

**ФЕДЕРАЛЬНАЯ СЛУЖБА ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ И МОНИТОРИНГУ
ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

**ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ**

**СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ
ГИДРОХИМИИ И МОНИТОРИНГА
КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД**

**МАТЕРИАЛЫ
НАУЧНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ
(с международным участием)**

8-10 сентября 2015 г.

г. Ростов-на-Дону

ЧАСТЬ 1

Ростов-на-Дону

2015

Материалы научной конференции с международным участием «Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод». Часть 1. Ростов-на-Дону, 8-10 сентября 2015 г. – Ростов-на-Дону, 2015. – 341 с.

Редакционная коллегия:

М.М. Трофимчук, кандидат биологических наук
Т.А. Хоружая, доктор биологических наук
Е.Н. Бакаева, доктор биологических наук
Л.И. Минина, кандидат химических наук
Ю.А. Андреев, кандидат химических наук
Е.Е. Лобченко, кандидат химических наук
О.А. Клименко, кандидат химических наук
А.А. Матвеев, кандидат химических наук
Н.П. Матвеева, кандидат химических наук
Л.С. Косменко, кандидат химических наук
А.А. Назарова, кандидат химических наук
Л.М. Предеина, кандидат химических наук
В.М. Иваник, кандидат географических наук

Сборник материалов опубликован при финансовой поддержке
Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды

В сборнике представлены материалы исследований по широкому кругу вопросов фундаментальной и прикладной гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод. В первую часть сборника включены материалы докладов, касающихся особенностей формирования качества поверхностных вод суши в условиях антропогенного воздействия, трансформации и миграции растворенных и взвешенных веществ в пресноводных экосистемах, экологических проблем поверхностных водных объектов.

Тематика опубликованных в сборнике материалов представляет интерес для широкого круга специалистов в области гидрохимии, гидробиологии, токсикологии, экологии.

Компьютерная верстка: Е.Л. Селютина

Раздел 1

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ КИСЛОРОДНОГО РЕЖИМА И НЕКОТОРЫЕ МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАЗВИТИЯ ПРИДОННОЙ ГИПОКСИИ В АЗОВСКОМ МОРЕ

Александрова З.В., Баскакова Т.Е., Долженко С.В.

*ФГБНУ «Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства»,
Ростов-на-Дону, bask.tat@gmail.com*

В эвтрофных водоемах, каким является Азовское море, в результате окислительной биодegradации значительной массы органических веществ, аккумулярованных в водной толще и донных отложениях, создаются объективные причины для формирования дефицита кислорода в придонном горизонте в летний период. Валовая первичная продукция (ПП), как показатель органического вещества, представляет собой постоянно действующий фактор и является главной причиной практически регулярного формирования придонной гипоксии. При этом замедление вертикального водообмена вследствие температурной или солевой стратификации является необходимым условием запуска механизма гипоксии и имеет периодический характер действия.

В последние двадцать пять лет (1988-2014 гг.) однонаправленное влияние климатических (снижение солености, повышение температурного фона) и антропогенных (уменьшение химического загрязнения водной толщи и донных отложений) факторов, явились положительным моментом и предпосылкой для формирования высокой первичной продукции органического вещества в Азовском море. Кроме того, биологическое загрязнение (вселение гребневика), продукты жизнедеятельности которого способствовали ускорению кругооборота биогенных веществ, стимулировали процессы синтеза органического вещества в среднем до 23.5 млн т C_{org} /год, а в отдельные годы (1990-1993, 1996, 2003, 2006 гг.) достигающего беспрецедентного уровня – 25-35 млн. т C_{org} /год.

Увеличение скорости новообразования органического вещества в морских водах нашло свое отражение в динамике содержания органического углерода в донных отложениях.

Рост содержания органического углерода в донных отложениях Азовского моря наметился в конце 90-х годов прошлого столетия и продолжается до настоящего времени. Наибольшее обогащение донных отложений органическим веществом отмечалось в последние годы (2007–2014), когда среднее количество углерода в донных осадках Таганрогского залива и моря возросло в сравнении с показателями в предшествующие годы более, чем на 30 %.

Как видно из данных таблицы 1, темп обогащения донных отложений органическим веществом и его биохимически подвижными формами (каротиноид-

ды и хлорофилл) отмечался на фоне роста интенсивности продуцирования первичного органического вещества.

Таблица 1 – Динамика показателей органического вещества в донных отложениях при различной интенсивности продукционных процессов в воде

Период	Первичная продукция, $C_{орг}$ млн т	$C_{орг}$, %	мг/г	
			Каротиноиды	Хлорофилл
1980-1997	18	1,80	160	34
1998-2006	26	2,11	220	29
2007-2014	26	2,40	300	44

При первичной продукции, равной 14,5 млн. т $C_{орг}$ (1980-1987 гг.), аккумуляция $C_{орг}$ была относительно невысокой, в среднем составляла 1,7 %, содержание каротиноидов – 185 мг/г. По мере увеличения скорости продукционных процессов содержание $C_{орг}$, каротиноидов и хлорофилла увеличилось соответственно на 30, 90 и 30 %. Однонаправленная тенденция динамики этих показателей показывает, что органическое вещество в донных осадках Азовского моря имеет фитогенную природу и темп его накопления в донных отложениях отражает интенсивность продукционных процессов (таблица 2).

Таблица 2 – Степень насыщения кислородом придонного горизонта, содержание органического вещества ($C_{орг}$) в донных отложениях и температурная стратификация (ΔT)

$\Delta T < 1^\circ C$		$\Delta T = 1^\circ C$		$\Delta T = 2^\circ C$		$\Delta T = 2-3^\circ C$		$\Delta T > 3^\circ C$	
$C_{орг}$	O_2	$C_{орг}$	O_2	$C_{орг}$	O_2	$C_{орг}$	O_2	$C_{орг}$	O_2
0,8	90	0,3	80	0,8	65	1,4	56	0,9	35
1,7	65	0,9	56	2,2	47	2,0	40	2,9	0
3,3	57	1,3	45	3,2	2	2,7	20	3,9	0
		3,7	24	3,4	0	2,6	2		
		4,4	0	3,8	10	3,1	0		
						3,6	0		

Высокое содержание органического вещества в донных отложениях центральной и юго-восточной частях Азовского моря в значительной мере определяет активизацию процессов его окисления. Биохимическое потребление кислорода донными отложениями (BPK_1), как характеристика интенсивности окисления органического вещества, является одним из наиболее информативных показателей возникновения дефицита растворенного кислорода в придонном слое моря в летний период.

По данным экспериментальных исследований ежесуточная скорость биохимического потребления кислорода на окисление органического вещества поверхностного слоя донных отложений в летний период в Азовском море в среднем составляет $4,0 \text{ г } O_2/\text{м}^2 \cdot \text{сут}$, изменяясь в зависимости от содержания органического вещества в донных осадках в достаточно широких пределах

(1,0–10,67 г O₂/м²·сут). Сравнительно низким значениям C_{орг}~1,5 % в донных осадках соответствовало снижение скорости БПК₁ до 3,0 г O₂/м²·сут, и, напротив, при росте C_{орг} > 3,5 % в донных отложениях синхронно возрастала скорость биохимического потребления кислорода до 9,0 г O₂/м²·сут (рисунок 1).

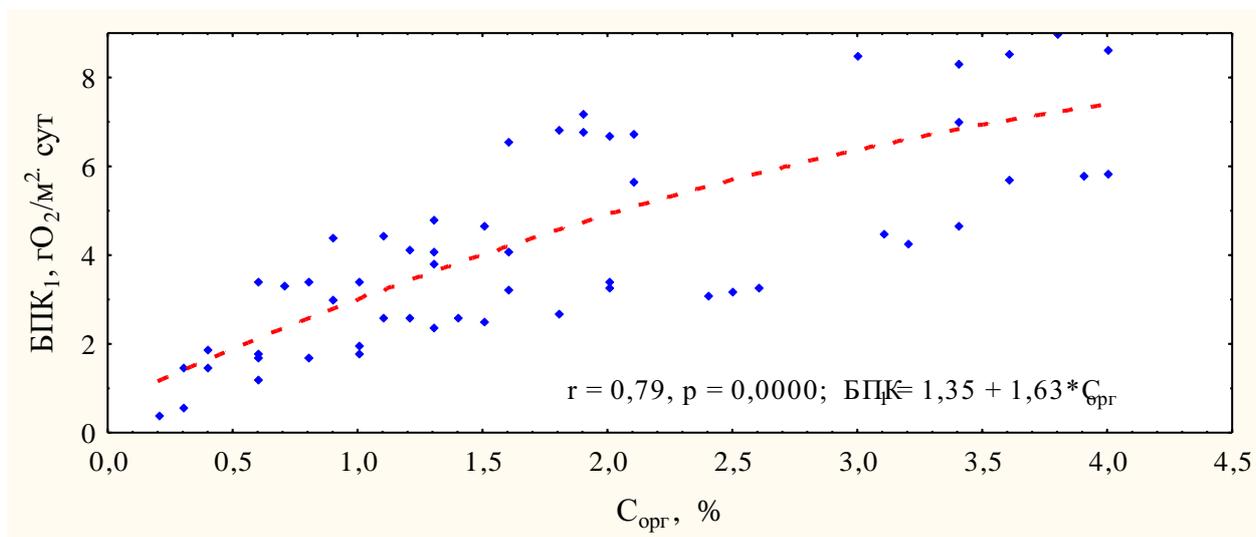


Рисунок 1 – Зависимость скорости биохимического потребления кислорода донными отложениями от содержания в них органического углерода

Данные многолетних наблюдений свидетельствуют, что при столь высоких значениях БПК₁ в условиях стратификации водных масс насыщение растворенного кислорода в придонном слое заметно снижалось, зачастую достигало критических для гидробионтов значений (<10–20 %). Анализ материалов по содержанию C_{орг} в донных отложениях, насыщению кислородом придонного горизонта, а также расслоению водных масс по температуре показал, что на ряде станций отдельных акваторий Азовского моря, в том числе юго-восточного района, характеризующихся минимальным содержанием C_{орг} в донных отложениях и представленным грубодисперсным материалом, даже при резко выраженной температурной стратификации ($\Delta T_{\text{пов}} - T_{\text{дно}} = 3^\circ\text{C}$) содержание кислорода у дна снижалось незначительно и составляло 74–98 %. Напротив, на станциях, где в донных отложениях преобладала пелитовая фракция, активно аккумулировавшая C_{орг} (> 2.5 %), при незначительной плотностной стратификации по температуре ($\Delta t = 0,8\text{--}1,2^\circ\text{C}$) насыщение кислородом придонного слоя снижалось до критических для рыб значений (< 10–20 %).

Многолетние результаты статистического ранжирования различных факторов среды (БПК₁, C_{орг}, E_{общ}) в формировании неблагоприятного кислородного режима в летний период показали, что к наиболее значимым факторам, определяющим развитие дефицита кислорода у дна, относятся скорость первичного продуцирования органического вещества в воде (ПП), содержание органического вещества в донных отложениях (C_{орг}) и интенсивность вертикального водообмена (E_{общ}) (рисунок 2).

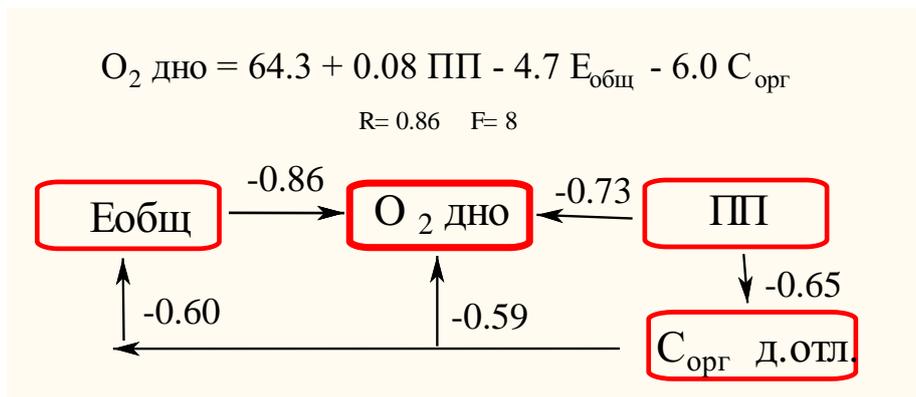


Рисунок 2 – Многофакторная зависимость содержания кислорода от формирующих его параметров в воде придонного горизонта Азовского моря

Выбор аргументов исследуемой зависимости логически обоснован и позволяет рассчитать среднее содержание кислорода в зоне гипоксии. Так, в 2015 г. при ПП = 17,5 млн. т $C_{\text{орг}}$ /год, $C_{\text{орг}} = 2,4 \%$ и $E_{\text{общ}} = 6$ тыс. усл. ед. среднее содержание растворенного кислорода в зоне предполагаемого дефицита кислорода составит 20 %.

Резкое увеличение температуры поверхностного слоя в условиях маловетрия является ключевым фактором, препятствующим вертикальной аэрации придонного горизонта, исходя из этого, последовательно установлены эмпирические связи между температурой воды поверхностного горизонта и градиентом температуры в морских водах в летний период.

На основании установленной взаимосвязи максимальных градиентов температуры воды с содержанием кислорода в придонном слое получена результирующая зависимость содержания кислорода у дна от температуры поверхностного горизонта:

$$O_2 \text{ (придонный слой)} = 546 - 19,7 \cdot T^{\circ} \text{ (поверхностный слой)}; R = -0,89$$

На основании полученных за многолетний период статистических связей между содержанием растворенного кислорода в придонном слое и температурой поверхностного слоя воды, рассчитано содержание кислорода при различном уровне распределения органического углерода в донных отложениях Азовского моря летом 2015 г. (таблица 3).

Таблица 3 – Расчетное содержание кислорода в придонном слое летом 2015 г.

Температура поверхностного слоя	$C_{\text{орг}} < 1,5 \%$	$C_{\text{орг}} = 1,5-2,5 \%$	$C_{\text{орг}} = 2,5-3,5 \%$	$C_{\text{орг}} > 3,5 \%$
	$O_2 = 479 - 15,3 \cdot T_{\text{пов}}$	$O_2 = 476 - 16,1 \cdot T_{\text{пов}}$	$O_2 = 443 - 15,5 \cdot T_{\text{пов}}$	$O_2 = 149 - 5,0 \cdot T_{\text{пов}}$
24	100	90	71	29
25	97	73	55	24
26	81	57	35	14

По нашим оценкам, вероятность распространения придонной гипоксии в летний период 2015 г. характерна преимущественно для центрального и юго-восточного районов с максимальным содержанием органического углерода и подверженных адвекции соленых черноморских вод (рисунок 3).

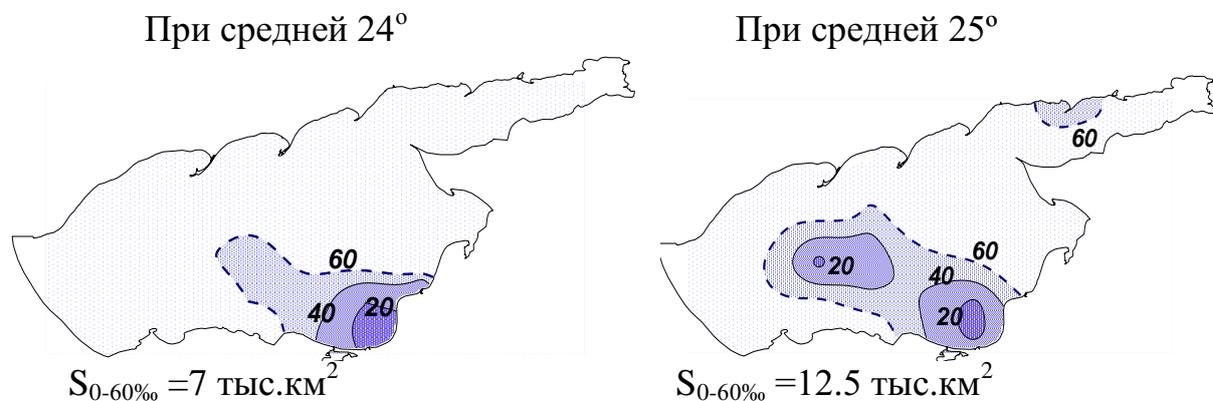


Рисунок 3– Потенциально возможные площади гипоксии в Азовском море летом 2015 г.

Таким образом, выполненные оценки многолетних изменений придонной гипоксии летом, развитие которой происходило как в условиях снижения и дальнейшей стабилизации солености в среднем на уровне 10.2 ‰, так и в новых условиях морской среды, испытывающей осолоняющее влияние адвекции черноморских вод, обусловленное исключительной маловодностью рек, при зафиксированной осенью 2014 г. экстремальной солености 13.38 ‰, позволили представить некоторые тенденции преобразования компонентов химического состава морских вод, и, в первую очередь, содержание растворенного кислорода.

Достаточно указать, что увеличение солености окажет деформирующее влияние на продукционно-деструкционные циклы. В результате обострения стратификации, затрудняющей вертикальный водообмен, скорость внутреннего биотического кругооборота органического вещества замедлится, точнее скорость его распада и синтеза. Установленная отрицательная корреляция между первичной продукцией и соленостью позволяет предположить, что с увеличением солености, темп продуцирования органического вещества значительно снизится.

Поскольку главной причиной возникновения гипоксии является высокое содержание органического вещества, то соответствующее снижение синтеза первичного органического вещества в условиях повышения гидродинамической активности вод моря определит улучшение кислородного режима и сокращение масштабов возникновения гипоксии в летний период 2015 г. Однако, эффект осолонения, стимулирующий плотностную стратификацию и ослабляющий аэрацию придонных вод, неизбежно увеличит вероятность возникновения гипоксии в районах активного взаимодействия речных и морских вод, а именно в юго-восточном районе моря и в Таганрогском заливе.

ИОННЫЙ СОСТАВ ВОДЫ ОЗ. БАЙКАЛ ПО ПРОДОЛЬНОМУ РАЗРЕЗУ И В РАЙОНЕ БЦБК

Аниканова М.Н., Матвеев А.А., Аджиев Р.А.

Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, ghi@aanet.ru

Воды озера Байкал, как и воды его притоков по классификации О.А. Алека [1] относятся к гидрокарбонатному классу, группы кальция первого типа: содержание $\text{HCO}_3^- > (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-)$. Общая концентрация главных ионов основной части водной массы озера по данным более чем 50-ти летних наблюдений колебалась в интервале 91-96 мг/л (среднегодовые величины).

В связи с усилением антропогенной деятельности в бассейне озера особое внимание в систематическом контроле, осуществляемом Росгидрометом, уделено изучению динамики веществ основного ионного состава, косвенно связанного с указанным фактором: ионами $\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-$, биогенными элементами (N, P), поступлением в озеро микроэлементов, ксенобиотиков, сложных органических веществ.

В данном сообщении приведены обобщенные сведения по динамике SO_4^{2-} и главных ионов на продольном разрезе и в районе г. Байкальск (южное побережье озера, район влияния закрытого в сентябре 2013 г. Байкальского ЦБК).

Результаты контроля Росгидромета показывают наибольшую частоту появления среднегодовых концентраций в диапазоне 5-6 мг/л. На рисунке 1 приведена динамика этих величин в период 1972-2014 гг. Следует отметить, что чередование 1-4 летних периодов с относительно высокими концентрациями SO_4^{2-} не всегда согласуется с ростом содержания SO_4^{2-} в воде речного стока.

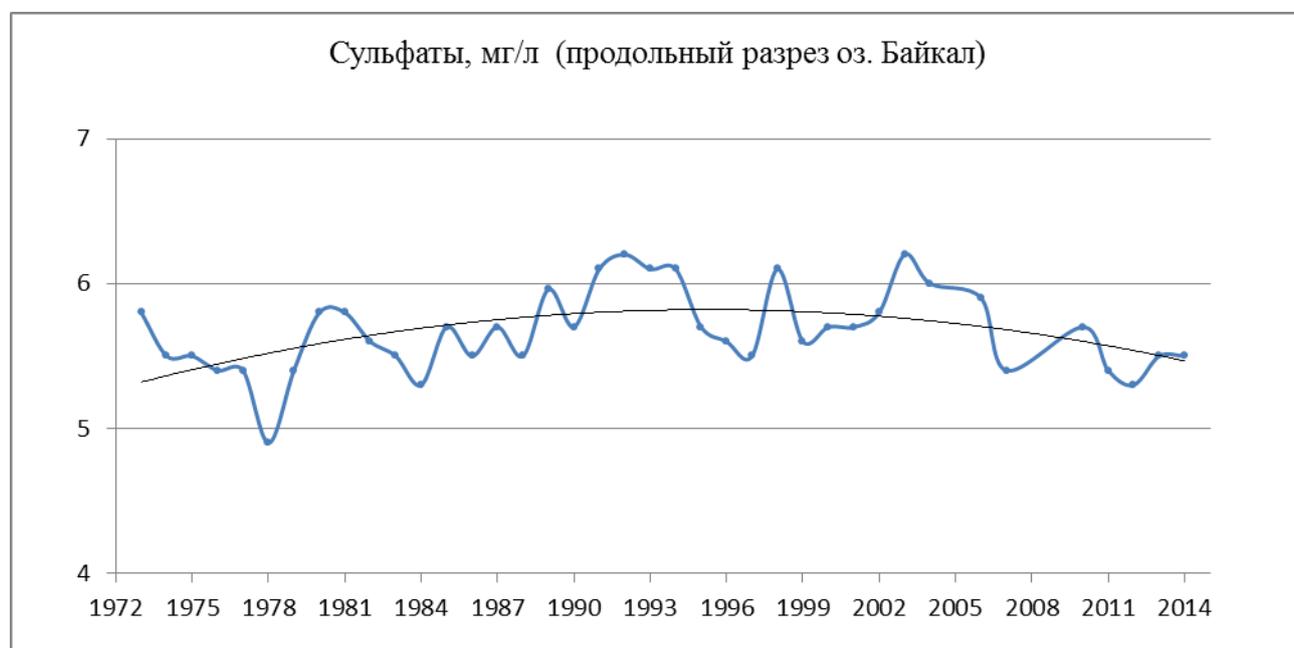


Рисунок 1 – Динамика сульфатных ионов в воде озера Байкал

Так пик концентраций сульфатов 1980-1981 гг. имеет противоположную направленность, но его можно объяснить землетрясением 1981 г. К этому следует добавить сведения института Геохимии СО РАН, который с 1997 г. проводит

подекадный мониторинг поверхностного стока главных ионов в истоке р. Ангара. Некоторые отклонения по выносу сульфатов и ртути сопоставляются ими с крупными сейсмическими событиями [4].

В 2008 г., например, в районе г. Байкальск в 41 % отобранных проб обнаружена несulfатная сера в концентрации 0,2-0,9 мг/л, при средней 0,4 мг/л. Авторы полагают, что произошло взмучивание донных отложений в результате высокой сейсмичности района, землетрясение до 8 баллов в августе 2008 г.

Контроль содержания SO_4^{2-} в южном Байкале выявил две характерные особенности:

1. Интервал среднегодовых концентраций здесь выше, чем на продольном разрезе.

2. В значительной части южного Байкала обнаружены вещества, содержащие несulfатную серу, существенный показатель поступления сложных органических соединений, в том числе, обусловленных антропогенным загрязнением.

Сульфатные ионы в повышенных концентрациях (6,1-7,3 мг/л) чаще обнаруживали на продольном разрезе южного Байкала и на вертикалях среднего Байкала, расположенных ближе к Селенгинскому уступу.

Среднюю концентрацию сульфатных ионов на продольном разрезе в 2013 – 2014 гг. определяли в пределах 5,3 мг/л (2013 г., северный Байкал) – 5,6 мг/л (2014 г., южный Байкал).

В целом по показателю главных ионов в основной части водной толщи озера сохраняется стабильность (таблица 1).

Таблица 1 – Ионный состав воды оз. Байкал на фоновых глубоководных станциях, мг/л*

Источник данных	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl ⁻	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$Na^+ + K^+$	Сумма ионов
ЛИН, 1951-1958гг. [3]	66,5	5,2	0,6	15,2	3,1	3,8+2,0	96,4
ЛИН. Falkneretal.,1991 г. [5].	65,5	5,5	0,4	16,1	3,02	3,57+0,94	95,0
Институт Геохимии 1999 -2004 гг. [4]	66,65	5,86	0,6	15,38	3,34	3,27+0,93	96,0
ГХИ 1965 – 2014:	65,1	5,7	0,7	14,8	3,7	3,9	93,9
1965–1981гг.	63,0	5,6	0,8	15,0	3,7	3,2	91,3
1999-2004	63,8	6,0	0,6	16,1	3,1	3,1	92,7
2006 г., июнь	66,4	5,9	0,6	15,5	3,5	3,3	95,2
2012-2013 гг.	65,6	5,4	0,9	14,9	3,7	4,1	94,6
2014#г.июль,сентябрь,окт.	66,9	5,5	0,8	12,6	4,5	5,6	95,9
* - Районы отбора проб воды: ЛИН СОРАН – район Котов(1955г);продольный разрез (1991г); институт Геохимии СОРАН – исток р.Ангара; ГХИ –продольный разрез. # - В 2014 г. в озеро не сбрасываются сточные воды БЦБК							

Сопоставление ионного состава воды озера Байкал 2000-х годов с данными К.К. Вотинцева [2, 3], которые обеспечены результатами ежемесячных трех-летних наблюдений, показывает, что химический состав воды озера Байкал сохраняет стабильность солевого состава (см. таблицу 1).

В целом некоторые различия между данными ЛИНа и ГХИ могут быть результатом отбора проб воды на разных глубинах. Так пробы воды ЛИН отбирал через 100 м по всей глубине гидрохимических вертикалей, а ГХИ исследовал поверхностный горизонт (3-4 пробы воды на глубинах 0,5 – 250 м:) и одну пробу из придонного горизонта (1 м от дна).

Сравнение ионного состава воды озера в мг/л и их эквивалентных долей в процентах по центральному продольному разрезу и району БЦБК приведено в таблице 2.

