–240 и 330–350 нм [2, 7, 19].

Наиболее опасны НА, проявляющие выраженный канцерогенный эффект, следующие [11, 12]:



Синтез НА происходит путем введения нитрозо группы во вторичные амины или амиды нитритом натрия в слабокислой среде, оксидом азота(III), оксидом азота(I), а также реакцией вторичных аминов с нитритом натрия и формальдегидом или хлоралем. НА образуются в результате реакции нитрозирования, в которой в качестве нитрозируемых соединений могут выступать различные моно-, ди- и полиамины и другие азотсодержащие вещества. Быстро и легко нитрозируются вторичные и третичные амины и соединения, содержащие группы $(\text{CH}_3)_2\text{N}-$ и $(\text{C}_2\text{H}_5)_2\text{N}-$. Нитрозирующими агентами служат производные азотистой кислоты XNO (X-галоген, NO_2 , NO_3 , OH_2^+ , OR), нитрозоний-катион и др. Нитрит-ион и свободная HNO_2 в кислой среде превращаются в активные нитрозирующие агенты, а в присутствии галогенводородных кислот — в соответствующие нитрозилгалогениды [19, 25, 26, 37]. В реакции нитрозирования участвуют первичные, третичные и четвертичные амины, но наиболее активно и с наибольшим выходом протекает реакция с вторичными аминами. Нитрозирование происходит в присутствии нитрита натрия, что имеет большое биологическое значение в связи с широким распространением последнего в окружающей среде, где наиболее часто обнаруживаются два представителя этого класса вредных веществ — нитрозодиметиламин и нитрозодиэтиламин. Нитраты при определенных условиях могут восстанавливаться в нитриты, которые в кислой среде дают азотистую кислоту, а она, взаимодействуя с вторичными и третичными аминами, образует канцерогенные нитрозамины [1]:



Следует отметить, что при переработке водных биологических ресурсов и других пищевых продуктов также синтезируются НА, более 100 соединений из которых в зависимости от природы радикала могут проявлять канцерогенное действие. Наиболее часто в пищевых продуктах обнаруживаются нитрозодиметиламин и нитрозодиэтиламин.

Существенный интерес представляет реакция перенитрозирования (транснаитрозирования), при которой в качестве нитрозирующих агентов могут выступать различные НС [9]. В результате этой реакции могут образовываться активные канцерогены из соединений, у которых канцерогенное действие отсутствует или выражено слабо. Реакция перенитрозирования может проходить в различных объектах и в организме. Вторичные амины нитрозируются нитратами после их превращения в NO_2^- , NO_2 или NO .

Менее изучено взаимодействие нитрозирующих агентов с первичными аминами, при котором выход НА незначителен. Нитрозированию третичных аминов предшествует стадия расщепления. Третичные амины нитрозируются труднее, чем вторичные, и даже при оптимальных условиях их выход редко достигает 40–50% [32]. Четвертичные аммонийные соединения нитрозируются менее активно, чем третичные амины, реакция протекает при повышенной температуре и высоких концентрациях реагирующих соедине-

ний, причем выход НА невелик. За счет реакции нитрозирования многие НС легко синтезируются в природной среде и различных организмах [9]. В качестве нитрозируемых соединений могут выступать различные моно-, ди- и полиамины и другие азотсодержащие вещества. Быстро и легко происходит реакция вторичных и третичных аминов с нитратами и нитритами, особенно с нитратом натрия [19].

Таким образом, образование НА происходит как в природной среде, так и в организмах, в том числе в продуктах питания, получаемых из водных биологических ресурсов, что представляет непосредственную опасность для здоровья людей.

МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ НИТРОЗАМИНОВ В ВОДЕ И В ГИДРОБИОНТАХ

Для определения НА используются различные методы экстракции, разделения и последующего анализа. Выделяют НА из образцов путем вакуумной возгонки или перегонки с паром, экстракцией минеральными маслами, на колонках с цеолитом или твердофазной экстракцией [57, 61]. Один из перспективных методов выделения N-нитрозамнов основан на их неспецифическом взаимодействии с нафтионом, в результате чего они концентрируются на поверхности электрода по механизму твердофазной экстракции. Предел обнаружения для большинства N-нитрозамнов составляет 0.3 мкмоль/л, время накопления составляет 30 мин. Указанный электрод может работать и как сенсор при определении N-нитрозамнов в газовой фазе, что позволяет анализировать присутствующие в атмосферном воздухе ультрамикроразнообразия (~ 0.001 мг/м³) очень токсичного M-нитрозоди-метиламина.

Для идентификации НА применяются следующие физико-химические методы: спектрофотометрия, хроматография, электрохимия и хемилюминесценция.

Спектрофотометрические методы определения можно разделить на 4 группы: нитрование ароматических органических соединений (особенно фенолов); окисление органических соединений; восстановление нитрат-ионов до нитрит-ионов; поглощение нитратов в УФ-области спектра. Получаемые соединения имеют максимум светопоглощения в ближней УФ- и видимой областях спектра. Интенсивность светопоглощения пропорциональна содержанию нитратов в анализируемой пробе [55].

Для определения летучих НА применяются хроматографические методы — газовая и газожидкостная хроматография. **Газохроматографический метод** определения обладает высокой чувствительностью и достаточной точностью, но его недостаток — влияние сопутствующих веществ на

результаты анализа. Наличие галогенидов приводит к занижению результатов определения содержания НА в образцах, а загрязненность серной кислотой нитратами — к их завышению.

Метод газожидкостной хроматографии основан на нитровании органических соединений ароматического ряда — бензола и его производных в присутствии серной кислоты, разделении их с помощью колонки, заполненной специальными сорбентами, испарении и количественном определении нитропроизводных пламенно-ионизационным детектором или детекторами электронного захвата. В настоящее время используются комбинированные методы газохроматографического анализа и масс-спектрометрии с высоким разрешением (ГХМС с программированием температуры и капиллярные (или микронасадочные капиллярные) колонки с высокотемпературными неподвижными жидкими фазами и полярными неподвижными фазами). Для идентификации разных НА разработан метод ион-положительной химической ионизационной масс-спектрометрии, где в качестве газа используется метан или аммоний [61].

Для анализа НА используют **флуориметрический метод**, основанный на выделении летучих НА путем перегонки с паром; экстракции хлористым метиленом из водного дистиллята; концентрировании экстракта; денитрозировании НА бромистым водородом в уксусной кислоте; алкилировании образовавшихся аминов реактивом КАЭ с получением флуоресцирующих КАЭ-производных, которые затем разделяют методом тонкослойной хроматографии на пластинках с силикагелем. Идентификацию НА проводят при сравнении подвижности в тонком слое силикагеля флуоресцирующих КАЭ-производных из образца с подвижностью соответствующих стандартных производных: диметиламина (КАЭ-ДМА), диэтиламина (КАЭ-ДЭА), дипропиламина (КАЭ-ДПА). В основе полуколичественного определения лежит визуальное сравнение интенсивности флуоресценции пятен КАЭ-производных из образца с интенсивностью флуоресценции пятен стандартных соединений. Для количественного определения их извлекают из сорбента и измеряют флуоресценцию КАЭ-производных на флуориметре [13].

Для определения НА используют также **хемилюминесцентный метод**, суть которого состоит в выделении летучих НА путем перегонки с паром, экстракции хлористым метиленом НА из водного дистиллята, концентрировании экстракта, разделении смеси методом газожидкостной хроматографии и количественном определении немодифицированных НА с помощью высокоселективного и высокочувствительного хемилюминесцентного детектора. Для идентификации НА применяют

разновидность хемилюминесцентного детектора — анализатора термической энергии. Его принцип действия основан на том, что выходящие из хроматографической колонки в токе газа-носителя НА подвергаются каталитическому разложению при повышенной температуре с образованием монооксида азота NO, который с потоком газа-носителя поступает в реакционную камеру, где реагирует с озоном, подаваемым в ту же камеру с потоком воздуха. При этом образуются возбужденные молекулы диоксида азота NO₂, теряющие энергию возбуждения в виде квантов красного света, которые выделяются с помощью темно-красных светофильтров и улавливаются фотомножителем. Чувствительность детектора очень высока, что позволяет определять содержание НА в пробе на уровне сотен пикограммов на килограмм [44].

Наиболее распространенный метод определения НА в воде и водных экстрактах пищевых продуктов — **потенциометрический (ионометрический)**, основанный на измерении потенциала, возникающего на мембране ионоселективного электрода при погружении последнего в раствор, содержащий нитрат-ионы. Метод достаточно прост, хорошо изучен, экспериментально отработан и обеспечен аппаратурой, дает возможность быстро получить результат, в том числе в мутных и окрашенных средах. Чувствительность и избирательность метода зависят от свойств нитратселективного электрода, определяются свойством его мембраны [44].

В последнее время для определения источников поступления НА и их детекции применяют изотопные методы, сорбцию на мембранных микросорбентах с дальнейшей идентификацией известными методами и другие [48]. При этом дальнейшая стратегия разработки методических подходов определения содержания НА направлена на увеличение скорости и повышение чувствительности. Это достигается с помощью комбинирования разных методов, прежде всего хроматографических и масс-спектрометрических. Эффективное применение комбинированных методов позволяет определить содержание НА в объектах исследования от 0.001–5 до 2–100 нг/мл для жидкостей и от 2–50 до 4–100 нг/г для пищевых продуктов. Пределы определения составляют 0.0005–2 нг/мл, 2–5 нг/г — для жидких и биологических субстанций соответственно, время определения составляет 1–1.5 ч [29].

ИСТОЧНИКИ ПОСТУПЛЕНИЯ, ОБРАЗОВАНИЕ И НАКОПЛЕНИЕ НИТРОЗАМИНОВ В ВОДНОЙ СРЕДЕ

Основными источниками образования нитрозаминов в водной среде являются сточные воды промышленных и коммунальных предприятий,

содержащие повышенные концентрации органического и минерального азота, а также поверхностные стоки с сельскохозяйственных угодий после применения минеральных удобрений, овоще- и силосохранилищ, животноводческих комплексов, свалки различных пищевых и растительных отходов [3, 9, 20, 21, 53, 54] (рис. 1). Значительное количество азотсодержащих соединений поступает в окружающую среду со сточными водами различных видов производств, мг/л N_{общ}: птицефермы — 10–190, перегонные заводы — 1200, пивоварни — 25–35, предприятия по переработке морепродуктов — 25–405, заводы по производству молочной продукции — 60–310, мясоперерабатывающая промышленность — 90–700, фабрики по изготовлению предметов личной гигиены и фармпрепаратов — 15–130 [50]. Там, где для питьевых целей используются подземные воды с повышенной концентрацией нитратов, хлорирование в целях их дезинфекции может привести к образованию канцерогенных НА. Содержащиеся в атмосфере твердые частицы (пыль, песок, зола, сажа и аэрозоли органической (высокомолекулярные соединения) и неорганической природы адсорбируют на своей поверхности многие опасные соединения, включая НА [4].

В воде НА синтезируются в результате реакций перехода одной формы азота в другую и появления окислов азота. В этих процессах принимают активное участие микроорганизмы, использующие минеральные соединения азота как источник кислорода и образующие при этом в качестве промежуточных продуктов окислы азота, являющиеся предшественниками НА. При разложении биомассы микроводорослей происходит обогащение воды аммиаком, служащим предшественником синтеза НА [10, 11]. Присутствие в водоемах нитратов и нитритов наряду с фосфатами и другими биогенами значительно усиливает процесс эвтрофирования [14], во время которого появляются другие предшественники НА — амины.

Амины интенсивно образуются в почве и вымываются в водоемы, где поглощаются гидробионтами, включая рыб [17]. Образованию аминов способствует интенсивный рост биомассы водорослей, характерный для эвтрофных водоемов. Повышение биологической продуктивности водных объектов приводит к увеличению содержания в них аминов. Водоросли могут служить источником образования канцерогенных НА, так как они способны синтезировать легко нитрозируемые амины при наличии катализаторов нитрозирования среди их метаболитов [19, 21]. Водоросли, как и высшие растения, ассимилируют нитраты из воды и с помощью фермента нитратредуктазы превращают их в нитриты. Обнаружена прямая корреляция между интенсивностью прироста водорослевой массы и концентрацией нитритов в воде. При загрязнении водоемов нит-

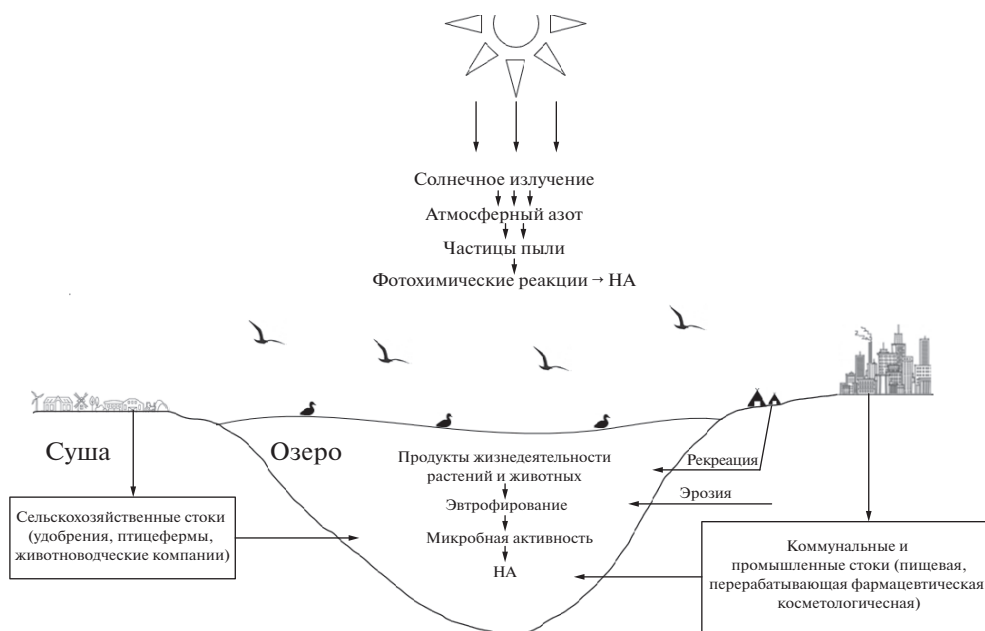
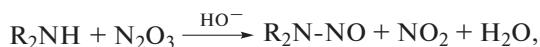


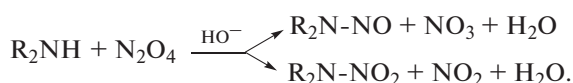
Рис. 1. Источники и пути образования НА в водных экосистемах.

ратами (нитритами) водоросли могут синтезировать НС. Предполагают, что в природных условиях в местах ветровых сгонов водорослевых масс при сбраживании органических веществ сестона понижается кислотность воды, что вместе с образованием формальдегида, карбонильных и других соединений создает благоприятные условия для синтеза НС [5, 12, 18, 19, 53, 54]. При этом наиболее часто в объектах окружающей среды встречаются N-нитрозодиметиламин (НДМА) и N-нитрозодиэтиламин (НДЭА), а в отдельных случаях – N-нитрозопирролидин (НПир) и N-нитрозопиперидин (НПип), которые образовались в результате нитрозирования солей аминов [19, 27, 34].

НС могут образовываться в воде в результате не только химических, но и фотохимических процессов. НА легко синтезируются в водных растворах из вторичных аминов и N_2O_3 в ходе фотолитической реакции [16, 26, 33]:



а НА и N-нитрамины – из вторичных аминов и N_2O_4 :



Образование НА под действием солнечного света отмечено в воде с низким содержанием кислорода, поскольку последний ускоряет фотодеградацию НС [28, 38]. При наличии предшественников эта реакция может происходить в естественной среде, а в случае “закисления” водоемов при

снижении значений рН отмечено повышение образования НС [61].

В настоящее время предполагают возможность образования НА из так называемых “новых загрязнителей”, которые попадают в водную среду в результате как природных процессов, так и хозяйственной деятельности человека или их совокупности. Нерегулируемый сброс химических загрязнителей – только малая часть всех поллютантов, которые присутствуют в окружающей среде, но их концентрации, пути миграции и трансформации пока не изучены, что создает дополнительный риск для водных экосистем и человека [23, 56]. На эти вещества обратили внимание в последние 10–15 лет, но многие из них до сих пор не идентифицированы и вряд ли будут определены в ближайшем будущем. Они присутствуют в поверхностных и грунтовых водах, к ним относятся фармпрепараты и средства личной гигиены, микропластик, а также другие компоненты, которые используются в повседневной жизни. Эти вещества разделены на три категории: к первой относятся соединения, которые недавно используются в хозяйственной деятельности людей; ко второй – вещества, длительное время присутствующие в окружающей среде, но только недавно научились их идентифицировать и уделять им повышенное внимание (фармпрепараты); к третьей – известные давно, но только в последние годы проявилось их негативное действие на окружающую среду и биоту (гормоны). Самая главная проблема заключается в том, что информация об этих соединениях в окружающей среде, их поведении и трансформации крайне ограниче-

на, а методы определения далеко не совершенны. В то же время эти поллютанты проявляют биологическую активность и способны накапливаться в биоте и экосистемах, но поскольку пути их миграции и трансформации практически не изучены, то определить их потенциальный риск не представляется возможным.

Таким образом, азотсодержащие соединения играют важную роль в образовании канцерогенных НА, являющихся самой потенциально опасной группой веществ для здоровья не только гидробионтов, но и человека, использующего в пищу водные биологические ресурсы. В связи с этим важное значение имеют методы определения НА как в окружающей среде, так и в гидробионтах, где они могут накапливаться и образовываться в результате переработки.

Как показано выше, НА попадают в окружающую среду из внешних источников природного и антропогенного происхождения и могут синтезироваться в среде и в организмах (рис. 1). НА в воде образуются в результате реакций перехода одной формы азота в другую и появления окислов азота. В этих процессах принимают активное участие микроорганизмы, использующие минеральные соединения азота как источник кислорода и образующие при этом в числе промежуточных продуктов окислы азота, являющиеся предшественниками НА. Другой процесс, приводящий к появлению НА в воде, связан с развитием фитопланктона, содержащего большие количества органического вещества, в том числе нитраты и нитриты. При отмирании фитопланктона образуется значительное количество аммиака, который в результате последующих химических реакций приводит к образованию НА [28]. Под действием солнечного света возможно образование НА в воде с низким содержанием кислорода, поскольку последний ускоряет фотодегградацию нитрозосоединений. Быстрый распад НА происходит под действием УФ-излучения, причем на фотохимическое разложение оказывают влияние содержание кислорода, рН воды, температура, ее минеральный состав, присутствующие микроорганизмы и другие факторы [28, 36, 53]. Наряду с естественными путями деградации НА в гидросфере активно разрабатываются способы и методы их удаления из водной среды.

МЕТОДЫ УДАЛЕНИЯ НИТРОЗАМИНОВ ИЗ ВОДНОЙ СРЕДЫ

Изменение потока поступающих биогенных элементов существенным образом влияет на структуру водного объекта и процессы, происходящие в нем: меняется уровень биопродуктивности, видовой состав биоты, нарушаются трофические связи, соотношение продукции и деструкции [6]. Поскольку основные предшественники

НА – азотсодержащие соединения, поступающие в среду в результате как естественных процессов, так и антропогенной деятельности, совершенно очевидно, что для снижения риска образования этих опасных соединений необходимо разрабатывать методы снижения их содержания в водной среде. В настоящее время все стоки, содержащие биогены, можно разделить на три категории в зависимости от концентрации в них этих компонентов [47]:

разбавленные сточные воды, содержащие <40 мг Р/л и <0.1 г N/л; в этом случае концентрация биогенов существенно варьирует и извлечение этих компонентов зависит от экономической эффективности способа их утилизации;

концентрированные стоки, в которых содержание фосфора составляет >60 мг Р/л и аммония $0.1–5$ г N/л; в этом случае они могут быть использованы в качестве удобрений в сельском хозяйстве, а фосфор может быть осажден в виде фосфатов кальция и использоваться в дальнейшем;

концентрированные стоки, содержащие >5 г N/л; для удаления азотсодержащих веществ в этом случае применяются разные физико-химические методы, которые технически и экономически выгодны [50, 58].