Таблица 2 – Характеристики ионного состава воды оз. Байкал по фоновому продольному разрезу и району БЦБК

Продольный, 2012 г., 13 проб, 0,5 м, август-сентябрь			Продольный, 2013 г., 23 пробы, 0,5 м, октябрь		Продольный, 2014 г, 77 проб, 0,5-200 м и при- дон, июль		Продольный, 2014 г, 77 проб, 0,5-200 м и при- дон, сентябрь	
	мг/л	КВЭ,% /л	мг/л	КВЭ,% /л	мг/л	КВЭ,% /л	мг/л	КВЭ,% /л
HCO ₃ ⁻	66,8	44,4	64,3	44,0	64,9	44,4	67,8	44,5
SO ₄ ²⁻	5,3	4,5	5,4	4,7	5,4	4,7	5,5	4,6
Cl ⁻	0,9	1,1	1,0	1,3	0,8	0,9	0,8	0,9
Ca ²⁺	15,5	31,5	14,2	29,7	12,7	26,6	12,9	25,7
Mg ²⁺	3,3	11,2	4,1	14,1	4,8	16,8	4,5	14,9
Na ⁺ +K ⁺	4,5	7,3	3,7	6,2	4,0	6,6	5,8	9,4
Сумма	96	100	93	100	93	100	97	100
Продольный, 2014 г, 14 проб, 0,5 м и придон, сен- тябрь			Район БЦБК, 2010 г., 40 проб, 0,5-200 м и придон, октябрь		Район БЦБК, 2011 г., 35 проб, 0,5- 200 м и придон, март		Район БЦБК, 2011 г., 41 проб, 0,5-200 м и при- дон, август	
HCO ₃ ⁻	68,1	44,4	64,4	44,0	65,4	44,4	63,6	43,5
SO ₄ ²⁻	5,6	4,8	5,8	5,0	5,6	4,8	6,1	5,3
Cl ⁻	0,8	0,8	0,9	1,1	0,8	0,8	1,0	1,2
Ca ²⁺	12,1	24,7	14,7	30,6	14,9	30,9	15,3	32,0
Mg ²⁺	4,2	14,1	3,5	11,8	3,7	12,5	3,5	12,0
Na ⁺ +K ⁺	6,9	11,2	4,6	7,5	4,0	6,6	3,6	6,0
Сумма	98	100	94	100	94	100	93,1	100
Район БЦБК, 2012 г., 38 проб, 0,5-200м и придон, октябрь			Район БЦБК, 2013 г., 39 проб, 0,5-200 м. и придон, март		Район БЦБК, 2014 г., 35 проб, 0,5-200м и придон, март			
HCO ₃ ⁻	67	44,8	65,3	44,2	66,6	44,2		
SO ₄ ²⁻	4,9	4,2	6,5	5,6	5,5	4,6		
Cl ⁻	1,0	1,1	0,8	1,0	1,0	1,2		
Ca ²⁺	15,5	31,6	16,3	30,1	15,5	31,1		
Mg ²⁺	3,5	11,6	3,8	13,3	3,7	12,3		
Na ⁺ +K ⁺	4,1	6,7	3,5	5,8	3,9	6,6		
Сумма	96	100	95	100	96	100		

По данным гидрохимических определений 2012 - 2014 гг. солевого состава воды по продольному разрезу оз. Байкал средняя эквивалентная доля гидрокарбонатов кальция и магния составляла 86,2 %, сульфатов и хлоридов – 5,7 %. В районе БЦБК в 2010 – 2014 гг. средняя эквивалентная доля гидрокарбонатов

кальция и магния составляла 87,6 %, сульфатов и хлоридов – 6,0 %. Относительно повышенные значения эквивалентных долей гидрокарбонатов кальция и магния а также сульфатов и хлоридов в районе БЦБК в сравнении с фоном связаны с антропогенным влиянием и ионным составом южных притоков Байкала.

Список литературы

1. Алекин О.А. Общая гидрохимия – М.: Гидрометеиздат, 1958. 208 с.
2. Вотинцев К.К., Гидрохимия озера Байкал. – Доклад по монографии, Иркутск, 1963. С. 18.
3. Вотинцев К.К. Гидрохимия. – Труды ЛИН, 1978, т.16 (36). С. 124-126.
4. Государственный доклад МПР России «О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2004 году» М. 2003. С. 282.
5. Грачев М.А. О современном состоянии экологической системы озера Байкал. - Новосибирск: изд. СО РАН. 2002. 153 с.

БИОГЕННЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ВОДЕ ОЗЕРА БАЙКАЛ

Аниканова М.Н., Якунина О.В., Аджиев Р.А.

Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, ghi@aanet.ru

Содержание в воде озера органических веществ, биогенных элементов и растворенных газов тесно связано с динамикой биолимнических, процессов протекающих в Байкале. Поэтому им присуща пространственная неоднородность, вертикальная стратификация, сезонные изменения [2, 8] и суточные ритмы [6]. Баланс органического вещества Байкала характеризуется преобладанием в его приходной части автохтонного продуцирования фитопланктоном (90 %) [1].

Характерной особенностью содержания биогенных элементов с начала 60 х годов 20 века являлось то, что из неорганических соединений азота в водах Байкала присутствовал азот нитратов. Нитритный и аммонийный азот обнаруживался в воде озера в годы массового развития фитопланктона в периоды его отмирания [2] Концентрация нитритного азота не превышала тысячных долей мг/л.

Эта особенность отмечается и в начале 21 века, что обусловлено поступлением органических веществ в озеро. С водосборной площади озера Байкал сток нитратного азота выше стока аммонийного азота от 2-5 раз и более и объясняется преобладанием площади горного водосбора над площадью заболоченного низменного [7].

Данные по содержанию биогенных элементов в воде оз. Байкал в 2013 - 2014 гг. приведены в таблице 1.

Таблица 1 – Содержание биогенных элементов в воде озера Байкал (мин.- макс./сред.), мг/л.

Показатель	Район трассы БАМ		Селенгинское мелководье		У истока р.Ангары	
	2013 г.	2014 г.	2013 г.	2014 г.	2013 г.	2014 г.
N-NO ₂ ⁻	<u>0-0,002</u> <0,001	<u>0-0,019</u> 0,002	<u>0-0,003</u> 0,001	<u>0-0,005</u> 0,002	<u>0,002-0,003</u> 0,002	<u>0-0,002</u> <0,001
N-NO ₃ ⁻	<u>0,02-0,07</u> 0,05	<u>0-0,10</u> 0,01	<u>0,01-0,01</u> 0,01	Не обнаружен	<u>0,01-0,01</u> 0,01	<u>0-0,04</u> 0,01
N-NH ₄ ⁺	<u>0-0,01</u> <0,01	<u>0-0,03</u> 0,01	<u>0-0,04</u> 0,01	<u>0-0,04</u> 0,01	<u>0-0,01</u> <0,01	<u>0-0,01</u> <0,01
P-PO ₄ ³⁻	<u>0,003-0,018</u> 0,007	<u>0-0,010</u> 0,002	<u>0-0,004</u> 0,001	<u>0-0,005</u> 0,002	<u>0-0,002</u> 0,0005	<u>0-0,006</u> 0,003
P _{орг}	<u>0,002-0,042</u> 0,018	<u>0-0,62</u> 0,040	<u>0,006-0,022</u> 0,011	<u>0,001-0,036</u> 0,012	<u>0,006-0,017</u> 0,009	<u>0-0,014</u> 0,006
Продольный разрез						
	Южный Байкал		Средний Байкал		Северный Байкал	
N-NO ₂ ⁻	Не обнаружен	<u>0-0,020</u> 0,001	<u>0-0,003</u> 0,001	<u>0-0,003</u> <0,001	Не обнаружен	<u>0-0,007</u> 0,001
N-NO ₃ ⁻	<u>0,01-0,06</u> 0,03	<u>0-0,12</u> 0,02	<u>0,00-0,06</u> 0,04	<u>0-0,11</u> 0,02	<u>0,04-0,07</u> 0,05	<u>0-0,11</u> 0,02
N-NH ₄ ⁺	<u>0-0,02</u> <0,01	<u>0-0,05</u> <0,01	<u>0-0,01</u> 0,01	<u>0-0,02</u> 0,01	<u>0-0,02</u> 0,01	<u>0-0,03</u> <0,01
P-PO ₄ ³⁻	<u>0-0,011</u> 0,003	<u>0-0,010</u> 0,003	<u>0-0,024</u> 0,003	<u>0-0,008</u> 0,002	<u>0-0,014</u> 0,005	<u>0-0,012</u> 0,002
P _{орг}	<u>0,002-0,033</u> 0,011	<u>0-0,482</u> 0,018	<u>0,003-0,029</u> 0,009	<u>0,001-0,278</u> 0,028	<u>0,005-0,030</u> 0,014	<u>0-0,554</u> 0,030

Распределение биогенных элементов по глубине и акватории озера рассмотрено на примере 2014 г. (таблица 2). Содержание биогенных элементов определяли в пробах воды отобранных в районах южного Байкала (у истока р.Ангара, в районе п. Култук – г. Слюдянка), по продольному разрезу и в северной оконечности озера прилегающей к выходу трассы БАМ.

Таблица 2 – Концентрации органического фосфора в воде озера Байкал в июне – июле 2014 г. мг/л; t:12,2^oC (продольный разрез)

Район Байкала	№ станции	Горизонт	P _{ОРГ} , макс
Южный Байкал	4	0,5	0,482
Средний Байкал	129	25	0,278
Средний Байкал	139	50	0,244
Средний Байкал	139	100	0,119
Северный Байкал	170	придон	0,554
Район БАМа	411	0,5	0,620
Район БАМа	414	0,5	0,412
Район БАМа	412	придон	0,378

Содержания фосфатного фосфора и нитратного азота постепенно увеличиваются с глубиной (рисунок 1). Аммонийный и нитритный азот распределялись не равномерно, их обнаруживали на пределе чувствительности методов.

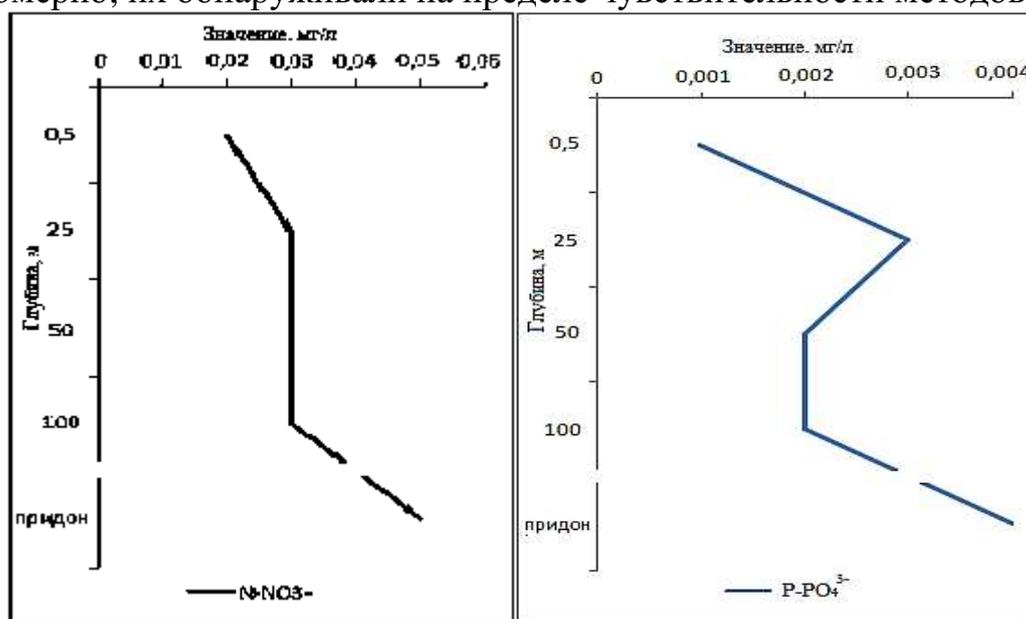


Рисунок 1 – Распределение N-NO₃⁻ и P-PO₄³⁻ по глубине оз. Байкал, 2014 г.

В целом содержание и распределение биогенных элементов в июне – июле 2014 г. обусловлено развитием фитопланктона и температурным режимом вод, и мало отличается от прошлых лет.

Отличительной особенностью периода наблюдений в 2014 г. на оз. Байкал является обнаружение в районах среднего и северного Байкала высоких концентраций органического фосфора, превышающие в 7-8 раз среднемноголетние значения. В этот же период была отмечена высокая численность и биомасса

фитопланктона. В северной части озера численность и биомасса фитопланктона составила 1658 тыс. кл/л и 201 мг/м³. В аналогичный период 2007 г. эти показатели составили 222 тыс. кл/л и 29 мг/м³. В западном прибрежном районе северного Байкала численность и биомасса фитопланктона возросла по сравнению с 2007 г. в 3 и 2 раза соответственно и составила 1433 тыс. кл/л и 179 мг/м³.

В сентябре 2014 г. численность фитопланктона уменьшилась по сравнению с июлем в 2 раза и составила 806 тыс. кл./л.

В районе Селенгинского мелководья численность и биомасса фитопланктона составляли 1454 тыс. кл/л и 276 мг/м³.

В сентябре, по сравнению с данными полученными в июне-июле, следует отметить пониженное содержание азота нитратов по всей акватории озера, что свидетельствует о достаточно интенсивной летней вегетации фитопланктона (потребление азота нитратов полное) а также о начинающемся процессе нитрификации.

Высокие концентрации органического фосфора в сентябре в водах Байкала не обнаружены. Это объясняется тем, что регенерация фосфора происходит значительно быстрее, чем азота, который входит в состав белка, как одна из основных структурных единиц, а фосфор легко отщепляется при распаде органических соединений в виде остатков фосфорной кислоты и ее эфиров. Так, после отмирания организмов фитопланктона 20-25 % общего фосфора возвращается в воду в неорганической форме и 30 – 40 % в органической, причем до 70 % фосфора минерализуется в течение 2-х дней [4]. В связи с этим, динамика концентраций фосфатного фосфора по годам (см. таблицы 1 и 2) незначительна, несмотря на межгодовые колебания величин первичной продукции фитопланктона.

Однако в районах портов южного Байкала содержание фосфатного фосфора (таблица 3) повышено по сравнению с его содержанием в районах всей акватории озера Байкал.

Таблица 3 – Содержание форм фосфора в воде озера в районе портов южного Байкала, мг/л

Год	Порт Байкальск		Порт Култук		Порт Выдрино	
	P _{орг}	PPO ₄ ³⁻	P _{орг}	PPO ₄ ³⁻	P _{орг}	PPO ₄ ³⁻
2010	<u>0,007-0,026</u> 0,016	<u>0-0,011</u> 0,005	<u>0,002-0,015</u> 0,007	<u>0,005-0,021</u> 0,013	<u>0,008-0,016</u> 0,012	<u>0-0,002</u> 0,001
2011	<u>0,002-0,034</u> 0,014	<u>0-0,004</u> 0,001	<u>0,006-0,020</u> 0,016	<u>0-0,004</u> 0,003	<u>0,002-0,030</u> 0,021	<u>0-0,002</u> 0,001
2012	Не опр.	Не опр.	<u>0,013-0,020</u> 0,015	<u>0-0,011</u> 0,004	<u>0,003-0,016</u> 0,008	<u>0-0,005</u> 0,002
2013	<u>0,003-0,006</u> 0,0045	<u>0-0,002</u> 0,001	<u>0,002-0,039</u> 0,015	<u>0,004-0,057</u> 0,020	<u>0-0,014</u> 0,005	<u>0,002-0,003</u> 0,002
2014	<u>0,008-0,032</u> 0,016	<u>0-0,002</u> 0,002	<u>0,003-0,041</u> 0,017	<u>0,002-0,007</u> 0,004	<u>0,010-0,016</u> 0,013	<u>0-0,003</u> 0,001
2015*	<u>0,004-0,043</u> 0,025	<u>0-0,023</u> 0,010	<u>0,019-0,027</u> 0,023	<u>0,003-0,010</u> 0,006	Не опр.	Не опр.

*Данные за март и май 2015 г.

В районах расположения портов южного Байкала ежегодно наблюдают повышенные концентраций форм фосфора в поверхностном водном горизонте:

- порт Култук – постоянно фиксируют высокие концентрации всех форм фосфора (максимальные значения отмечены в 2013 г).

- порт Байкальск – в мае 2015 году концентрация общего и органического фосфора возросла до 0,066 мг/л и 0,043 мг/л соответственно. Процент органического фосфора составлял 72 %.

В 2014 г. повышенные концентрации органического фосфора наблюдали на станциях продольного разреза, в районах авандельты р. Селенги и трассы БАМ.

Резкое увеличение содержания фосфора органического в июле связано с развитием фитопланктона.

В портах Култук и Байкальск наблюдают постоянно негативную тенденцию загрязнения воды фосфатным и органическим фосфором. Максимальные их концентрации обнаруживали в 2015 году в порту Байкальск. Данные 2015 г. свидетельствуют о сохранении негативного влияния территориального хозяйственного комплекса г. Байкальска на качество воды озера.

Список литературы

1. Вотинцев К.К. Гидрохимия озера Байкал. – М.: Наука, 1961, 311 с.
2. Вотинцев К.К., Гидрохимия озера Байкал. – Доклад по монографии, Иркутск, 1963, с.18.
3. Грачев М.А. О современном состоянии экологической системы озера Байкал. - Новосибирск: изд. СО РАН 2002, 153 с.
4. Константинов А.С. Общая гидробиология. - Изд.: "Высшая школа" 1986, 473 с.
5. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Ч 1. - Ростов-на-Дону, Изд.: «НОК», 2009, 1032 с.
6. Сакирко М.В. Динамика содержания растворенных газов и биогенных элементов в воде открытой литорали озера Байкал. – Автореферат, Санкт-Петербург, 2012, 24 с.
7. Смирнов М.П. Органические вещества и минерализация речных вод России, СНГ, Балтии –Изд. «НОК», Ростов-наДону, 2015, 358 с.
8. Тарасова Е.Н. Органическое вещество вод Южного Байкала. – Новосибирск: Наука, 1975, 147 с.

РАСТВОРЕННОЕ ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО В ПАРАТУНСКИХ ОЗЕРАХ (КАМЧАТКА)

Вецлер Н.М.

Камчатский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии (КамчатНИРО), Петропавловск-Камчатский, Россия, vetsler@kamniro.ru

Паратунские озера (Дальнее и Ближнее) являются нерестово-нагульными водоемами тихоокеанского лосося нерки - (*Oncorhynchus nerka* Walb.). Они находятся на юго-востоке Камчатского п-ва в бассейне р. Паратунка, расположены на расстоянии пяти км друг от друга и имеют большое сходство морфометрических параметров (таблица 1). Оба озера имеют продолговатую форму, их долины вытянуты в широтном направлении, однако оз. Ближнее более чем в два раза превосходит оз. Дальнее по площади, но значительно мельче его [5].

Таблица 1 – Основные морфометрические показатели Паратунских озер

Параметры	оз. Ближнее	оз. Дальнее
Длина, км	4,6	2,5
Средняя ширина, км	0,76	0,54
Длина береговой линии, км	10,1	6,1
Площадь, км ²	3,50	1,36
Максимальная глубина, м	38,0	60,5
Средняя глубина, м	15,7	31,5
Объём х10 ⁶ м ³	54,95	42,80
Площадь бассейна, км ²	20,0	11,3

В 2003–2010 гг. впервые были проведены регулярные круглогодичные сборы материала по содержанию растворенных органических веществ (РОВ) в оз. Дальнее и Ближнее. Цель данной работы — обобщить результаты исследований, охарактеризовать сезонную и межгодовую изменчивость содержания РОВ в Паратунских озёрах.

Материалом для исследований послужили данные обработки гидрохимических и планктонных проб, собранных на постоянных станциях, расположенных в центральной глубоководной части пелагиали озер. Пробы воды для определения РОВ отбирали опрокидывающимся батометром Нансена с горизонтов 0, 5, 10, 20, 30 м в оз. Ближнее, 0, 5, 10, 20, 30, 40, 50 м — в оз. Дальнее. Концентрацию РОВ определяли методом высокотемпературного (680 °С) каталитического сжигания на автоматическом газоанализаторе ТОС-500. Содержание органического углерода (С_{орг.}) определяли как разницу между концентрацией валового углерода и его неорганической формы (Руководство..., 2004). Анализ

данных по содержанию РОВ проводили по средневзвешенным величинам, рассчитанным для слоев 0–10 м и 0–30 м в оз. Ближнее, и 0–50 м — в оз. Дальнее.

Пробы планктона отбирали методом вертикального лова количественной сетью Джели с диаметром входного отверстия 18 см (газ № 64) в слое 0–30 м в оз. Ближнее и 0–50 м – в оз. Дальнее. Обработку планктонных проб проводили под микроскопом МБС-9 по стандартным гидробиологическим методикам [4, 7].

Поступление органических веществ (ОВ) в водоемы происходит с осадками, с поверхностным стоком в результате взаимодействия атмосферных вод с почвами и растительным покровом на поверхности водосбора, а также с помертными и прижизненными выделениями гидробионтов [3]. Важным источником обогащения ОВ нерестовых озер Камчатки являются тела отнерестовавшей нерки [6, 2].

Репрезентативным показателем содержания РОВ в природных водах является концентрация растворенного $C_{орг.}$ [2]. Сезонные колебания его количества в водоемах определяются гидрологическим режимом водных объектов и связанными с ним изменениями химического состава и интенсивности биологических процессов [3].

По осредненным данным за 2003–2010 гг. количество РОВ в оз. Ближнее в слое 0–30 м в подледный период составляет 2,4–3,5 мг С/л, в оз. Дальнее в слое 0–50 м — 1,9–2,6 мг С/л (таблица 2). Преобладание деструкционных процессов в водоемах при минимальной интенсивности фотосинтеза [6] определяет низкое содержание растворённого $C_{орг.}$ в озерных водах в это время.

Таблица 2 – Средневзвешенные концентрации РОВ ($C_{орг.}$, мг/л) в Паратунских озерах в 2003–2010 гг.

Слой, м	Месяц											Среднее
	I	II	III	IV	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
оз. Ближнее												
0-10	3,4	2,4	2,4	2,5	3,5	2,9	3,5	3,9	4,4		4,3	3,3
0-30	3,5	2,5	2,4	2,5	3,5	2,8	3,5	3,9	4,4		4,4	3,3
оз. Дальнее												
0-10	2,1	1,8	1,6	2,4	2,6	3,8	3,0	3,1	3,8	4,4	3,7	2,9
0-50	2,4	1,9	1,9	2,6	2,4	3,5	2,8	2,9	4,0	4,6	4,0	3,0

Поступление ОВ с паводковыми водами и массовое развитие диатомовых водорослей в весенне-летние месяцы способствуют росту концентрации РОВ. Среднемноголетний максимум содержания растворённого $C_{орг.}$ в Паратунских озерах в вегетационный период составляет 3,5 мг С/л и отмечен в оз. Ближнее в июне, в оз. Дальнее - в июле. Наибольшее повышение активности прижизненных выделений РОВ клетками планктонных водорослей происходит в эвфоти-

ческом слое: концентрация растворённого $C_{орг.}$ в первом водоёме возрастает до 3,5 мг С/л, во втором — до 3,8 мг С/л (см. таблицу 2).

Основными потребителями РОВ природных вод являются гетеротрофные бактерии, утилизирующие органические соединения [13]. В оз. Дальнее в августе и сентябре при интенсивном развитии бактерий [12] концентрация растворённого $C_{орг.}$ закономерно снижается. В оз. Ближнее летний минимум его содержания приходится на июль, что также может быть следствием активизации бактериопланктона, главного потребителя лабильного РОВ (таблица 2).

Наибольший рост содержания РОВ в озерах происходит в конце года, чему способствует поступление аллохтонной органики за счёт разложения тел отнерестовавшей нерки и с поверхностным стоком во время осенних циклонов. Годовой максимум концентрации растворённого $C_{орг.}$ в оз. Дальнее приурочен к ноябрю (4,6 мг С/л), когда повышению его содержания способствует и интенсивное осеннее «цветение» диатомовых водорослей. В оз. Ближнее максимальное увеличение содержания РОВ в октябре также совпадает с осенним пиком численности фитопланктона и составляет 4,4 мг С/л (рисунок 1).

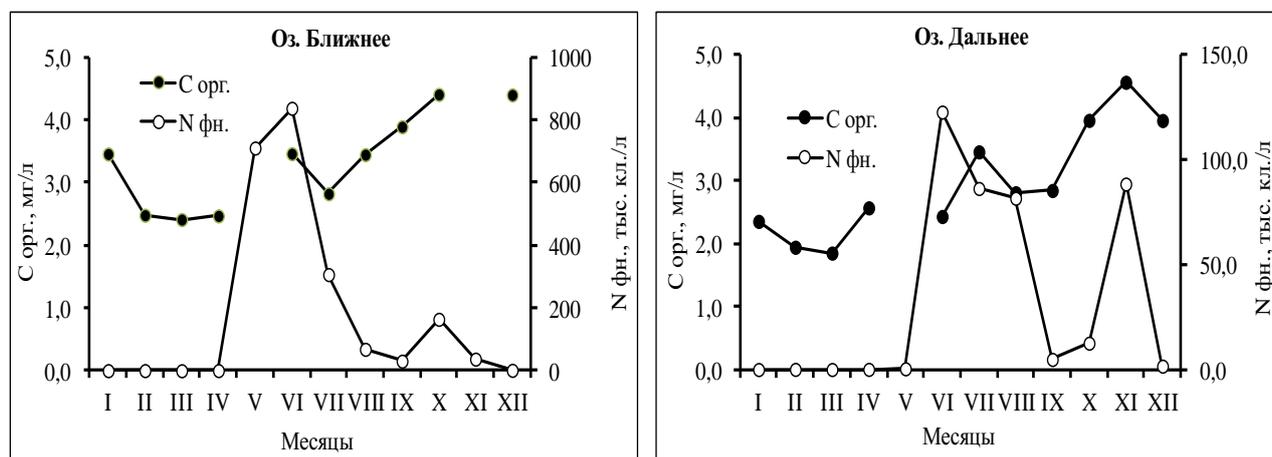


Рисунок 1 – Сезонные изменения среднемноголетних значений содержания РОВ ($C_{орг.}$) и численности сетного фитопланктона ($N_{фн.}$) в Паратунских озерах в 2003–2010 гг.

По данным [8], основная масса ОВ в оз. Дальнее имеет планктонное происхождение, поскольку поступление аллохтонной органики в озеро незначительно. На второстепенное значение аллохтонного ОВ в водоеме указывал и Е.М. Крохин (1974), считая, что им обеспечивается не более 15 % дополнительной энергии по отношению к продукции фитопланктона, а поступившее ОВ используется через бактериальное звено. Исследования бактериопланктона в оз. Дальнее проводили только в 1970-е годы [11, 8]. Авторами было установлено, что численность бактерий в летний период варьирует в пределах 0,2–5,3 млн. кл./мл и, в среднем, равна 1–2 млн. кл./мл. Биомасса бактерий за период вегетации составляет 50–150 мг С/м³. В зоне термоклина, где во второй половине лета скапливается отмирающий фитопланктон, биомасса бактериопланктона может достигать 200 мг С/м³.

Изучение питания зоопланктонных организмов в оз. Дальнее показало, что только около 10% продукции фитопланктона непосредственно потребляется зоопланктоном, а основная часть — в виде детрита и бактериопланктона [9]. Поэтому периоды повышения биомассы зоопланктона совпадают не с максимумом первичной продукции, а со временем наибольшего бактериального разложения недоиспользованной зоопланктоном первичной продукции [12]. Этим объясняется синхронность сезонных изменений содержания РОВ и биомассы зоопланктонных организмов в оз. Дальнее и наличие прямой связи между этими показателями ($r = 0,79$; $n = 70$, $P < 0,01$). Взаимосвязь концентрации растворённого $C_{орг.}$ и биомассы зоопланктона отмечена и для оз. Ближнее ($r = 0,87$; $n = 64$, $P < 0,01$).

Среднегодовые показатели содержания РОВ в Паратунских озёрах в 2003–2010 гг. колебались в достаточно узких пределах (в оз. Дальнее в слое 0–50 м – 2,2–3,5 мг/л, в оз. Ближнее в слое 0–30 м – 2,9–3,8 мг/л) и не зависели от изменений среднегодовой численности фитопланктона. Среднемноголетнее содержание РОВ за 2003–2010 гг. в оз. Ближнее составила 3,3 мг/л и превысила показатель, полученный для оз. Дальнее (3,0 мг/л).

Заключение

Сезонная динамика содержания растворённого $C_{орг.}$ в Паратунских озёрах характеризуется постепенным повышением его количества в течение года. Асинхронность внутригодовых колебаний содержания РОВ в оз. Дальнее и Ближнее определяют морфологические различия водоемов и связанные с ними особенности гидрологии, определяющие скорость биологических процессов.

Наличие летнего и годового максимумов концентрации РОВ, приуроченных к периодам интенсивного развития фитопланктона, свидетельствуют, что основным источником повышения содержания органического углерода в водоемах является образование ОВ при фотосинтезе и в процессе автолиза клеток фитопланктона. Наибольшее количество РОВ в озерных водах отмечено в период с октября по декабрь, когда помимо автохтонной органики повышению его концентрации, по-видимому, способствует поступление аллохтонного ОВ от разложения отнерестовавшей нерки и с поверхностным стоком.

Сезонная динамика содержания растворённого $C_{орг.}$ и биомасса зоопланктонных организмов в Паратунских озерах имеют однонаправленный характер изменений. Наличие прямолинейной связи между этими показателями, очевидно, вызвано сезонными колебаниями численности бактериопланктона, являющимся связующим звеном в трофической цепи Паратунских озер между РОВ и зоопланктонными организмами.

Озеро Ближнее отличается более повышенным содержанием растворённого $C_{орг.}$. Средняя концентрация РОВ в этом водоеме за 2003–2010 гг. составила 3,3 мг/л и превысила показатель, полученный для оз. Дальнее (3,0 мг/л).

Список литературы

1. Агатова А.И., Лапина Н.М., Торгунова Н.И., Сапожников В.В., Миловская Л.В. Органическое вещество и скорости его трансформации в нерестово-нагульных озерах Камчатки // Водные ресурсы. 2004. Т. 31. №6. С. 691–701.
2. Агатова А.И., Аржанова Н.В., Лапина Н.М., Торгунова Н.И. Пространственно-временная изменчивость органического вещества Азовского моря // Водные ресурсы. 2008. Т. 35. №6. С. 703–714.
3. Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. Л.: Гидрометеопиздат, 1988. 239 с.
4. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Л.: Наука, 1969. Т. 1. С. 140–416.
5. Крохин Е.М. Паратунские озера (гидрология, гидрография, биология): дис. ...д-ра биол. наук. Петропавловск-Камчатский: Камчатское отд. ТИНРО. 1948. 286 с.
6. Крохин Е.М. К расчету количества аллохтонного органического вещества, поступающего в оз. Дальнее // Изв. ТИНРО. 1974. Т. 90. С. 93–96.
7. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. / Ред. Г.Г. Винберг и Г.М. Лаврентьева. Ленинград: Промрыбвод, 1984. 19 с.
8. Павельева Е.Б. Начальные звенья продукционного процесса и их утилизация в оз. Дальнем: автореф. дис. ...канд. биол. наук. Москва. 1974. 24 с.
9. Павельева Е.Б., Сорокин Ю.И. Изучение питания зоопланктона озера Дальнего на Камчатке // Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. 1971. Вып. 22(25). С. 56–63.
10. Руководство по современным биохимическим методам исследования водных экосистем, перспективных для промысла и марикультуры. М.: Изд-во ВНИРО, 2004. 123 с.
11. Сорокин Ю.И., Павельева Е.Б. К количественной характеристике экосистемы пелагиали озера Дальнего на Камчатке // Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. 1972. Вып. 23(26). С. 24–38.
12. Сорокин Ю.И., Павельева Е.Б., Васильева М.И. Особенности первичной продукции лососевого озера // Журн. общ. биологии. 1974. Т. 35, № 5. С. 746–755.
13. Христофорова Н.К. Растворённое органическое вещество в водах бухты Кратерной // Биология моря. 1989. №3. С. 44–49.

ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ МЕТАНА В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Гарькуша Д.Н.*, Федоров Ю.А.*, Тамбиева Н.С.**

*Институт наук о Земле ЮФУ, Ростов-на-Дону, gardim1@yandex.ru

**Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону

Поверхность суши является зоной, характеризующейся наивысшими концентрациями вещества и солнечной энергии, наибольшей интенсивностью биогенных процессов, сферой активной хозяйственной деятельности человека. Все это порождает огромное разнообразие условий и факторов, влияющих на процессы, формирования уровня содержания метана в поверхностных водах суши.

К прямым факторам, непосредственно формирующим уровень содержания метана в водной толще, нами отнесены: образование и окисление метана соответственно метаногенными и метанотрофными археями в водной толще; эмиссия метана на границах раздела «вода – атмосфера» и «дно – вода», в том числе из сипов, вулканов, разломов и т.д.; поступление метана с поверхности водосбора, в том числе с притоками, с тальми и ливневыми водами, вследствие эрозии почв и выветривания горных пород, в составе промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод, а также с подземными водами и атмосферными осадками; некоторое количество метана может поступать в водную толщу при эрозии дна и абразии берегов. К прямым факторам, формирующим уровень содержания метана в донных отложениях, отнесены: образование и окисление метана соответственно метаногенными и метанотрофными археями непосредственно в донных отложениях; эмиссия метана из нижезалегающих горизонтов, в том числе глубинных источников (месторождений газа и нефти) и на границах раздела «дно – вода».

К косвенным факторам формирования уровня содержания метана, то есть действующим через посредство прямых факторов, отнесены как природные и, в первую очередь, это – климат, рельеф, гидрологический режим, так и антропогенные факторы, накладывающиеся на природные факторы и процессы.

Вышеперечисленные факторы можно подразделить на следующие группы: физико-географические; геологические; физико-химические; биологические и антропогенные. В настоящей работе рассмотрена роль и значимость выделенных факторов в формировании уровня содержания метана в водной толще и донных отложениях водоёмов и водотоков суши.

Физико-географические факторы. Рельеф. К числу косвенных факторов формирования содержания метана в воде водоёмов и водотоков относится рельеф. Рельеф местности, степень его расчлененности оказывают влияние на условия водообмена, определяют поверхностный сток и дренированность подземных вод, а, следовательно, обуславливают заболоченность местности, солевой режим почв, минерализацию, химический и газовый состав подземных и поверхностных вод [9]. В горных и предгорных районах большой уклон дна водотока обуславливает высокую скорость течения, активную аэрацию воды,

накопление на дне русла реки крупнообломочного материала, вынос более мелких фракций минеральных и органических веществ вниз по течению, что не способствует интенсивной генерации метана. В равнинных районах с пониженными формами рельефа скорость течения наоборот замедляется, вследствие чего на дне отлагаются тонкодисперсные отложения, накапливаются органические вещества, ухудшается аэрация вод, что благоприятствует развитию анаэробных микроорганизмов в донных отложениях, в том числе метаногенных архей.

Климат. Метеорологические условия, от которых зависит гидрологический режим поверхностных вод, определяются, прежде всего, климатом. К основным метеорологическим элементам, контролирующим межгодовую, сезонную и суточную динамику физико-химических и биохимических процессов, и как следствие, непосредственно воздействующим на газовый состав природных вод, в том числе на содержание метана, относятся температура, ветровые условия и атмосферные осадки.

Влияние температуры. Одним из важных факторов, влияющим на формирование содержания метана в водоемах и водотоках, является температура воды, с ростом которой увеличиваются скорости протекания биохимических процессов образования и окисления метана, как в воде, так и в донных отложениях, а также потоки газа на границах раздела «дно – вода» и «вода – атмосфера» [12]. Согласно, полученным зависимостям увеличение в летний период температуры воды на 1°C приводит к возрастанию содержания метана в воде исследованных водных объектов на 3,0 (р. Северная Двина) – 13,0 (р. Дон) мкл/л. Влияние суточных колебаний температуры на содержание метана в воде выражается в том, что в безветренную солнечную погоду максимальные концентрации газа фиксируются в послеполуденное время – в период наибольшего прогрева воды, минимальные значения отмечаются в ночной период [14]. Увеличение температуры может оказывать и прямо противоположное влияние на содержание метана – уменьшение его концентраций, связанное с падением растворимости газа в воде, но роль этого эффекта менее значима, по сравнению с влиянием температуры на скорость генерации газа. Следует отметить, также опосредованное влияние температуры на формирование вертикальной и горизонтальной плотностной стратификации (термобара), в результате чего образуются водные массы, существенно отличающиеся по содержанию метана [14]. С изменением температуры изменяется и плотность воды, что приводит к перемешиванию водной толщи и выравниванию содержаний метана по её вертикали.

Влияние ветровых условий. Действие ветра (волнение, ветровые течения) вызывает динамическое перемешивание водных масс и ускоряет обмен газами на границах раздела «вода – атмосфера», способствует перемещению водных масс с различным содержанием метана, а также подъему на поверхность морей и океанов более насыщенных метаном глубинных вод. При малых скоростях ветра (до 3.3 м/с), общий коэффициент газообмена в основном обусловлен термической конвекцией, несколько сдерживающей поток метана на границе раздела «вода – атмосфера», вследствие чего в приповерхностных водах происхо-

дит повышение концентрации метана за счет его переноса из зон генерации. При более высоких скоростях ветра интенсивное динамическое перемешивание водной массы, обрушение волн и схлопывание газовых пузырьков начинают играть определяющую роль в газообмене, как за счет увеличения площади поверхности границы раздела «вода – атмосфера», так и за счет активизации транспорта газа от зон генерации к поверхности. В первое время усиление ветра и волнения приводит к резкому увеличению потока метана в атмосферу, а затем, из-за быстрого снижения концентрации метана в водной массе, его поток уменьшается до минимальных значений. Как следствие, после штормов происходит снижение содержания метана и его гомогенизация, как по площади акватории, так и по вертикали затронутых перемешиванием водных масс (до 50 м – в океанах). Особенно интенсивно метановая дегазация водной массы происходит в прибрежных зонах, где разрушаются волны.

Влияние атмосферных осадков. Выпадение в большом количестве атмосферных осадков на поверхность акваторий и поступление паводковых дождей, а также талых снеговых вод с поверхности водосбора в начальный период времени способствует понижению уровня концентраций метана в воде береговой зоны изучаемых водных объектов, вследствие разбавляющего эффекта. Снижение будет тем значительнее, чем больше паводковых вод поступит в водный объект. При больших объемах поступления паводковых вод, как правило, насыщенных кислородом, возможно последующее уменьшение содержания метана вследствие ингибирования метаногенеза в верхнем горизонте отложений кислородом [3, 14]. В целом с увеличением размера водного объекта и объема заключенного в нем воды роль атмосферных осадков, выпадающих непосредственно на поверхность акватории, и паводковых вод, поступающих в прибрежную зону с поверхности водосбора, в формировании уровня содержания метана в водном объекте, будет снижаться. Согласно нашим расчетам, ежегодный сток метана из атмосферы в составе атмосферных осадков очень мал (750 млн. м³ или 0,53 Тг) и составляет всего 0,01% от суммарного его содержания в тропосфере Земли и 0.13% от его глобальной эмиссии в атмосферу естественными и антропогенными источниками. Таким образом, непосредственная роль атмосферных осадков в балансе изучаемого газа не только в водных экосистемах, но и в атмосфере Земли незначительна. Однако опосредованное их воздействие (через влияние на другие факторы: температуру, окислительно-восстановительный потенциал) на содержание метана в целом существенно.

Влияние почв. Влияние почвенного покрова на формирование содержания метана в поверхностных водах суши проявляется при вымывании метана из почв атмосферными осадками и талыми водами, и последующим поступлением в водные объекты, как напрямую, в составе поверхностного стока, так и после инфильтрации через почву в составе подземного стока. Проведенные исследования [4, 6, 13] позволили сделать вывод, что влияние непереувлажненных (сухих) почв на формирование содержания метана в воде водных экосистем несущественно, и напрямую не оказывает какого-либо заметного воздействия на его распределение и динамику в них. Роль почв повышается на переувлажненных

(заболоченных) территориях, но в целом даже здесь их влияние на содержание метана в воде прилегающих водных объектов носит подчинённый характер. Более заметное влияние почв на содержание метана в воде водных объектов наблюдается в случае затопления почв при наводнении или подтоплении территории, а также в результате заполнения водой ложа водохранилищ, прудов и других искусственных сооружений. Согласно нашим расчетам, максимально возможный объём ежегодно поступающего в водные объекты вместе со смываемыми почвами метана не превышает 4629 тыс. м³/год (или 3240 т/год), что составляет всего 1,1% от количества метана, окисляемого в водной толще Мирового океана в течение одних суток [5].

Физико-химические факторы. *Растворенный кислород, окислительно-восстановительный потенциал и рН среды.* Содержание кислорода в придонном слое воды является одним из основных факторов, определяющих направление процессов распада органических веществ в поверхностном горизонте отложений, и тем самым оказывающих огромное влияние на скорость образования метана и его концентрацию в поверхностном слое отложений. Высокие содержания кислорода подавляют образование метана, способствуют его интенсивному окислению и, наоборот, низкие концентрации кислорода у дна активизируют метаногенез и другие анаэробные процессы уже в поверхностном слое осадков. При снижении концентрации кислорода у дна до значений менее 6.0-4.0 мг/л он перестает играть роль лимитирующего фактора [3] и количество образуемого метана в поверхностном слое определяется главным образом наличием субстратов и конкуренцией за них метаногенов с другими видами анаэробных микроорганизмов (например, сульфатредукторами) [2, 11, 14]. Что касается рН, то прямого ингибирующего или напротив активизирующего воздействия кислотно-щелочные условия в диапазоне величин рН 6-8, характерных для большинства водных экосистем, на формирование содержания метана не оказывают.

Геологические факторы. Влияние этих факторов на формирование содержания метана и его распределение в водных экосистемах может проявляться в результате: миграции газа из подстилающих ложе дна коренных пород, обогащённых органикой, и других глубинных источников (мантия, вулканы, месторождения нефти, газа, угля, сипы, скопления газогидратов и др.) [7, 8, 10, 15]; поступления метана в составе подземных вод; выветривания горных пород и абразии берегов. Для поверхностной гидросферы эти факторы являются второстепенными.

Влияние миграции газа из подстилающих коренных пород и других глубинных источников на концентрацию метана в континентальных водоемах и водотоках, как правило, не имеет определяющего значения, поскольку количество метана, генерируемое биохимическим путём непосредственно в их донных отложениях, значительно превышает возможный подток газа из глубинных горизонтов [3, 7, 14]. Что касается морских и океанических бассейнов, то здесь влияние глубинных источников может быть более значимо, но проявляется лишь на локальных участках [8].

Влияние подземных вод. Поступление метана в составе подземных вод, разрушающихся в водные объекты, как правило, оказывает понижающее воздействие на содержание метана в воде последних, что связано с относительно низкими его концентрациями в водоносных горизонтах, имеющих гидравлическую связь с поверхностными водами суши. Характерные для грунтовых вод низкие концентрации метана [1] обусловлены тем, что основным источником данного газа в них является растворение почвенного метана атмосферными осадками, инфильтрующимися через почвенные горизонты. Некоторое, по всей видимости, незначительное количество метана будет поступать в грунтовые горизонты вследствие его диффузии и выщелачивания из водовмещающих и подстилающих горных пород. Как правило, грунтовые воды содержат кислород в большом количестве, а поэтому его непосредственное образование в них возможно при антропогенном загрязнении хозяйственно-бытовыми и промышленными сточными водами, а также застойном режиме, обусловленном низкими коэффициентами фильтрации водовмещающих пород.

Влияние процессов выветривания горных пород и абразии берегов. При разрушении горных пород в процессе выветривания часть метана, содержащегося в породах в свободном и связанном состоянии, будет выделяться в атмосферу, часть растворяться и вымываться атмосферными осадками, а затем вместе с осадками просачиваться через растительность и почву в грунтовые горизонты и/или стекая по поверхности напрямую поступать в водные объекты. Согласно нашим расчетам, величина годового количества метана, высвобождающегося при выветривании горных пород земного шара, очень низкая и составляет $1,8 \cdot 10^8$ г или 259 тыс. м³. Это значение не превышает 0,07% от количества окисляемого метана во всем объеме воды Мирового океана в течение одних суток [5]. Другим экзогенным геологическим процессом, при котором возможно высвобождение метана и поступление его в прибрежные зоны водных объектов, является абразия – процесс разрушения волнами или прибоем берегов океанов, морей, озер и водохранилищ. Расчеты показывают, что общая масса метана, ежегодно высвобождающаяся при разрушении пород при волновой абразии, равняется $0,235 \cdot 10^8$ г год или 33,6 тыс. м³/год. Это на порядок меньше, чем высвобождается метана при выветривании горных пород.

Антропогенные факторы. Среди антропогенных факторов, оказывающих наибольшее влияние на формирование содержания метана в поверхностных водах суши можно выделить: водопотребление для промышленных и хозяйственно-бытовых целей (изменяет водный баланс, что ухудшает газовый режим); сброс промышленных, сельскохозяйственных и коммунальных сточных вод; зарегулирование стока рек и создание водохранилищ. Антропогенное воздействие может вызвать: непосредственное повышение (или понижение) концентрации метана в природных водах, вследствие сброса обогащенных или обедненных метаном сточных вод различного происхождения; изменение направленности естественных биогеохимических процессов, вызывающее увеличение или уменьшение содержания метана; обогащение вод «антропогенными» веществами, подавляющими или активизирующими образование метана. Стоки с

сельскохозяйственных земель и территорий, занятых животноводческими комплексами, птицефермами, а также коммунально-бытовые стоки способствуют росту содержания в водных объектах соединений азота, фосфора, хлора, органических веществ и соответственно евтрофированию и увеличению концентраций метана в воде и донных отложениях [2-4, 14]. В среднем содержания метана в воде зон сильного антропогенного загрязнения в 4.3 раза превышают его содержания в воде фоновых участков.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта НШ-5548.2014.5, проектов №№ 1334, 5.1848.2014/К.

Список литературы

1. Барцев О.Б., Гарькуша Д.Н., Никаноров А.М., Минина Л.И., Зубков Е.А. Режим грунтовых вод, масштабы и причины техногенного подтопления населенных пунктов юга Ростовской области // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2014. Т. 10, Вып. 2. С. 415-422.
2. Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А. Метан в воде и донных отложениях устьевой области Северной Двины в зимний период // Океанология. 2014. Т. 54, №2. С. 178-188.
3. Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А. Метан в устьевой области реки Дон. Ростов-на-Дону; М.: ЗАО «Ростиздат», 2010. 181 с.
4. Гарькуша Д.Н., Фёдоров Ю.А. Особенности распределения содержания метана в прибрежных участках Петрозаводской губы Онежского озера // Водные ресурсы. 2015. Т. 42, №3. С. 288-297.
5. Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С. Мировой океан как резервуар метана и элементы баланса газа // Матер. XX Междунар. научн. конф. (Школы) по морской геологии «Геология морей и океанов». Т. IV. Москва: ГЕОС, 2013. С. 17-21.
6. Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С. Эмиссия метана из почв Ростовской области // Аридные экосистемы. Т. 17, №4. 2011. С. 223-229.
7. Жижченко Б.П. Углеводородные газы. М.: Недра, 1984. 112 с.
8. Леин А.Ю., Иванов М.В. Биогеохимический цикл метана в океане. / Отв. ред. А.П. Лисицин. М., Наука, 2009. 576 с.
9. Никаноров А.М. Гидрохимия: Учебник. изд. 3-е, дополненное. Ростов-на-Дону: «НОК», 2008. 461 с.
10. Соколов В.А. Геохимия природных газов. М.: Недра, 1971. 336 с.
11. Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Доценко И.В., Афанасьев К.А. Метан и сероводород в лечебных сульфидных грязях (на примере озера Большой Тамбукан) // Изв. Вуз. Сев-Кавк. регион. Серия естеств. науки. 2014. №3. С. 102-109.
12. Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Крукиер М.Л. Температура и ее влияние на эмиссию метана из водных объектов (по результатам экспериментального и математического моделирования) // Известия ВУЗов. Сев.-Кав. регион. Серия естеств. науки. 2012. №6. С. 99-101.
13. Фёдоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Шипкова Г.В. Эмиссия метана торфяными залежами верховых болот Псковской области // География и природные ресурсы. 2015. №1. С. 88-97.
14. Фёдоров Ю.А., Тамбиева Н.С., Гарькуша Д.Н., Хорошевская В.О. Метан в водных экосистемах. 2-е изд., перераб. и доп. Ростов-на-Дону; М.: ЗАО «Ростиздат», 2007. 330 с.
15. Хант Дж. Геохимия и геология нефти и газа. М.: «МИР», 1982. 704 с.

СОВРЕМЕННАЯ ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ КАЛИНИНСКОЙ АЭС

Григорьева И.Л.*, Комиссаров А.Б.*, Серяков С.А.***, Чекмарева Е.А.*

*Институт водных проблем РАН, Москва, Irina_Grigorieva@list.ru

**ОАО «Концерн Росэнергоатом» филиал Калининская атомная станция,
Удомля, Тверская обл., sseryakov@mail.ru

Водоемами–охладителями Калининской атомной электростанции, которая расположена на севере Тверской области, примерно в 120 км от города Тверь, являются озера Песьво и Удомля. Площадка АЭС находится на южном берегу озера Удомля, около одноименного города, в 2.7 км восточнее оз. Песьво. Озера соединены между собой прорезью (рисунок 1).

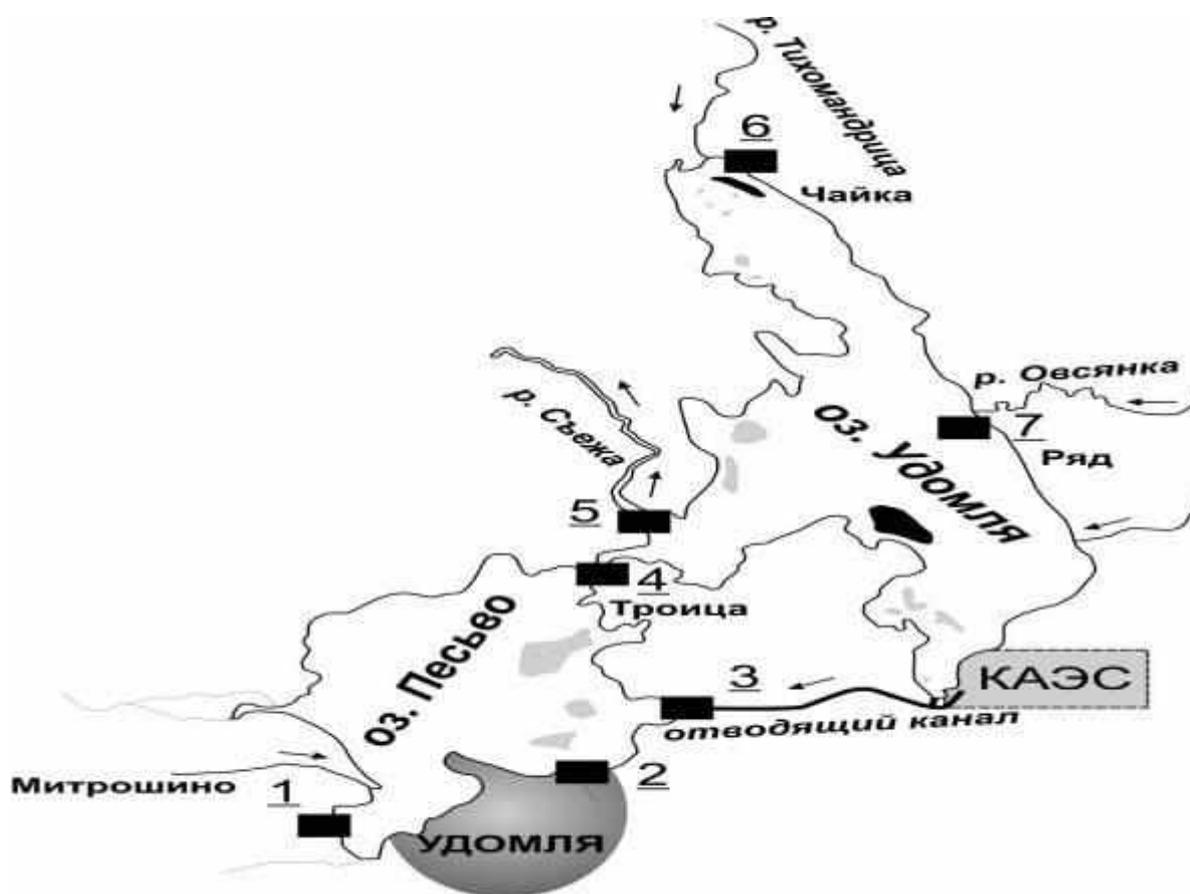


Рисунок 1 – Картосхемы озер Песьво и Удомля с точками отбора проб воды:
1 – оз. Песьво, д.Митрошино, ж/д переезд; 2 – оз. Песьво, выпуск с о/с г. Удомля в оз. Песьво; 3 – отводящий канал от КАЭС;
4 – протока из оз. Песьво оз. Удомля, д. Троица; 5 – НБ гидроузла на р. Съежа, вытекающей из оз. Удомля; 6 – оз. Удомля, дача «Чайка», устье р. Тихомандрицы; 7 – оз. Удомля., д. Ряд, устье р. Овсянка

Станция состоит из четырёх энергоблоков, с реакторами типа ВВЭР-1000, электрической мощностью 1000 МВт, которые были введены в промышленную эксплуатацию в 1985, 1987, 2005 и 2012 годах.

Морфометрические характеристики озера представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Характеристика озера Удомля и Песьво [1]

Озеро	Площадь, км ²	Объем воды, млн. м ³	Длина, км	Ширина, км	Наибольшая глубина, м	Средняя глубина, м
Удомля	10,1	100	7,4	3,2	30	10
Песьво	6,6	17,8	4,3	3,0	5,2	2,7

Исследования современного гидрохимического режима озера-охладителей проводились авторами в октябре 2009 г., сентябре 2010 г. и в различные сезоны 2014 г. Пробы воды отбирались на семи постоянных створах (см. рисунок 1), из поверхностного горизонта, с берега. Химический анализ отобранных проб воды был выполнен в гидрохимической лаборатории Ивановской НИС Института водных проблем РАН, аттестат аккредитации № РОСС RU.0001.518693.

Основные гидрохимические показатели и ингредиенты химического состава воды озера-охладителей в некоторых точках наблюдений представлены в таблицах 2–4.