Значительная часть НА образуется в водоемах в условиях эвтрофирования, важнейшие методы снижения образования НА в среде делятся на две группы: 1) мероприятия, проводимые на водосборе и направленные на снижение поступления биогенов с суши в водоемы; 2) мероприятия, проводимые непосредственно в водоеме [8]. К первой группе относятся мероприятия по оптимизации сельскохозяйственной активности, контроль за внесением удобрений и гербицидов, строительство очистных сооружений животноводческих комплексов и др. К мероприятиям второй группы, осуществляемым непосредственно в водоеме, относятся перекачка воды, искусственная циркуляция, аэрация, химическое осаждение и инактивация биогенов, известкование, покрытие донных осадков различными материалами, препятствующими развитию макрофитов, дноуглубительные работы и др.

НА образуются в процессе обеззараживания воды (в том числе питьевой) озонированием. Для предотвращения этих процессов используются различные штаммы микроорганизмов, которые способны утилизировать аммиак и тем самым снижать концентрацию предшественников НА [52]. Так, например, бактерии *Pseudomonas stutzeri*, иммобилизованные на полидопаминовых пластиках, при оптимальных условиях могут утилизировать до 28 мг $\text{NO}_3\text{-N}$ за 22 ч [35]. Положительный эффект также получен при использовании микроводорослей *Chlorella sorokiniana* и *Scenedesmus species*, иммобилизованных на бусинах альгината

натрия. В экспериментальных условиях показано, что при оптимальном режиме эти микроводоросли могут удалять из грунтовых вод до 90% нитратов за 9 и 12 дней соответственно. Обнаружено, что иммобилизованные клетки действуют значительно эффективнее, чем те, которые находились в суспензии. Таким образом, использование иммобилизованных микроорганизмов — эффективный, относительно дешевый, нетоксичный метод утилизации нитросоединений из природных вод [46]. Удаление избыточных количеств биогенов проводят с помощью специальных установок, где они осаждаются [56, 59]. Один из эффективных методов уменьшения концентрации НА в окружающей среде — создание специальных условий, при которых происходит их разложение на менее опасные компоненты, снижение содержания их предшественников, или же изменение условий, при которых происходит их синтез. Эксперименты показали, что один из предшественников НА (НДА) — метадон, который интенсивно разлагается под действием солнечного света в присутствии NHCl_2 . Увеличение содержания Cl_2/N повышает деградацию метадона, а дальнейшее снижение pH существенно ускоряет эту реакцию. Присутствие нитратов также сокращает деградацию метадона и образование НДМА. Таким образом, образование НДМА увеличивается с увеличением Cl_2/N и pH, но снижается в присутствии нитратов [41].

В настоящее время в мире накоплен достаточный опыт по оздоровлению водоемов. Однако поиск и разработка новых эффективных методов снижения концентрации азотсодержащих соединений в природных и сточных водах — важная задача, направленная на предотвращение загрязнения гидросферы. При этом важно оценить экологический риск содержания биогенов в водных объектах и их потенциальную опасность для здоровья экосистемы и человека.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Трансформация соединений азота, попадающих в среду в результате естественных процессов и антропогенной деятельности, может происходить несколькими путями, в том числе приводить к образованию чрезвычайно опасных соединений — НА, проявляющих токсические, мутагенные, канцерогенные эффекты. В настоящее время водные экосистемы подвергаются активному антропогенному воздействию, способствующему их загрязнению различными ксенобиотиками, в том числе азотсодержащими веществами — предшественниками НА, а также самими НА. Накопление этих соединений в воде изменяет ее физико-химические свойства, а также эволюционно сложившиеся циклы биогенных элементов, в первую очередь азота. Результат этих процессов — появ-

ление новых путей трансформации азота, приводящих к накоплению в гидросфере потенциально опасных и токсичных соединений, которые способны передаваться по существующим трофическим цепям с эффектом усиления. Избыточный и неконтролируемый сброс коммунальных, промышленных и сельскохозяйственных сточных вод в водные объекты влечет за собой нарушение естественного баланса веществ в экосистемах и стимулирует накопление в воде предшественников НА, представляющих реальную угрозу здоровью гидробионтов и человека. Дальнейшее изучение путей миграции НА и их взаимодействия с другими загрязнителями, в том числе “новыми”, с учетом изменения климатических факторов в водоемах, различающихся своим генезисом, представляет несомненный интерес и имеет практическое значение, так как регулирование качества воды — важная задача, которая решается между водопользователями, чтобы минимизировать экологический риск для здоровья общества, сохранить водную среду, ее биологические и минеральные ресурсы, рекреационную и эстетическую значимость для общества.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бандман А.Л., Волкова Н.В., Грехова Т.Д., Гудзовский Г.А. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов V–VIII групп: Справочное издание / Под ред. В.А. Филова. Л.: Химия, 1989. 592 с.
2. Вальтер А.И., Касаткина О.А., Петренко А.Е. К методике анализа нитрозаминов в пищевых продуктах // Гигиена и санитария. 1996. № 6. С. 49–50.
3. Воронин В.М., Литвинов Н.Н., Казачков В.И., Шамарин А.А., Журков В.С. Изучение зависимости канцерогенного эффекта от концентрации N-нитрозодиэтиламин // Вопр. онкологии. 1989. Т. 35. № 6. С. 685–689.
4. Гичев Ю.П. Загрязнение окружающей среды и здоровье человека. М.; Новосибирск: Центр экологической политики России, 2003. 230 с.
5. Дмитриенко Н.П., Кишко О., Шандаренко С.Г. О роли ксантинооксидазы в цитотоксическом действии нитратов и нитритов // Укр. биохим. журн. 2001. Т. 73. № 6. С. 113–117.
6. Драккина В.Г. Причины и пути деградации водоемов // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. СПб.: Лема, 2007. С. 113–120.
7. Зульфигаров О.С., Юрченко В.В. Канцерогенные N-нитрозамины, токсические свойства, образование, определение // Современные проблемы токсикологии. 2005. № 1. С. 53–57.
8. Измайлова А.В. Зарубежный опыт восстановления внутренних водоемов (по материалам электронной базы данных “Озера Земли” // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. СПб.: Лема, 2007. С. 15–162.
9. Ильницкий А.П., Юрченко В.А., Жукова Г.Ф., Ермилов В.Б. Оценка степени канцерогенной опасности

- малых доз нитритов // Вопр. онкологии. 1989. Т. 36. № 7. С. 843–847.
10. Ключенко П.Д., Михайленко В.М., Шевченко Т.Ф. Влияние N-нитрозаминов на развитие фитопланктона // Гидробиол. журн. 2001. Т. 37. № 4. С. 30–38.
 11. Ключенко П.Д., Сакевич А.И., Усенко О.М., Шевченко Т.Ф. Изменение структуры фитопланктона под воздействием мочевины // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36. № 6. С. 62–74.
 12. Костюковский Я.Л., Меламед Д.Б. Канцерогенные N-нитрозамины, образование, свойства, анализ // Успехи химии 1988. Т. 57. № 4. С. 625–655.
 13. Методические указания по методам контроля: Методические указания, УК 4.4.1.011-93 Определение летучих N-нитрозаминов в продовольственном сырье и пищевых продуктах. 1993.
 14. Моисеенко Т.И. Эволюция биогеохимических циклов в современных условиях антропогенных нагрузок: пределы воздействия // Геохимия. 2017. № 10. С. 1–22.
 15. Моисеенко Т.И., Руднева И.И. Глобальное загрязнение и функции азота в гидросфере // ДАН. 2008. Т. 420. № 3. С. 395–400.
 16. Нитраты, нитриты и N-нитрозосоединения. Гигиенические критерии состояния окружающей среды. Женева: ВОЗ, 1981. 118 с.
 17. Омельченко С.О. Сезонная динамика содержания нитрозаминов у некоторых видов черноморских рыб // Агроэкол. журн. 2006. № 1. С. 72–75.
 18. Омельченко С.О. Экотоксикологическая оценка некоторых видов черноморских рыб // Уч. зап. Таврического нац. ун-та. Сер. биология, химия. 2012. Т. 25. № 4. С. 144–149.
 19. Рубенчик Б.Л. Образование канцерогенов из соединений азота. Киев: Наук. думка, 1990. 220 с.
 20. Руднева И.И., Мельникова Е.Б., Кузьминова Н.С., Омельченко С.О., Залевская И.Н., Симчук Г.В. Оценка влияния минеральных соединений азота на донных рыб в бухтах Черного моря // Вод. ресурсы. 2008. Т. 35. № 4. С. 260–267.
 21. Сальникова Л.С. Нитрозамины. М.: Центр международных проектов ГКНТ, 1983. 31 с.
 22. Станкевич С.В., Мактаз Э.Д., Кульбич Т.С. Содержание N-нитрозаминов в водных объектах в связи с антропогенным эвтрофированием // Гигиена населенных мест. 1988. С. 26–31.
 23. Терехова В.А., Руднева И.И., Поромов А.А., Парамонова А.И., Кыдралиева К.А. Распространение и биологические эффекты антибиотиков в водных экосистемах (обзор) // Вода: химия и экология. 2019. № 3–6. С. 92–112.
 24. Тутельян В.А., Лунева Н.В. О механизме острого токсичного действия N-нитрозодиметиламина // Фармакология и токсикология. 1983. № 9. С. 111–114.
 25. Худoley В.В. Роль возраста в канцерогенезе, индуцированном N-нитрозодиметиламином и N-диметилнитраминоном у амфибий // Вопр. онкологии. 1981. Т. 27. № 10. С. 67–71.
 26. Худoley В.В., Малавей В.К., Барч Х. Изучение мутагенных свойств канцерогенных N-нитрозаминов *in vivo* и *in vitro*. Вопр. онкологии. 1981. Т. 27. № 7. С. 843–847.
 27. Экотоксикологические исследования прибрежной черноморской ихтиофауны в районе Севастополя / Под ред. И.И. Рудневой. М.: ГЕОС, 2016. 360 с.
 28. Abidi S.L., Dawson V.K., Hubley R.C. Potential for nitrosamine formation in seven fishery chemicals // The progressive Fish-Culturist. 1986. № 48. P. 302–302.
 29. Amelin V.G., Bol'shakov D.S. Rapid Identification and Determination of N-Nitrosamines in Food Products by Ultra-High-Performance Liquid Chromatography—High Molecules // J. Analytical Chem. 2019. V. 74. P. 39–46.
 30. Antia N.J., Harrison P.J., Oliveira L., Anita N.J., Harrison P.J., Oliveira L. The role of dissolved organic nitrogen in phytoplankton nutrition, cell biology and ecology // Phycologia. 1991. V. 30. P. 1–89.
 31. Bamba D., Coulibaly M., Robert D. Nitrogen-containing organic compounds: origins, toxicity and conditions of their photocatalytic mineralization over TiO₂ // Sci. Total Environ. 2017. V. 580. P. 1489–1504.
 32. Bartsch H., Camus A., Malaveille C. Comparative mutagenicity of N-nitrosamines in a semisolid and a liquid incubation system in the presence of rat or human tissue fractions, Mutation Research // Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis. 1976. V. 37. № 2, 3. P. 149–162.
 33. Berman T., Chava S. Algal Growth on Organic Compounds as Nitrogen Sources // J. Plankton Res. 1999. V. 21. P. 1423–1437.
 34. Bieniarz K., Epler P., Kime D., Sokolowska-Mikolajczyk M., W. Popek W., Mikolajczyk T. Effects of N, N-dimethylnitrosamine (DMNA) on *in vitro* oocyte maturation and embryonic development of fertilized eggs of carp (*Cyprinus carpio* L.) kept in eutrophic ponds // J. Appl. Toxicol. 1996. V. 16. P. 153–156.
 35. Boroumand Y., Razmjou A. Mussel inspired bacterial denitrification of water using fractal patterns of polydopamine // J. Water Process Engineering. 2020. V. 33. P. 101–105.
 36. Deane E.E., Woo N.Y. Impact of nitrite exposure on endocrine, osmoregulatory and cytoprotective functions in the marine teleost // Sparus sarba. 2007. V. 32. P. 85–93.
 37. Fong Y.Y. Methods for limiting the content of dimethylnitrosamine in the Chinese marine salt fish // Food Cosmet. Toxicol. Biochem. Pathol (Hong Kong). 1976. V. 14. 2. P. 95–98.
 38. Gebus-Czupyt B., Chmiel S., Trembaczowski A., Pelc A., Halas S. Simultaneous preparation of N₂ and CO₂ from water nitrates for δ¹⁵N and δ¹⁸O analysis on the example of the Zemborzycki Reservoir studies // Chemosphere. 2020. V. 248. P. 125–154.
 39. Gomathi Devi L., Girish Kumar S., Mohan Reddy K., Munikrishnappa C. Photo degradation of methyl orange an azo dye by advanced Fenton process using zero valent metallic iron: influence of various reaction parameters and its degradation mechanism // J. Hazard. Mater. 2009. V. 164. № 2–3. P. 45–467.

40. Holst J., Brackin R., Robinson N. Soluble inorganic and organic nitrogen in two Australian soils under sugarcane cultivation. // *Agric. Ecosyst. Environ.* 2012. V. 155. P. 16–26.
41. Hsieh M-Ch., Wei-Po W., Lai L.A., Yu-Chen Lin Y-Ch. Sunlight photolysis mitigates the formation of *N*-nitrosodimethylamine (NDMA) during the chloramination of methadone // *Chem. Engineer. J.* 2020. V. 384. P. 123307.
42. Hu L., Yu J., Hongmei Luo H., Wang H., Xu P., Zhang Y. Simultaneous recovery of ammonium, potassium and magnesium from produced water by struvite precipitation // *Chem. Engineer. J.* 2020. V. 382. 123001.
43. Jensen F.B. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals // *Comp. Biochem. Physiol. Pt A. Mol. Integr. Physiol.* 2003. V. 135. № 1. P. 9–24.
44. Kim O.K., Park Y.B., Lee T.G., Kim I.S., Kang J.H., Jun K.S., Park D.Ch., Kim S.B. Degradation of nitrate as a nitrosamine precursor by brown algae *Ecklonia cava* // *J. Korean Fish.* 1996. V. 29. № 6. P. 914–916.
45. Liu H., Chen Z., Guan Y., Xu S. Role and application of iron in water treatment for nitrogen removal: a review // *Chemosph.* 2018. V. 204. P. 51–62.
46. Mollamohammada S., Hassan A.A., Dahab M. Nitrate Removal from Groundwater Using Immobilized Heterotrophic Algae // *Water, Air, & Soil Pollution.* 2020. V. 231. Article number 26.
47. Mulder A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies // *Water Sci. Technol.* 2003. V. 48. № 1. P. 67–75.
48. Naing N.N., Sze Chieh Tan S.Ch., Lee H.K. 16 – Microsolid-phase extraction // *Handbooks in Separation Science.* Amsterdam: Elsevier Inc., 2020. P. 443–471.
49. Nowlin W.H., Evarts J.L., Vanni M.J. Release Rates and Potential Fates of Nitrogen and Phosphorus From Sediments in a Eutrophic Reservoir // *Freshw. Biol.* 2010. V. 50. P. 301–322.
50. Pedemonte D.C., Frison N., Tayà C., Ponsa S., Fatone F. Chemical and Biological Processes for Nutrients Removal and Recovery // *Waste Management: Concepts, Methodologies, Tools, and Applications.* Hershey, Pennsylvania: IGI Global USA, 2020. P. 37–48.
51. Priya E.R., Ravichandrana S., Gobinatha Th., Tilyib S., Devib P.S. Functional characterization of anti-cancer sphingolipids from the marine crab *Dromia dehani* // *Chem. Phys. Lipids.* 2019. V. 221. P. 73–82.
52. Qiu Y., Bei E., Wang Y., Wang J., Zhang X., Chen Ch. One representative water supply system in China with nitrosamine concern: Challenges and treatment strategies // *J. Environ. Sci.* 2020. V. 88. P. 12–20.
53. Rudneva I.I., Kuzminova N.S., Omelchenko S.O. Trace elements and nitrosamines concentration in Black Sea elasmobranch species // *Asian J. Biol. Life Sci.* 2012. V. 1. № 1. P. 51–57.
54. Rudneva I.I., Melnikova E.B., Omelchenko S.O. Seasonal variations of nitrosamine content in some Black Sea fish species // *Turk. J. of Fish. Aquat. Sci.* 2008. V. 8. № 2. P. 283–287.
55. Singh P., Singhb M.K., Bega Y.R., Nisha G.R. A review on spectroscopic methods for determination of nitrite and nitrate in environmental samples // *Talanta.* 2019. V. 191. P. 364–381.
56. Stefanakis A.I., Becker J.A. A Review of Emerging Contaminants in Water: Classification, Sources, and Potential Risks. // *Waste Management: Concepts, Methodologies, Tools, and Applications.* Hershey, Pennsylvania: IGI Global USA, 2020. P. 26–37.
57. Verstraete W., Van de Caveyey P., Diamantis V. Maximum use of resources present in domestic “used water” // *Bioresour. Technol.* 2009. V. 100. P. 5537–5545.
58. Wang Z., Zhang B., Borthwick A.G.L., Feng C., Ni J. Utilization of single-chamber microbial fuel cells as renewable power sources for electrochemical degradation of nitrogen-containing organic compounds // *Chem. Eng. J.* 2015. V. 280. P. 99–105.
59. Wang Z., Zheng J., Tang J., Wang X., Wu Z. A pilot-scale forward osmosis membrane system for concentrating low-strength municipal wastewater: performance and implications // *Sci. Rep.* 2016. Article number 21653.
60. Wood M., Kajimura M., Mommsen T., Waish P. Alkaline tide and nitrogen conservation after feeding in an elas (*Squalus acanthias*) // *J. Exp. Biol.* 2005. V. 208. № 14. P. 2693–2705.
61. Yurchenko V.V., Molder U. Volatile N-Nitrosamines in various fish products. // *Food Chem.* 2006. V. 96. P. 325–333.

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ВОД СУШИ С ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ

УДК 556

ФОРМИРОВАНИЕ И БАЛАНС АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ, ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД ЮЖНЫХ СКЛОНОВ ХИБИНСКОГО МАССИВА (ПО ДАННЫМ ИЗОТОПНОГО СОСТАВА КИСЛОРОДА И ВОДОРОДА)¹

© 2021 г. А. В. Гудков^a, И. В. Токарев^{b, *}, И. Н. Толстихин^{a, **}

^aГеологический Институт КНЦ РАН, Апатиты, 184209 Россия

^bНаучный парк СПбГУ, Санкт-Петербург, 199155 Россия

*e-mail: tokarevigor@gmail.com

**e-mail: igor.tolstikhin@gmail.com

Поступила в редакцию 04.12.2018 г.

После доработки 19.05.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

Значения $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ в атмосферных осадках Хибин варьируют в пределах $-147 \leq \delta^2\text{H} \leq -37\text{‰}$, $-20 \leq \delta^{18}\text{O} \leq -4\text{‰}$ и близки к глобальной линии осадков для северного полушария; легкие значения (с положительным дейтериевым избытком) типичны для снегов, а тяжелые — для дождей. Данные по изотопному составу вод открытых водоемов и подземных вод свидетельствуют об их формировании за счет атмосферных осадков. Течение (и подземная миграция) сопровождается смешением талых и дождевых вод; эффективность смешения может быть оценена по уменьшению диапазона вариации значений $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$. Согласно изотопным данным, воды главного водоема региона — оз. Имандра — возникли вследствие смешения талых и дождевых вод в пропорции, близкой к 1 : 1.

Ключевые слова: осадки, реки, подземные воды, изотопы, водород, кислород, Хибины.

DOI: 10.31857/S0321059621010168

Проблема формирования и идентификации вод различного происхождения и состава — фундаментальная в геологии и гидрогеологии. Более того, проблема имеет важный прикладной аспект: вода необходима для жизнеобеспечения и хозяйственной деятельности человека. В связи с этим анализ современного состояния, ресурсов и качества вод, а также их изменения в результате антропогенного воздействия и быстрых климатических изменений представляется особенно актуальным.

Наиболее перспективен для такого анализа изотопно-геохимический подход, позволяющий охарактеризовать как источники атмосферных осадков, поверхностных и подземных вод, так и временные шкалы некоторых процессов, таких как время миграции подземных вод и смешение подземных вод разного возраста и происхождения. Важнейшие сведения заключены в изотопном составе самих вод, фиксирующем многие параметры физико-географической обстановки во

время формирования атмосферных осадков, а также источники поверхностных и подземных вод и смешение вод разных источников. Особенно информативны парные изотопные характеристики (изотопно-кислородные — $\delta^{18}\text{O}$ и дейтериевые — $\delta^2\text{H}$). В условиях формирования атмосферных осадков при низких значениях температуры, в том числе в условиях крайнего Севера, такие характеристики позволяют использовать дополнительный изотопный параметр — дейтериевый избыток.

Основным полигоном для исследования источников и эволюции природных вод с использованием изотопных систем были выбраны южные склоны Хибинского массива (Кольский п-ов), характеризующиеся достаточно плотным населением, интенсивными горно-рудными работами и, соответственно, большим потреблением питьевых и технических вод — с одной стороны, и влиянием антропогенных процессов на качество вод — с другой. До настоящего времени выполнено небольшое число анализов изотопного состава осадков и поверхностных (преимущественно та-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 18-05-70004, “Ресурсы Арктики”).

лых) вод Хибин [5]. Изотопный состав подземных вод практически не изучался.

Ранее гидрогеологические системы Хибин исследовались авторами с использованием изотопных трассеров ^3H , ^3He , ^4He и ^{20}Ne . Показано, что подземные воды водозабора “Центральный” (южные склоны Хибинского массива, Кольский п-ов) — смесь молодых (>90%) и древних (до 10%) подземных вод. Возраст молодой подземной воды, определенный методом ^3H – ^3He (^3H), оказался равным 21 ± 1.5 г. Возраст сравнительно древней воды, оцененный методом U – Th – ^4He , составляет ~50 тыс. лет [1, 14].

Моделирование условий формирования природных вод в пределах Хибинского массива в рамках системы вода–порода показало, что временная шкала и температура оказывают основной вклад в изменение окислительно-восстановительных условий, которые способствуют содо-образованию и связанному с этим всплеску концентраций гидрокарбонатов, фтора, алюминия [2].

В настоящей работе исследование процессов формирования атмосферных осадков, поверхностных и подземных вод южных склонов Хибин проводилось посредством систематического опробования вод и круглогодичного мониторинга осадков с последующим анализом изотопного состава водорода и кислорода.

РАЙОН И ОБЪЕКТЫ ОПРОБОВАНИЯ

Для проведения работ по исследованию источников и баланса вод юго-западных склонов Хибин отбирались и анализировались образцы осадков (дождя и снега), вод открытых водоемов (рек и озер) и подземных вод — водозаборных скважин и самоизливающихся источников. Такой подход обеспечил возможность анализа и сопоставления данных для всех природных вод региона. Кроме того, для исследования эволюции изотопного состава пробы воды отбирались несколько раз в году в одних и тех же пунктах опробования.

Для мониторинга изотопного состава атмосферных осадков (дождя и снега) был организован пункт отбора проб воды и снега в г. Апатиты.

Опробование снежного покрова проведено для южного и западного склонов г. Айкуайвенчорр, северо-западного склона г. Кукисвумчорр, долины озер Малый и Большой Вудъявр и далее к юго-западу до окрестностей г. Апатиты (рис. 1).

Воды открытых водоемов опробовались от вершин и склонов Хибин до главного водоема Кольского п-ова — оз. Имандра. Так, начиная с

апреля 2012 г. повторные опробования вод поверхностных водоемов — ручьев, рек и озер Кировско-Апатитского районов — проводилось в основном по маршруту: ущелье Кукисвумчорр, оз. Малый Вудъявр, р. Вудъяврйок, оз. Большой Вудъявр, р. Белая (г. Кировск) (рис. 1), устье р. Белой, оз. Имандра (возле Йокостровского моста, [3]). Опробования выполнялись 2–3 раза в год: 1) весной (начало таяния снега); 2) в июне (завершающая стадия таяния снега); 3) во второй половине августа и в октябре, когда главный источник поверхностных вод — дождевые воды.

Для анализа источников подземных вод систематически опробовались скважины водозаборов “Центральный”, “Ключевой”, самоизливающиеся скважины в пос. Юкспорйок на 23-м км дороги Апатиты–Кукисвумчорр (рис. 1) и некоторых других источников. К настоящему времени выполнено почти 300 анализов дождевой, поверхностной и подземной воды и снега Кировско-Апатитского района. В работу также включены данные из [5], посвященные преимущественно изотопному составу талых вод.

МЕТОДИКА ОТБОРА И АНАЛИЗА ПРОБ ВОДЫ И СНЕГА

Для отбора проб снега был изготовлен простой пробоотборник — труба длиной 1.5 м и диаметром 0.1 м, стенки которой заострены с одного конца. Труба вбивалась в толщу снега, как правило, на всю глубину накопившегося пласта (т.е. отбирались валовые пробы). Затем снег выдавливался поршнем из трубы в полиэтиленовый пакет и спрессовывался в нем; накопившаяся после полного таяния вода сливалась в пробирку емкостью 20 см³ и плотно закрывалась пластиковой заворачивающейся пробкой. Пробы воды открытых водоемов отбирались непосредственно в пробирки 10–20 мл. Пробы осадков отбирались в стеклянную емкость, установленную на крыше здания Полярного Геофизического Института РАН; непосредственно после выпадения осадков собранная в эту емкость вода переливалась в стандартную пробирку. Пробирки до анализа хранились в темном прохладном месте. Пробы подземных вод (ПВ) и озерных вод для датирования методом ^3H – ^3He (^3H) отбирались в цельностальные пробоотборники.

Измерения изотопного состава водорода и кислорода выполнялись в Ресурсных центрах “Геомодель” и РДМИ Научного парка СПбГУ. Использовался лазерный анализатор изотопного состава воды “Picarro L-2120-I”. Погрешность измерений составляет $\pm 0.1\%$ по кислороду-18 и



Рис. 1. Схематическая карта расположения мест опробования снегов (1), вод открытых водоемов — рек, озер (2), подземных вод — источников, скважин (3) в районе г. Кирова; основные дороги района (4). Несколько проб вод открытых водоемов (в том числе воды р. Белой и оз. Имандра) и подземных источников отобраны к западу от представленного на схеме района [3].

$\pm 1\text{‰}$ по дейтерию. Повторные анализы проб подтвердили эти оценки. В качестве стандартов использованы внутрилабораторные образцы сравнения, привязанные к стандартам МАГАТЭ V-SMOW-2, GISP и SLAP. Результаты измерений, ‰ , представлены относительно SMOW (рис. 2). Изотопные анализы нескольких образцов снега выполнены также методом масс-спектрометрии (Е.О. Дубинина, ИГЕМ РАН). Результаты измерений, полученные для одних и тех же образцов в разных лабораториях и разными методами, совпадают в пределах погрешности измерения. Методика датирования ^3H - ^3He (^3H) рассмотрена в работе [1].

АТМОСФЕРНЫЕ ОСАДКИ

Изотопные составы водорода ($\delta^2\text{H}$) и кислорода ($\delta^{18}\text{O}$) атмосферных осадков юго-западных склонов Хибин варьируют: в дождевых водах в пределах $-95 \leq \delta^2\text{H} \leq -37\text{‰}$, $-13 \leq \delta^{18}\text{O} \leq -4\text{‰}$, а в образцах снега $-147 \leq \delta^2\text{H} \leq -95\text{‰}$, $-20 \leq \delta^{18}\text{O} \leq -13\text{‰}$ соответственно (рис. 2). За пределы этих диапазонов попадают значения для трех образцов

дождевой воды (всего проанализировано 20 образцов) и двух образцов снега (90 образцов). Самая легкая дождевая вода ($\delta^2\text{H} = -115\text{‰}$, $\delta^{18}\text{O} = -16.2\text{‰}$) была отобрана в октябре (2013 г.), в рассматриваемом районе в это время часто выпадает снег. Самый тяжелый снег ($\delta^2\text{H} = -81\text{‰}$, $\delta^{18}\text{O} = -11.8\text{‰}$), напротив, отобран в конце апреля, во время оттепелей.

Вариации значений $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ в атмосферных осадках в течение года закономерны (рис. 9 в [12]): наиболее «тяжелые» осадки ($\delta^2\text{H} \sim -40\text{‰}$, $\delta^{18}\text{O} \sim -5\text{‰}$) выпадают в июле–августе, «легкие» ($\delta^2\text{H} \sim -130\text{‰}$, $\delta^{18}\text{O} \sim -17\text{‰}$) — в январе–декабре.

Измеренные значения $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ близки к линии метеорологических осадков северного полушария [9], далее в тексте и на рисунках обозначаемой МОСП:

$$\delta^2\text{H} = 8.1\delta^{18}\text{O} + 11\text{‰}. \quad (1)$$

По сравнению с глобальной линией Крэйга ($\delta^2\text{H} = 8\delta^{18}\text{O} + 10\text{‰}$ [8]) эта линия характеризуется несколько большими угловым наклоном и водородным избытком.

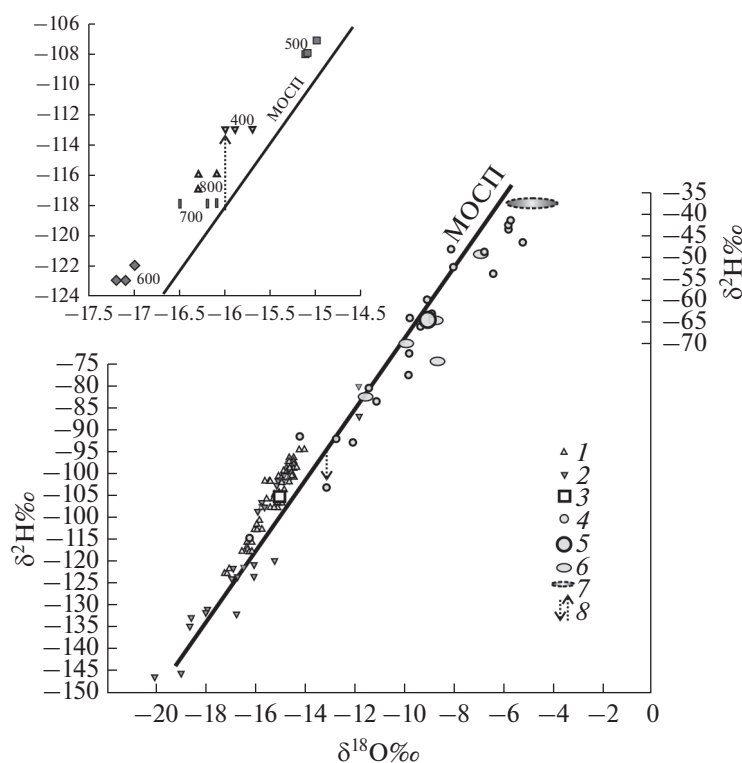


Рис. 2. Изотопный состав атмосферных осадков, дождей и снегов, юго-западных склонов Хибин (Кировского и Апатитского районов). $\delta^2\text{H} = 1000 \times [((^2\text{H}/\text{H})_{\text{ОБР}}/(^2\text{H}/\text{H})_{\text{SMOW}}) - 1]\text{‰}$, $\delta^{18}\text{O} = 1000 \times [((^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{ОБР}}/(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{SMOW}}) - 1]\text{‰}$, ОБР – соотношения изотопов водорода ($^2\text{H}/\text{H}$) или кислорода ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) измеренные в образце, SMOW – такие же отношения в международном стандарте океанической воды, $^2\text{H}/\text{H} = (155.76 \pm 0.05) \times 10^{-6}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O} = (2005.20 \pm 0.45) \times 10^{-6}$. Осадки Хибин: 1 – снег, склоны Хибин; 2 – снег, предгорье Хибин; 3 – снег, средние значения $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$; 4 – дождь, предгорье Хибин; 5 – дождь, средние значения; 6 – дождь в окрестностях г. Кировска по данным [5]; 7 – дождь в окрестностях Пор'ей губы [5]; 8 – дейтериевый избыток $d_{\text{ИЗБ}}$; для примера показаны $d_{\text{ИЗБ}} = 3.1\text{‰}$ для образца дождевой воды ($\delta^2\text{H} = -103\text{‰}$ и $\delta^{18}\text{O} = -13.1\text{‰}$) и $d_{\text{ИЗБ}} = +15.8\text{‰}$ для образца снега (на врезке, $\delta^2\text{H} = -113\text{‰}$ и $\delta^{18}\text{O} = -15.9\text{‰}$). На врезке: снег юго-западного склона г. Айкуайвенчорр, одинаковыми знаками показаны повторные пробы; числа – высота мест опробования, метры над уровнем моря (отбор 2013 г.).

В принципе наблюдаемый изотопный состав осадков определяется многими процессами:

а) испарением вод – прежде всего океанических, обеспечивающих $\sim 90\%$ атмосферных осадков [12], но также и вод открытых континентальных водоемов, появлением атмосферной влаги, изотопный состав которой зависит от температуры, солености и изотопного состава испаряющейся воды, а также от степени равновесия процесса испарения [9];

б) эволюцией изотопного состава атмосферной влаги в ходе переноса воздушных масс к району выпадения осадков, результаты которой зависят от температуры, процессов формирования осадков и соотношения выпавшей и сохранившейся влаги [6];

в) формированием и выпадением осадков, сопровождаемым фракционированием, зависящим

от температуры и соотношения масс пара и капель воды (или пара и кристаллов льда, снежинок [11, 16].

Хотя эти процессы могут быть разнонаправленными и результативный (измеряемый) изотопный состав осадков может оказаться недостаточным для выяснения картины их формирования и эволюции – в первом приближении наиболее важен вклад температуры на всех этапах (пункты а–в), а также степень равновесности процессов испарения/конденсации. Именно равновесное фракционирование изотопов при разной температуре приводит к величине коэффициента наклона линии МОСП, близкой к 8 (уравнение (1)), и к широким диапазонам значений $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ вдоль этой линии (рис. 2 в [9]).

Однако в формировании осадков участвуют и неравновесные процессы, их вклад также отра-

жен в уравнении линии МОСП. Скорость достижения изотопного равновесия между реагирующими фазами (c) для разных молекул воды различна:

$$c(\text{H}_2\text{O}^{16}) > c(\text{HDO}^{16}) > c(\text{H}_2\text{O}^{18}), \quad (2)$$

поэтому кинетические процессы, например — быстрое удаление одной из фаз, приводят к отклонению изотопного состава фаз(ы) от равновесного. Из неравенства (2) следует, что соотношение изотопов $\text{O}^{18}/\text{O}^{16}$ более чувствительно к вкладу кинетических процессов по сравнению с отношением D/H . Сам факт корреляции осадков северного полушария вдоль линии МОСП свидетельствует о том, что они возникли при участии двух процессов.

1. Формирование океанического пара в неравновесном процессе — испарении при достаточно быстром удалении пара от поверхности воды. В результате этого (и ряда других процессов, вызывающих неравновесное фракционирование [9, 10, 12, 15]) возник избыток дейтерия:

$$d_{\text{изб}} = \delta^2\text{H} - 8.1\delta^{18}\text{O} = +11\text{‰} \quad (3)$$

относительно вклада тяжелого изотопа кислорода. Избыток дейтерия закономерно меняется в течение года: большой избыток (в среднем $+15\text{‰}$) наблюдается в зимние (декабрь, январь), минимальный ($+7\text{‰}$) — в летние месяцы (июль, август [12]).

2. Формирование осадков из водного пара в ходе равновесной конденсации при разной температуре.

Принимая, что основной источник влаги в рассматриваемом районе — Северная Атлантика и учитывая открытость Баренцева моря зимой (температурные условия испарения меняются не очень сильно), получим, что основную роль в формировании изотопного состава атмосферных осадков Хибин играют процессы, связанные с переносом (б) и выпадением (в) осадков.

Сопоставление среднегодовой температуры T , °C, региона с изотопным составом снега в нем показало, что эти два параметра коррелируют (рис. 3 в [9]) с линией регрессии $\delta^{18}\text{O} = 0.69 T - 13.6\text{‰}$. Для среднего изотопного состава кислорода в снегах Хибин ($\delta^{18}\text{O} = -15\text{‰}$ (рис. 2)) это уравнение регрессии дает среднегодовую температуру -2°C — близкую к наблюдаемой: от -4°C на вершинах Хибин до -1°C у их подножья. Авторы [6] сопоставили среднегодовую температуру района и изотопный состав кислорода в осадках. Согласно полученной ими корреляции, температуре $\sim 2^\circ\text{C}$ соответствует $\delta^{18}\text{O}$ осадков в пределах от -10 до -20‰ в соответствии с данными рис. 2. Подобные корреляции наблюдаются (с несколь-

ко варьирующими углами наклона) и в других регионах, например — в Приполярном Урале [5]. Эти результаты свидетельствуют о существенном вкладе процессов (в) в формирование осадков и, в частности, осадков над Хибинами.

Как следует из рис. 2, фигуративные точки изотопного состава осадков Хибин обычно несколько смещены относительно линии МОСП (уравнение (1)): дождевые воды ниже, а снега — выше линии. Такое распределение точек свидетельствует о вкладе неравновесных процессов фракционирования изотопов в баланс выпадающей влаги. В ходе выпадения дождевых осадков в теплое летнее время падающие капли дождя быстро испаряются, отделяются от равновесного с ними пара, изотопный состав воды в них отклоняется вправо от линии МОСП.

При неравновесном испарении из большого и хорошо перемешиваемого водного резервуара (изотопный состав воды в котором постоянен) изотопный состав пара, удаляемого, например, сильным ветром от поверхности раздела, отклоняется влево от линии МОСП: пар в этом случае “легче” равновесного, поскольку “легкие” молекулы H_2O^{16} переходят в пар раньше, а “тяжелые” молекулы H_2O^{18} — позже других молекул воды. Если эти процессы протекали в Северной Атлантике (в Баренцевом море) в холодное ветреное зимнее время, пар характеризовался “легким” изотопным составом при положительном значении $d_{\text{изб}}$, которое, как индикатор неравновесных условий, увеличивалось вместе со скоростью реакции (испарения и удаления пара). Конденсация такого легкого пара при разной температуре приводила к возникновению “легкого” снега, обычно с “равновесными” изотопными соотношениями. Рис. 2 иллюстрирует результаты изотопного анализа снегов; фигуративные точки расположены параллельно — выше линии МОСП с примерно одинаковым положительным $d_{\text{изб}}$; на врезке рис. 2 в качестве примера приведено $d_{\text{изб}} = +15.8\text{‰}$ для выделенного образца снега.