Исследования показали, что химический состав воды озера-охладителей практически однороден, только в районе выпуска сточных вод от г. Удомля отмечались повышенные концентрации ряда ингредиентов. По классификации О.А. Алекина [1] воды озера Удомля и Песьво относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы. Минерализация вод в период исследования составляла 209–373 мг/дм³. Наиболее высокие значения минерализации были зафиксированы в апреле 2014 г. в районе выпуска сточных вод.

Величина рН, одного из важнейших показателей качества вод, от которой зависит развитие и жизнедеятельность водных растений, устойчивость различных форм миграции элементов, агрессивное действие воды на металлы и бетон и т.д., в основном, не выходила за пределы допустимых значений (6,5–8,5) для водоемов рыбохозяйственного назначения. Повышенные значения рН (до 8,7–8,8) отмечались в мае–июле и, по всей видимости, связаны с развитием фитопланктона при прогреве воды свыше 20 °С.

Значения мутности, в основном, были невысокими. Кислородный режим в озерах благоприятный, зафиксированные значения растворенного кислорода были во всех точках наблюдений выше допустимого значения в 6 мг/дм³ в теплый период и свыше 4 мг/дм³ – зимой. Перенасыщение воды кислородом отмечалось в весенне–летний период.

Таблица 2 – Средние сезонные значения концентрации главных ионов и минерализации воды (мг/дм³) в оз. Песьво и в оз. Удомля за 2014 г.

№ точки отбора	Место отбора	Сезон	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	М
2	оз. Песьво, выпуск с о/с г. Удомля	Зима	53,1	20,4	4,6	231,8	16,5	20,5	371
		Весна	54,0	12,0	7,3	197,2	17,9	15,1	316
		Лето	47,6	9,4	11,3	186,1	13,9	10,3	283
		Осень	51,1	9,8	14,4	196,8	16,9	13,0	307
3	отводящий канал от КАЭС в оз. Песьво	Зима	55,7	9,2	2,2	189,1	13,1	8,6	284
		Весна	45,4	8,7	5,9	166,7	13,0	7,7	253
		Лето	46,7	8,5	6,4	172,3	12,4	8,3	257
		Осень	50,3	9,9	13,2	193,7	15,7	11,1	296
4	протока из оз. Песьво в оз. Удомля	Зима	52,6	10,8	3,1	183,0	16,1	8,9	281
		Весна	45,5	9,3	5,8	168,8	13,5	7,9	256
		Лето	45,9	8,0	10,1	175,4	12,7	8,3	262
		Осень	52,2	8,4	12,4	192,2	17,0	10,1	295

Высокие значения БПК₅ (4,3; 7,8 мг/дм³ O₂), превышающие допустимые значения (2,0 мг/дм³ O₂) для рыбохозяйственных водоемов были зафиксированы в апреле и декабре 2014 г. в районе выпуска сточных вод от г. Удомля.

Концентрации биогенных элементов в большинстве точек наблюдений были невысокими и не превышали ПДК_{рыб}, (таблица 3), за исключением аммонийного азота. Концентрации аммонийного азота (до 8,6 мг/дм³), превышающие ПДК_{рыб} (0,4 мг /дм³) и на уровне ПДК_{рыб}, были зафиксированы в оз. Песьво и в протоке между озерами. В оз. Удомля наблюдались более низкие концентрации, по сравнению, с оз. Песьво. Такое повышение содержания аммонийного иона в воде может быть связано со сбросом коммунально-бытовых сточных вод МУП ЖКХ г. Удомли в южной части оз. Песьво.

Таблица 3 – Средние сезонные значения биогенных элементов в оз. Песьво и в оз. Удомля в 2014 г.

№ точки отбора	Место отбора	Сезон	P _{мин} , мг/дм ³	P _{общ.} , мг/дм ³	NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	NO ₂ ⁻ , мг/дм ³ N	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³ N	SiO ₂ , мг/дм ³	Fe _{общ.} , мг/дм ³
2	оз. Песьво, выпуск с о/с г. Удомля	зима	0,659	0,957	5,61	0,055	2,68	5,1	0,11
		весна	0,348	0,414	2,31	0,036	1,48	2,9	0,09
		лето	0,099	0,148	0,99	0,021	0,38	1,5	0,05
		осень	0,157	0,198	0,10	0,020	0,67	1,6	0,07
3	отводящий канал от КАЭС в оз. Песьво	зима	0,065	0,150	0,41	0,002	0,45	3,5	0,12
		весна	0,046	0,086	0,59	0,005	0,49	2,4	0,10
		лето	0,008	0,050	0,32	0,002	0,13	1,0	0,05
		осень	0,042	0,096	0,11	0,005	0,16	1,3	0,11
4	протока из оз. Песьво в оз. Удомля	зима	0,070	0,120	0,49	0,003	0,47	3,5	0,14
		весна	0,045	0,086	0,58	0,004	0,46	2,1	0,08
		лето	0,005	0,050	0,26	0,002	0,14	1,2	0,05
		осень	0,047	0,092	0,11	0,008	0,17	1,4	0,07

Превышение значений ПДК_{рыб} такими показателями как цветность и перманганатная окисляемость (таблица 4) является свидетельством поступления в озера органических веществ, в основном, природного происхождения, что хорошо согласуется с данными исследований предыдущих лет [2].

Анализ микрокомпонентного состава вод озер-охладителей показал, что превышение ПДК_{рыб} наблюдается только для меди и цинка [3].

Исследования гидрохимического режимов озер Песьво и Удомля осенью 2009, 2010 г. и в различные сезоны 2014 г. не выявили значительного загрязнения водных масс водоемов такими элементами как сульфаты, хлориды, биогены и тяжелые металлы. Повышенные концентрации аммонийного азота и общего фосфора отмечены в месте выпуска сточных вод от г. Удомля. Повышенные значения цветности, перманганатной окисляемости, высокие концентрации меди (0.029-0.038 мг/дм³) и цинка (до 0.02 мг/дм³) в воде водоемов определяются природными факторами, в частности значительной заболоченностью, прилегающих к озерам территорий и водосборов притоков. Стоит отметить, что по результатам проведенных исследований непосредственно к Калининской АЭС не приурочена ни одна из областей повышенных концентраций исследованных ТМ [3].

Таблица 4 – Средние сезонные значения показателей органического вещества и концентраций марганца в оз. Песьво и в оз. Удомля в 2014 г.

№ точки отбора	Место отбора	Сезон	БПК ₅ , мг/дм ³ O ₂	Цветность, град.	ПО, мгО/дм ³	Mn, мг/дм ³
2	оз. Песьво, выпуск с о/с г. Удомля	зима	5,9	35	11,9	0,01
		весна	3,3	41	13,5	0,04
		лето	3,2	40	14,6	0,07
		осень	2,0	38	14,3	0,02
3	отводящий канал от КАЭС в оз. Песьво	зима	1,1	40	14,4	0,04
		весна	0,9	43	15,2	0,05
		лето	1,4	42	14,6	0,06
		осень	2,5	37	13,7	0,00
4	протока из оз. Песьво в оз. Удомля	зима	0,8	40	13,7	0,02
		весна	1,4	46	14,5	0,04
		лето	1,9	40	15,3	0,07
		осень	2,0	37	14,5	0,02
		осень	2,7	45	15,8	0,05

Список литературы

1. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
2. География Удомельского района. Тверь: РИУ Тверского университета, 1999. 356 с.
3. Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Ланцова И.Л., Липатникова О.А., Серяков С.А. Оценка современного состояния качества воды водоемов-охладителей Калининской АЭС//Промышленное и гражданское строительство, 2014, № 2. С. 66–69.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ПЕРЕНОСА МЕДИ ДЛЯ ГУМУСОВОГО ГОРИЗОНТА ПОЧВ ВОДОСБОРА ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Гусев Е.М., Кочарян А.Г.
Институт водных проблем РАН, Москва, Россия,
sowaso@yandex.ru, kochar@aqua.laser.ru

В системе водоснабжения г. Москвы главенствующую роль играет Ивановское водохранилище. Экологическое состояние и качество воды Ивановского водохранилища в значительной степени определяется состоянием и характером использования его водосборной территории, поскольку именно на ней протекают основные процессы, формирующие химический состав вод водных объектов. На водосборной площади сосредоточены все источники загрязнения поверхностных и подземных вод: как точечные, так и распределенные по всей площади водосбора. В отличие от сосредоточенных, рассредоточенные или диффузные источники загрязняющих веществ (ЗВ) отличаются большой динамикой функционирования и значительной нестационарностью воздействия, что создает проблемы с количественной оценкой их влияния на водный объект и трудности с их контролем. Поэтому для адекватной оценки поступления загрязненных вод в водохранилище необходимо уметь достаточно точно рассчитывать характеристики стока с водосбора и влагопереноса в почвах.

Один из наиболее перспективных методов получения такой оценки – физико-математическое моделирование процессов массообмена в почвенном профиле рассматриваемых объектов. Осуществление данного типа моделирования требует задания почвенных параметров, идентифицирующих соответствующие экосистемы, в первую очередь гидрофизических и гидрохимических параметров почвы, используемых при описании влаго- и солеобмена в ненасыщенных средах на основе решения уравнений влаго- и солепереноса. Примером физико-математической модели может быть HYDRUS [2]. Поскольку методика определения гидрофизических параметров почв Ивановского водохранилища была рассмотрена в [1], то настоящая работа, носящая в значительной мере методический характер посвящена экспериментальному определению гидрохимических параметров переноса тяжелых металлов (на примере меди) для пахотной территории водосбора Ивановского водохранилища.

Приведем основные уравнения влаго- и солеобмена, которые служат основой расчета интенсивности протекания указанных процессов и для которых необходимо определить соответствующие параметры. К ним относятся известное уравнение влагопереноса (в отсутствии растительного покрова)

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial z} = 0, \quad (1)$$

где θ - влажность почвы, q – вертикальный поток воды в почве, t – время, z – вертикальная координата (при положительном направлении оси z вверх);

уравнение, определяющее поток воды в почве

$$q = -[K(\frac{\partial h}{\partial z} + 1)] , \quad (2)$$

$$K = K(\theta), \quad h = h(\theta) . \quad (3)$$

где K и h – коэффициент влагопроводности почвы и капиллярно – сорбционный потенциал почвы, соответственно;

уравнения переноса меди и ее взаимодействия с почвой

$$\frac{\partial \theta c_1}{\partial t} + \frac{\partial \rho s_1}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (\theta D_1 \frac{\partial c_1}{\partial z}) - \frac{\partial q c_1}{\partial z} - \mu_1 \theta c_1 , \quad (4)$$

$$s_1 = \frac{k_1 c_1^{\beta_1}}{1 + \eta_1 c_1^{\beta_1}} , \quad (5)$$

$$\frac{\partial \theta c_2}{\partial t} + \frac{\partial \rho s_2}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (\theta D_2 \frac{\partial c_2}{\partial z}) - \frac{\partial q c_2}{\partial z} + \mu_1 \theta c_1 , \quad (6)$$

$$s_2 = \frac{k_2 c_2^{\beta_2}}{1 + \eta_2 c_2^{\beta_2}} , \quad (7)$$

где уравнение (4) описывает перенос меди, подаваемой сверху в виде соли $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ (такую часть меди будем называть активной и обозначать индексом 1), а также ее взаимодействие с почвенно – поглощающим комплексом (ППК) и почвенным раствором (ПР), уравнение (5) – изотерму равновесия катиона меди формы 1 между ПР и ППК, уравнение (6) – перенос меди, появившейся в результате реакции меди с органическими (прежде всего с фульвокислотами) и другими соединениями ПР (такую часть меди будем обозначать индексом 2), уравнение (7) – изотерму равновесия соединений меди формы 2 между ПР и ППК.

В уравнениях (4) – (7) c_1 и c_2 обозначают концентрации меди в ПР, существующей в форме 1 и 2, соответственно; s_1 и s_2 – концентрации меди в ППК в формах 1 и 2, соответственно; μ_1 – константа реакции, определяющая переход меди из формы 1 в форму 2; $D_1 \cong D_2 = D$ – коэффициент дисперсии рассматриваемых веществ в ПР; $k_1, k_2, \beta_1, \beta_2, \eta_1, \eta_2$ – эмпирические константы в уравнения равновесия (5) и (7).

В данной работе мы рассмотрим методы и результаты определения констант только в гумусовом слое (горизонте А) рассматриваемого участка водосбора. В этом слое почва содержит органические вещества и в ПР имеются фульвокислоты, гуминовые кислоты, аминокислоты, сахара и т.д., которые в процессе прохождения через почву меди в форме 1 дают возможность появиться в ПР и меди в форме 2.

В гидрофизике почв на основе теоретических и экспериментальных исследований указанных характеристик для различных как по генетическому признаку, так и механическому составу типов почв разработан ряд параметризаций функций $h(\theta)$ и $K(\theta)$, т.е. получены обобщенные математические формулировки связи h и K с θ , использующие ряд параметров, идентифицирующих конкретную почву. В настоящее время наиболее удачной, достаточно универсальной и очень часто используемой при решении агрофизических, гидрологических,

климатических и экологических задач является параметризация ван Генюхтена–Муаллема зависимостей $h(\theta)$ и $K(\theta)$ [3]. Данная параметризация основана на модели распределения почвенных пор по их размерам, предложенной Муаллемом. В этом случае связи $h(\theta)$ и $K(\theta)$ выглядят следующим образом:

$$S_e = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r) = \left[1 + (\alpha h)^n \right]^{1/n-1}, \quad (8)$$

$$K(S_e) = K_0 S_e^L \left\{ 1 - \left[1 - S_e^{n/(n-1)} \right]^{1-1/n} \right\}^2, \quad (9)$$

где θ_r , θ_s , α , n и L – параметры связей $h(\theta)$ и $K(\theta)$ (для краткости – параметры ван Генюхтена), идентифицирующие конкретную почву (значение L обычно принимается равным 0.5) и зависящие в основном от ее механического состава, содержания в ней органического вещества и некоторых других показателей, K_0 – коэффициент фильтрации почвы (коэффициент влагопроводности при полном насыщении почвы).

Значения гидрофизических параметров почв K_0 , θ_r , θ_s , α , n Ивановского водохранилища, как было отмечено выше, были определены в [1]. В данной же работе была разработана методика определения гидрохимических характеристик выбранной почвы, определяющих перенос и трансформацию меди в почвенном профиле горизонта А.

На выбранном участке водосбора Ивановского водохранилища вблизи г. Конаково был отобран из горизонта А ряд монолитов высотой 10 см, давших возможность в лабораторных условиях определить гидрохимические характеристики μ_1 , D , k_1 , k_2 , β_1 , β_2 , η_1 , η_2 .

Метод, который дает возможность определить эти параметры, основан на решении с помощью компьютерного комплекса HYDRUS обратной задачи переноса и трансформации меди следующими параметрами μ_1 , D , k_1 , k_2 , β_1 , β_2 , η_1 , η_2 для горизонта А почвенного профиля. Для этого используются уравнения (1)–(7), начальные и граничные условия для переноса воды и соответствующих форм меди и полученная экспериментально либо информация о динамике концентраций форм меди в ПР, либо информация о динамике нижнего граничного условия в задаче о переносе меди, также полученная из опытных данных. В настоящей работе был использован 2-ой вариант.

Суть его заключалась в следующем. Была поставлена серия опытов с почвенными монолитами, через которые сверху пропускался раствор $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ с постоянной скоростью q , определяющейся коэффициентом фильтрации почвы (и поэтому разной в разных опытах) и с постоянной во времени концентрацией меди (также задаваемой различной в разных опытах). На нижней границе определялась динамика концентраций c_1 и c_2 . Именно эта информация и служила основой решения обратной задачи, т.е. расчетов параметров μ_1 , D , k_1 , k_2 , β_1 , β_2 , η_1 , η_2 .

При описанной постановке опытов начальные условия для задачи трансформации меди записывались как

$$c_1(z) = 0, \quad c_2(z) = 0, \quad (10)$$

верхние граничное условие как

$$(c_1 q)_0 = \text{const}1, \quad (c_2 q)_0 = \text{const}2, \quad (11)$$

нижние граничные условия как

$$\left. \frac{\partial c_1}{\partial z} \right|_{-H} = 0, \quad \left. \frac{\partial c_2}{\partial z} \right|_{-H} = 0, \quad (12)$$

(здесь H - толщина монолита).

Значения const1 и const2 определяются степенью диссоциации молекул $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ в начальном растворе.

Ряды же измеренных на нижней границе монолита ($-H$) значений $c_1(t)$ и $c_2(t)$, как было отмечено выше, служили информацией для решения обратной задачи в программе HYDRUS при определении гидрохимических параметров.

Что касается влагопереноса, то, поскольку монолит постоянно находился в насыщенном состоянии, верхнее и нижние условия в задаче влагопереноса записывались как

$$q_0 = q_H = \text{const3} = q, \quad (13)$$

Отметим, что при определении гидрохимических параметров принималось приближение $\beta_1 = \beta_2 = 1$, $\eta_1 = \eta_2 = 0$, в силу чего необходимо было определить только параметры μ_1 , D , k_1 , и k_2 .

Остановимся на полученных результатах. На рисунке 1 приведены результаты опыта использованного для определения указанных выше параметров.

При этом оптимальные значения гидрохимических параметров почвы оказались равными соответственно: $\mu_1 = 0,036 \text{ мин}^{-1}$, $D = 40 \text{ см}^2/\text{мин}$, $k_1 = 0,76 \text{ см}^3/\text{г}$ и $k_2 = 1,0 \text{ см}^3/\text{г}$.

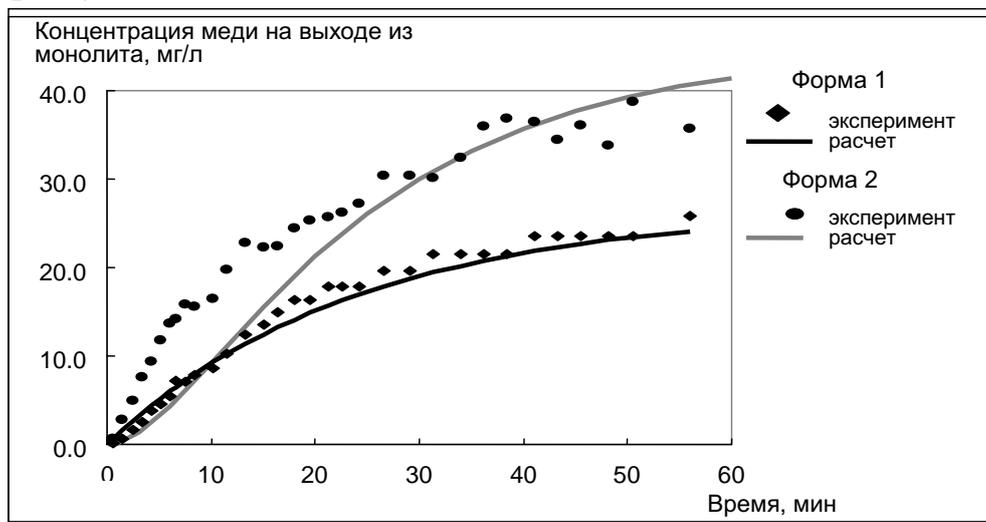


Рисунок 1 – Динамика концентрации меди в ПР на выходе из монолита в опыте 1, который послужил основой для определения гидрохимических параметров почвы в отношении переноса и трансформации соединений меди в почвенном горизонте А. Начальная концентрация меди в ПР – 110 мг/л

Следующие три аналогичных опыта фильтрации раствора $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ в почвенных монолитах служили проверкой того, насколько хорошо при полученных значениях μ_1 , D , k_1 , и k_2 воспроизводится динамика значений концентраций c_1 и c_2 на выходе из монолитов при других начальных концентрациях $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ и других скоростях фильтрации. На рисунках 2 и 3 показаны результаты сопоставления рассчитанных и измеренных значений выходных значений c_1 и c_2 .

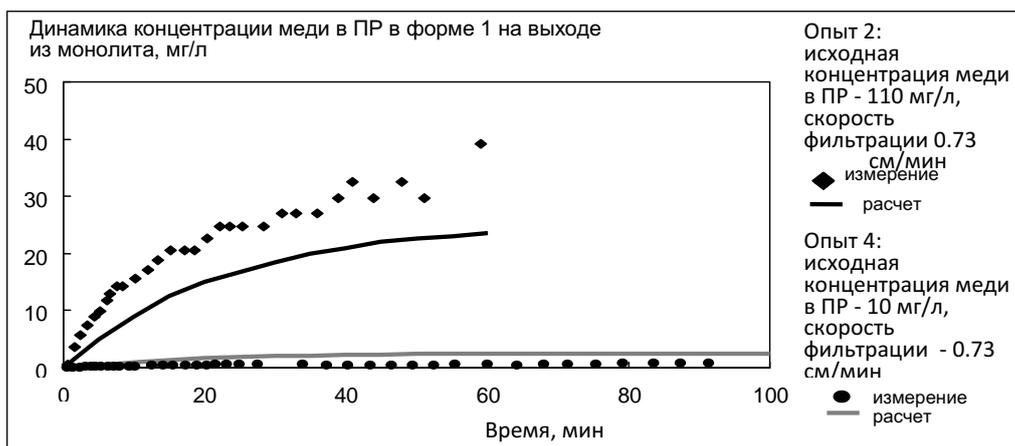


Рисунок 2 – Результаты проверочных опытов по исследованию динамики концентрации меди в ПР в форме 1 на выходе из почвенного монолита во время фильтрации раствора $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$

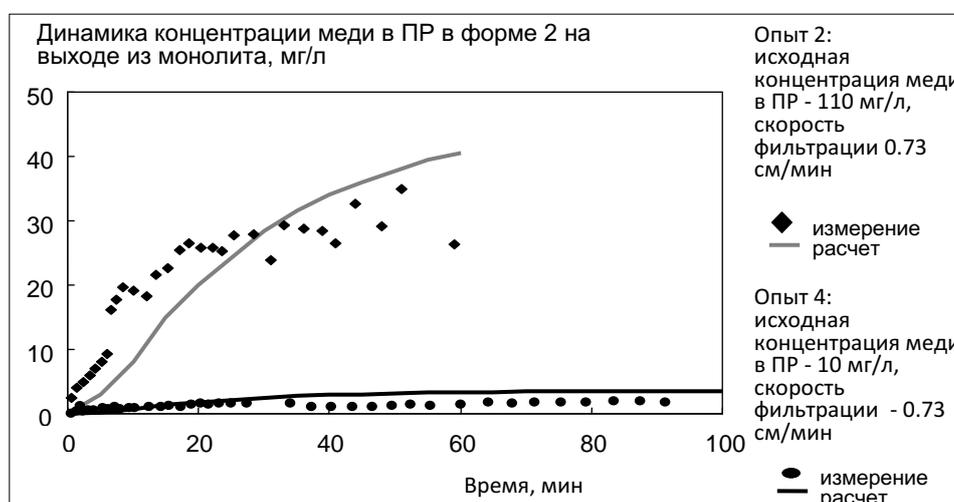


Рисунок 3 – Результаты проверочных опытов по исследованию динамики концентрации меди в ПР в форме 2 на выходе из почвенного монолита во время фильтрации раствора $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$

Данное сопоставление показало, что при полученных гидрохимических характеристиках почвы горизонта А различие между измеренными и рассчитанными концентрациями на выходе меди в формах 2 и 1 находятся в пределах точности экспериментальных измерений.

Список литературы

1. Гусев Е.М., Штекауерова В., Стеглова К., Майерчак Ю., Кочарян А.Г., Никитская К.Е. Определение гидрофизических характеристик почв водосбора Иваньковского водохранилища // Водные ресурсы. 2008. Т.35, №3. С.348-357.
2. Simunek J., Huang K., Sejna M, Van Genuchten M.Th. The HYDRUS-ET software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Bratislava: Institute of hydrology SAV, 1997. Version 1.1. 184 p.
3. Van Genuchten M.Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 1980. V. 44. № 7. P. 892–898.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ИОННОГО СТОКА С ЗАБОЛОЧЕННОГО ВОДОСБОРА р. ПАРАБЕЛЬ (СРЕДНЯЯ ОБЬ)

Дмитрева Н.С.

Научно-исследовательский Томский государственный университет,
г. Томск, Россия, hydro@ggf.tsu.ru

По физико-географическому районированию бассейн реки Парабель располагается в юго-восточной части Западной Сибири, в таежной зоне (южно-таежная подзона), территориально – в Томской области. По типу речного русла, геологическому строению и геоморфологии река относится к равнинному району лесной зоны.

На водосборах притоков реки Парабель осуществляется обустройство и эксплуатация нефтяных месторождений (Пудинский комплекс), добыча, первичная переработка и транспортировка углеводородного сырья, представляющие грозу загрязнения речных вод.

Сложившуюся геохимическую обстановку и происходящие в ней процессы характеризует, в первую очередь, ионно-солевой состав природных вод [4], поэтому в работе предметом исследований были концентрации главных ионов, или макрокомпонентов. Целью данных исследований являлось определение фоновых концентраций макроэлементов, необходимых для оценки достоверных различий природы гидрохимических аномалий – природного или антропогенного генезиса, и пространственно-временных изменений главных ионов. Наибольший интерес представляют сезонные и годовые величины концентраций, диапазон и общая тенденция их изменений.

В рамках государственного мониторинга поверхностных водных объектов, водохозяйственных систем и сооружений на территории Томской области выполняются многолетние гидрохимические и гидрометрические наблюдения Росгидрометом и Территориальным центром «Томскгеомониторинг» [5]. В последнее время по вопросам гидрохимического состава природных вод притоков Средней Оби имеется ряд публикаций, освещающих проблему с разных сторон и для различных районов, например, [1–3; 6–7].

Климатические и гидрологические условия формирования стока (короткое лето, малые уклоны, растянутое весенне-летнее половодье, преимущественно снеговое питание с заболоченных водосборов) определяют гидрохимические особенности речных вод бассейна (таблица 1).

Таблица 1 – Гидрографические характеристики бассейна р. Парабель

Река – пункт	L1, км	L2, км	I_p , м/км	F, км ²	H _{ср} , м	f _{оз} , %	f _б , %	f _л , %
Парабель – с. Новиково	531	33	0,08	17900	120	1	40	60

Примечание - L₁ – расстояние створа от наиболее удаленной точки речной системы; L₂ – расстояние от истока реки; I_p – средний уклон реки; F – площадь водосбора; H_{ср} – средняя высота водосбора; f_{оз} – озерность; f_б – заболоченность; f_л – лесистость.

В гидрохимическом отношении речные воды рассматриваемой территории преимущественно пресные с малой (до 200 мг/дм³) и средней (200-500 мг/дм³) величиной минерализации, гидрокарбонатные кальциевые, нейтральные, в летний период слабощелочные. Отличительной их особенностью являются высокие содержания органических веществ, железа, NH₄⁺, NO₂⁻, меди, марганца, цинка, обычно значительно превышающие установленные нормативы рыбохозяйственного и хозяйственно-питьевого водопользования. В значительной мере отмеченное неудовлетворительное качество вод объясняется влиянием природных факторов, прежде всего, поступлением органических и биогенных веществ с заболоченных территорий [5]. Средние значения рН в водах р. Парабель – с. Новиково за рассматриваемый период времени составили 6,36 в половодье и 7,02 в зимнюю и летне-осенние межени.