Эти простые объяснения небольших $d_{\text{изб}}$ атмосферных осадков Хибин представляются наиболее вероятными; возможно, имел место вклад и других процессов. Детальные исследования природы $d_{\text{изб}}$ и его использование для анализа неравновесных процессов можно найти в [9–11, 13, 15].

Упомянутая выше зависимость изотопного состава осадков от температуры воздуха, при которой происходит их конденсация, отражается и на облегчении осадков с высотой горных массивов (средний температурный градиент составляет 0.5°C на 100 м подъема). Так, например, как сле-

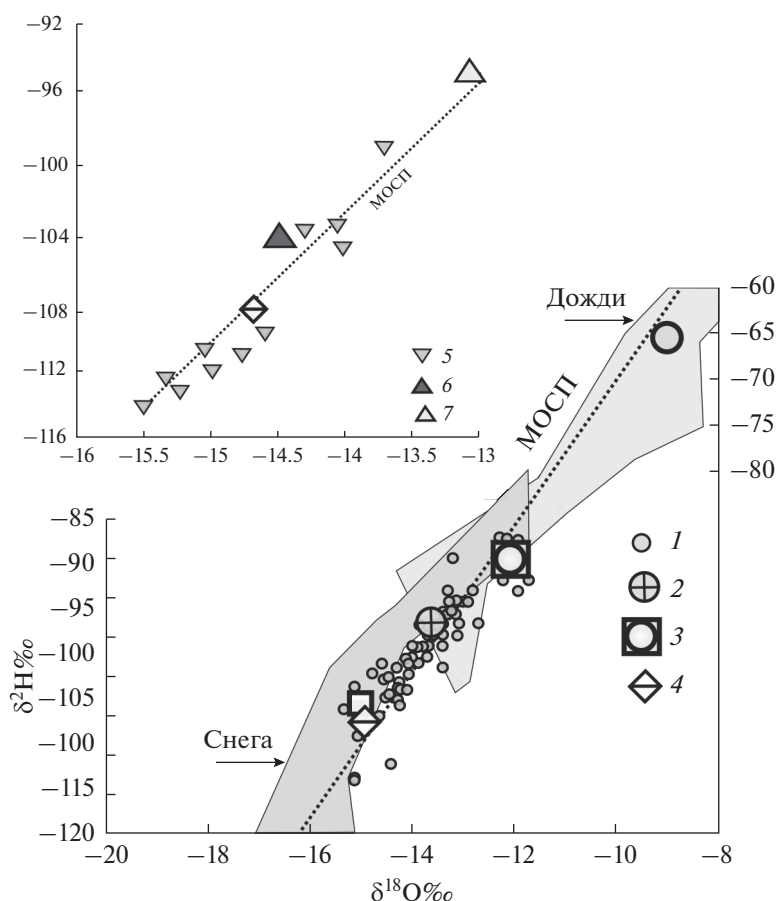


Рис. 3. Изотопный состав поверхностных вод (ручьев, рек, озер) в сравнении с атмосферными осадками (дожди — светло-серая область; снега — темно-серая область), юго-западные склоны Хибин (Кировский и Апатитский районы). 1, 2 — поверхностные воды и среднее значение для них соответственно; 3 — оз. Имандра; 4 — талые воды (средние значения). На врезке: 5 — талые воды Хибин по данным [5]; воды р. Вудъяврйок: 6 — июнь, 7 — август. Остальные обозначения как на рис. 2.

дует из сводки данных на рис 3.7 в работе [5], значение $\delta^{18}\text{O}$ менялось от 0‰ на уровне моря до -25‰ на высотах 4–7 км. Хотя при сравнительно малых высотных перепадах (<600 м) в Хибинах не предполагаются существенные изменения изотопного состава снега, опробование проводилось с учетом высоты отбора.

Анализы валовых проб снега юго-западных склонов Хибин привели к несколько неожиданному результату — существенному различию изотопного состава в пробах, отобранных в пределах одного склона на близких высотах и расположенных на расстояниях ~ 100 м одна от другой, например на высотах 600 и 500 м (рис. 2). На юго-западном (обращенном к г. Кировску) склоне г. Айкуайвенчорр наиболее легкий снег был отобран в середине склона (проба 600 м). На других склонах вариации изотопного состава оказались меньшими, чем на Айкуайвенчорр.

Для объяснения этих наблюдений нужны дополнительные данные. Резкие колебания изотопного состава соседних проб не должны иметь место при сильных ветрах, типичных для склонов Хибин и приводящих к перемешиванию снега. Более вероятны “поздние” изменения уже слежавшегося снега, тем более что пробы отбирались весной (апрель), когда температура воздуха в дневное время регулярно существенно поднималась ($>0^\circ\text{C}$); во время отбора проб, показанных на врезке на рис. 2, температура воздуха была 12°C .

Полученные результаты, по-видимому, не аномальные. Так, анализ изотопной динамики снега на Полярном Урале показал, что значения $\delta^{18}\text{O}$ летнего снега больше зимнего на 2–3‰; образующиеся из снега кристаллы льда еще тяжелее на $\sim 10\text{‰}$ (рис. 4.8 в [5]). Существенное утяжеление снега в ходе его метаморфизма отмечалось в работе [17]. Не исключено и взаимодействие снега с влагой, образующейся при испарении под-

земных вод, круглогодично действующие источники которых наблюдаются на склонах г. Айкуайвенчорр.

ВОДЫ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДОЕМОВ

Изотопный состав вод открытых водоемов варьирует в пределах $115 \leq \delta^2\text{H} \leq -87\text{‰}$, $-15 \leq \delta^{18}\text{O} \leq -11.5\text{‰}$, т.е. в намного более узком диапазоне по сравнению с атмосферными осадками (рис. 3): наглядно виден главный эффект течения поверхностных вод — перемешивание вод разных источников. Даже изотопный состав талых вод, отобранных непосредственно вблизи снежников, варьирует в намного более узком диапазоне по сравнению с весенними снегами (рис. 2, 3). Эти данные свидетельствуют о формировании вод открытых водоемов за счет дождей и талых вод.

Эволюция изотопного состава вод в течение года, особенно в близких к склонам Хибин водоемах, в основном определяется временем таяния снегов на вершинах и склонах гор. Воды, отобранные в период интенсивного таяния (обычно в конце мая — в июне), характеризуются легкими, близкими к типичным для талых вод значениями $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$, а воды позднего лета — ранней осени, преимущественные источники которых — дожди, характеризуются более тяжелой водой. Наиболее детальные данные имеются для р. Вудъяврийок, которая дренирует предгорную долину оз. Малый Вудъявр (рис. 3).

Изотопный состав вод основного базиса дренирования — оз. Имандра и больших рек, таких как Белая, мало зависит от времени года. Соотношение вклада талых вод снегов и дождевых вод в балансе оз. Имандра может быть определено с использованием полученных изотопных данных. Доля дождевых вод $\Phi_{\text{дв}}$ может быть определена из уравнения баланса:

$$\delta^{18}\text{O}_{\text{дв}} \Phi_{\text{дв}} + \delta^{18}\text{O}_{\text{ТВ}} (1 - \Phi_{\text{дв}}) = \delta^{18}\text{O}_{\text{ИМ}}, \quad (4)$$

где $\delta^{18}\text{O}$ — отношения изотопов кислорода в дождевых водах, талых водах и в воде оз. Имандра (подстрочные индексы соответственно ДВ, ТВ, ИМ). Решая уравнение баланса (4) и подставляя средние значения $\delta^{18}\text{O}_{\text{ИМ}} = -12.03\text{‰}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{ТВ}} = -15\text{‰}$ и $\delta^{18}\text{O}_{\text{дв}} = -9\text{‰}$ (рис. 3), находим (из данных по изотопному составу кислорода) соотношение ТВ/ДВ ~ 1 :

$$\begin{aligned} \Phi_{\text{дв}}(\delta^{18}\text{O}) = \\ = (\delta^{18}\text{O}_{\text{ИМ}} - \delta^{18}\text{O}_{\text{ТВ}}) / (\delta^{18}\text{O}_{\text{дв}} - \delta^{18}\text{O}_{\text{ТВ}}) = 0.49. \end{aligned} \quad (5)$$

Используя данные для водорода ($\delta^2\text{H}_{\text{ИМ}} = -89.68\text{‰}$, $\delta^2\text{H}_{\text{ТВ}} = -108\text{‰}$ и $\delta^2\text{H}_{\text{дв}} = -65\text{‰}$), получаем близ-

кое значение вклада дождевых вод: $\Phi_{\text{дв}}(\delta^2\text{H}) = 0.43$.

Отметим, что такое соотношение осадков известно из анализа климата Кольского п-ова [4]. Таким образом, два разных независимых подхода привели к одной и той же оценке вклада разных осадков в поверхностные воды региона. При этом трудоемкость оценки баланса по изотопным трассерам в разы меньше, чем оценки с использованием стандартных гидрологических методов.

На первый взгляд, воды, стекающие с юго-западных склонов Хибин, не могут вносить существенный вклад в оз. Имандра, поскольку средние значения $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ (-89.7 и -12.0‰) этих вод заметно меньшие, чем в воде озера (рис. 3). Однако отметим, что выше приведены среднеарифметические значения измеренных $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$, в то время как расчет баланса должен базироваться на оценках средневзвешенных значений. Сравнение изотопного состава вод озера и устья Белой, дренирующей весь рассматриваемый район (включающий несколько озер), показывает, что в июне и сентябре $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ в этой реке мало различаются и имеют средние значения $\delta^2\text{H} = -94\text{‰}$, $\delta^{18}\text{O} = -12.8\text{‰}$, которые отличаются от таковых в оз. Имандра всего на $\Delta(\delta^2\text{H}) \cong -4\text{‰}$ и $\Delta(\delta^{18}\text{O}) \cong -1\text{‰}$.

ПОДЗЕМНЫЕ ВОДЫ

Изотопный состав ПВ варьирует в еще более узком диапазоне по сравнению с водами открытых водоемов: $-108 \leq \delta^2\text{H} \leq -95\text{‰}$, $-15 \leq \delta^{18}\text{O} \leq -12.5\text{‰}$. Средние значения $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ подземных вод близки к таковым в водах открытых водоемов (рис. 4). Воды родников на горных склонах, опробованных в период таяния снегов, не отличаются по изотопному составу от снега (рис. 2) и талых вод (рис. 3). Таким образом, для ПВ также справедлив сделанный выше вывод об атмосферных осадках как источнике вод и об осреднении осадков, выпавших в разное время, в ходе миграции подземных вод. Вклад “древних” вод, характеризующихся изотопно-тяжелым кислородом (следствие процессов взаимодействия вода–порода [7]), не фиксируется измеренными значениями $\delta^{18}\text{O}$ ПВ исследуемого района (рис. 4), хотя датирование ^3H – ^3He (^3H) свидетельствует о небольшом вкладе относительно “древней” подземной воды (возрастом ~ 50000 лет) в воды водозабора “Центральный” [1, 14]. Весьма малая концентрация атмосферного Не в ПВ и существенные потери радиогенного Не породами земной коры делают Не более чувствительным индикатором вклада

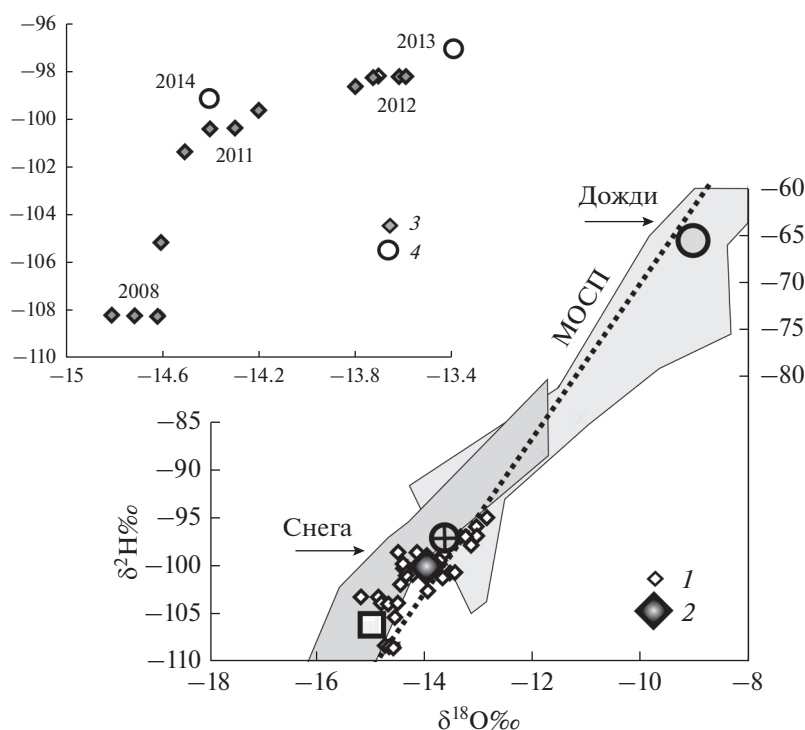


Рис. 4. Изотопный состав подземных вод в сравнении с атмосферными осадками (дожди — светло-серая область; снега — темно-серая область), юго-западные склоны Хибин (Кировский и Апатитский районы): 1 — источники, скважины; 2 — средние значения $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ для подземных вод. На врезке: изотопный состав вод скважин; 3 — водозабора “Центральный”; 4 — “23-й км”; числа возле групп точек — годы отбора. Остальные обозначения как на рис. 2, 3.

древней подземной воды, чем ее изотопный состав.

Важная особенность водозабора “Центральный” — разный изотопный состав ПВ, отобранных в разные годы, в то время как результаты, полученные для проб воды разных скважин, отобранных в течение одного года, близки (рис. 3). Это замечание справедливо и для воды скважины “23 км”, для которой на врезке к рис. 4 показаны осредненные за год значения $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$.

Здесь следует отметить, что возраст вод — время подземной миграции и перемешивания — для этих скважин существенно различен. Согласно датированию методом ^3H - ^3He (^3H), возраст вод водозабора “Центральный” составляет 21 ± 1.5 года, в то время как возраст вод скважины “23-й км” — ~ 1 год в пределах погрешности датирования [1]. Эти данные можно интерпретировать как свидетельство преимущественно поршневого характера фильтрации подземных вод к водозабору “Центральный” в породах с низкими коэффициентами гидродисперсии.

Для полуколичественных оценок и сравнений можно рассматривать “параметр смешения” — соотношение R наблюдаемых различий изотопных составов ПВ в разное время (например

$\Delta(\delta^{18}\text{O})_{\text{пв}} = \delta^{18}\text{O}(2008) - \delta^{18}\text{O}(2012)$) и гипотетических “входных” различий между талыми $\delta^{18}\text{O}_{\text{ТВ}}$ и дождевыми $\delta^{18}\text{O}_{\text{ДВ}}$ водами:

$$R(^{18}\text{O}) = \Delta(\delta^{18}\text{O})_{\text{пв}} / (\delta^{18}\text{O}_{\text{ДВ}} - \delta^{18}\text{O}_{\text{ТВ}}). \quad (6)$$

В принципе, отношение (6) может меняться от 1 (перемешивания вод не происходит) до 0 (полное перемешивание дождевых и талых вод). Согласно врезке на рис. 4, для подземных вод водозабора “Центральный” наблюдается следующее различие изотопного состава кислорода: $\Delta(\delta^{18}\text{O})_{\text{пв}} = \delta^{18}\text{O}(2008) - \delta^{18}\text{O}(2012) \cong -1\text{‰}$. Различие изотопного состава кислорода потенциальных источников вод водозабора, погружившихся под землю 21 год тому назад, неизвестно. Для грубой оценки предположим, что источниками были “средний талый снег” ($\delta^{18}\text{O}_{\text{ТВ}} = -15\text{‰}$) и “средний дождь” ($\delta^{18}\text{O}_{\text{ДВ}} = -9\text{‰}$) и что различие изотопного состава кислорода между снегом и дождем 21 год тому назад было тождественно современному — 6‰ (различие средних значений для дождя и снега (рис. 2)). Тогда параметр смешения по кислороду близок к $R(^{18}\text{O}) = 0.17$. Повторив этот расчет для дейтерия, получим $R(^2\text{H}) \cong 0.2$. Эти данные наряду с оценками возраста вод будут

использованы для моделирования миграции ПВ юго-западных склонов Хибин.

ВЫВОДЫ

По изотопному составу атмосферные осадки юго-западных склонов Хибин близки к глобальной линии осадков северного полушария, определяемой уравнением $\delta^2\text{H} = 8.1 \delta^{18}\text{O} + 11\text{‰}$ [9]. Измеренные значения $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$ варьируют в широких пределах ($147 \leq \delta^2\text{H} \leq -37\text{‰}$, $-20 \leq \delta^{18}\text{O} \leq -4\text{‰}$), причем легкие значения с положительным дейтериевым избытком типичны для снега, а тяжелые — для дождей. Согласно изотопным данным, происхождение осадков соответствует стандартной модели неравновесного фракционирования при испарении океанической воды (при более выраженном отклонении от равновесия в зимнее время — возможно вследствие более интенсивных ветров) с последующим близким к равновесному фракционированием атмосферной влаги при выпадении осадков. Обнаружены существенные вариации изотопного состава валовых проб снега, отобранных на склонах Хибин, при незначительном удалении мест отбора проб друг от друга по горизонтали и по высоте. Тренда к облегчению снега с высотой не обнаружено.

Изотопный состав вод открытых водоемов во всех случаях находится в пределах, определенных атмосферными осадками района, что свидетельствует о формировании вод за счет атмосферных осадков. Эти данные также говорят об интенсивном смешении вод при их течении, приводящему к “осреднению” изотопного состава и сужению пределов вариации значений $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$.

Эволюция изотопного состава вод в течение года в основном определяется временем таяния снегов. Воды склонов Хибин, отобранные в период интенсивного таяния, характеризуются “легкими”, близкими к типичным для снега и талых вод значениями $\delta^2\text{H}$ и $\delta^{18}\text{O}$, а воды позднего лета и ранней осени — более “тяжелыми” изотопными составами. Этот тезис иллюстрируется детальными данными, полученными для р. Вудъяврюк, которая дренирует предгорную долину оз. Малый Вудъявр. Согласно изотопным данным, воды главного водоема региона — оз. Имандра — возникли вследствие смешения талых и дождевых вод в пропорции ~1 : 1.

Для подземных вод также справедлив вывод об атмосферных осадках как источнике их восполнения. Обнаруженный при датировании методом ^3H — ^3He (^3H) вклад “древних” подземных вод в воды водозабора “Центральный” не фиксируется

изотопным составом подземных вод вследствие значительно меньших вариаций концентраций дейтерия и кислорода-18 по сравнению с Не. Межгодовые вариации изотопного состава вод водозабора “Центральный” свидетельствуют об их неполном перемешивании в ходе ~20-летней миграции, что указывает на близкий к поршнево-му характер фильтрационного процесса.