Исходными материалами для исследований послужили данные о ежедневных расходах воды на гидрометрическом посту с. Новиково и аналитические данные гидрохимических анализов Росгидромета за период 1997, 2000–2009 гг. Отбор проб воды осуществлялся на глубине 0,3 м, определение концентраций химических элементов проводилось по стандартным методикам. Всего имелось 55 проб, но для определения катионов Na⁺+K⁺ – 42, так как последние стали определяться с 2002 г.

Методика исследований. В данной работе под термином «фоновая концентрация» понимается наиболее типичное содержание химического элемента – среднее многолетнее значение его концентрации, определенное по репрезентативному ряду наблюдений.

Определение средних годовых, а по ним средних многолетних концентраций химических элементов представляет объективные трудности, связанные с недостаточностью и неравномерностью отбора проб, как в течение года, так и по годам. Например, за 2001 и 2002 год имеется 2 пробы, до 2006 года – по 5 проб, в остальные годы – по 7. Вариация концентраций химических элементов высокая (таблица 2).

Таблица 2 – Статистические характеристики концентраций макрокомпонентов в речных водах р. Парабель – с. Новиково по данным наблюдений за период 1997–2009 гг.

Ион	Число проб	*C _{max}	Дата наблюд. C _{max}	C _{min}	Дата наблюд. C _{min}	C _{cp}	C _v
Mg ²⁺	55	19,7	28.02.2008	0,9	25.05.2006	7,9±0,6	0,60
Ca ²⁺	55	82,1	27.02.2006	6,9	16.05.2007	36,1±2,9	0,59
Na ⁺ +K ⁺	42	51,8	05.05.2008	0,4	04.05.2003	19,9±2,3	0,74
Cl ⁻	55	9,3	11.03.2007	0,8	30.10.2007	2,9±0,2	0,57
SO ₄ ²⁻	55	139,9	07.08.2005	1,4	27.02.2004	48,9±4,7	0,72
HCO ₃ ⁻	55	328,4	14.03.2009	13,1	11.05.2005	131,0±11, 5	0,65
Примечание - * C _{max} – максимальная концентрация, мг/дм ³ ; C _{min} – минимальная концентрация, мг/дм ³ ; C _{cp} – среднее многолетнее значение концентрации, рассчитанное методом простого среднего арифметического, мг/дм ³ ; C _v – коэффициент вариации							

Известно, что существуют определенные закономерности в вариации концентраций химических элементов в различные фазы водного режима. В имеющихся данных в лучшем случае в годовом интервале наблюдений одна проба приходилась на зиму, 2-3 – в половодье и 3-4 – на лето-осень, т.е. фазы водного режима представлены неравномерно. Таким образом, при простом осреднении средняя концентрация будет зависеть от соотношения между числом проб с высокими и низкими концентрациями. Поэтому в данной работе определение фоновых концентраций осуществлялось по методу взвешенного среднего арифметического.

В качестве весов использовались: при расчете средней концентрации за год – доли объемов водного стока фаз в годовом; при расчете средних многолетних концентраций – доли объемов годового стока в суммарном за многолетний период (таблица 3).

Генетически однородные объемы стока за гидрологические сезоны года (половодье, летне-осенний сезон, зимняя межень) определялись выделением на гидрографе стока.

Таблица 3 – Средние многолетние сезонные и годовые концентрации макрокомпонентов (мг/дм³), рассчитанные с учетом объемов водного стока

Ион	Зимняя межень		Половодье		Летне-осенний сезон		Год		ПДК _{рх} ³ мг/дм ³
	*С _{зим}	δ ₁ , %	С _{полов.}	δ ₂ , %	С _{лето-осень}	δ ₃ , %	С _{год.}	δ ₄ , %	
Mg ²⁺	11,9	-1,5	5,1	5,4	8,2	2,6	7,2	17,6	40
Ca ²⁺	67,2	0,7	16,9	3,0	35,0	10,1	30,8	28,6	180
Na ⁺ +K ⁺	13,7	13,7	26,6	-12,6	18,4	-6,8	23,0	-22,5	120 (Na ⁺) 50 (K ⁺)
Cl ⁻	4,4	4,7	2,1	2,9	2,8	2,4	4,1	-23,5	300
SO ₄ ²⁻	20,8	-9,1	56,5	-4,7	54,8	2,1	52,6	-27,2	100
HCO ₃ ⁻	253,7	2,0	62,6	-0,2	116,8	12,2	109,4	31,2	
Сумма гл. ионов	371,9	1,6	169,9	-2,9	236,2	7,9	226,2	17,2	1000

Примечание - * С_{зим}, С_{полов.}, С_{лето-осень}, С_{год.} – средние многолетние концентрации за соответствующий сезон, мг/дм³; δ₁, δ₂, δ₃, δ₄ – расхождение в концентрациях, рассчитанных методами простого и взвешенного среднего арифметического, %; ПДК_{рх} – предельно-допустимые концентрации по нормативам рыбо-хозяйственного назначения

Расхождение в расчете средних концентраций двумя разными методами рассчитывалось по формуле $\delta = (C_{пр} - C_{взв}) / C_{пр} \cdot 100 \%$,

где С_{пр} и С_{взв} – концентрации, рассчитанные соответственно методом простого и взвешенного среднего арифметического.

Сравнение средних многолетних концентраций на основе анализа знаков и величин расхождений δ₁, δ₂, δ₃, δ₄ позволило выявить следующие закономерности:

1) Наименьшие расхождения характерны для сезонных концентраций и составляют от 0,2 до 13 %.

2) Наибольшие расхождения имеют место для концентраций катионов $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ в зимнюю межень и половодье.

3) Не учет водности различных фаз гидрологического режима в течение года и различий в объемах стока разных лет наиболее сильно проявляется при расчете средних многолетних концентраций – от 17 % (Mg^{2+}) до 31 % (HCO_3^-).

4) Не учет водности различных фаз гидрологического режима в течение года и различий в объемах стока разных лет при расчете средних многолетних концентраций завышает величину минерализации (на 17,2 %), концентраций катионов магния (17,6 %) и кальция (28,6 %), гидрокарбонат-иона (31,2 %).

Объяснить это можно тем, что не учет водности различных фаз гидрологического режима в течение года приводит к тому, что невысокие концентрации части ионов в половодье, доля стока которого в годовом за исследуемый период времени составляла до 68 % (в среднем – 53 %), учитываются при осреднении наравне с высокими концентрациями зимней межени, доля стока которой в годовом составляет от 9 до 22 % (в среднем 15 %). Аналогичная ситуация имеет место и при расчете средних многолетних концентраций.

Как показывает анализ полученных данных воды р. Парабель у с Новиково можно охарактеризовать следующим порядком расположения главных ионов: $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ и $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$ (таблица 3).

Статистически достоверные тенденции (на уровне значимости 0,05) зафиксированы у средних годовых концентраций аниона HCO_3^- на уменьшение и у суммы катионов $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ на увеличение (рисунок 1).

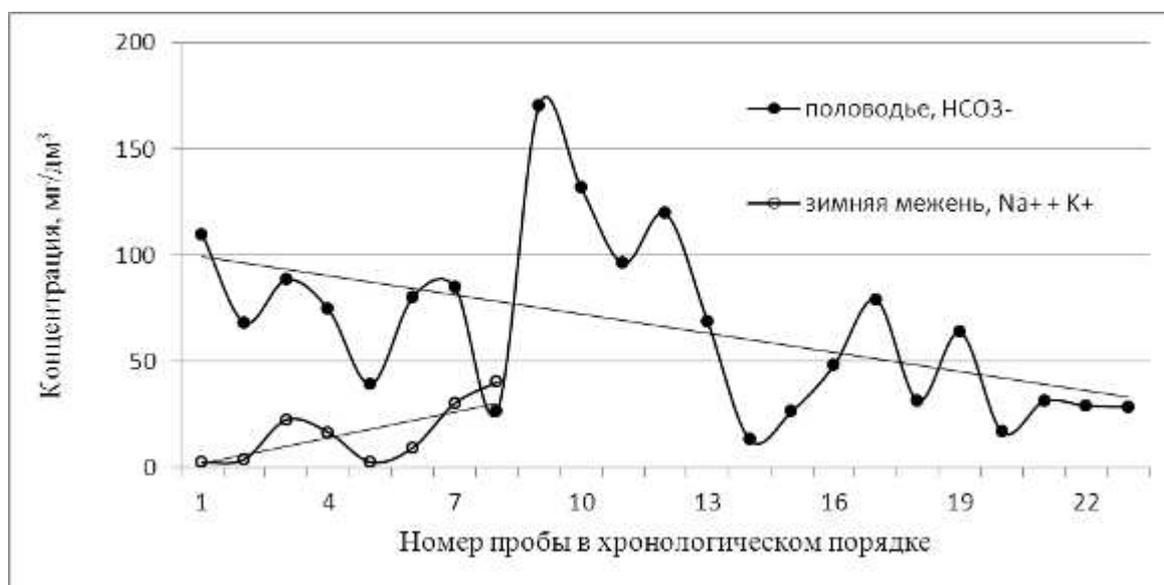


Рисунок 1 – Тенденции на хронологических графиках концентраций. По оси абсцисс на рисунке 1 указаны порядковые номера проб в хронологическом порядке, так как число проб неравномерно по годам. Аниону HCO_3^- соответствует период времени 1997-2009 гг., сумме катионов натрия и калия – 2002–2009 гг.

Анализ колебаний среднегодовых концентраций макрокомпонентов с 1997 по 2009 гг. позволил установить, что выраженных изменений в рассматриваемых пунктах за рассматриваемый период не произошло.

Содержания HCO_3^- варьируют в течение года на уровне первых сотен мг/дм^3 , содержания всех остальных (кальций, магний, хлориды, сульфаты) – на уровне единиц и десятков мг/дм^3 .

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (№ 13-05-41116 РГО-а).

Список литературы

1. Инишева Л.И. Условия формирования и геохимия болотных вод // Болота и биосфера: матер. 2-ой Научной школы (8–12 сент. 2002 г., Томск). Томск: Изд-во ТГПУ, 2002. С. 38–49.
2. Дубровская Л.И., Брежнева Е.С. Состав и многолетняя динамика гидрохимического стока заболоченных водосборов с олиготрофно сопряженными ландшафтами // Вестник Томского государственного педагогического университета. 2010. № 3. С. 108–113.
3. Дубровская Л.И., Дроздова Д.В., Кураков С.А. Оценка элементов водного баланса и их динамика на заболоченных водосборах Васюганского болота // Вестник Томского государственного педагогического университета. 2011. № 5. С. 112–116.
4. Посохов Е.В. Ионный состав природных вод. Генезис и эволюция. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 255 с.
5. Состояние поверхностных водных объектов, водохозяйственных систем и сооружений на территории Томской области в 2000 г. // Информационный бюллетень. Вып. 3. Томск: ГУП ТЦ Томскгеомониторинг, 2001.
6. Харанжевская Ю.А. Ионный сток рек заболоченных территорий Западной Сибири // Вода: химия и экология. 2014. № 11 (77). С. 18–26.
7. Шорникова Е.А. Характеристика гидрохимического режима водотоков широтного отрезка Средней Оби // Водное хозяйство России. № 2. 2007. С. 57–70.

ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ВОДОЕМОВ ЗАПАДНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ БЕЛОГО МОРЯ: ОТ МОРСКИХ ЛАГУН К МЕРОМИКТИЧЕСКИМ ОЗЕРАМ

Ефимова Л.Е., Фролова Н.Л., Краснова Е.Д., Телегина Е.А., Телегина А.А.,
Ефимов В.А.

МГУ имени М.В.Ломоносова, географический факультет, Москва, Россия
ef_river@mail.ru, frolova_nl@mail.ru

Введение. Берега и дно Кандалакшского залива Белого моря поднимаются со средней скоростью 3-4 мм/год [4]. Береговая линия залива отличается сильной изрезанностью, характерная особенность рельефа дна – чередование котловин и порогов. В этих условиях по всему побережью происходит постепенное обособление и отделение от моря небольших водоемов, что позволяет выявить основные особенности их гидрологической эволюции. Несколько таких водоемов, расположенных в окрестностях Беломорской биостанции МГУ имени М.В. Ломоносова изучаются уже более 10 лет [1, 3, 4, 7]. Объединяющая водоемы гидрологическая особенность – слабый постоянный пресный сток. Поступление морских вод вследствие периодических штормовых нагонов приводит к изменению гидрологической и гидрохимической структуры озер, способствует их сероводородному заражению [1]. Небольшие размеры прибрежных водоемов делают их удобной моделью для изучения трансформации вещества и энергии, что позволяет лучше понимать процессы, происходящие в аналогичных крупных водоемах, а также прогнозировать экологические последствия искусственного отделения морских акваторий, которое может происходить при строительстве дамб, мостов и приливных электростанций. Изменения в гидрологической системе имеют те же тенденции, что и в водоемах, которые отделяются от моря естественным путем. Гидрологическая же изученность этих объектов и процессов, протекающих в них, явно недостаточна.

Объекты и методика исследований. Исследованные озера расположены на разной высоте и характеризуются разной близостью и степенью изолированности от моря (рисунок 1). Водоемы близки по морфометрическим характеристикам: их горизонтальные размеры 100–200 м, наличие локальных котловин, около половины площади дна составляют глубины менее 1 м.

Комплексные гидролого-гидрохимические исследования водных объектов (рисунок 1) выполнены силами студентов и преподавателей кафедры гидрологии суши и сотрудников Беломорской биологической станции МГУ в разные гидрологические сезоны 2014–2015 гг. (зимняя межень, спад половодья, летне–осенний период), что позволило оценить внутригодовые изменения гидрохимических показателей. В ходе проведения съемок измерены температура, электропроводность и рН озерных вод, в них определены концентрация растворенного кислорода и общая щелочность [6]. В наиболее глубоководных частях изученных озер выбраны вертикали, на которых отобраны, отфильтрованы через мембранный фильтр (0,45 мкм) и

законсервированы пробы воды для последующего определения в них макро-, микроэлементов и биогенных веществ. Лабораторный анализ содержания главных ионов, биогенных элементов и ряда растворенных форм микроэлементов выполнен согласно методикам, изложенным в [2, 5, 6] в полевой гидрохимической лаборатории на месте проведения экспедиции и в гидрохимической лаборатории кафедры гидрологии суши МГУ.

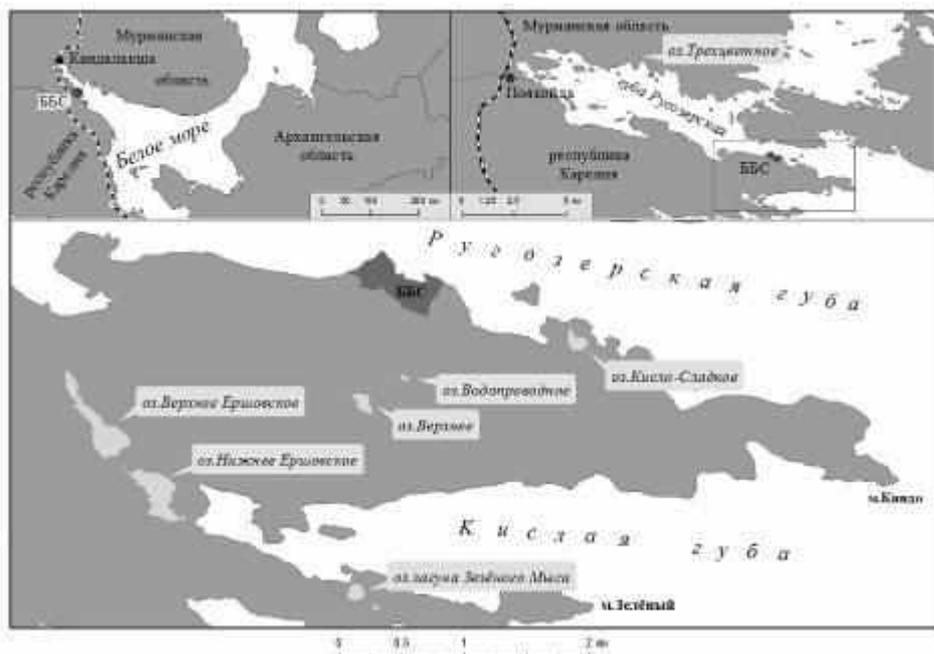


Рисунок 1 – Расположение исследуемых озер

Результаты и обсуждение. Анализ результатов гидрохимических исследований 2014–2015 г. позволил разделить озера на группы: пресные водоемы Верхнее, Водопроводное и Верхнее Ершовское со слабокислыми и нейтральными водами; солоноватые озера Кисло-Сладкое и Зеленого мыса. Отдельно можно выделить озера, не относящиеся к предыдущим группам из-за ряда отличий в химическом составе их вод, и проявляющие черты меромиктических водоемов.

Водосборы пресноводных озер расположены значительно выше уровня моря, что исключает непосредственное поступление в них морских вод. Однако вследствие близости к морю, на акватории озер выпадают осадки морского происхождения. Пресноводные водоемы характеризуются гидрокарбонатно-кальциевым составом с большой долей хлоридов и натрия. Минерализация воды возрастает с уменьшением высоты водосбора и даже в меженный период не превышает в поверхностных горизонтах водоемов 90 мг/л. Разгрузка в озера пресных вод гидрокарбонатно-кальциевого состава приводит к возрастанию минерализации по вертикали в два раза (градиент достигает 10 мг/л на 1 м). Отмечено заметное увеличение содержания минерального фосфора, кремния, железа, а в зимний период и температуры до 5,5°C в придонных слоях озер. Содержание минерального фосфора немного увеличивается в весенний период, однако, несмотря на поступление $P_{\text{мин}}$ с подземными водами, преобладающей формой в течение всего года остается органический фосфор (рисунок 2).

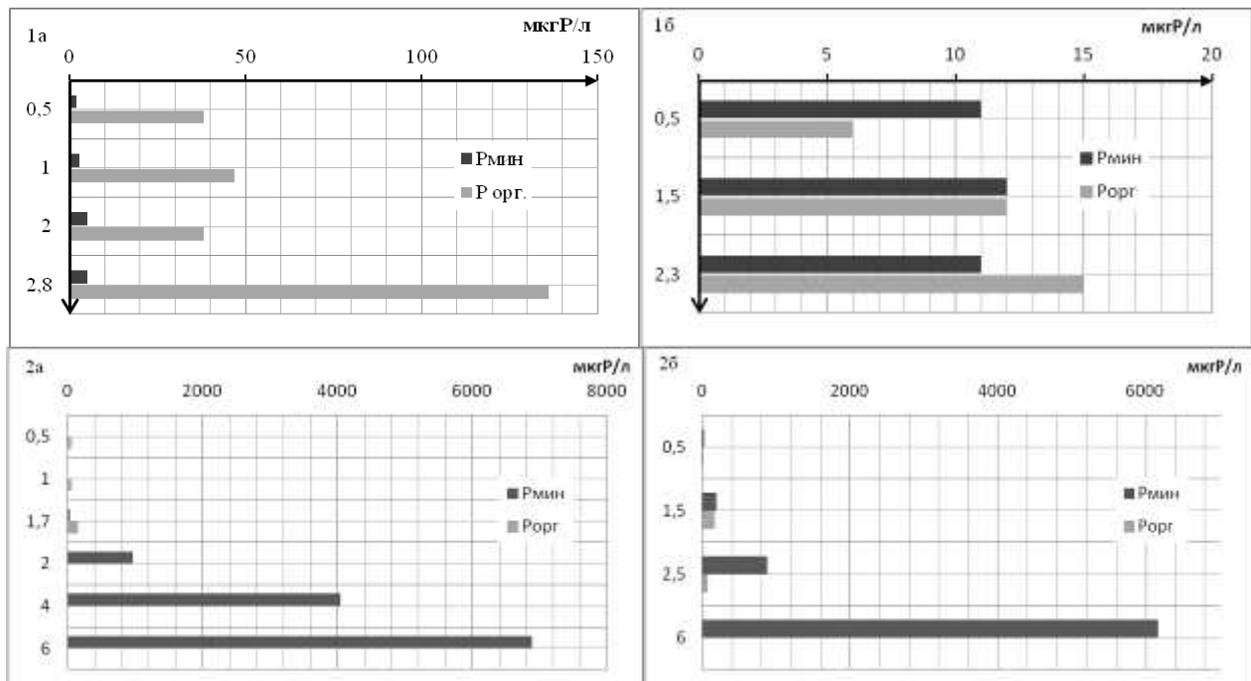


Рисунок 2 – Распределение фосфора по глубине водоемов: 1. Водопроводное (наверху), 2. Трехцветное в зимнюю межень (а) и на спаде половодья (б) (внизу)

Озеро Кисло-Сладкое и озеро-лагуна у Зеленого Мыса не утратили связи с морем и находятся на разных стадиях отделения: озеро-лагуна у Зеленого мыса – на начальной стадии отделения, оз. Кисло-Сладкое имеет водообмен с морем только во время сизигийных приливов. Относительный солевой состав вод мало отличается от солевого состава беломорских вод. При этом для вертикальной структуры оз. Кисло-Сладкое характерны сезонные изменения, выражающиеся в опреснении верхнего слоя его вод (от 20–22 г/л в период зимней межени до 6,5 г/л на спаде весеннего половодья). Несмотря на ветровое перемешивание, опреснение от поступающих в водоем поверхностных вод и атмосферных осадков сказывается только в верхнем слое до глубины 1 м. Придонная вода более соленая, чем основная толща воды, имеет зимой более высокую температуру и низкую величину рН, что связано как с наличием сероводорода, так и с процессами деструкции.

На первой стадии изоляции от моря в озерах уже проявляются признаки обособленности. В озере-лагуна у Зеленого мыса зафиксирована анаэробная зона, сохраняющаяся на глубине ниже 4–4,5 м практически в течение всего года. Колебания содержания сероводорода в бескислородных водах этого водоема могут быть обусловлены периодической «промывкой» озера при поступлении в него морских вод в результате стгонно-нагонных явлений в осенний период [1].

Озеро Трехцветное демонстрирует характерные черты меромиктических озер: устойчивую слоистую структуру водоема (пресный поверхностный слой воды с минерализацией 0,4–0,9 г/л), слой скачка плотности, в котором минерализация возрастает более чем в 10 раз, солоноватая водная масса с минерализацией более 20 г/л). Стабильно расположено в озере хемоклина на глубине 1–2,3 м. Солоноватые воды находятся ниже хемоклина, содержат сероводород и характер-

ризуется анаэробными условиями среды. Наличие хемоклина и существование слоев, резко отличающимися по гидрофизическим и гидрохимическим параметрам, создают условия для развития бактериальных сообществ. В гипolimнионе интенсивно идет процесс сульфатредукции, осуществляемый хемоавтотрофными и аноксигенными фототрофными бактериями. Массовое развитие бактерий и водорослей на границе окислительной и восстановительной обстановок обуславливает наличие в таких водоемах цветных слоев воды. Так, в Трехцветном озере на глубине 2,3 м ниже хемоклина расположен слой воды зеленого цвета, что обусловлено развитием зеленых серобактерий. В гипolimнионе озера, особенно в его придонных горизонтах, отмечено накопление минерального фосфора (до 6 и более г/л ввиду отсутствия его потребления и вероятного поступления из донных отложений в условиях аноксии (см. рисунок 2).

В зависимости от площади водосборного бассейна и доли питания пресными водами водоем может развиваться как в сторону осолонения, так и в сторону опреснения. Впоследствии озеро может так и не стать меромиктическим и превратиться в пресное озеро с сохранившейся осолоненной придонной водой в его наиболее глубоких частях. После «катастрофического промывания» морскими водами осенью 2011 г. в оз. Нижнее Ершовское начала формироваться структура вод, характерная для меромиктических водоемов. В 2013 г. придонные анаэробные воды имели ярко-зеленый цвет, который, как и для озера Трехцветное им придавало развитие зеленых серобактерий [1]. Зимой 2014 г. минерализация придонных анаэробных солоноватых вод в самой глубокой части составляла 3,5 г/л с градиентом более 2 г/л на 1 м. Воды содержали сероводород (по данным Н.М. Кокрятской - около 80 мг/л), были окрашены в зеленоватый цвет, что также позволяло предположить отсутствие сезонного промывания и говорить о развитии устойчивой стратификации в водоеме. Однако началось разрушение стратификации, обусловленное увеличившимся притоком пресных вод с водосбора, и за период наблюдений в 2014-2015 гг. мощность придонного осолоненного слоя воды оз. Н. Ершовское уменьшилась почти в четыре раза, его минерализация составила 1,2 г/л.

Выводы. Таким образом, в результате исследований выявлены гидрохимические особенности озер западного побережья Белого моря.

В зависимости от площади водосборного бассейна, поступления пресной воды и контакта с морскими водами, водоем может развиваться как в сторону осолонения, так и в сторону опреснения. Стабильность в вертикальном распределении показателей химического состава воды озера Трехцветное позволяет говорить о нём, как о сложившемся меромиктическом водоеме. Озеро Н. Ершовское, вероятнее всего, будет пресным, как и расположенное выше оз. В. Ершовское, если в период штормов и нагонов в него не будут регулярно поступать морские воды.

Пресноводные водоемы характеризуются гидрокарбонатно-кальциевым составом с большой долей хлоридов и натрия, что обусловлено значительной долей атмосферных осадков в питании озер. Увеличение содержания минерального фосфора, кремния и температуры (выше 4°C) в придонных слоях

озер обусловлено поступлением подземных вод. Особенность химического состава воды пресных озер – преобладание органического фосфора в их водной толще в зимний период.

Общей чертой всех исследованных озёр является низкое содержание в воде растворённого кислорода и его полное отсутствие в гипolimнионе. Развитие гипоксии и аноксии в стратифицированных водоемах, находящихся на разных стадиях отделения от Белого моря, создает благоприятные условия для развития сульфатредуцирующих бактерий. В четырёх из изученных озёр сероводород появляется в воде после исчерпания кислорода на окисление органических веществ.

Благодарность. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФ (проект № 14-17-00155).

Список литературы

1. Кокрятская Н.М., Краснова Е.Д., Титова К.В., Лосюк Г.Н. Формирование сероводородного заражения отшнуровавшихся от моря озер (Кандалакшский залив Белого моря) // В сб. «Геология морей и океанов: Материалы XIX Международной научной конференции (Школы) по морской геологии». Т. III. М.: 2011. С.123–125.

2. Комаров Н.В., Каменцев Я.С. Практическое руководство по использованию систем капиллярного электрофореза «Капель». СПб.: Изд. «Веда». 2006. 212 с.

3. Краснова Е.Д., Демиденко Н.А., Пантюлин А.Н., Фролова Н.Л., Ефимова Л.Е., Широкова В.А. Термический и ледовый режим реликтовых водоемов, отделяющихся от Белого моря // В сб. "Динамика и термика рек, водохранилищ и прибрежной зоны морей". Труды VIII международной научно-практической конференции. М., РУДН. 2014. Том 1. С.430—443.

4. Пантюлин А. Н., Краснова Е. Д. Отделяющиеся водоемы Белого моря: новый объект для междисциплинарных исследований // В сб. «Геология морей и океанов: Материалы XIX Международной научной конференции (Школы) по морской геологии». Т. III. М.: 2011. С. 241–245.

5. Руководство по методам химического анализа поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 541 с.

6. Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового Океана. М.: Изд-во ВНИРО, 2003. 202 с.

7. Шапоренко С.И., Корнеева Г.А., Пантюлин А.Н., Перцова Н. М. Особенности экосистем отшнуровывающихся водоемов Кандалакшского залива Белого моря // Водные ресурсы. 2005. т. 32. № 5. С. 517–532.

СЕЗОННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ СТОКА РАСТВОРЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В АРКТИЧЕСКИЕ МОРЯ РОССИИ

Заславская М.Б., Ефимова Л.Е.

*Московский государственный университет им. М.В.Ломоносова,
г. Москва, Россия, m.zasl@mail.ru, ef_river@mail.ru*

Сток растворенных веществ является основным связующим звеном в обмене веществом между сушей и океаном, определяет обилие или дефицит «пищи», необходимой для гидробионтов. Преобладающую часть (80 %) суммарного стока РВ в океан фиксирует ионный сток. Изучение сезонной и межгодовой изменчивости ионного стока, стока отдельных главных ионов, и их среднего содержания в воде дает интегральное представление о роли хозяйственной деятельности в изменении потребительских свойств водных ресурсов территории, крупных и средних рек. Это единственный объективный путь для определения сезонной интенсивности диффузных источников химических веществ. При решении задачи диагностики опасных изменений химического состава природных вод необходимо использовать наиболее длинные ряды гидролого-гидрохимических наблюдений для определения момента нарушения природного гидрохимического фона. Для этих целей наиболее репрезентативны компоненты солевого состава воды – сульфаты и хлориды, индикаторы загрязнения большинства источников загрязнения, по содержанию которых имеются наиболее длинные ряды данных. Установление временной границы и разницы между современным и фоновым содержанием этих параметров качества воды и характеристик стока РВ в отдельные фазы водного стока, позволяет судить о степени антропогенного нарушения природного гидрохимического фона. Это весьма актуально для арктического района с повышенной уязвимостью наземных и водных экосистем при интенсивном хозяйственном освоении территории [2, 3].

Авторами выполнены расчеты суммарного ионного стока, а также стока сульфатов и хлоридов, отражающие влияние хозяйственной деятельности на сток и качество вод крупных и средних арктических рек России за многолетний период. В качестве исходных материалов в работе использованы многолетние данные Росгидромета по замыкающим створам избранных рек, находящиеся в составе информационной базы ГВК с момента начала систематических измерений до 2000 года. Результаты расчетов позволили выявить характер сезонной изменчивости стока растворенных веществ рек с разным типом гидролого-гидрохимического режима и периодов с разной степенью антропогенного воздействия. Для расчета стока РВ наиболее оптимальным является использование одного из шести методов, предложенных в программном комплексе FLUX [4]. Применимость метода зависит от соотношения между концентрацией c и расходами воды Q . В логарифмической шкале оно определено тангенсом угла наклона линии регрессии к оси абсцисс (рисунок 1).

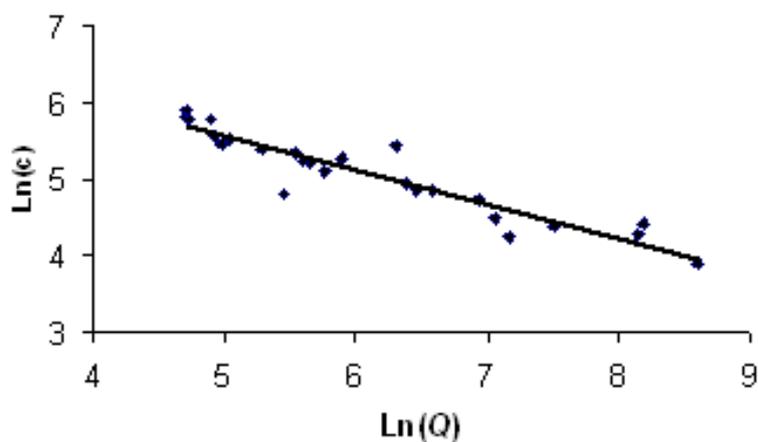


Рисунок 1 – Соотношение минерализации (c) и расхода воды (Q) для р. Онега (с. Порог) в 1997-1999г.

Например, для р. Онега (с. Порог) $\ln c = -0,45 \ln Q + 7,8$, т.е. этот коэффициент равен $-0,45$. Для получения устойчивой связи $c=f(Q)$ выполняется компоновка всех данных гидрохимических наблюдений с учетом водности года и тесноты связи между концентрацией и расходом воды. Надежность оценки стока РВ в значительной степени зависит от наличия данных за все основные фазы водного режима. Выраженность сезонной неоднородности ионного стока определяется типом взаимосвязи между гидрологическим и гидрохимическим режимом рек и контрастностью содержания характеристик химического состава воды в разные фазы водного режима реки. Пространственная дифференциация стока РВ предопределяется природными факторами, что наглядно подтверждается устойчивыми различиями минерализации воды рек Онеги и Северной Двины по сравнению с Мезенью и Печорой (рисунок 2).

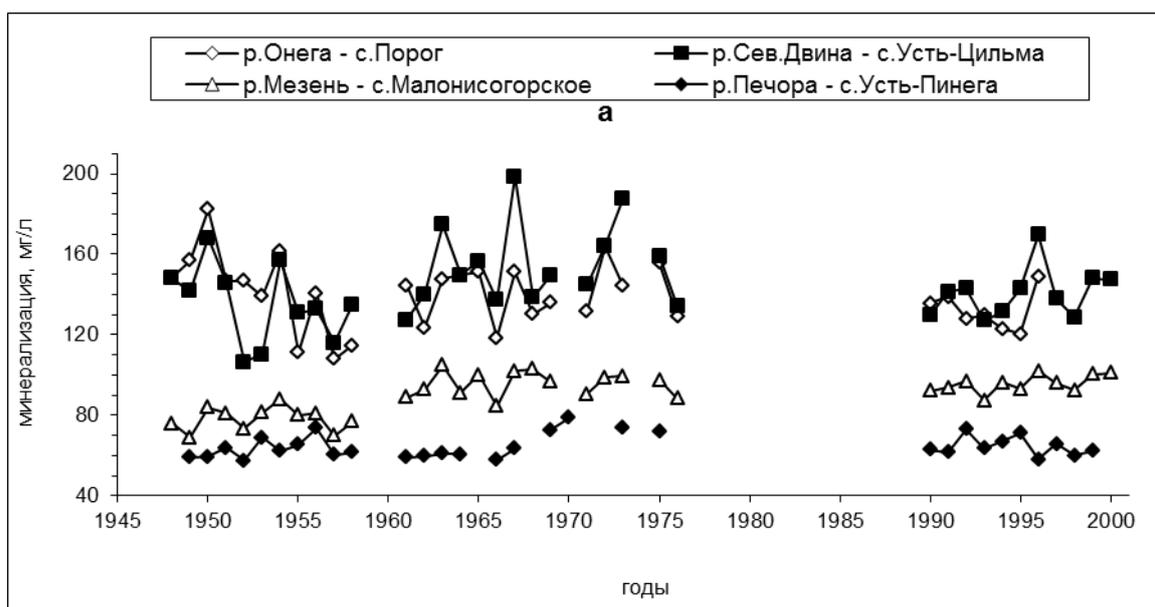


Рисунок 2 – Многолетние колебания средней минерализации в замыкающих створах крупных рек ЕТР

Незначительная мощность ледниковых отложений и распространение легко выщелачиваемых пород на водосборе первых двух рек, обуславливают увеличение минерализации и концентрации сульфатов в их воде по сравнению с реками Мезень и Печора. С ростом антропогенной нагрузки на водосборах исследуемых рек в период с 1961 по 1976 гг. минерализация воды, содержание хлоридов и, особенно, сульфатов заметно возрастают по сравнению с условно-фоновым периодом (1949–1958 гг.), в первую очередь для рек с их низкой фоновой концентрацией (реки Печора и Мезень). При снижении интенсивности загрязнения окружающей среды в условиях спада производства и повышении эффективности природоохранной деятельности (1990–1999 гг.) наблюдается уменьшение концентрации по сравнению с предыдущим периодом.

Подобные изменения, обусловленные вышеперечисленными факторами, касаются не только изменения минерализации и содержания ионов, но и стока растворенных веществ и его составляющих и находят отражение в его распределении внутри сезонов. Внутригодовая структура стока хлоридов и, особенно, сульфатов менее равномерна по сравнению с ионным стоком. Например, для р. Мезень максимум стока сульфатов приходится на весну. При этом, в период с повышенной антропогенной нагрузкой (1961–1976 гг.), сток сульфатов вырос почти в три раза по сравнению с условно-фоновым периодом (рисунок 3). Это привело к заметным изменениям его внутригодовой структуры (доля весеннего стока увеличилась на 12,1 %, доля зимнего – уменьшилась на 14,6 %). Ионный сток р. Мезень в периоды с разной антропогенной нагрузкой более равномерно распределен по сезонам года с небольшим преобладанием доли летне-осеннего стока.

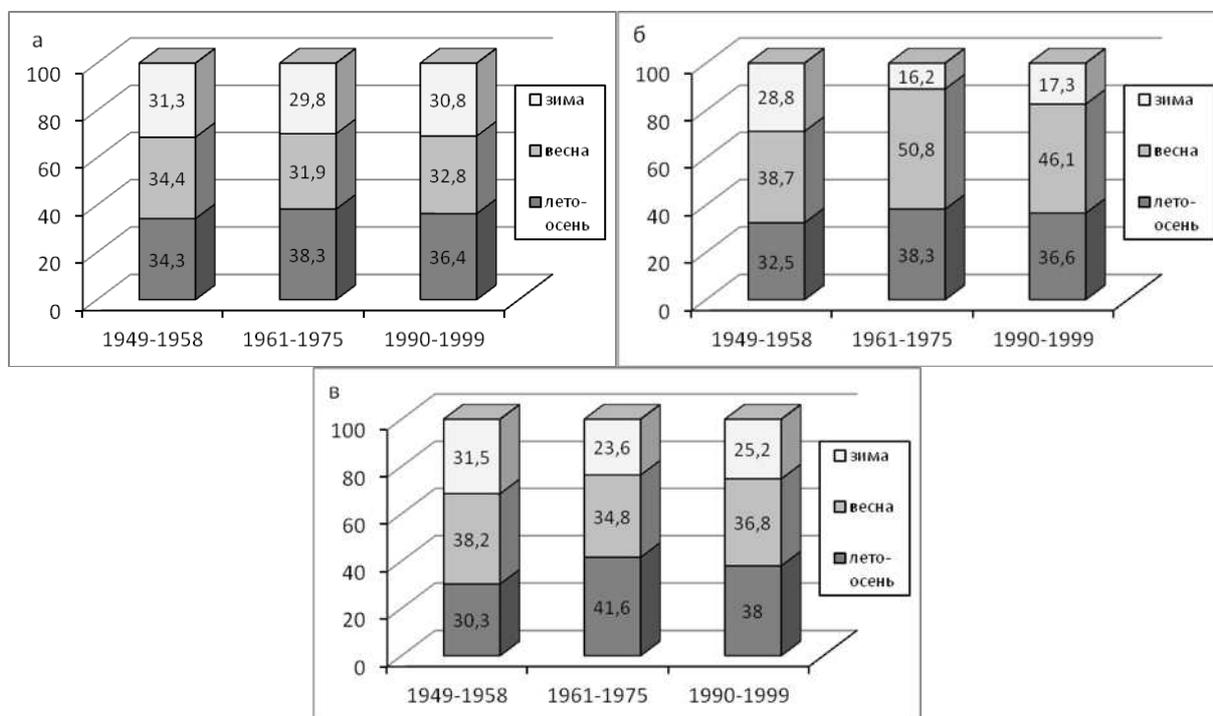


Рисунок 3 – Внутригодовое распределение (%) ионного стока (а), стока сульфатов (б) и хлоридов (в) в замыкающем створе р. Мезень для периодов с разной интенсивностью хозяйственной деятельности

Аналогичная закономерность характерна и для периода 1990–1999 гг. (рисунок 3). Скорее всего, она связана с увеличивающимся выносом сульфатов, накопившихся на водосборе в результате хозяйственной деятельности, или поступающих в реки в составе сточных вод. Описанная выше картина внутригодового распределения стока растворенных веществ характерна для всех крупных рек европейской части территории России, хотя и выражена менее четко.

По внутригодовому распределению ионного стока, стока сульфатов и хлоридов реки европейской и азиатской части арктического побережья имеют существенные различия (рисунок 4). Реки европейской части за весь многолетний период (1949–1999 гг.) характеризуются более равномерным распределением ионного стока и его составляющих по гидрологическим сезонам с преобладанием весной (33–42 % в ионном стоке, 34–45 % – в стоке сульфатов и хлоридов). Наименьший сток растворенных веществ на всех крупных реках европейской части побережья проходит в зимний период.

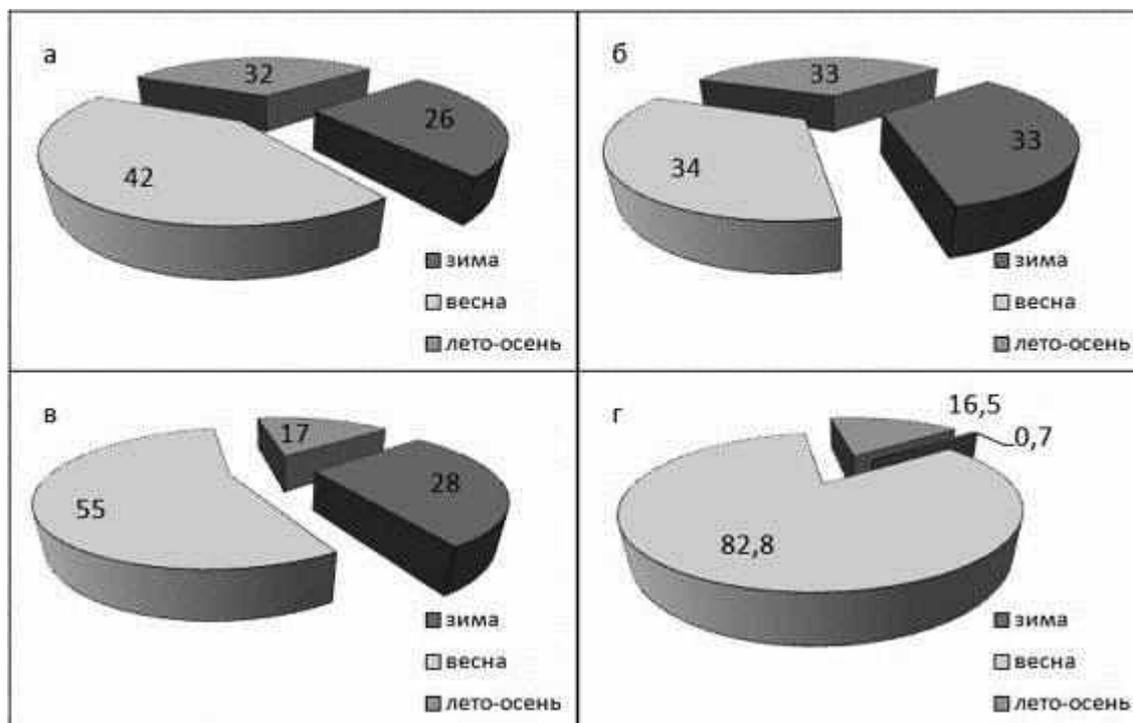


Рисунок 4– Внутригодовое распределение (%) ионного стока в замыкающих створах рек Онега (а), Печора (б), Обь (в) и Яна (г)

В азиатской части страны водный сток в весенний период увеличивается в восточном направлении, возрастая от 66 % в замыкающем створе р. Обь до 82 % годового в замыкающих створах рек Яна и Индигирка. В период весеннего половодья резко выражено преобладание доли ионного стока и его составляющих, которое увеличивается по направлению с запада на восток и с уменьшением площади водосбора рек (рисунок 4). Например, доля весеннего стока в замыкающем створе Оби равна 49,2 % годового, в устье Пура, площадь водосбора которого меньше в 25 раз, она составляет 57,3 % годового. Среди рек азиат-

ской части арктического побережья наиболее равномерную внутригодовую структуру стока ионов имеет Енисей, что, очевидно, определяется значительным зарегулированием реки. Наименее равномерное внутригодовое распределение ионного стока и его составляющих, сходное с распределением водного стока, характерно для рек Яна и Индигирка. За весеннее половодье в моря поступает более 80 % годового ионного стока, за период зимней межени – менее 1,5 %, что связано с климатическими особенностями (продолжительность времени года с низкими температурами и умеренное количество осадков) и широким распространением многолетней мерзлоты. Для всех рек арктического побережья (за исключением Яны, Индигирки и Колымы) характерна несколько большая по сравнению с ионным стоком доля весеннего стока сульфатов. Это связано с увеличением их концентрации в воде в период половодья.

Изучение процессов формирования и изменения качества речных вод невозможно без учета гидрологического фактора, на фоне которого реализуются различные механизмы изменения химического состава воды. При использовании информации о величине и изменчивости составляющих речного стока появляется возможность для изучения процессов трансформации качества воды в конкретных природно-хозяйственных условиях [1].

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФ (проект № 14-17-00155).

Список литературы

1. Алексеевский Н.И., Заславская М.Б. Качество воды: формирование и параметризация // Материалы XIII международного научно-практического симпозиума и выставки Чистая вода России 17–19 марта 2015 г., Екатеринбург. Екатеринбург, 2015. С. 4–14.

2. Геоэкологическое состояние арктического побережья России и безопасность природопользования /Под ред. Н.И.Алексеевского. М.: ГЕОС, 2007. 585 с.

3. Никаноров А.М., Иванов В.В., Брызгалов В.А. Реки российской Арктики в современных условиях антропогенного воздействия. Ростов-на-Дону: Изд-во «НОК», 2007. 280 с.

4. Walker W. W. Simplified procedures for eutrophication and prediction: user manual, WOTS, 1996. 36 p.

КАЧЕСТВЕННЫЙ И КОЛИЧЕСТВЕННЫЙ СОСТАВ АВТОХТОННОГО И АЛЛОХТОННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД КАРЕЛИИ

Зобкова М.Б., Ефремова Т.А., Сабылина А.В., Лозовик П.А.
*Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Россия, г. Петрозаводск,
lozovik@nwpi.krc.karelia.ru*

Автохтонное и аллохтонное органическое вещество (ОВ) формирует общий энергетический потенциал водной экосистемы, обеспечивающий ее устойчивое функционирование. Автохтонное ОВ представлено биохимически легкоокисляемыми продуктами (углеводы, липиды, белки, летучие органические кислоты и др.), а аллохтонное – поступает с водосбора и со сточными водами.

Исследование качественного и количественного состава автохтонного и аллохтонного проводилось в 2012 – 2014 гг. на 25 разнотипных водных объектах Карелии, отличающихся по гидрологическим и химическим показателям, а также по уровню трофии. Наблюдения в 2012 – 2013 гг. проводились во все сезоны, а в 2014 г. только в период открытой воды.

Для количественной оценки содержания автохтонного и аллохтонного ОВ использовалась адсорбция аллохтонного ОВ на диэтиламиноэтилцеллюлозе в динамическом режиме [3], а также эмпирическая формула, позволяющая установить долю автохтонного ОВ: $\rho_{\text{авт}} = 0,62 \text{ХПК} / \sqrt{\text{Нум}} - 0,35$ [2], где Нум – гумусность воды ($\text{Нум} = \sqrt{\text{цветность} \cdot \text{ПО}}$). Доли аллохтонного ОВ, полученные по адсорбции, оказались близки к расчетным по эмпирической формуле, между ними наблюдается тесная корреляция ($(\rho_{\text{алл}})_{\text{эмп}} = 1,0009(\rho_{\text{алл}})_{\text{адс}} + 0,0195$; $r = 0,92$).

В гидрохимической практике широко используются отличительные признаки автохтонного и аллохтонного ОВ [6]: 1) по соотношению перманганатной (ПО) и бихроматной (ХПК) окисляемости (для автохтонного ОВ они меньше, чем для аллохтонного); 2) по отношению С:N (для аллохтонного ОВ выше, чем для автохтонного); 3) по способности к биохимическому окислению (автохтонное ОВ – легкоокисляемое, а аллохтонное – трудноокисляемое); 4) по интенсивности светопоглощения в видимой и УФ области спектра.

Проведенные исследования на большом количестве образцов природной воды позволили установить, что использование качественных признаков для оценки содержания автохтонного и аллохтонного ОВ не представляется возможным. Анализ зависимостей С:N, ПО/ХПК и интегральной интенсивности светопоглощения в видимой области спектра к ХПК воды от $\rho_{\text{авт}}$ показал, что между параметрами наблюдается слабая корреляционная связь ($r = 0,35 - 0,50$). Поэтому можно судить только на качественном уровне о преобладании в составе ОВ той или иной группы веществ.

Анализируя данные по содержанию автохтонного и аллохтонного ОВ в природных водах, было установлено, что содержание растворенного автохтонного ОВ изменялось незначительно (1,7 – 4,4 мгС/л) (по ХПК) и в среднем составляло $3,2 \pm 0,8$ мгС/л (рисунок 1). Наименьшие значения отмечены в олиготрофных озерах (Урос, Урозеро, Вендюрское и Каменное), а также центральном плесе Онежского озера. Малая изменчивость содержания растворенного автохтонного ОВ указывает на то, что их количество не зависит от гумусности и трофности водного объекта и связано это с тем, что все исследованные объекты находятся в одной климатической зоне и продукционно-деструкционные процессы здесь протекают на одном уровне.

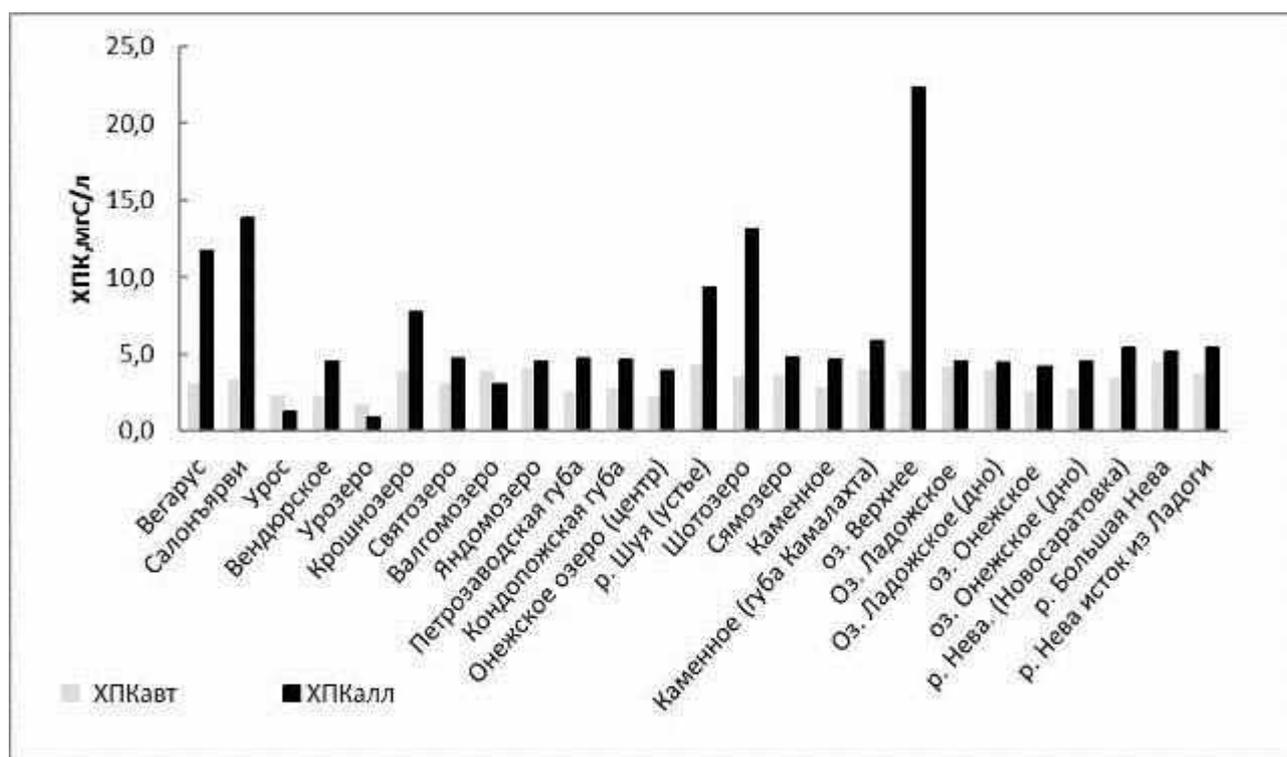


Рисунок 1 - Содержание растворенного автохтонного и аллохтонного ОВ в водных объектах Карелии

Однако при цветении воды в эвтрофных водоемах наблюдалось резкое увеличение содержания общего автохтонного ОВ и в первую очередь его взвешенной формы. Так, в оз. Святозеро летом 2012 г. во время цветения воды количество общего автохтонного ОВ достигало 9,3 мгС/л, из которого 68 % приходилось на взвешенную форму (6,3 мгС/л).

Основное отличие исследованных водоемов было связано с различным содержанием в них аллохтонного ОВ, которое варьировало в широких пределах, от 0,9 до 22,3 мгС/л. Наибольшие значения отмечены для высокогумусных озер (Верхнее, Вегарус, Салонъярви, Шотозеро), а наименьшие – для ультраолигоумусных озер (Урос и Урозеро).

В 2014 г. было проведено исследование содержания гумусовых веществ в составе аллохтонного ОВ (фульвовых и гуминовых кислот) на примере высоко-

гумусного оз. Верхнее, в котором доля аллохтонного ОВ достигала 0,83. Выделение гумусовых веществ из аллохтонного ОВ и их разделение на фульвовые и гуминовые кислоты осуществлялось по стандартной методике [7].

В результате было установлено, что доля гумусовых веществ составляла в среднем 89 % от суммарного содержания аллохтонного ОВ. Оставшиеся 11 % аллохтонного ОВ было представлено полифункциональными органическими кислотами, содержание которых в составе аллохтонного ОВ может варьировать по различным данным от 5 % до 25 % [8,9]. Фульвовые кислоты преобладали в составе гумусовых веществ, на их долю приходилось в среднем 76 %. Содержание фульвовых кислот в различные сезоны года изменялось от 11,6 % до 14,4 мгС/л, а гуминовых от 1,0 до 7,7 мгС/л (по $C_{орг}$).