Авторы признательны О.Е. Дубининой (ИГЕМ РАН) за содействие в работе, рецензенту и коллегии журнала — за весьма полезные конструктивные замечания.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гудков А.В., Каменский И.Л., Мелихова Г.С., Скиба В.И., Токарев И.В., Толстихин И.Н. Тритий-гелий-3 метод и его применение для датирования подземных вод (на примере Кировского горнопромышленного района, Мурманская область // Геохимия. 2014. Вып. 7. С. 646–654.
2. Калинин В.Т., Мазухина С.И., Маслобоев В.А., Чудненко К.В., Максимова В.В. Физико-химические факторы некондиционности химического состава природных вод Хибинского массива // ДАН. 2014. Т. 458. Вып. 5. С. 551–554.
3. Карта ЮЗ склонов Хибин. [Электронный ресурс]. <https://www.google.com/maps/@67.6272937,33.4816331,11z>
4. Климат Кольского полуострова. [Электронный ресурс]. <http://www.protown.ru/information/hide/4346.html>
5. Чижова Ю.Н. Изотопно-геохимические особенности снежного покрова и ледникового льда в разных гляциологических условиях Приэльбрусья, Полярного Урала и Хибин. Дис. ... канд. геогр. наук. М.: РГБ, 2006. М.: 178 с.
6. Alley R.B., Cuffey K.M. Oxygen- and hydrogen-isotopic ratios of water in precipitation: Beyond paleothermometry // Reviews Miner. Geochem. 2001. V. 44. Chapter 9. P. 527–553.
7. Barth S.R. Geochemical and boron, oxygen and hydrogen isotopic constraints on the origin of salinity in groundwaters from the crystalline basement of the Alpine Foreland // Appl. Geochem. 2000. V. 15. P. 937–952.
8. Craig H. Isotopic variations in meteoric waters // Sci. 1961. V. 133. P. 1702–1703.
9. Dansgaard W. Stable isotopes in precipitation // Tellus. 1964. V. 16. P. 436–468.
10. Delattre H., Vallet-Coulomb C., Sonzogni C. Deuterium excess in the atmospheric water vapour of a Mediterranean coastal wetland: regional vs. local signatures // Atmos. Chem. Phys. 2015. V. 15. P. 10167–10181.
11. Environmental isotopes in hydrological cycle. Principles and applications / Ed. W.G. Mook // Int. Hydrol. Program. Paris: UNESCO, 2001. V. I–VI.
12. Gat J.R. Oxygen and hydrogen isotopes in the hydrologic cycle // Ann. Rev. Earth Planet. Sci. 1996. V. 2. P. 225–262.

13. *Johnsen S.J., Dansgaard W., White J.W.C.* The origin of Arctic precipitation under present and glacial conditions // *Tellus*. 1989. V. 41B. P. 452–468.
14. *Kamensky I.L., Tokarev I.V., Tolstikhin I.N.* ^3H - ^3He dating: A case for mixing of young and old groundwaters // *Geochem. Cosmochem. Acta*. 1991. V. 55. P. 2895–2899.
15. *Petit J.R., White J.W.C., Young N.W., Jouzel J., Korotkevich Y.S.* Deuterium excess in recent Antarctic snow // *J. Geophys. Res.* 1991. V. 96. P. 5113–5122.
16. *Salamalikis V., Argiriou A.A., Dotsik E.* Isotopic modeling of the sub-cloud evaporation effect in precipitation // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 544. P. 1059–1072. [Электронный ресурс]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.072>
17. *Taylor S., Feng X., Kirchner J.W., Osterhuber R., Klaue B., Renshaw C.E.* Isotopic evolution of a seasonal snowpack and its melt // *Water Resour. Res.* 2001. V. 37. № 3. P. 759–769.
18. *Vimeux F., Masson V., Jouzel J., Petit J.R., Steig E.J., Stievenard M., Vaikmae R., White J.W.C.* Holocene hydrological cycle changes in Southern Hemisphere documented in East Antarctic deuterium excess records // *Climate Dynamics*. 2001. V. 17. P. 503–513.

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ВОД СУШИ С ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ

УДК 556.124.2

СЦЕНАРНЫЕ ПРОГНОЗЫ ИЗМЕНЕНИЯ СНЕГОЗАПАСОВ В СВЯЗИ С ВОЗМОЖНЫМИ ИЗМЕНЕНИЯМИ КЛИМАТА В РАЗЛИЧНЫХ РАЙОНАХ ЗЕМНОГО ШАРА¹

© 2021 г. Е. М. Гусев^a, *, О. Н. Насонова^a, Е. Э. Ковалев^a, Е. А. Шурхно^a

^aИнститут водных проблем РАН,
Москва, 119333 Россия

*e-mail: sowaso@yandex.ru

Поступила в редакцию 13.02.2020 г.

После доработки 27.05.2020 г.

Принята к публикации 09.06.2020 г.

В рамках международного проекта “The Earth System Models – Snow Models Intercomparison Project” на десяти экспериментальных снегомерных площадках, расположенных в различных районах земного шара, исследована способность разработанной авторами статьи модели взаимодействия подстилающей поверхности суши с атмосферой SWAP воспроизводить характеристики динамики снежного покрова в современный период. Разработана методика сценарного прогнозирования изменения характеристик формирования снежного покрова в течение XXI в. с использованием рядов метеорологических элементов, рассчитанных с помощью моделей общей циркуляции атмосферы и океана. На основе разработанной методики получены количественные оценки изменения характеристик формирования снежного покрова в течение XXI в. в районах расположения снегомерных площадок в связи с возможными изменениями климата.

Ключевые слова: проект ESM-SnowMIP, модели формирования снежного покрова, модель взаимодействия поверхности суши с атмосферой SWAP, снегозапасы, RCP-сценарии изменения климата.

DOI: 10.31857/S032105962101017X

ВВЕДЕНИЕ

Снег – важная составляющая криосферы. Благодаря своим особым физическим свойствам (в первую очередь, высокому альбедо и, как правило, низкой теплопроводности) он выполняет существенную функцию в климатической системе и гидрологическом цикле на планете. Снежный покров в высоких и средних широтах осуществляет долговременную регуляцию составляющих водного баланса рассматриваемой территории, это некий своеобразный буфер, накапливающий атмосферные осадки зимой и теряющий их в процессе весеннего снеготаяния, определяя при этом специфический для данных широт годовой ход составляющих водного баланса [2]. От толщины снежного покрова зависит степень промерзания сезонно-промерзающих почв, их инфильтрационные свойства, а значит и разделение поступающих на их поверхность в период весеннего снеготаяния талых вод и осадков между поверхностным стоком и почвенными влагозапасами. Высокое альбедо снега определяет положитель-

ную обратную связь изменения снегозапасов с климатическими изменениями, усиливая последние [3, 23].

Изменения мощности снежного покрова и его сезонного хода влияют на климат, водные ресурсы (в частности, на речной сток) и, соответственно, на условия жизни человека. Наблюдаемые в настоящее время глобальные и региональные (преимущественно в Северном полушарии) тренды продолжительности залегания снежного покрова и его площади в последние десятилетия почти неизменно отрицательны [10, 11] (за исключением высоких северных широт [18, 24]) и связаны с тенденцией глобального потепления на планете [4, 6]. Прогнозы изменения характеристик снежного покрова в целом соответствуют данным последних наблюдений за ним [5, 10, 19], но вопрос – каковы количественные показатели указанных тенденций в будущем – пока крайне актуален. Поэтому все более актуальными становятся модели формирования снежного покрова, позволяющие осуществлять прогностические расчеты динамики данного элемента криосферы в будущем. В связи с этим в 2013 г. по инициативе руководителей Всемирной программы исследо-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РНФ (проект 16-17-10039).

Таблица 1. Снегомерные площадки для многолетнего наблюдения за динамикой снежного покрова [2, 11] (BERMS – Boreal Ecosystem Research and Monitoring Sites)

Экспериментальная площадка (код площадки)	Широта	Долгота	Высота над уровнем моря, м	Расчетный исторический период, годы	Климат	Литературный источник, где описан объект
BERMS Old Aspen, Канада (oas)	53.63° с.ш.	106.20° з.д.	600	1997–2010	Бореальный	[3]
BERMS Old Black Spruce, Канада (obs)	53.99° с.ш.	105.12° з.д.	629	1997–2010	»	[3]
BERMS Old Jack Pine, Канада (ojp)	53.92° с.ш.	104.69° з.д.	579	1997–2010	»	[3]
Col de Porte, Франция (cdp)	45.30° с.ш.	5.77° в.д.	1325	1994–2014	Альпийский	[16]
Reynolds Mountain East, США (rme)	43.06° с.ш.	116.75° з.д.	2060	1988–2008	»	[27]
Sapporo, Япония (sap)	43.08° с.ш.	141.34° в.д.	15	2005–2015	Морской	[22]
Senator Beck, США (snb)	37.91° с.ш.	107.73° з.д.	3714	2005–2015	Альпийский	[13]
Sodankylä, Финляндия (sod)	67.37° с.ш.	26.63° в.д.	179	2007–2014	Арктический	[8]
Swamp Angel, США (swa)	37.91° с.ш.	107.71° з.д.	3371	2005–2015	Альпийский	[13]
Weissfluhjoch, Швейцария (wfj)	46.83° с.ш.	9.81° в.д.	2540	1996–2016	»	[30]

ваний климата (ВПИК) был организован международный проект “The Earth System Models – Snow Models Intercomparison Project” (ESM-SnowMIP) в рамках “Grand Challenge Melting Ice & Global Consequences”. Проект призван обеспечить прогресс в понимании процессов, связанных с формированием снежного покрова, и систематизировать полученные знания в глобальных и региональных климатических и гидрологических моделях в контексте происходящих глобальных изменений.

Авторы настоящей статьи – участники проекта ESM-SnowMIP [11]. В связи с этим целями работы стали: а) проверка способности разработанной авторами статьи модели взаимодействия подстилающей поверхности суши с атмосферой SWAP (Soil Water – Atmosphere – Plants) воспроизводить характеристики динамики снежного покрова в современный период на основе данных наблюдений, полученных в рамках ESM-SnowMIP на десяти экспериментальных снегомерных площадках в различных районах земного шара; б) разработка методики сценарного прогнозирования изменения характеристик снежного покрова с использованием рядов метеорологических элементов, рассчитанных с помощью моделей общей циркуляции атмосферы и океана (МОЦАО); в) на основе разработанной методики количественная оценка изменений характеристик формирования снежного покрова для вышеупомянутых площадок в связи с возможным изменением климата в XXI в.

ИССЛЕДУЕМЫЕ ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ОБЪЕКТЫ

Географические объекты исследования – десять выбранных в проекте ESM-SnowMIP экспериментальных снегомерных площадок, предназначенных для многолетнего наблюдения за динамикой снежного покрова в различных местах земного шара (табл. 1) [11, 15]. Отметим, что из-за слабого развития исследований формирования снежного покрова в немногочисленных объектах южного полушария все экспериментальные площадки проекта ESM-SnowMIP оказались в северном полушарии планеты.

Районы расположения площадок различаются природными условиями: климатом (бореальный, морской, арктический, альпийский), типом почв, высотой над уровнем моря, поверхностным покровом (от практически оголенной почвы на площадках Senator Beck и Weissfluhjoch до хвойных и лиственных лесов на трех площадках BERMS). Это позволяет выяснить возможности модели SWAP по воспроизведению динамики характеристик снежного покрова в исторический (базовый) период (т.е. в период наблюдений за снежным покровом) в широком спектре природных условий, а также проанализировать связь с этими условиями закономерностей вероятных изменений характеристик формирования снежного покрова, вызванных ожидаемыми климатическими изменениями.

Следует отметить, что расчеты характеристик снежного покрова для исторического периода выполнялись в рамках проекта ESM-SnowMIP, в котором участвовало 28 моделей, разработанных исследователями 14 стран и включающих в себя

Таблица 2. Модели, по которым проводились расчеты формирования снежного покрова в исторический период для снегомерных площадок в рамках проекта ESM-SnowMIP [2, 11] (LSS – Land Surface Scheme)

Модель	Тип модели
BCC_AVIM	LSS в BCC-ESM
CABLE	LSS в ACCESS
CRHM	Гидрологическая модель
CLASS	LSS в CanESM
CLM5	LSS в CESM
CoLM	LSS в BNU-ESM и CAS-ESM
Crocus	Физическая модель формирования снежного покрова
EC-Earth	LSS в EC-Earth
ESCIMO	Модель энергетического баланса снежного покрова
ESCROC	Мультифизическая модель формирования снежного покрова (35-членный ансамбль)
FSM	Мультифизическая модель формирования снежного покрова (32-членный ансамбль)
HTESSEL	LSS в системе оперативных прогнозов ECMWF
HTESSELML	LSS в исследовательской системе прогнозов ECMWF
ISBA-ES	LSS в CNRM-CM
ISBA-MEB	LSS в CNRM-CM
JSBACH	LSS в MPI-ESM
JSBACH3_PF	LSS в MPI-ESM
JULES	LSS в UKESM
MATSIRO	LSS в MIROC
MOSES	LSS в HadCM3
ORCHIDEE-E	LSS в IPSL-CM
ORCHIDEE-I	LSS в IPSL-CM
RUC	LSS в системе оперативных прогнозов NOAA/NCEP
SMAP	Физическая модель формирования снежного покрова
SNOWPACK	Физическая модель формирования снежного покрова
SPONSOR	Гидрологическая модель
SWAP	LSS
VEG3D	Модель формирования режима почвы и растительного покрова

модели взаимодействия подстилающей поверхности суши с атмосферой, гидрологические модели и модели формирования снежного покрова (табл. 2). Это позволило при решении задачи (а) провести сопоставление качества воспроизведения характеристик снежного покрова моделью SWAP и другими участвовавшими в проекте моделями.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Модель SWAP

Основным методическим инструментом, используемым для расчета динамики характеристик снежного покрова, послужила модель взаимодействия подстилающей поверхности суши с атмосферой (в англоязычной литературе – LSM (Land Surface Model)) SWAP, разработанная в Институте

водных проблем РАН [1]. В ее основу положено физико-математическое описание процессов тепло- и влагообмена, происходящих в снежном покрове–почва–растительный/снежный покров–приземный слой атмосферы. Модель позволяет рассчитывать составляющие водного и теплового балансов, различные характеристики гидрологического режима наземных экосистем и речных бассейнов, имеющих разные пространственные масштабы и находящихся в различных природных условиях.

В случае значительного по пространственным масштабам и неоднородного по природным условиям и характеристикам подстилающей поверхности объекта (большой речной бассейн, регион, континент и т.д.) выполняется переход от модели локального масштаба к ее мезомасштабному аналогу (“upscaling”, регионализация) [1]. Выходны-

ми переменными модели служат значения различных составляющих водного и теплового балансов, а также показатели динамики водного и теплового режимов рассматриваемой системы. Выходных переменных может быть до нескольких десятков.

В отношении воспроизведения динамики снежного покрова SWAP представляет собой модель, отличительные особенности которой — ее простота в сочетании с достаточной физической обоснованностью и рациональностью с точки зрения используемых модельных средств. При этом рациональность обусловлена применением преимущественно аналитических методов решения систем уравнений (в то время как в большинстве существующих моделей используются численные методы) и стремлением к сокращению, по мере возможности, числа параметров модели. Модель описывает формирование снеготалых вод на подстилающей поверхности суши для случаев как низкой растительности (полевые участки), которая в зимнее время находится под снегом, так и высокой растительности (лесные участки), когда снежный покров формируется под пологом леса.

Информационное обеспечение SWAP для базового периода

Информационное обеспечение модели SWAP включает в себя: 1) необходимую для задания верхних граничных условий приземную метеорологическую информацию (атмосферные осадки, температура и влажность воздуха, интенсивность приходящих потоков длинноволновой и коротковолновой радиации, скорость ветра и атмосферное давление); 2) параметры подстилающей поверхности (характеристики почвы, растительности, рельефа и др.), идентифицирующие исследуемый объект; 3) гидрологические характеристики для калибровки и проверки модели (в частности, такими данными могут служить измеренные за ряд лет снеготалые запасы).

Информацию о входных метеорологических характеристиках, измеренных на площадках ESM-SnowMIP с часовым временным шагом в течение базового периода (различного для каждой площадки (табл. 1)), обеспечивали организаторы проекта ESM-SnowMIP [11, 15]. Параметры почвы и растительного покрова задавались на основе качественного описания исследуемых объектов [11, 15], а также с использованием информации из глобальных баз данных международного проекта GSWP2 [7, 31]. Что касается калибровки параметров модели, то в настоящей работе она проведена только для параметров зависимости такой важной характеристики снежного покрова, как альбедо α [9, 23], от его плотности ρ для каждой из десяти площадок [2]. Продолжительность перио-

да калибровки, как правило, была небольшой — 1–2 года (максимум семь лет), калибровка проводилась вручную и весьма приближенно по данным, которые удалось найти в литературных источниках [3, 8, 13, 16, 22, 27, 30].

Информационное обеспечение SWAP при проведении прогностических расчетов

Для прогностических расчетов изменения характеристик снежного покрова в районах расположения площадок использовались суточные значения метеорологических элементов за период с 1980 по 2099 г., рассчитанные по пяти МОЦАО: HadGEM2-ES, IPSL-CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM, GFDL-ESM2M и NorESM1-M [12] — для четырех сценариев изменения климата семейства RCP (Representative Concentration Pathways) [17]: RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 и RCP8.5, использованных при подготовке 5-го оценочного доклада IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Эти данные предоставлены организаторами международного проекта ISI-MIP2 [29], в котором авторы настоящей статьи также принимали участие. Числа при аббревиатурах сценариев соответствуют приращению величин приходящей радиации (Вт/м^2) в 2100 г., вызванному увеличением эмиссии парниковых газов в атмосферу по сравнению с доиндустриальным периодом. Большие числа соответствуют более агрессивным антропогенным сценариям, обусловленным повышенной эмиссией парниковых газов в атмосферу и слабыми мерами по ограничению их выбросов. Используются метеорологические данные, рассчитанные для ячейки регулярной сетки размером $0.5^\circ \times 0.5^\circ$, в которой расположена соответствующая снегомерная площадка.

Необходимо отметить следующие обстоятельства. Во-первых, значения метеорологических характеристик, полученные с помощью указанных выше МОЦАО, — средние для полуградусной ячейки суши, размер которой намного превышает размеры снегомерных площадок. Во-вторых, расчетные шаги по времени при исторических и прогностических расчетах разные, что обусловлено имеющимся метеорологическим обеспечением. В-третьих, рассчитанные значения метеорологических элементов с помощью МОЦАО в настоящее время демонстрируют систематические ошибки (смещение) из-за грубого пространственного разрешения, упрощенной параметризации физических и термодинамических процессов, использования численных схем или неполного знания процессов климатической системы [25].

Поэтому полученные с помощью МОЦАО значения метеорологических характеристик в районах расположения снегомерных площадок были подвергнуты так называемой постпроцес-

синговой bias-коррекции [21] с целью уменьшения возможных систематических ошибок расчета характеристик снежного покрова. Коррекция (своя для каждой МОЦАО) проводилась по соответствующим значениям метеорологических характеристик, измеренных на снегомерных площадках в исторический период. При этом к рассчитанным по различным МОЦАО значениям температуры воздуха прибавлялось ее смещение (разное для разных месяцев), рассчитанное как разность среднесезонных среднемесячных значений измеренной и смоделированной температуры воздуха в базовый период. Что касается остальных метеорологических элементов, то они корректировались с помощью поправочных множителей (также различных для разных месяцев), полученных как отношение среднесезонных среднемесячных значений измеренной рассматриваемой характеристики к ее модельным значениям. Корректировались общие осадки P (сумма жидких P_l и твердых P_s). Доля жидких осадков P_l для конкретного срока определялась на основе зависимости $P_l(T)$, T — температура воздуха. Функция $P_l(T)$ для каждой снегомерной площадки находилась эмпирически на основе измеренных значений P_l и P_s в базовый период.

Скорректированные для каждой МОЦАО ряды смоделированных метеорологических элементов использовались для воспроизведения суточных значений снегозапасов для каждой площадки за исторический период с помощью модели SWAP. На их основе получен климатический (осредненный за исторический период) годовой ход суточных величин снегозапасов $SWE(t)$, t — время, сут. Степень соответствия полученных климатических $SWE(t)$ измеренным оказалась разной для разных МОЦАО. Это естественно, поскольку bias-коррекция входных для SWAP метеорологических данных (особенно если она не очень качественная, сделана по месячным данным, не учитывает суточного хода радиации или температуры) не гарантирует высокой степени близости климатических значений, полученных в результате модельных расчетов, к данным измерений. Она в среднем гарантирует соответствие климатических значений входных смоделированных величин измеренным, а поскольку затем смоделированные входные данные проходят через сильно нелинейный оператор (гидрологическую модель или, как в данном случае, LSM SWAP, которая отличается от “природного” оператора), то смоделированные климатические $SWE(t)$ будут близкими к измеренным климатическим $SWE(t)$, но степень их близости для метеорологических данных, полученных на основе различных МОЦАО, может оказаться разной.

Поэтому после проведенных расчетов $SWE(t)$ для каждой снегомерной площадки из пяти

МОЦАО была выбрана одна оптимальная, при использовании которой климатический годовой ход рассчитанных $SWE(t)$ для базового периода в наибольшей мере соответствовал климатическому годовому ходу измеренных $SWE(t)$, или при отсутствии таковой выбирались 2 или 3 МОЦАО, для которых ансамблевое осреднение полученных на их основе $SWE(t)$ приводило к наибольшему их соответствию данным измерений.

Скорректированные ряды метеорологических элементов, выбранных указанным образом для каждой снегомерной площадки МОЦАО, использованы для прогностических расчетов различных характеристик формирования снежного покрова (с 2016 по 2099 г.) для каждого RCP-сценария. После этого полученные характеристики были осреднены по трем климатическим периодам: базовому и двум прогностическим (2036–2060 и 2075–2099 гг.) для анализа изменения климатических значений характеристик снежного покрова, вызванного возможными изменениями климата.

ПОЛУЧЕННЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты исследований для исторического периода

Как отмечено выше, основная задача исследований для исторического периода — проверка способности LSM-модели SWAP воспроизводить различные характеристики динамики снежного покрова на основе сравнения модельных расчетов с данными соответствующих измерений на экспериментальных снегомерных площадках, где обычно измерялись такие характеристики, как снегозапасы SWE , высота снежного покрова h , температура его поверхности T_{surf} [14, 15]. Измерения проводились вручную и/или с помощью автоматических датчиков. При этом на разных площадках был выполнен разный объем наблюдений: где-то отсутствовали автоматические измерения, где-то был сокращенный спектр наблюдаемых характеристик (например, отсутствовали измерения температуры поверхности снега).

В качестве примера на рис. 1 приведено сопоставление динамики смоделированных и измеренных значений снегозапасов, высоты снежного покрова и среднесуточной температуры его поверхности для снегомерной площадки Col de Porte, расположенной в районе одного из перевалов французских Альп (табл. 1) и обладающей полным объемом данных наблюдений за характеристиками снежного покрова. Приведенные на рис. 1 результаты свидетельствуют о хорошем воспроизведении моделью SWAP натурных данных для площадки Col de Porte.

Полученные результаты по другим снегомерным площадкам также демонстрируют вполне

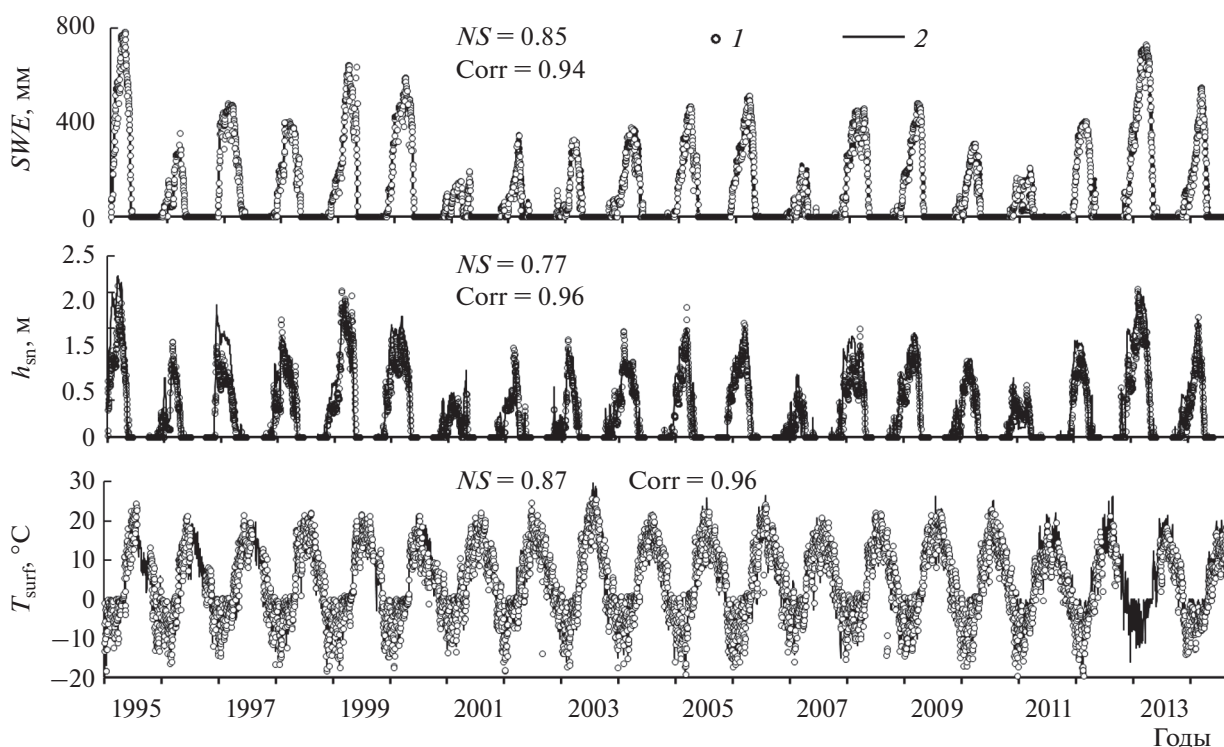


Рис. 1. Наблюдаемая (1) и рассчитанная на основе модели SWAP (2) динамика снегозапасов SWE , высоты снежного покрова h_{sn} и температуры его поверхности T_{surf} для площадки Col de Porte. NS – эффективность расчета по Нэш–Саклиффу [20], $Corr$ – коэффициент корреляции между рассчитанными и измеренными величинами.

приемлемое соответствие рассчитанных на основе SWAP характеристик снежного покрова измеренным. В частности, на рис. 2а приведены среднеквадратические ошибки $RMSE_n$ смоделированных для каждой площадки SWE на основе участвовавших в проекте ESM-SnowMIP моделей, а на рис. 2б – $RMSE_n$ смоделированной T_{surf} для каждой модели, рассчитывающей эту характеристику, и пяти площадок, на которых она измерялась. При этом ошибки на рис. 2а, 2б нормированы на стандартное отклонение измеренных SWE и T_{surf} для каждой рассматриваемой площадки. $RMSE_n > 1$ означает, что для этой площадки соответствующая модель воспроизводит динамику измеренной характеристики не лучше простого среднего по периоду ее наблюдений. Участвовавшие в проекте модели ранжированы по значениям $RMSE_n$, осредненным для соответствующей модели по всем площадкам. Как видно, модель SWAP находится в числе первых из 26 моделей.

Приведенные результаты свидетельствуют о вполне удовлетворительном качестве воспроизведения моделью SWAP динамики снегозапасов для исследуемых площадок, что дало возможность попытаться осуществить сценарное прогнозирование изменения характеристик формирования снежного покрова, вызванных возможными изменениями климата, для ESM-SnowMIP

площадок, расположенных в районах с различными природными условиями.

Результаты проведения bias-коррекции метеорологических данных, полученных с помощью разных МОЦАО

Второй отмеченной выше задачей исследования была разработка методики сценарного прогнозирования изменения характеристик формирования снежного покрова с использованием рядов метеорологических элементов, рассчитанных с помощью МОЦАО (в англоязычной литературе – GCMs – Global Climate Models). Отмечено, что эти ряды, полученные для каждой снегомерной площадки и каждой используемой МОЦАО, были подвергнуты постро процессинговой bias-коррекции с целью достижения лучшего соответствия рассчитанной климатической годовой динамики снегозапасов $SWE(t)$ ее наблюдаемому аналогу.

На рис. 3 для базового периода представлены траектории климатической (усредненной по базовому периоду) годовой динамики снегозапасов $SWE(t)$, рассчитанных по модели SWAP с использованием откорректированных рядов метеорологических элементов, рассчитанных по выбранному (как описано выше) для каждой площадки МОЦАО. Здесь же для сравнения представлены

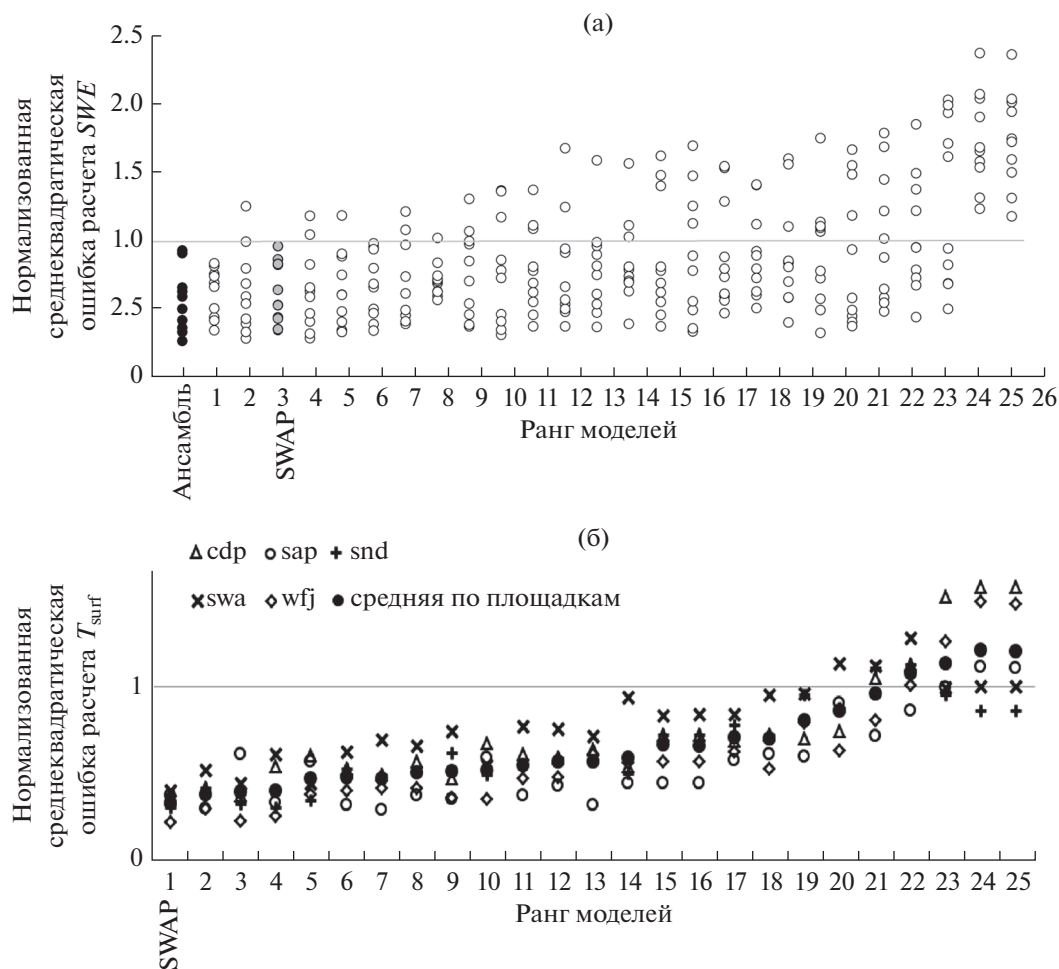


Рис. 2. Нормализованные среднеквадратические ошибки $RMSE_n$ (ранжированные в порядке возрастания осредненных по площадкам значений $RMSE_n$) расчета режимных характеристик формирования снежного покрова для экспериментальных площадок проекта ESM-SnowMIP и участвующих в нем моделей формирования снежного покрова (табл. 2): а – расчета SWE для 26 моделей проекта ESM-SnowMIP и десяти площадок (серые кружки – модель SWAP, пустые – остальные модели, черные кружки – осредненные значения по ансамблю моделей) [2, 11]; б – расчета T_{surf} для 25 моделей проекта ESM-SnowMIP для пяти площадок [14] (коды площадок (табл. 1) приведены на рисунке).

климатические $SWE(t)$, рассчитанные по данным измерения снегозапасов на соответствующих площадках [14], а также климатические $SWE(t)$, рассчитанные в предыдущем разделе по модели SWAP с использованием измеренных значений метеорологических элементов на площадках.

Представленные на рис. 3 результаты свидетельствуют о том, что климатическая годовая динамика SWE для всех снегомерных площадок, рассчитанная с использованием модели SWAP и скорректированных результатов МОЦАО, вполне удовлетворительно соответствует климатической годовой динамике как измеренных снегозапасов [14], так и рассчитанных с использованием SWAP по измеренным метеорологическим данным. Значения критериев согласия между рассчитанными снегозапасами с использованием различной метеорологии (измеренной и рассчи-

танной с помощью климатических моделей) очень высоки: значения NS для разных площадок – 0.88–0.99, коэффициент корреляции $Corr$ – от 0.92 до 0.99. Полученные результаты позволяют сделать вывод о возможности проведения прогностических расчетов изменения характеристик формирования снегозапасов в районах расположения снегомерных площадок до 2099 г. для указанных выше четырех сценариев семейства RCP.

Результаты сценарного прогнозирования изменения характеристик климатической внутригодовой динамики формирования снегозапасов в районах снегомерных площадок в XXI в. в связи с возможными изменениями климата

Прогностические сценарные расчеты динамики SWE проведены для каждого RCP-сценария с суточным шагом для периода 2016–2099 гг. Далее

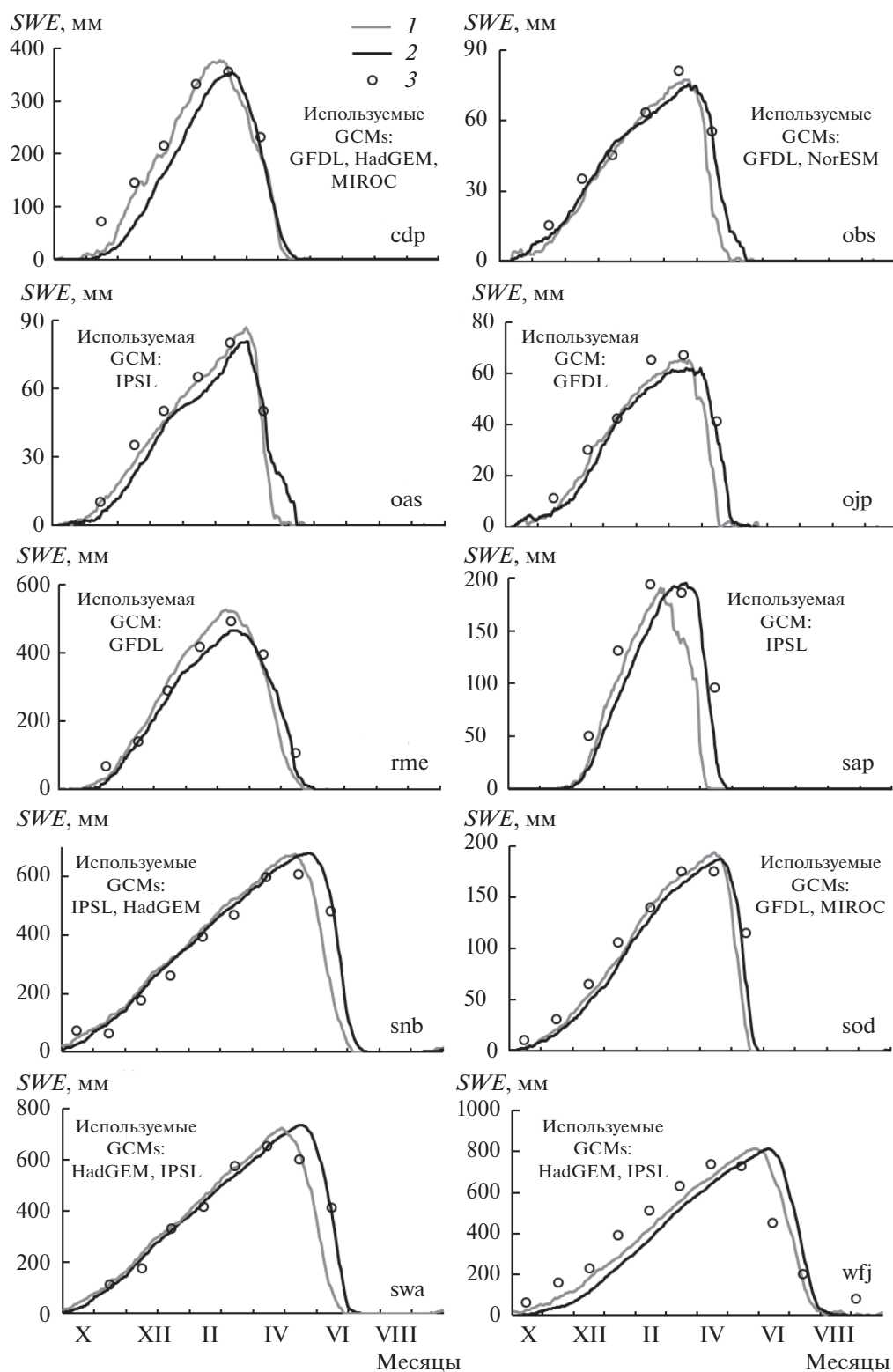


Рис. 3. Климатическая годовая динамика $SWE(t)$ для снегомерных площадок (приведенные коды площадок расшифрованы в табл. 1) в базовый период, рассчитанная с использованием метеорологических данных, полученных (1) по данным наблюдений на площадках, (2) в результате расчетов по различным GCMs (сокращенные названия использованных GCMs даны на рисунке). Представлены климатические среднесезонные значения SWE , полученные по данным их многолетних измерений (3) [14].

для каждой снегомерной площадки были выделены три климатических периода: базовый P_0 (табл. 1) и два прогностических: P_1 в середине XXI в. (2036–2060 гг.) и P_2 – в конце (2075–2099 гг.). По выделенным периодам проведено осреднение рассчитанных характеристик формирования снегозапасов с целью получения их климатических значений для соответствующего периода, что позволило провести анализ изменения характеристик формирования SWE для разных климатических периодов в течение XXI в.

В частности, на рис. 4 представлены полученные результаты климатической внутригодовой динамики снегозапасов для периодов P_0 , P_1 и P_2 для всех площадок для климатического сценария RCP6.0, взятого в качестве среднего по сценариям. Видно, что в течение XXI в. для всех площадок климатические снегозапасы уменьшаются, при этом, как правило, происходит сдвиг начала формирования снежного покрова на более поздние даты, а схода снежного покрова – на более ранние. Хотя климатические снегозапасы с течением времени уменьшаются на всех площадках, степень уменьшения как абсолютных, так и относительных их значений (по отношению к снегозапасам базового периода) на различных площадках, различающихся природными условиями в силу своего географического расположения, разная.