Одновременно в исследуемых озерах в автохтонном и аллохтонном ОВ изучалось содержание биохимически лабильных веществ – углеводов, липидов и белков. Определение концентрации липидов и углеводов осуществлялось с помощью модифицированных нами методик [1], а белков - с Ку-масси R-250 [4].

С помощью методики разделения ОВ на автохтонную и аллохтонную составляющие удалось впервые установить, что углеводы в воде представлены в трех формах: свободные ($Y_{своб}$), в составе автохтонного ОВ, связанные ($Y_{связ}$) как компонент аллохтонного ОВ и углеводы во взвеси ($Y_{взв}$).

Медианные значения содержания общих углеводов ($Y_{общ}$) в исследуемых водных объектах Карелии, включая Онежское и Ладожское озера, составили 3,3, $Y_{своб}$ - 1,8, $Y_{связ}$ - 0,7 и $Y_{взв}$ - 0,6 мг/л. В поверхностных водах преобладают растворенные углеводы ($Y_{раств}$). В большей части объектов их доля составляет 82-96 % и только в эвтрофных озерах, особенно при цветении воды она снижается до 43 %. Количество углеводов в составе взвеси достигает небольшой величины (7-17 %), в среднем 14 %. Наибольший их процент отмечается в эвтрофных озерах при цветении воды (57 % от взвеси). Больше всего $Y_{связ}$ наблюдаются в высокогумусных водоемах (27-51 % от $Y_{общ}$), а $Y_{своб}$ – в низко- и среднегумусных (47-72 %). На долю свободных, связанных и взвешенных углеводов приходится в среднем 59, 22 и 19 % от общего содержания углеводов в воде соответственно.

Анализируя зависимость углеводов от доли автохтонного ОВ, установлена важная закономерность, что общее содержание углеводов уменьшается с увеличением доли автохтонного ОВ, а количество свободных углеводов мало меняется от его доли, за исключением эвтрофных озер в период цветения воды (рисунок 2). Это доказывает, что в состав общих углеводов входят связанные углеводы, как компонент аллохтонного ОВ, а также свободные углеводы (моно, ди- и полисахариды), как часть автохтонного ОВ. Из всех объектов, представленных на рисунке 2, существенно выделяется оз. Святозеро, в котором летом общая концентрация углеводов достигала 11,0 мг/л, а $Y_{своб}$ - 4,4 мг/л, но при этом наблюдалось цветение воды.

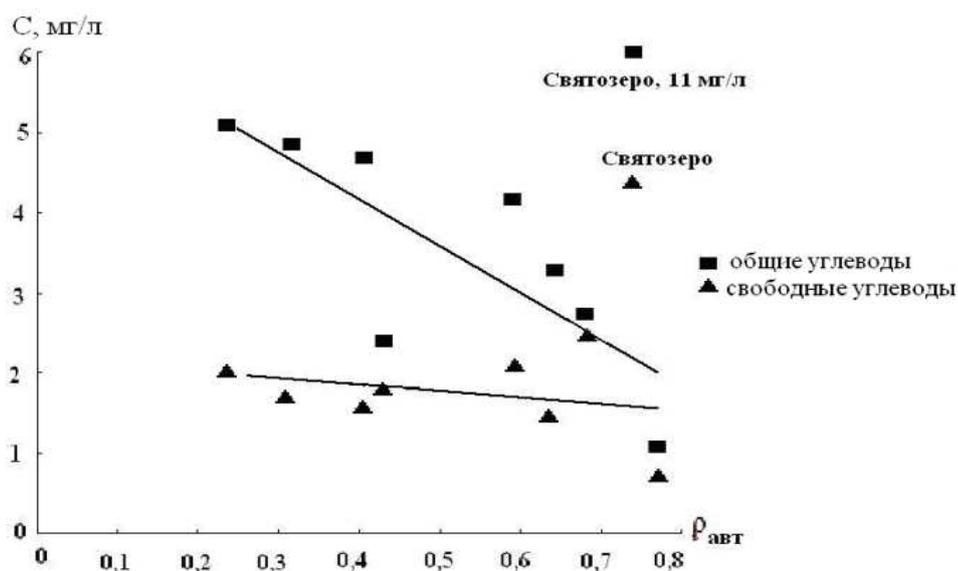


Рисунок 2 - Зависимость содержания углеводов в воде озер от доли автохтонного ОВ по данным наблюдений в летний период 2012 г.

Содержание липидов в исследуемых объектах изменяется в широких пределах (0,10-0,97 мг/л). Среднее содержание липидов в олиго- и мезотрофных озерах оказалось близким (0,33 и 0,29 мг/л соответственно). В эвтрофных водоемах наблюдается чуть большая их средняя концентрация (0,35 мг/л), чем в предыдущих группах озер. Исходя из полученных результатов следует, что среднегодовое содержание липидов в олиго-, мезо- и эвтрофных озерах приблизительно одинаковое. Более высокое среднегодовое содержание липидов в олиготрофных водоемах, чем в мезотрофных связано с тем, что в олиготрофных олигогумусных водоемах наблюдается повышенное количество липидов в весенний период по сравнению с другими сезонами года. Это обусловлено активной вегетацией весной в этой группе озер диатомового планктона, богатого липидами (до 44 %) [5].

Анализ связи содержания липидов от гумусности воды показал отсутствие такой зависимости, которая имела место для углеводов. Наблюдается слабый отрицательный тренд концентрации липидов с ростом гумусности воды, что связано, как было отмечено выше, с более высокой концентрацией липидов в олиготрофных олигогумусных водоемах в весенний период. Это подтверждает, что липиды в поверхностных водах находятся преимущественно в составе автохтонного ОВ и образуются в результате протекания продукционно-деструкционных процессов.

Среднесезонная величина доли липидов от общего количества ОВ (по ХПК) по сезонам года изменяется в пределах 2,1 % - 5,0 %. Наибольшие ее значения, как и содержание самих липидов, было отмечено весной (5,0 %) и летом (3,5 %). Зимой доля липидов была наименьшей (2,1 %). Полученные данные по количеству липидов в составе ОВ также отражает особенности функционирования фитопланктона по сезонам года. В распределении липидов по объектам выявлена следующая закономерность: наименьшая их доля отмечается в высокогумусных водоемах, а наибольшая – в олигогумусных олиготрофных озерах с

высокой долей автохтонного ОВ. В составе автохтонного ОВ содержание липидов больше, чем в общем ОВ, и уже достигает 6,0 % - 13,9 %. Причем наибольшее значение отмечено в весенний период, в который, как известно, наиболее активно вегетирует диатомовый планктон и как следствие этого наблюдается и высокое содержание липидов в воде в составе автохтонного ОВ. Самая высокая доля липидов в автохтонном ОВ была отмечена летом в цветущем оз. Святозеро (14 %).

Концентрация белков в крупнейших озерах – Ладожском и Онежском в вегетационный период близка и изменяется в узких пределах от 0,02 до 0,21 мг/л (в среднем 0,09), в малых озерах Карелии - 0,10-0,92 мг/л (в среднем 0,27). Доля белков от общего количества ОВ в озерах составляет 1,4 %. Как и в случае с липидами, не отмечается связи содержания белков с гумусностью воды, что дает основание полагать, что белки в поверхностных водах находятся преимущественно в составе автохтонного ОВ.

Список литературы

1. Лозовик П.А., Ефремова Т.А., Сабылина А.В. Количественное определение содержания углеводов и липидов в поверхностных водах // Вестник МГОУ. 2013. Серия: Естественные науки. № 3. С. 57-62.

2. Лозовик П.А., Морозов А.К., Зобков М.Б., Духовичева Т.А., Осипова Л.А. Аллохтонное и автохтонное органическое вещество в поверхностных водах Карелии // Водные ресурсы. 2007. Т. 34. № 2. С. 225-237.

3. Лозовик П.А., Мусатова М.В. Методика разделения органического вещества природных вод адсорбцией на диэтиламиноэтилцеллюлозе на автохтонную и аллохтонную составляющие // Вестник МГОУ. 2013. Серия: Естественные науки. № 3. С. 63-68.

4. Руководство по современным биохимическим методам исследования водных экосистем, перспективных для промысла и марикультуры. Под ред. А.И. Агатовой. М.: Издательство ВНИРО, 2004. 123 с.

5. Сиренко Л. А., Козицкая В. Н.. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. К.: Наукова думка. 1988. 255 с.

6. Скопинцев Б.А., Гончарова И.А. Использование значений отношений различных показателей органического вещества природных вод для его качественной оценки // Современные проблемы региональной и прикладной гидрохимии. Л., 1987. С. 95-117.

7. Унифицированные методы анализа вод. М. «Химия». 1971. 376 с.

8. Aiken G. R., McKnight D. M., Thorn K. A. and Thurman E. M. Isolation of hydrophilic organic acids from water using nonionic macroporous resins. 1992. Org. Geochem. Vol. 18, No. 4, pp. 567 – 573.

9. Huizhong Ma, Herbert E. Allen and Yujun Yin (2001) Characterization of isolated fractions of dissolved organic matter from natural waters and a wastewater effluent. Wat. Res. 35, No. 4, pp. 985 – 996.

ОСОБЕННОСТИ ДИНАМИКИ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ
В КАРБОНАТНЫХ ВОДАХ В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗИРОВАННОГО
ЛАНДШАФТА (НА ПРИМЕРЕ ДУДЕРГОФСКОЙ СИСТЕМЫ,
г. САНКТ-ПЕТЕРБУРГ)

Игнатьева Н.В.

*ФГБУН Институт озероведения Российской академии наук,
г. Санкт-Петербург, natali_ignatieva@mail.ru*

Антропогенное воздействие, оказываемое на поверхностные воды, вносит свои коррективы в формирование их химического состава и гидрохимического режима, определяемое, главным образом, природными факторами, среди которых в пределах одного региона первоочередное значение имеют ландшафтные и геохимические характеристики. При этом если водная система имеет значительную протяженность, то в условиях урбанизированного ландшафта характер и интенсивность антропогенного воздействия, оказываемого на ее отдельные участки, будут различными, что неизбежно должно отразиться на гидрохимических показателях. Целью исследования являлось выявление особенностей динамики биогенных элементов – фосфора и азота, в Дудергофской озерно-речной системе, расположенной на южной окраине Санкт-Петербурга и в его ближайших окрестностях.

Дудергофская водная система берет свое начало на Дудергофской возвышенности, являющейся частью Ижорского плато, сложенного карбонатными породами ордовикского периода. Возвышенность прорезана двумя каньонообразными долинами, образованными приледниковыми потоками, в одной из которых расположена система озер – Дудергофское (площадь зеркала 0.5 км², средняя глубина 1.5 м), Долгое и Безымянное (площадь зеркала 0.19 км², средняя глубина 3.0 м). Питание озер происходит за счет выклинивания подземных вод из известняков, а также поверхностного стока с территории Ижорского плато. В пределах системы озер расположено производство завода пластмасс, многие годы сбрасывавшее неочищенные сточные воды в оз. Безымянное, а также Красногородский целлюлозно-бумажный завод. Кроме того, источниками загрязнения озер являются сток с территории малоэтажной застройки, сброс коммунально-бытовых сточных вод, автомобильные и железные дороги, интенсивное рекреационное использование. Сток из озер осуществляется по р. Дудергофке, верховье которой подпружено, в результате чего и возникло оз. Безымянное. Дудергофка проходит через г. Красное село, ряд поселков, в том числе Горелово, и на территории Санкт-Петербурга переходит в Дудергофский канал, впадающий в Невскую губу Финского залива. В связи со значительной протяженностью (21 км) река пересекает микрорайоны с различным характером природопользования и хозяйственной деятельности.

Следствием геохимических особенностей водосборной территории является повышенная по сравнению с другими геохимическими ландшафтами региона величина минерализации вод Дудергофской системы, составляющая в сред-

нем $545 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ [1, 2]. По соотношению главных ионов воды являются гидрокарбонатно-магниевыми, за исключением р. Дудергофки в нижнем течении на территории Санкт-Петербурга (ул. Авангардная), где антропогенное воздействие приводит к обогащению вод реки ионами Na^+ . Воды системы в целом хорошо аэрированы, при этом в конце зимы в придонных горизонтах озер отмечается недонасыщение O_2 , а в весенне-летний период – пересыщение поверхностных слоев до 170 – 200 %. Значения показателей органического вещества (цветности, ХПК и БПК) возрастают от верхних звеньев гидрографической сети к нижним, в наибольшей степени подверженным комплексному антропогенному воздействию. В результате здесь выявлено нарушение естественного сезонного хода значений показателей органического вещества и природных взаимосвязей между ними [1, 2].

По результатам натурных наблюдений, выполненных в период 2012 – 2014 гг., среднегодовая концентрация общего фосфора (ТР) в оз. Дудергофском составляет $0.024 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$, в расположенном ниже оз. Безымянном – $0.048 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$, в воде вытекающей из него р. Дудергофки в районе пос. Горелово – $0.150 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$, а в нижнем течении на территории Санкт-Петербурга – $0.329 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$, т.е. по мере продвижения от верхних звеньев гидрографической сети к нижним происходит почти 14-кратное обогащение вод Дудергофской системы фосфором (рисунок 1). Поскольку водоемы, как правило, выполняют роль геохимических барьеров на пути транспорта химических веществ, можно сделать вывод о том, что значительная, а возможно, основная часть поступающего в водную систему фосфора имеет антропогенное происхождение. Трофический статус оз. Дудергофского оценен как мезотрофный, оз. Безымянного – эвтрофный. Из-за мелководности озер вертикальная стратификация содержания фосфора наблюдается только в подледный период, в отсутствие перемешивания. В это время придонные концентрации ТР в два раза превышают поверхностные значения. В поверхностных горизонтах озер наименьшее содержание ТР отмечено зимой, наибольшее – в весенне-летний период, тогда как для нижнего течения р. Дудергофки характерен зимний максимум и весенний минимум.

В озерах в течение годового цикла фосфор в основном находился в составе органических соединений (ОР). Доля неорганического фосфора (ИР) составляла в весенне-летний период 2 – 20 % ТР, возрастая к концу сентября до 16 – 28 % ТР в оз. Дудергофском и 14 – 47 % в оз. Безымянном и достигнув к концу подледного периода максимума, составившего для озер, соответственно, 40 – 42 и 50–85 % ТР (рисунок 2). В отличие от озер, в водах р. Дудергофки на протяжении всего периода наблюдений содержание фосфатов составляло 66 – 86 % ТР, снижаясь лишь весной до 27 – 54 %. Присутствие в воде большого количества фосфатов в период наибольшей интенсивности вегетационных процессов свидетельствует о наличии загрязнения, ингибирующего первичное продуцирование. Несмотря на то, что проточность является одним из факторов, способствующих самоочищению водных систем, более высокая степень антропогенного воздействия на лотический участок Дудергофской системы приводит к тому, что показатели качества воды в р. Дудергофке ниже, чем в озерах системы.

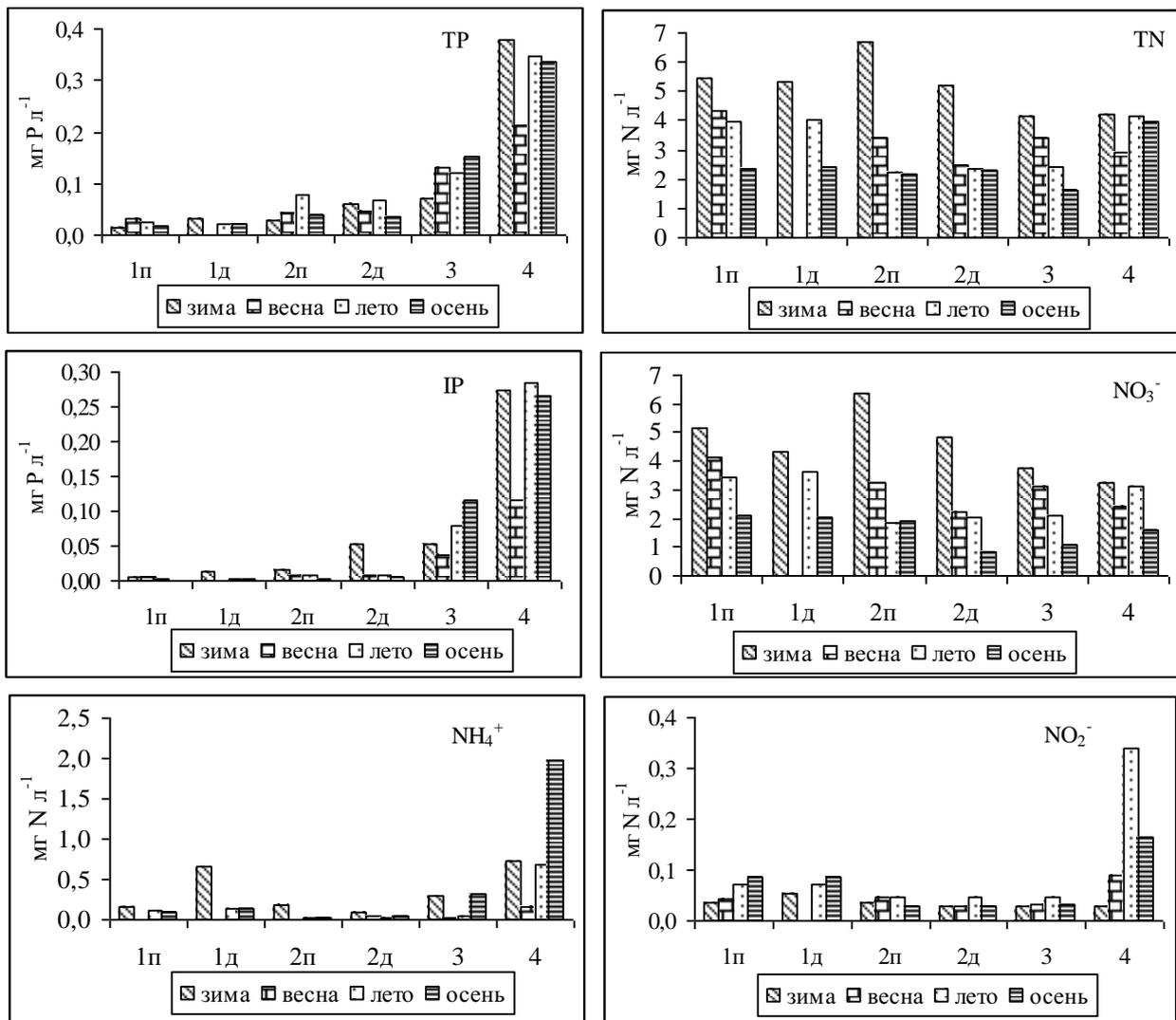


Рисунок 1 – Сезонная динамика содержания биогенных элементов в водоемах Дудергофской системы в 2013 г. (Обозначения: 1п – оз. Дудергофское, пов.; 1д – оз. Дудергофское, дно; 2п – оз. Безымянное, пов.; 2д – оз. Безымянное, дно; 3 – р. Дудергофка (пос. Горелово); 4 – р. Дудергофка (ул. Авангардная))

Следствием антропогенного влияния является и существенная межгодовая изменчивость содержания фосфора в воде р. Дудергофки, в то время как в озерах она незначительна.

Наибольшее содержание общего азота (TN) в воде было зафиксировано в конце зимы (см. рисунок 1), затем, в течение периода открытой воды, в 2013 г. концентрация TN имела тенденцию к снижению, достигнув наименьших значений осенью, а в конце сентября 2014 г. содержание TN вновь повысилось. Иная сезонная динамика содержания азота, точнее ее отсутствие, было отмечено в нижнем течении Дудергофки, где на территории города, как уже было отмечено, река в наибольшей степени подвержена комплексному антропогенному воздействию. Здесь в течение периода наблюдения значение TN варьировало в достаточно узких пределах 3,98 – 4,64 мг·л⁻¹, только в конце мая 2013 г. было зафиксировано более низкое значение TN – 2,89 мг·л⁻¹, а в конце сентября 2014 г. – резкое повышение TN до 9,62 мг·л⁻¹.

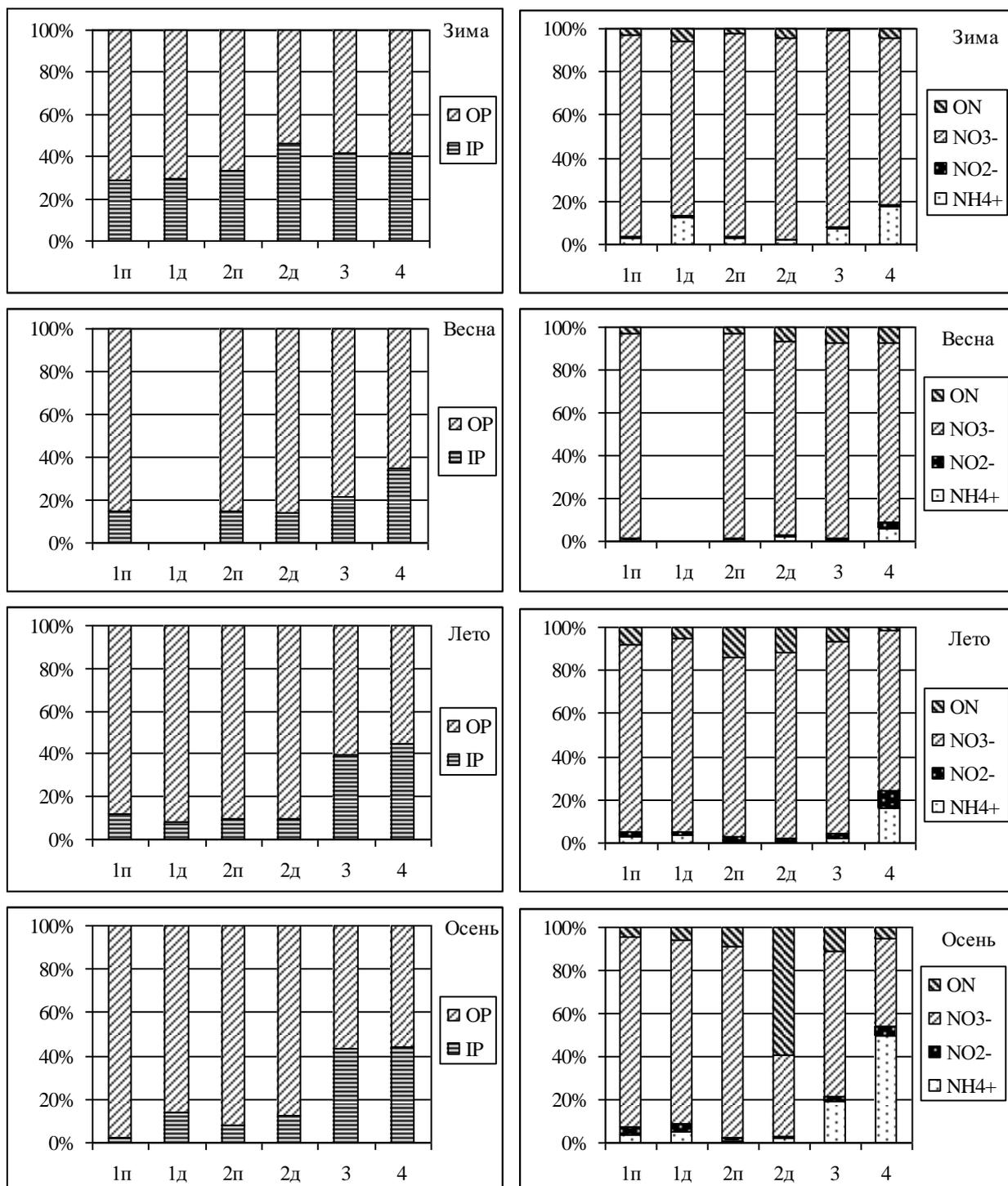


Рисунок 2 – Сезонная динамика соотношения форм биогенных элементов в водоемах Дудергофской системы в 2013 г. (Обозначения те же, что и на рисунке 1)

Таким образом, как и в случае фосфора, комплексное антропогенное воздействие, оказываемое городской средой, привело к нарушению естественной сезонной динамики азота, в результате его содержание в воде определяется, главным образом, степенью антропогенного воздействия в конкретный период.

В оз. Дудергофском в течение всего годового цикла доминирующей формой азота являются нитраты (82 – 97 % от TN) (рисунок 2). В оз. Безымянном ситуация схожая, однако, озеро более глубоководное, поэтому к концу лета и

осенью в придонном слое накапливается большое количество детрита, при этом азот до 45 % – 59 % входит в состав органического вещества (ON). Для исследуемой водной системы характерно присутствие в воде нитритов в течение всего годового цикла (см. рисунок 1). Как правило, это является признаком загрязнения, однако, в данном случае можно говорить и о природной особенности. Как показали исследования карбонатных озер данного района, выполненные Институтом озероведения РАН, даже для низкопродуктивных озер, испытывающих незначительное антропогенное воздействие, характерно постоянное присутствие в воде ионов NO_2^- .

Сезонная динамика форм азота в реке Дудергофке в целом схожа с таковой для озер, однако, здесь возрастает вклад аммонийной формы азота, особенно в нижнем течении реки (ул. Авангардная), где в конце сентября содержание NH_4^+ возросло до 50 % – 53 % TN. В водах этого участка реки были зафиксированы как наибольшие абсолютные концентрации NH_4^+ и NO_2^- (соответственно, $5,06 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1} \text{ N}$ в сентябре 2014 г. и $0,34 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1} \text{ N}$ в июле 2013 г.), так и наибольшее относительное содержание этих ионов (NH_4^+ – 53 % TN и NO_2^- – 8 % TN в те же сроки наблюдения), что является признаком загрязнения.

Таким образом, в Дудергофской водной системе от верхних звеньев гидрографической сети по направлению к нижним происходит обогащение вод главным биогенным элементом – фосфором, основная часть которого, очевидно, имеет антропогенное происхождение. В результате, соотношение N:P существенно снижается, составляя в среднем в озерах Дудергофском и Безымянном, р. Дудергофке в пос. Горелово и на ул. Авангардной, соответственно, 181, 76, 23 и 13 (весовое отношение). Наиболее экологически неблагополучным участком системы является нижнее течение р. Дудергофки на территории Санкт-Петербурга (ул. Авангардная). Здесь интенсивное комплексное антропогенное воздействие, оказываемое городской средой, привело к нарушению естественной сезонной динамики биогенных элементов, росту содержания (абсолютного и относительного) нитритов и ионов аммония, а также к межгодовой изменчивости, определяющейся, главным образом, степенью антропогенного воздействия в разные годы. Однако повышенная природная минерализация карбонатных вод создает высокую буферную емкость, обеспечивающую относительную устойчивость системы по отношению к внешним негативным воздействиям.

Список литературы

1. Игнатьева Н.В. Гидрохимическая характеристика трех озерно-речных систем Санкт-Петербурга и Ленинградской области // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана / Мат. лекций II-й Всерос. школы-конф., 18-22 ноября 2014 г., ИБВВ РАН. Том II. Ярославль: Филигрань, 2014. С. 165-168.