Основные факторы, влияющие на изменение климатических снегозапасов в различных районах земного шара, – вызванные изменениями климата изменения климатической температуры и климатических осадков (прежде всего твердых) [5, 10]. Рассмотрим значения указанных характеристик для разных площадок ESM-SnowMIP в базовый период, их последующие изменения и вызванные ими изменения ряда климатических характеристик формирования снегозапасов к концу XXI в. (период P_2) (рис. 5).

На рис. 5а приведены высоты над уровнем моря для всех площадок ESM-SnowMIP, которые, наряду с географической широтой и долготой площадки, в значительной мере определяют климатические значения температуры воздуха T_{p0} и годовых осадков P_{p0} в базовый период в районе ее расположения (рис. 5б, 5в).

Можно заметить (рис. 5в), что климатические осадки горных районов (площадки cdp и wfj в Альпах, gme , snb и swa в Скалистых горах Северной Америки) гораздо больше осадков в равнинных районах (sod в Финляндии и площадки oas , obs и ojr в Канаде). Исключение – равнинный район с обильными осадками площадки Саппоро (sap), находящейся в ~20 км от Японского моря и в 50 км от Тихого океана. Что касается температуры, то большая часть площадок ESM-SnowMIP расположена в относительно холодных районах (с T_{p0} в диапазоне от -1.2 до 1.8°C) (рис. 5б). Толь-

ко три площадки характеризуются относительно теплым климатом: самая южная из равнинных, с морским климатом sap ($T_{p0} = 8.9^\circ\text{C}$); горные cdp ($T_{p0} = 6.2^\circ\text{C}$) и gme ($T_{p0} = 5.0^\circ\text{C}$), расположенные существенно ниже над уровнем моря, чем другие горные площадки. Отметим, что равнинные площадки находятся гораздо севернее горных (за исключением площадки sap , находящейся примерно на одной широте с горной площадкой gme) (табл. 1).

На рис. 5г приведено осредненное по всем RCP-сценариям относительное изменение общих климатических годовых осадков ΔP_{p2} в период P_2 по сравнению с периодом P_0 . Для равнинных площадок имеет место относительное увеличение количества осадков – наибольшее – на наиболее северной площадке в районе п. Соданкюля (*Sodankylä*) в северной части Финляндии. Для горных площадок, расположенных в более южных районах, изменение общих осадков имеет менее выраженную пространственную закономерность и может быть как положительным, так и отрицательным в зависимости от высоты положения площадки, ориентации горного склона, розы ветров и т.д.

Как отмечено ранее, основные факторы, определяющие климатическое изменение снегозапасов, – изменение климатической температуры воздуха и климатических твердых осадков. На рис. 5д для всех RCP-сценариев и всех площадок показаны изменения климатической температуры воздуха ΔT_{p2} в период P_2 по сравнению с ΔT_{p0} для периода P_0 . Можно отметить, что значения ΔT_{p2} положительны, более или менее близки для всех площадок (усредненные по RCP-сценариям ΔT_{p2} – в диапазоне $2\text{--}4^\circ\text{C}$) и сильно зависят от рассматриваемого сценария (диапазон разброса ΔT_{p2} по RCP-сценариям ($\sim 5^\circ\text{C}$) больше, чем по площадкам).

При изменении климата увеличение общего количества выпадающих осадков P (рис. 5г) должно увеличивать и количество твердых осадков P_s , однако их доля в общих осадках уменьшается из-за увеличения температуры воздуха. Результирующий эффект относительного изменения годового количества твердых осадков ΔP_{sp2} в период P_2 по сравнению с ΔP_{sp0} в период P_0 для всех RCP-сценариев и площадок показан на рис. 5е. Количественные показатели ΔP_{sp2} также чувствительны к выбранному сценарию. В целом для всех высокогорных площадок и всех климатических сценариев количество твердых осадков к концу XXI в. уменьшается. Это же происходит и на равнинной площадке sap . Для остальных равнинных площадок ситуация неоднозначная – может иметь место как относительное уменьшение, так и небольшое увеличение количества твердых

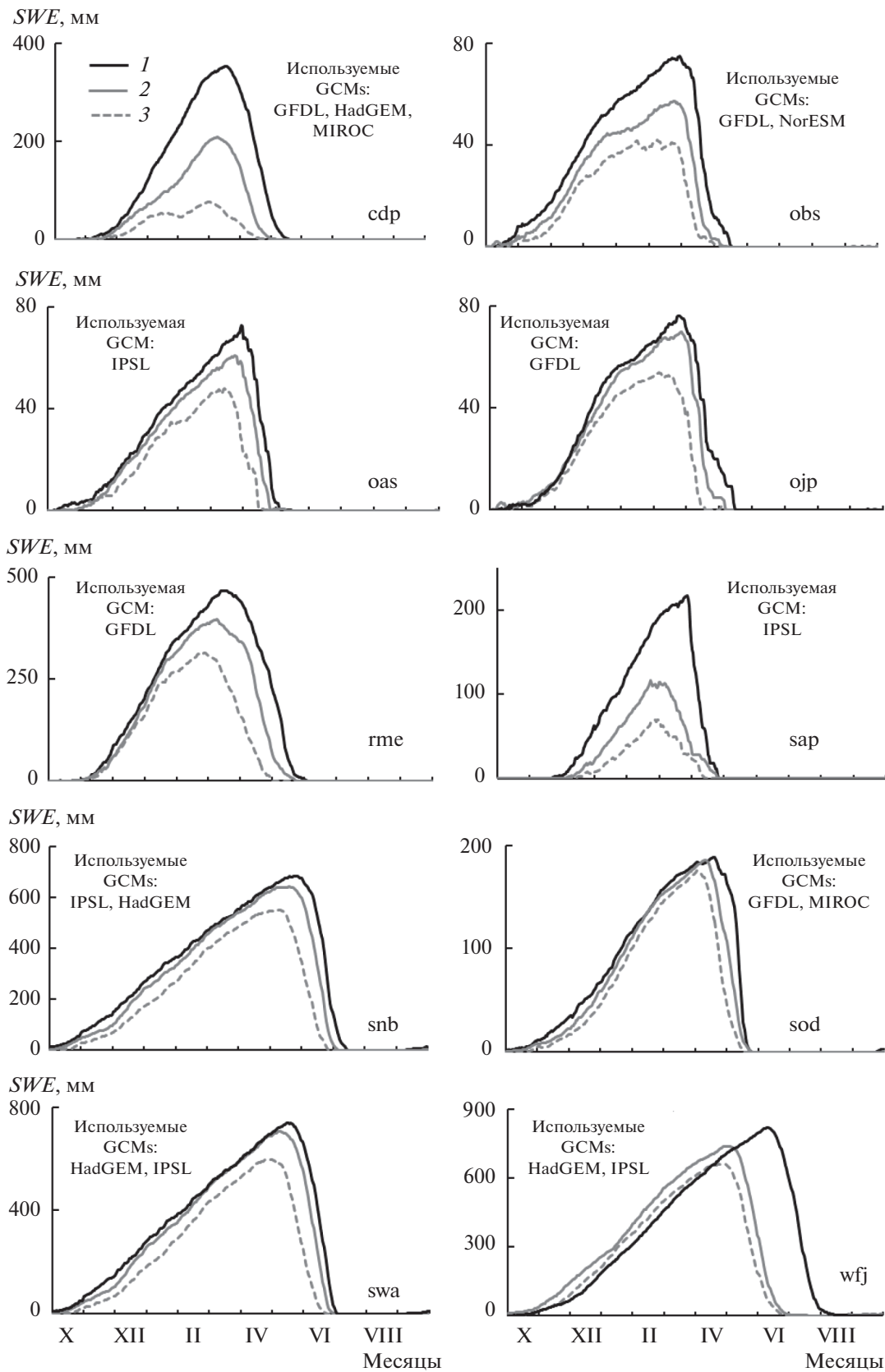


Рис. 4. Климатическая внутригодовая динамика снегозапасов SWE для периодов P0 (1), P1 (2) и P2 (3) для ESM-SnowMIP площадок для климатического сценария RCP6.0.

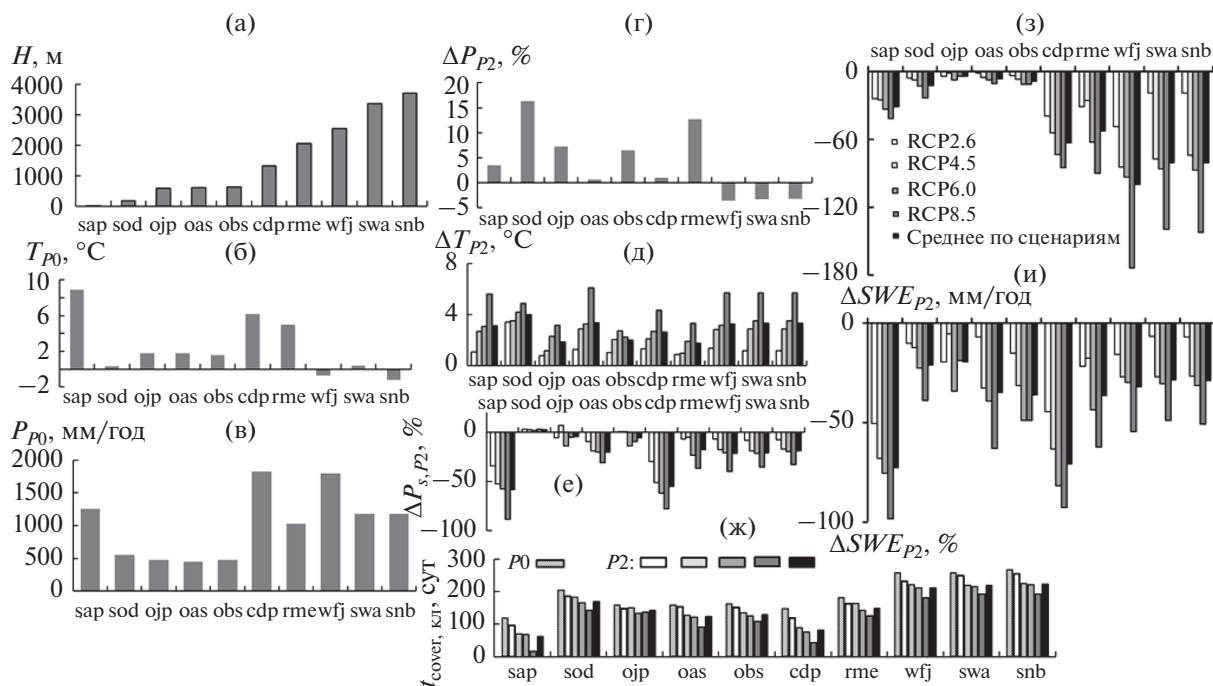


Рис. 5. Изменение характеристик формирования снежного покрова в районах площадок ESM-SnowMIP к концу XXI в. (в период P_2) по сравнению с базовым периодом (P_0). а — высота над уровнем моря площадок ESM-SnowMIP; б, в — климатическая температура воздуха и климатические осадки на площадках в базовый период P_0 ; г — среднее по RCP-сценариям изменение к концу XXI в. общих климатических осадков; д — изменение к концу XXI в. климатической температуры воздуха; е — изменение климатических твердых осадков; ж — продолжительность устойчивого залегания снежного покрова $t_{\text{cover, кл}}$ для климатических периодов P_0 и P_2 ; з, и — абсолютное и относительное изменение к концу XXI в. климатических среднегодовых снегозапасов.

осадков, причем возможно варьирование по знаку даже для одной площадки при разных RCP-сценариях (площадки ojp и obs). Следует отметить, что наибольшее относительное уменьшение твердых осадков ожидается в районах площадок sap и cdp, характеризующихся наибольшими значениями климатической температуры воздуха (рис. 5б). В районах этих площадок продолжительность холодного периода в исторический период наименьшая, при сравнительно близких приращениях температуры на разных площадках (рис. 5д) приводящая к большему относительно сокращению холодного периода, что проявляется в более заметном сокращении продолжительности устойчивого залегания снежного покрова (рис. 5ж) и в больших по абсолютной величине значениях ΔP_{sP_2} .

Рассмотренные особенности ΔT_{P_2} и ΔP_{sP_2} на разных снегомерных площадках приводят к соответствующим особенностям изменения снегозапасов к концу XXI в. На рис. 5з и 5и для разных RCP-сценариев представлены соответственно абсолютные и относительные изменения климатических среднегодовых величин снегозапасов в период P_2 — ΔSWE_{P_2} по сравнению с SWE_{P_0} . Видно, что в районах всех площадок климатические снегозапасы уменьшаются. При этом количе-

ственные показатели такого уменьшения существенно зависят от рассматриваемого климатического сценария. Наибольшее по абсолютной величине сокращение климатических снегозапасов происходит в горных районах (рис. 5з), где гораздо больше и сами снегозапасы (рис. 4). При этом имеется тенденция некоторого уменьшения ΔSWE_{P_2} с высотой горных площадок (рис. 5а, 5и). Среди равнинных площадок наибольшее уменьшение климатических SWE демонстрирует площадка sap, для которой в наибольшей степени сокращается количество твердых осадков (рис. 5е). Относительное сокращение климатических среднегодовых снегозапасов (рис. 5и) в наибольшей степени происходит на площадках sap и cdp (рис. 4), что хорошо коррелирует с наибольшим относительным уменьшением количества твердых осадков на этих площадках — среднее по сценариям значение ΔSWE_{P_2} достигает 70% (рис. 5е).

Представляет интерес сравнение некоторых полученных результатов с результатами других исследований. Так, в [28] приведены результаты прогнозирования изменений SWE в XXI в. на 11 горных станциях Швейцарии, рассчитанных на основе разработанной швейцарским Федеральным институтом исследований снега и лавин модели формирования снежного покрова SNOW-

РАСК (также участвовавшей в ESM-SnowMIP) и метеорологических данных, полученных с помощью десяти региональных климатических моделей. Исследования [28] подтвердили, что относительное снижение климатических *SWE* уменьшается с высотой положения станции и составляет к концу века ~32% для высокогорных станций (>2500 м).

В частности, для высокогорной ст. Вайсфлюйо (Weissfluhjoch) (площадка wfj) медианное значение климатических *SWE* уменьшается на 125 мм (32%) по сравнению с базовым периодом в [28] (1984–2010 гг.). В настоящей работе усредненное по четырем RCP-сценариям сокращение климатического среднегодового значения *SWE* к концу XXI в. для площадки wfj составляет 101 мм (32%) по отношению к базовому периоду P0 (1996–2016 гг.). Таким образом, представленные в данной статье результаты близки к результатам [28].

В [26] приведена оценка возможных изменений характеристик снежного покрова в Финляндии в 2080–2089 гг. по сравнению с историческим периодом 1980–1989 гг. Основным инструментом исследования также послужила модель SNOW-PAK, использованная для расчета *SWE* в шести разных районах Финляндии. Метеорологические данные получены с помощью региональной климатической модели (RCAO). При проведении сценарных расчетов изменений динамики *SWE* использованы IPCC-сценарии эмиссии парниковых газов семейства SRES: A2 и B2. Полученные результаты показали, что, как и в настоящей работе, климатические снегозапасы и продолжительность залегания снежного покрова к концу XXI в. уменьшаются во всех районах Финляндии для обоих SRES-сценариев.

Среди рассмотренных в настоящей работе площадок ESM-SnowMIP одна — площадка sod — расположена на севере Финляндии. Примерно в том же регионе находится рассмотренная в [26] снегомерная ст. Оуланка (Oulanka). Приведенные в [26] оценки показывают, что к концу XXI в. климатические среднегодовые снегозапасы сократятся на ст. Оуланка на 16 мм по отношению к базовому периоду. Согласно исследованиям авторов статьи, усредненные по RCP-сценариям среднегодовые снегозапасы в районе площадки sod уменьшатся по отношению к историческому периоду на 13 мм. Таким образом, результаты настоящей работы в целом согласуются с результатами [26].

Следует заметить, что, хотя все рассмотренные в международном проекте ESM-SnowMIP площадки продемонстрировали сокращение в XXI в. мощности и продолжительности залегания снежного покрова, существуют районы в высоких широтах (в частности, северные части Канады и Сибири), в которых может наблюдаться противополо-

жная тенденция [5, 10]. Поэтому желательно дополнить проект ESM-SnowMIP включением экспериментальных площадок, расположенных в подобных районах.

ВЫВОДЫ

В рамках международного проекта ESM-SnowMIP на десяти экспериментальных снегомерных площадках, расположенных в различных районах земного шара, на основе данных наблюдений проведена проверка способности разработанной авторами статьи модели взаимодействия подстилающей поверхности суши с атмосферой SWAP воспроизводить характеристики динамики снежного покрова в современный период. Сопоставление результатов моделирования с данными наблюдений, а также с результатами, полученными в рамках проекта ESM-SnowMIP модельерами других стран, показало, что модель SWAP по качеству воспроизведения динамики характеристик снежного покрова находится в числе лучших мировых моделей.

Разработана методика сценарного прогнозирования изменения характеристик формирования снежного покрова с использованием рядов метеорологических элементов, полученных с помощью МОЦАО. На основе разработанной методики получены количественные оценки изменения характеристик формирования снежного покрова в течение XXI в. для снегомерных площадок ESM-SnowMIP в соответствии с RCP-сценариями изменения климата.

Показано, что климатическая годовая динамика снегозапасов *SWE* для всех снегомерных площадок, рассчитанная с использованием модели SWAP и скорректированных результатов различных МОЦАО для исторического периода, вполне удовлетворительно соответствует климатической годовой динамике *SWE*, основанной на данных многолетних измерений, а также климатической годовой динамике *SWE*, рассчитанной по данным метеорологических измерений в районах площадок.

С использованием разработанной методики прогнозирования изменений климатических значений характеристик снежного покрова для всех снегомерных площадок получены прогностические оценки изменения климатических снегозапасов *SWE* для двух прогностических периодов (2036–2060 и 2075–2099 гг.) в соответствии с RCP-сценариями изменения климата. Полученные результаты показали, что в течение XXI в. на всех площадках ожидается сокращение мощности и продолжительности залегания снежного покрова.

Исследованы закономерности влияния природных условий (характеристик климата и высо-

ты над уровнем моря) на изменение климатических снегозапасов в районах, где находятся снегомерные площадки. Показано, что наибольшее сокращение мощности снежного покрова и длительности его залегания происходит в наиболее теплых районах, и относительное сокращение климатических снегозапасов в горных районах уменьшается с увеличением высоты положения площадки.

Авторы выражают признательность организаторам проекта ESM-SnowMIP и персонально Р. Эссери и С. Менард (Эдинбургский университет, Великобритания) за обеспечение необходимой для модельных расчетов информацией.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гусев Е.М., Насонова О.Н. Моделирование тепло- и влагообмена поверхности суши с атмосферой. М.: Наука, 2010. 328 с.
2. Гусев Е.М., Насонова О.Н. Расчеты формирования снежного покрова в различных природных условиях на основе модели взаимодействия поверхности суши с атмосферой SWAP // Лед и снег. 2019. Т. 59. № 2. С. 167–181. <https://doi.org/10.15356/2076-6734-2019-2-401>
3. Bartlett P.A., MacKay M.D., Versegny D.L. Modified snow algorithms in the Canadian land surface scheme: Model runs and sensitivity analysis at three boreal forest stands // Atmosphere-Ocean. 2006. V. 44. № 3. P. 207–222. <https://doi.org/10.3137/ao.440301>
4. Brown R.D., Mote P.W. The response of Northern Hemisphere snow cover to a changing climate // J. Clim. 2009. V. 22. P. 2124–2145. <https://doi.org/10.1175/2008JCLI2665.1>
5. Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds B.C. Bates, Z.W. Kundzewicz, S. Wu, J.P. Palutikof. Geneva: IPCC Secretariat, 2008. 210 p.
6. Derksen C., Brown R. Spring snow cover extent reductions in the 2008–2012 period exceeding climate model projections // Geophys. Res. Letters. 2012. V. 39. P. 1–6. <https://doi.org/10.1029/2012GL053387>
7. Dirmeyer P., Gao X., Oki T. The Second Global Soil Wetness Project. Science and Implementation Plan // IGPO Publ. Series. Silver Spring: Int. GEWEX Project Office, 2002. № 37. 75 p.
8. Essery R., Kontu A., Lemmetyinen J., Dumont M., Ménard C.B. A 7-year dataset for driving and evaluating snow models at an Arctic site (Sodankylä, Finland) // Geosci. Instrumentation, Methods Data Syst. 2016. V. 5. P. 219–227. <https://doi.org/10.5194/gi-5-219-2016>
9. Flanner M.G., Shell K.M., Barlage M., Perovich D.K., Tschudi M.A. Radiative forcing and albedo feedback from the Northern Hemisphere cryosphere between 1979 and 2008 // Nat. Geosci. 2011. V. 4. P. 151–155. <https://doi.org/10.1038/ngeo1062>
10. Hosaka M., Nohara D., Kitoh A. Changes in Snow Cover and Snow Water Equivalent Due to Global Warming Simulated by a 20km-mesh Global Atmospheric Model // SOLA. 2005. V. 1. P. 093–096. <https://doi.org/10.2151/sola.2005-025>
11. Krinner G., Derksen C., Essery R., Flanner M., Hagemann S., Clark M., Hall A., Rott H., Brutel-Vuilmet C., Kim H., Ménard C.B., Mudryk L., Thackeray C., Wang L., Arduini G., Balsamo G., Bartlett P., Boike J., Boone A., Chérut F., Colin J., Cuntz M., Dai Y., Decharme B., Derry J., Ducharne A., Dutra E., Fang X., Fierz C., Ghattas J., Gusev Y., Haverd V., Kontu A., Lafaysse M., Law R., Lawrence D., Li W., Marke T., Marks D., Nasoнова O., Nitta T., Niwano M., Pomeroy J., Raleigh M.S., Schaedler G., Semenov V., Smirnova T., Stacke T., Strasser U., Svenson S., Turkov D., Wang T., Wever N., Yuan H., Zhou W. ESM-SnowMIP. Assessing models and quantifying snow-related climate feedbacks // Geosci. Model Dev. 2018. V. 11. P. 5027–5049.
12. Krysanova V., Hattermann F.F. Intercomparison of climate change impacts in 12 large river basins: overview of methods and summary of results // Climatic Change. 2017. V. 141. P. 363–379. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1919-y>
13. Landry C.C., Buck K.A., Raleigh M.S., Clark M.P. Mountain system monitoring at Senator Beck Basin, San Juan Mountains, Colorado: A new integrative data source to develop and evaluate models of snow and hydrologic processes // Water Resour. Res. 2014. V. 50. P. 1773–1788. <https://doi.org/10.1002/2013WR013711>
14. Menard C.B., Essery R., Arduini G., Bartlett P., Boone A., Brutel-Vuilmet C., Burke E., Cuntz M., Dai Y., Decharme B., Dutra E., Fang X., Fierz C., Gusev Y., Hagemann S., Haverd V., Kim H., Krinner G., Lafaysse M., Marke T., Nasonova O., Nitta T., Niwano M., Pomeroy J., Schädler G., Semenov V., Smirnova T., Strasser U., Swenson S., Turkov D., Wever N., Yuan H. Scientific and human errors in a snow model intercomparison // Bull. Am. Meteorol. Soc. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-19-0329>
15. Ménard C.B., Essery R., Barr A., Bartlett P., Derry J., Dumont M., Fier C., Kim H., Kontu A., Lejeune Y., Marks D., Niwano M., Raleigh M., Wang, L., Wever N. Meteorological and evaluation datasets for snow modelling at 10 reference sites: description of in situ and bias-corrected reanalysis data // Earth Syst. Sci. Data. 2019. V. 11. P. 865–880. <https://doi.org/10.5194/essd-11-865-2019>
16. Morin S., Lejeune Y., Lesaffre B., Panel J.-M., Poncet D., David P., Sudul M. An 18-years long (1993–2011) snow and meteorological dataset from a mid-altitude mountain site (Col de Porte, France, 1325 m alt.) for driving and evaluating snowpack models // Earth Syst. Sci. Data. 2012. V. 4. P. 13–21. <https://doi.org/10.5194/essd-4-13-2012>
17. Moss R., Babiker M., Brinkman S., Calvo E., Carter T., Edmonds J., Elgizouli I., Emor S., Erda L., Hibbard K., Jones R., Kainuma M., Kelleher J., Lamarque J.F., Manning M., Matthews B., Meehl J.L., Meyer L., Mitchell J., Nakicenovic N., O'Neill B., Pichs R., Riahi K., Rose S., Runci P., Stouffer R., van Vuuren D., Weyant J., Wilbanks T., van Ypersele J.P., Zurek M. Towards New Scenarios for Analysis of Emissions, Climate Change, Im-

- pacts, and Response Strategies. Geneva: IPCC Secretariat, 2008. 132 p.
18. Mote P.W., Li S., Lettenmaier D. P., Xiao M., Engel R. Dramatic declines in snowpack in the western US // NPJ Clim. Atmos. Sci. 2018. V. 1. [Электронный ресурс]. URL: <https://www.nature.com/articles/s41612-018-0012-1#citeas> (дата обращения: 12.12.2020) <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0012-1>
 19. Mudryk L.R., Kushner P. J., Derksen C., Thackeray C. Snow cover response to temperature in observational and climate model ensembles // Geophys. Res. Lett. 2017. V. 44. P. 919–926. <https://doi.org/10.1002/2016GL071789>
 20. Nash J.E., Sutcliffe J.V. River flow forecasting through conceptual models: 1 A discussion of principles // J. Hydrol. 1970. V. 10. № 3. P. 282–290.
 21. Navarro-Racines C.E., Tarapues-Montenegro J.E., Ramírez-Villegas J.A. Bias-correction in the CCAFS-Climate Portal: A description of methodologies. Decision and Policy Analysis (DAPA) Research Area. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). Cali, Colombia. 2015. [Электронный ресурс]. URL: http://ccafs-climate.org/downloads/docs/BC_methods_explaining_v2.pdf (дата обращения: 4.12.2020)
 22. Niwano M., Aoki T., Kuchiki K., Hosaka M., Kodama Y. Snow Metamorphism and Albedo Process (SMAP) model for climate studies: Model validation using meteorological and snow impurity data measured at Sapporo, Japan // J. Geophys. Res. Earth Surf. 2012. V. 117. P. 1–18. <https://doi.org/10.1029/2011JF002239>
 23. Qu X., Hall A. On the persistent spread in snow-albedo feedback // Clim. Dyn. 2014. V. 42. P. 69–81. <https://doi.org/10.1007/s00382-013-1774-0>
 24. Räisänen J. Warmer climate: Less or more snow? // Clim. Dyn. 2008. V. 30. P. 307–319. <https://doi.org/10.1007/s00382-007-0289-y>
 25. Ramirez-Villegas J., Challinor A., Thornton P., Jarvis A. Implications of regional improvement in global climate models for agricultural impact research // Environ. Res. Letters. 2013. V. 8. № 2. P. 024018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/024018>
 26. Rasmus S., Räisänen J., Lehning M. Estimating snow conditions in Finland in the late 21st century using the SNOWPACK model with regional climate scenario data as input // Annals Glaciol. 2004. V. 38. P. 238–244.
 27. Reba M.L., Marks D., Seyfried M., Winstral A., Kumar M., Flerchinger G. A long-term data set for hydrologic modeling in a snow-dominated mountain catchment // Water Resour. Res. 2011. V. 47. P. 1–7. <https://doi.org/10.1029/2010WR010030>
 28. Schmucki E., Marty C., Fierz C., Lehning M. Simulations of 21st century snow response to climate change in Switzerland from a set of RCMs // Int. J. Climatol. V. 35. № 11. P. 3262–3273. <https://doi.org/10.1002/joc.4205>
 29. Warszawski L., Frieler K., Huber V., Piontek F., Serdeczny O., Schewe J. The inter-sectoral impact model inter-comparison project (ISI-MIP): project framework // PNAS. 2014. V. 111. № 9. P. 3228–3232. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312330110>
 30. WSL Institute for Snow and Avalanche Research SLF. Weissfluhjoch dataset for ESM-SnowMIP. 2017. <https://doi.org/10.16904/16> [Электронный ресурс]. URL: <http://www.envidat.ch/dataset/snowmip> (дата обращения: 3.12.2020)
 31. Zhao M., Dirmeyer P. Production and Analysis of GSWP-2 near-surface meteorology data sets // COLA Technical Report. Calverton: Center for Ocean–Land–Atmosphere Studies. 2003. № 159. 38 p.

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ

DOI: 10.31857/S0321059621010247

1. ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

1.1. Тематика

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

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

1.2. Особые замечания

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

1.2.2. Все статьи публикуются в порядке очередности.

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

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

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

1.3. Форма подачи материалов

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

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

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

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

2. ТРЕБОВАНИЯ К КОМПЛЕКТНОСТИ

2.1. В редакцию журнала необходимо предоставить следующие материалы:

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

2) лицензионный договор⁵, подписанный автором и всеми соавторами;

3) договор о передаче авторского права⁶;

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

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

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

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

3. ТРЕБОВАНИЯ К СТРУКТУРЕ РУКОПИСИ

3.1. Рукопись должна содержать:

1) название, максимально конкретное и информативное;

2) полный список авторов (инициалы и фамилии);

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

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

5) аннотацию статьи, информирующую о том, какие вопросы поставлены для исследования, описывающую методы и главные результаты ис-

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

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

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

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

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

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

следования и не содержащую ссылки на другие работы;

6) ключевые слова (5–10 слов);

7) основной текст, состоящий из нескольких разделов;

8) выводы (заключение);

9) список литературы, отражающий современное состояние исследуемой области.

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

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

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

4. ТРЕБОВАНИЯ К ФОРМАТУ РУКОПИСИ

4.1. Общие требования к формату

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

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

4.1.3. Заголовок не должен быть набран только заглавными буквами.

4.1.4. Текст не должен быть набран колонками.

4.1.5. Размер полей должен быть равен 25 мм.

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

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

4.1.8. Страницы должны быть пронумерованы.

4.1.9. Строки рукописи не должны быть пронумерованы.

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

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

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

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

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

4.1.15. Индексы должны быть расшифрованы в тексте.

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

4.1.17. Географические названия должны соответствовать атласу последнего издания.

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

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

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

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

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

4.2. Сокращения и аббревиатуры

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

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

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

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

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

4.3. Точки и пробелы

4.3.1. Точка не ставится после:

— “УДК”;

— заголовка статьи;

— списка авторов;

— названий таблиц;

— после сокращений размерностей: с — секунда,

г — грамм, мин — минута, сут — сутки, град — градус;

— некоторых сокращений (млн — миллион);

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

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

4.3.2. Точка ставится после:

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

4.3.3. Пробелы употребляются:

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

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

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

4.4. Дефисы и тире

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

4.4.2. Тире без пробелов используется:

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

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

4.4.3. Дефис используется без пробелов.

4.5. Размерности

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

4.5.2. При перечислении, а также в числовых интервалах размерность приводится лишь для последнего числа (5, 10, 15 экз.; 18—20 г/м³), за исключением угловых градусов: 5°—10° (не 5—10°).

4.5.3. Обозначение градусов Цельсия — 5°C, а не 5°.

4.5.4. Размерности при переменных выделяются запятыми (T , °C; Q , м³/год), при подлогарифмических величинах — квадратными скобками: $\ln t[\text{min}]$.

4.6. Формулы

4.6.1. Без использования внедренных рамок в предложении в строке набираются одиночные переменные, простые математические и химические формулы ((например, $a^2 + b^2 = c^2$, H₂SO₄), математические знаки.

4.6.2. Выносные математические формулы (оформляемые отдельной строкой) должны набираться в рамке редактора формул целиком. Набор формул из составных элементов (часть текст, часть — внедренная рамка) не допускается.

4.6.3. Формулы набираются при помощи встроенной функции WORD или с использованием редактора формул (Equation, MathType).

4.6.4. Для формул, набранных в редакторе формул, должны использоваться общие установки шрифтов, размера символов и их размещения в тексте.

4.6.5. В формулах латинские буквы печатаются курсивом (за исключением сокращения слов), русские и греческие — прямо.

4.6.6. Все числа более 10000, набранные арабскими цифрами, разбиваются пробелами по три цифры справа налево (3556125758).

4.7. Список литературы

4.7.1. Затекстовый список литературы составляется в алфавитном порядке по фамилии первого автора. Сначала указываются источники на русском языке, затем источники на иностранных языках (также в алфавитном порядке).

4.7.2. Затекстовый список литературы должен иметь сквозную нумерацию.

4.7.3. Должны быть указаны фамилии и инициалы авторов.

4.7.4. Фамилии и инициалы авторов выделяются курсивом.

4.7.5. Инициалы ставятся после фамилий авторов и редакторов и не разделяются пробелами между собой: *Иванов А.А., Петров В.В.*

4.7.6. Пример записи для случая публикации под редакцией: Название труда / Под ред. *В.А. Филова*.

4.7.7. Год, том, номер журнала и т.п. разделяются между собой и отделяются от соответствующих цифр пробелами: 1992. Т. 29. № 2. С. 213. или 1992. V. 29. № 2. P. 213.

4.7.8. Перед годом издания после названия издательства или города (если издательства нет) ставится запятая.

4.7.9. Затекстовая ссылка на монографию должна соответствовать следующему примеру: *Израэль Ю.А., Цыбань А.В.* Антропогенная экология океана. М.: Наука, 2009. 532 с.

4.7.10. Затекстовая ссылка на сборник должна соответствовать следующему примеру: *Алексеевский Н.И., Ободовский А.Г., Самохин М.А.* Меха-

низмы изменения уровней воды в реках // Эрозионные и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 2005. Вып. 4. С. 216–237.

4.7.11. Затекстовая ссылка на периодическое издание (журнал, серийный труд и т.д.) должна соответствовать следующему примеру: *Эдельштейн К.К., Смахтина О.Ю.* Генетическая структура речного стока и химико-статистический метод выделения ее элементов // Вод. ресурсы. 1991. № 5. С. 5–20.

4.7.12. Затекстовые ссылки на диссертации и авторефераты диссертаций должны соответствовать следующему примеру: *Иванов В.В.* Условия формирования, гидрологоморфометрические зависимости и деформации относительно прямолинейных, неразветвленных русел. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М.: МГУ, 1989. М.: 23 с.

4.7.13. Не допускаются ссылки на неопубликованные работы и отчеты.

4.8. Таблицы

4.8.1. Каждая таблица располагается на отдельном листе после текста статьи и списка литературы.

4.8.2. Таблицы без ячеек, набранные с помощью пробелов и (или) табуляций, не принимаются.

4.8.3. Таблицы нумеруются арабскими цифрами по порядку упоминания их в тексте.

4.8.4. После номера следует название таблицы.

4.8.5. Первая ссылка на каждую таблицу в тексте должна быть выделена серым фоном (**табл. 1** и т.д.).

4.8.6. Все столбцы в таблицах должны быть разделены вертикальными линиями.

4.8.7. Горизонтальными линиями выделяются только шапка и последняя строка таблицы.

4.8.8. Размер шрифта в таблицах — 10 pt.

4.8.9. Слово “таблица” и ее номер пишутся полужирным шрифтом, название таблицы — светлым.

4.8.10. Примечание к таблице дается после ее заголовка в скобках без слова “примечание”.

4.8.11. Сноски под таблицами пишутся шрифтом в 9 pt.

4.9. Иллюстрации

4.9.1. Все рисунки должны быть расположены в конце статьи с соответствующими подрисуночными подписями.

4.9.2. Каждый рисунок должен быть на отдельном листе.

4.9.3. Рисунки не должны быть сгруппированы по ячейкам таблицы или каким-либо аналогичным способом.

4.9.4. Каждый рисунок должен быть представлен отдельным файлом формата JPEG.

4.9.5. Карты и схемы с мелкими деталями можно предоставить в отдельных файлах формата TIFF.

4.9.6. Названия файлов с рисунками должны содержать фамилию первого автора и порядковый номер рисунка в тексте (например, “Иванов_рис1.jpeg”).

4.9.7. Первая ссылка на каждый рисунок должна быть выделена серым фоном (**рис. 1** и т.д.).

4.9.8. Подрисуночные подписи должны быть набраны шрифтом в 10 pt. Допускается использование шрифта в 9pt или 8pt (карты, чертежи).

4.9.9. Оси на графиках должны быть подписаны.

4.9.10. Надписи одного порядка (надписи на осях, номера кривых и т.п.) должны быть набраны одним размером и шрифтом.

4.9.11. Громоздкие надписи на рисунках следует заменять номерами или символами курсивом, а их расшифровку выносить в подписи к рисункам.

4.9.12. Обозначения частей рисунка заключаются в скобки и пишутся прямо: (а), (б) и т.д., располагаются над соответствующими частями рисунка посередине.

4.9.13. На картосхемах пишутся:

- названия крупных водных объектов (моря, океаны) — прописными буквами курсивом;
- названия рек, озер — строчными курсивом;
- горных стран и хребтов — прописными прямо;
- населенных пунктов — прямо и только горизонтально.

4.9.14. Подрисуночные подписи должны соответствовать следующему примеру: **Рис. 2.** Профили дна устьевого шельфа против северной (а), центральной (б) и южной (в) частей дельты Годавари.

4.9.15. Фон рисунка должен быть белого цвета.

4.9.16. Графики и диаграммы желательно готовить в векторных графических редакторах; они должны иметь разрешение не ниже 600 dpi.

4.9.17. Полутоновые иллюстрации должны иметь разрешение не ниже 300 dpi.

4.9.18. Комбинированные полутоновые/штриховые иллюстрации должны иметь разрешение не ниже 600 dpi.

4.9.19. Толщина линий на иллюстрациях должна быть не меньше 0.5 pt.

4.9.20. Надписи на иллюстрации не должны соприкасаться с ее другими частями.

4.9.21. Публикация цветных иллюстраций в печатной версии журнала платная.

5. РЕЦЕНЗИРОВАНИЕ

5.1. Все поступившие в редакцию рукописи проходят анонимное рецензирование.

5.2. Если статья возвращается рецензентом с замечаниями, то она направляется автору для доработки.

5.3. Доработанная статья, а также ответ на замечания рецензента должны быть присланы в редакцию в течение двух месяцев с момента направления авторам рецензии. По истечении этого срока она рассматривается как вновь поступившая.

5.4. Доработанная статья подается в редакцию с полным комплектом документов, перечисленным в пунктах 2.4–2.6.

5.5. Текст доработанной рукописи подлежит проверке на соответствие требованиям настоящих правил.

5.6. Окончательное решение о принятии статьи выносится редакционной коллегией журнала.

6. ЮРИДИЧЕСКИЕ ТРЕБОВАНИЯ

6.1. Если в статье используются материалы (рисунки, таблицы), ранее опубликованные в других источниках (в том числе, если они публиковались автором статьи), должны быть предоставлены письменные разрешения авторов этих материалов на публикацию в журнале “Водные ресурсы”. Ответственность за нарушение авторских прав полностью лежит на авторах предоставленных материалов.

6.2. Отправка рукописи в редакцию журнала “Водные ресурсы” по почте, через авторский портал на сайте либо любым другим способом означает согласие авторов с настоящими правилами.