2. Особенности изменения химико-биологических показателей как основа оценки и прогнозирования состояния водных экосистем в условиях комплексного антропогенного воздействия: Отчет о НИР (заключ.) / ИНОЗ РАН : рук. Игнатьева Н.В.; исполн.: Беляков В.П. [и др.]. СПб., 2014. 108 с. № ГР 01201261214. Инв. № 215022770007.

РОЛЬ ДИФFUЗНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ФОРМИРОВАНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ. (МЕТОДЫ РАСЧЕТА И РАНЖИРОВАНИЕ)

Кирпичникова Н.В.

Институт водных проблем Российской академии наук (ИВП РАН),

г. Москва, nkirp@list.ru

В основу государственных водоохранных программ на протяжении многих десятилетий был положен тезис о сокращении сбросов промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод, тогда как в отношении остальных источников загрязнения водных объектов считалось, что они играют незначительную роль в ухудшении качества воды.

Определение понятия диффузное загрязнение имеет несколько различных трактовок, зависящих от направления, в котором проводятся исследования или анализ, однако, его смысл сводится к вполне определенному – загрязнению, возникающему от рассредоточенных на территории водосбора водного объекта неконтролируемых источников загрязняющих веществ.

Основные источники загрязнения с позиции водоохраны могут быть отнесены к контролируемым и неконтролируемым [1].

Контролируемые (точечные) источники находятся под государственным контролем, характеризуются относительной стационарностью сброса загрязняющих веществ, сосредоточенным выпуском, в основном, хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод.

Неконтролируемые (диффузные) источники находятся, в основном, вне системы контроля со стороны государственных органов, характеризуются нестационарностью режима и рассредоточенным (диффузным) поступлением загрязняющих веществ в водные объекты. К ним относятся: поверхностный смыв с территории городов, промышленных площадок, сельскохозяйственных объектов, а также зон рекреации, торфоразработки, судоходство, атмосферные выбросы городов, промышленных объектов, автомобильного и железнодорожного транспорта, свалки бытовых отходов, захоронения.

В последние десятилетия выделен новый вид неконтролируемых источников загрязнения – коттеджно-дачная застройка [2] в береговой зоне водоемов, что особо опасно для водных объектов - источников питьевого водоснабжения.

Разработана методика оценки площадной динамики фрагментов береговой зоны: деревни, садоводческие товарищества, пансионаты и дома отдыха [3]. Экспедиционные обследования трех километровой зоны берега выявило причины возможного загрязнения поверхностных боковых притоков, грунтовых вод и водоемов:

- отсутствие элементарной канализационной системы и выгребных ям;
- наличие многочисленных несанкционированных свалок бытовых отходов;
- резкое увеличение численности маломерных судов;

- развитие дачных хозяйств с применением удобрений;
- увеличение плотности населения и автотранспорта в доступных местах коллективного отдыха;
- поступление загрязняющих веществ в водоем прямотоком, без их трансформации и возможности самоочищения.

Многочисленные экспериментальные работы по фрагментам водосбора позволили выявить следующие основные элементы и соединения, характерные для диффузных неконтролируемых источников загрязнения: нефтепродукты, хлориды, тяжелые металлы, соединения азота, фосфора, серы, органические и взвешенные вещества.

Основными источниками загрязнения поверхностного стока в городах являются осевшие аэрозоли, отходы производства, продукты разрушения почвы, покрытий, растительности, выбросы в атмосферу от промышленных производств, выхлопные газы двигателей внутреннего сгорания, утечки горюче-смазочных материалов транспортных средств и др. Удельный вынос примесей поверхностным стоком с территории города зависит от многих факторов: состояния дорожных покрытий, доли площадей с эродирующим грунтом, уровня организации и применяемой технологии уборки территорий, удаления бытового мусора и промышленных отходов, уровня производства на предприятиях, режима работы пыле- и газоочистных установок, от уровня эксплуатации автотранспорта, локализации участков территории, где неизбежны просыпи и проливы сырья и промежуточных продуктов, упорядочения складирования и транспортировки сыпучих и жидких материалов.

Поверхностный сток с территории промышленных предприятий имеет, как правило, более сложный состав и определяется характером основных технологических процессов. Концентрация примесей зависит от вида поверхности водосбора, санитарно-технического состояния и режима уборки территории, эффективности работы систем газо- и пылеулавливания, организации складирования и транспортировки сырья, промежуточных и готовых продуктов, а также отходов производства. Обычно основное внимание при исследовании поверхностного стока уделяется изучению его химического состава, условиям образования, тогда как удельный вынос загрязняющих веществ с единицы водосборной площади, недостаточно изучен, несмотря на то, что этот показатель наиболее точно отражает возможное влияние поверхностного стока на водные объекты.

Сельскохозяйственное производство является основным источником поступления биогенных элементов. Экспериментальные работы по оценке биогенного загрязнения проводились по фрагментам: сенокосы, пастбища, пашни, животноводческие фермы, склады минеральных и органических удобрений.

Влияние диффузных источников загрязнения на водные объекты проявляется, в основном, в стокообразующие фазы водного режима: снеготаяние и дождевые паводки. Концентрации химических веществ в эти периоды в диффузном стоке могут превышать допустимые значения в десятки раз. Соответственно, резко возрастают концентрации загрязняющих веществ в водных

объектах-водоприемниках. К негативным последствиям диффузного загрязнения также относится заиление и эвтрофирование водоемов.

Наиболее сложной задачей является идентификация и расчет поступающего загрязнения от диффузных источников. К расчету поступающего загрязнения от диффузных источников авторы предлагают четыре методических подхода:

- экспликационный метод – базируется на площадных характеристиках фрагментов водосбора и приведенных модулях поверхностного смыва;
- метод идентификации – его основой являются постворные наблюдения на водном объекте;
- метод материального баланса – учитывает основные этапы поступления загрязняющих веществ и поэтапные балансовые оценки;
- метод имитационного моделирования – разработан для учета процессов, факторов и параметров формирования гидрохимического стока.

На примере бассейна Верхней Волги проведена оценка диффузного стока по трем первым методам и дальнейшее сопоставление с контролируемыми источниками загрязнения. Многолетние экспериментальные исследования по фрагментам водосбора и в водных объектах были проведены в период интенсивных дождей и в половодье. Выявлена четкая закономерность: большая часть загрязнения поступает на ветви подъема половодья и паводков. Исследования на водных объектах в бассейне Верхней Волги позволили заключить, что концентрации ряда химических компонентов в самих водотоках возрастают в несколько, а иногда в десятки раз. Проведены расчеты модулей выноса различных веществ с единицы площади конкретного фрагмента водосбора, что позволило проводить в дальнейшем сравнительные оценки и сопоставления двух классов источников загрязнения.

Следует отметить, что контролируемые источники обычно отличались более стационарным поступлением загрязнения в водные объекты, как в суточном режиме, так и в более продолжительном временном ряду. Однако, с переходом российской экономики на рыночные отношения объемы, а соответственно, и мощность поступающего загрязнения резко сократились. Эта тенденция характерна практически для всех российских регионов.

Учитывая сложную временную динамику, проводилась корректировка расчетных методик и дальнейшее ранжирование источников загрязнения для разных десятилетий: 1990-е и 2000-е годы. Расчеты показали многократное превышение объема загрязнения от диффузных (неконтролируемых) источников, особенно в периоды половодья.

В условиях падения промышленного производства вполне обоснованно ожидалось резкое улучшение экологической обстановки и, в частности, улучшение качества воды в реках – водоприемниках. Однако, несмотря на снижение объемов производства, объемы сбросов сточных вод уменьшились незначительно [4]. Кроме возрастающей мощности класса неконтролируемых источников загрязнения, причинами таких невязок, характерных сегодня для большинства промышленных предприятий, являются следующие обстоятельства:

1. Снижение технологической дисциплины водопользования, ведущее к неконтролируемому росту удельного водопотребления на единицу продукции. При этом обычно концентрации основных компонентов производственных сточных вод снижаются, но поскольку данная тенденция развивается одновременно с общим снижением технологической дисциплины, возможно появление новых, гораздо более опасных ингредиентов.

2. Вытеснение основной профильной учитываемой продукции смежными, а порой и совершенно непрофильными для данного предприятия видами продукции. При этом объем учитываемого производства резко снижается, а генератором сточных вод становятся неучтенные производства. Такое развитие событий особенно опасно тем, что состав сточных вод может стать совершенно нехарактерным для основного производства и более опасным.

В условиях падения объема промышленного производства ухудшается технология очистки промышленных сточных вод. В первую очередь предельно упрощаются схемы очистки сточных вод в основном за счет отказа от локальных цеховых установок. Это чаще всего аппараты физико-химической очистки, требующие значительных энергетических и реагентных затрат.

В тех случаях, когда промышленное предприятие всё же сохраняет многоступенчатую схему очистки, качество водообработки ухудшается за счет износа и недокомплектации оборудования и приборов, вынужденной экономии электроэнергии, реагентов, фильтрующей загрузки и т.д.

В результате специфически загрязненные сточные воды без необходимой очистки направляются на общезаводские очистные сооружения, в большинстве случаев на станции химической и биологической очистки, где часто проводится контроль выходящей воды по специфическим ингредиентам.

Анализ отчетности по форме 2-ТП всего нескольких предприятий на водосборе показал существенное разногласие в динамике объемов производства и сброса сточных вод. Таким образом, информативность отчетности и ее качество значительно снизились. Но достаточно надежный вывод можно получить будет только в результате инвентаризации всех предприятий на водосборах.

Таким образом, на основании многолетних экспериментальных исследований разработаны методические подходы по расчету загрязнения, поступающего от неконтролируемых (диффузных) источников, проведено ранжирование всех рассмотренных источников загрязнения по конкретному компоненту (загрязняющему веществу) для разных периодов времени. Итогом проведенных исследований явилась разработка «Методических рекомендаций по использованию методов ранжирования характеристик диффузных источников загрязнения на водосборных территориях водных объектов».

Список литературы

1. Кирпичникова Н.В. Неконтролируемые источники загрязнения// В кн. «Иваньковское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны», М., Наука, 2000. с. 36-62.
2. Кирпичникова Н. В., Куприянова Е.И. Экологическое состояние водоохранной зоны Иваньковского водохранилища и современные подходы его регулирования. Известия АН. 2003. т.6. С. 77-84.
3. Гордин И.В, Кирпичникова Н.В., Куприянова Е.И., Харитонов В.А. Мониторинг застройки водоохранных зон. Сб. докладов науч.-практ. конф. «Водоохранные зоны: опыт практического применения и целесообразность развития». Москва. 2006. С.19-26.
4. Гордин И. В., Кирпичникова Н.В. Промышленные сточные воды Тверской области в условиях экономического кризиса. Сб. Тр. ТГУ . 2005. «Региональные геоэкологические исследования», с. 70-78.

ГЕНЕЗИС УГЛЕВОДОРОДОВ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ АЗОВСКОГО И ЧЕРНОГО МОРЕЙ

Корпакова И.Г., Ларин А.А., Павленко Л.Ф., Скрыпник Г.В.
*«Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства»,
г. Ростов-на-Дону, riasfp@aanet.ru*

Оценка нефтяного загрязнения водных экосистем, несмотря на ограничение понятия «нефтепродукты», представляет собой чрезвычайно сложную задачу, связанную не только с многокомпонентностью и изменчивостью состава углеводородов, но и с присутствием в водных объектах биогенных углеводородов, входящих в состав биомассы живых и отмерших организмов [2].

Углеводороды (УВ) в водных объектах в зависимости от их происхождения можно разделить на 4 группы:

- нефтяные углеводороды (антропогенные сбросы с судов, сбросы промышленных сточных вод, ливневые стоки, перенос с атмосферными осадками, аварийные ситуации и др.);

- автохтонные биогенные УВ, продуцированные планктонными организмами непосредственно в водных объектах;

- аллохтонные биогенные УВ, источниками которых является растительность терригенного происхождения;

- петрогенные УВ, связанные с миграционными потоками на морском дне за счет их просачивания по разломам и трещинам из нефтегазоносных структур. По данным [7] поступление нефти за счет просачивания оценивается в среднем около 50 % от суммарного потока нефти в Мировой океан.

Для идентификации происхождения УВ используются данные хроматографического анализа n-алканов, которые являются биологическими маркерами [1]. Исследование молекулярного состава n-алканов позволяет с достаточной точностью определять генезис УВ.

Для нефтяных УВ из антропогенных источников при свежем загрязнении характерно монотонное распределение гомологов n-алканов в области C₁₄-C₃₅, при хроническом – наличие «горба» неразделенных нафтено-ароматических соединений (рисунок 1).

Многолетние исследования состава углеводородов в водной толще Азовского и Черного морей, показали, что равномерное распределение n-алканов, характерное для углеводородов при свежем или хроническом загрязнении сырой нефтью или нефтепродуктами, фиксируется в единичных пробах.

В большинстве исследованных проб воды, отобранных на обширной акватории Азовского и Черного морей в различные сезоны 2011-2014 гг., хроматограммы n-алканов характеризуются 4-мя типами (рисунок 2).

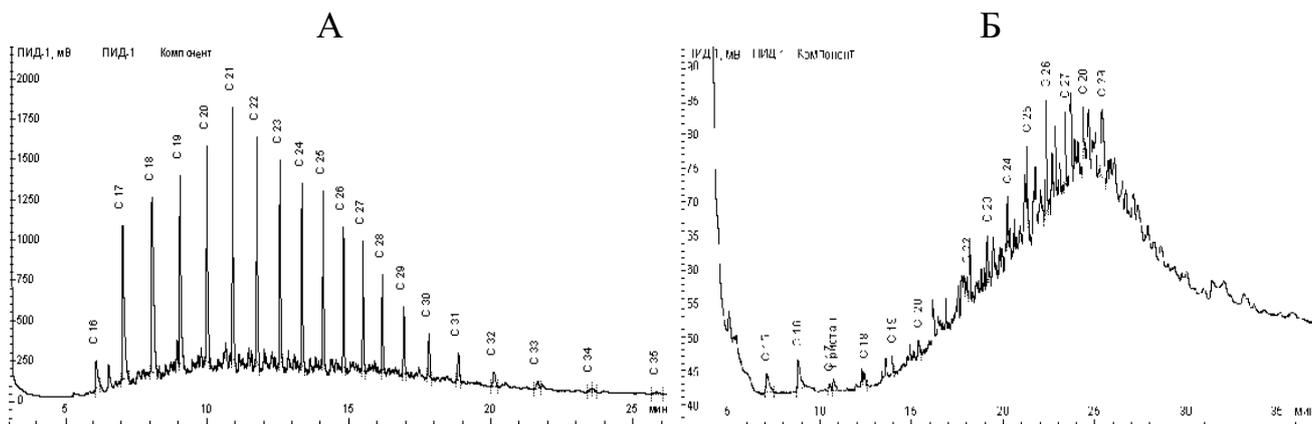


Рисунок 1 – Типы хроматограмм углеводородов при свежем (А) и хроническом (Б) загрязнении нефтью и нефтепродуктами

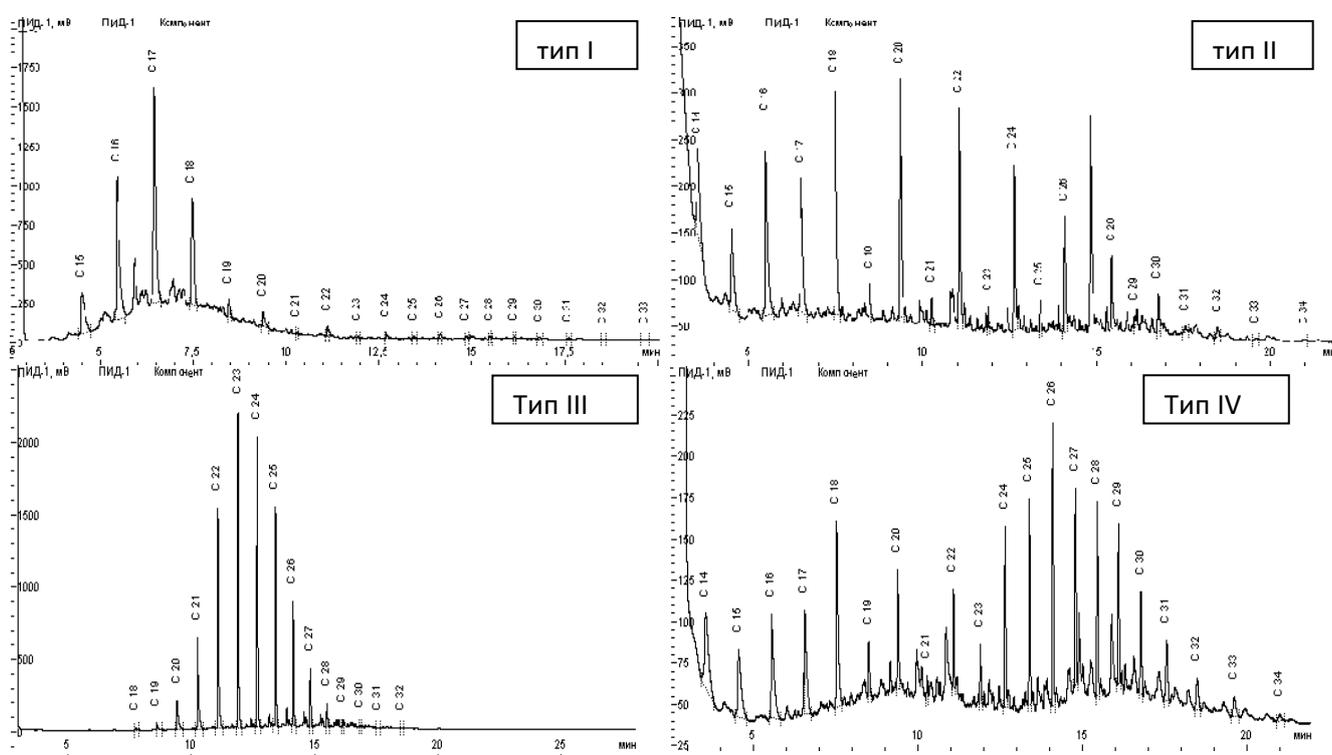


Рисунок 2 – Типы хроматограмм углеводородов, выделенных из водной толщи Азовского и Черного морей

Отличительными особенностями хроматограмм разных типов являются:

Тип I - Высокое содержание в низкомолекулярной области - C_{15} - C_{18} как четных, так и нечетных n-алканов, относящихся к автохтонным биогенным УВ.

Тип II - Преобладание в высокомолекулярной области – C_{20} - C_{28} четных n-алканов. Преобладание четных алканов может быть связано с синтезом этих УВ бактериями. Можно также предположить, что преобладание четных алканов связано с поступлением их из недр по тектоническим трещинам. Это предположение основано на литературных данных о том, что при генерации керогена морского происхождения в высокомолекулярном диапазоне изменяется со-

отношение четных и нечетных *n*-алканов в пользу преобладания УВ с четным числом углеродных атомов [5].

Тип III - Наличие гомологического ряда с максимумом C_{23} или C_{27} при отсутствии легких УВ и «горба» неразделенных нафтено-ароматических соединений. Подобный аномальный состав углеводородов был обнаружен в донных отложениях Балтийского моря [1]. Поскольку такой состав по критериям не соответствует ни одному из известных источников, высказывается предположение, что источником этих УВ может быть природное высачивание нефти на дне моря.

Тип IV - Высокое содержание *n*-алканов в низкомолекулярной области C_{15} - C_{18} , а в высокомолекулярной области – монотонное распределение C_{23} - C_{31} на фоне «горбов» неразделенных соединений. Такое распределение связано с одновременным присутствием в пробах воды в сопоставимых концентрациях планктоногенных УВ и трансформированных остатков УВ, источниками которых предположительно могут быть систематические утечки или сливы промысловых и балластных вод из танков нефтеналивных судов, а также аварийные разливы.

В качестве критериев происхождения углеводородов используется критерий CPI (Carbon Preference Index), так называемый индекс нечетности, который рассчитывается по отношениям углеводородов с нечетным и четным числом углеродных атомов. В составе липидной фракции фитопланктона в основном преобладают низкомолекулярные нечетные алканы - гептадекан C_{17} , иногда гомологи C_{15} и C_{19} , составляющие более 90 % всех алканов. В результате бактериальной трансформации образуются четные алканы C_{16} и C_{18} . Поэтому отношение нечетных и четных алканов в низкомолекулярной области может служить индикатором интенсивности трансформации углеводородов микроорганизмами [8].

Соотношение нечетных и четных *n*-алканов в высокомолекулярной области характеризует вклад аллохтонной (терригенной) составляющей биогенных УВ. Для аллохтонных углеводородов отношение нечетных к четным алканам всегда больше 1, так как в составе УВ высшей растительности значительно преобладают высокомолекулярные нечетные алканы.

Отношение суммарных концентраций низкомолекулярных и высокомолекулярных *n*-алканов используется для характеристики соотношения между автохтонными УВ морского происхождения и аллохтонными УВ терригенного происхождения.

Характерной особенностью хроматограмм УВ, выделенных из донных отложений, является преобладание в высокомолекулярной области УВ с нечетным числом углеродных атомов - C_{23} , C_{25} , C_{27} , C_{29} , C_{31} (рисунок 3). В донных отложениях в сопоставимых с нечетными *n*-алканами концентрациях обнаружен полиолефин НЕН (*cis*-3,6,9,12,15,18-гептацикосагексан), присутствующий во многих видах фитопланктона и содержание которого может достигать 15 % от суммы УВ [6].

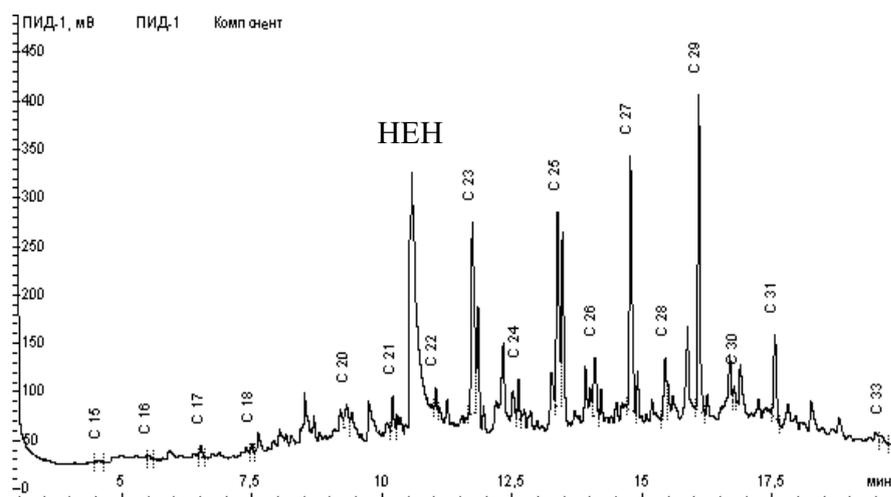


Рисунок 3 – Типичная хроматограмма углеводородов, выделенных из донных отложений Азовского и Черного морей

Другим важным классом углеводородов являются полициклические ароматические УВ (ПАУ), присутствие которых в окружающей среде обусловлено процессами как естественного, так и антропогенного характера. К углеводородам антропогенного или техногенного происхождения, прежде всего, относят ПАУ пери-конденсированного типа (пирены, бензпирены и т.д.), являющихся продуктами пиролиза органических веществ. Считается также, что флуорантен и бензфлуорантены распространены в природных объектах, измененных антропогенным воздействием [3]. «Техногенные» полиарены поступают в водные объекты в основном в результате утечек нефти и нефтепродуктов («нефтяные» ПАУ) и при сжигании органического сырья («пирогенные» ПАУ). К природным источникам ПАУ в первую очередь относятся вулканические выбросы, тектонические и гидротермальные поступления из морского дна.

По результатам исследований 2011-2014 гг. в водной толще и донных отложениях Азовского и Черного морей идентифицированы нафталин, 2-метилнафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, трифенилен, хризен, бенз(b)флуорантен, бенз(k)флуорантен, бенз(a)пирен, дибенз(a,h)антрацен, бенз(g,h,i)перилен. Суммарные концентрации идентифицированных ПАУ в водной толще Азовского моря варьировали в пределах 7-250 нг/л, Черного моря – 4-700 нг/л. В донных отложениях концентрации суммы ПАУ были выше и составляли в Азовском море – 50-900 мкг/кг, в Черном море – 70-1500 мкг/кг сухой массы.

В составе ПАУ в воде основную массовую долю составляли нафталин (17,8 % - 42,5 %), 2-метилнафталин (9,4 % - 47,5 %), фенантрен (6,7 % - 19,5 %) и флуорантен (6,0 % - 36,3 %), в донных отложениях – фенантрен (6,0 % - 22,7 %), флуорантен (31,5 % - 42,3 %), бенз(b)флуорантен (15,6 % - 28,8 %). Доля наиболее опасного ПАУ – бенз(a)пирена в воде составляла 0,05 % - 0,17 %, в донных отложениях – 0,5 % - 0,8 % от суммы идентифицированных ПАУ.

Для определения генезиса ПАУ в природных объектах используются отношения периконденсированных ПАУ (пирен, бенз(a)пирен и т.д.), являющихся продуктами пиролиза к ПАУ, образующихся в природных процессах (фенантрены,

хризены) [3]. Значение отношения (пирен+бенз(а)пирен)/(фенантрен+хризен) больше 1 маркирует преобладание «техногенных» ПАУ [9]. Значение отношения флуорантен/(флуорантен+пирен) меньше 0.5 маркирует преобладание «пирогенных» ПАУ [1].

По результатам наблюдений 2011-2014 гг. полученные значения индексов «техногенности» и «пирогенности» свидетельствуют о преобладании в составе ПАУ природных нефтяных соединений, источниками которых могут быть выбросы многочисленных грязевых вулканов, расположенных в прибрежной акватории Азовского и Черного морей или естественное высачивание нефти [4].

Список литературы

1. Немировская И. А. Углеводороды в океане (снег-лед-вода, взвесь-донные осадки) М.: Научн. мир, 2004. – 328 с.
2. Никаноров А.М., Страдомская А.Г. Роль биогенных углеводородов в оценке нефтяного загрязнения пресноводных объектов // Водные ресурсы. 2009. – т. 36. - № 1. - С. 61-67.
3. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 224 с.
4. Симонейт Б.Р.Т. Органическая геохимия водных систем при высоких температурах и повышенных давлениях: гидротермальная нефть / Основные направления геохимии. М.: Наука. 1995. - С. 236-259.
5. Хант Дж. Геохимия и геология нефти (гл. 7 - Созревание органического вещества). - Пер. с англ., под редакцией Н.Б. Вассоевича. - Редакция лит-ры по геологии, 1982.
6. Clark R.C.J., Blumer M. Distribution of n-paraffin's in marine organisms and sediment // Limnology and Oceanography. 1967. V.12. P. 79-87.
7. NAS (National Academy of Sciences). Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects. National Research Council. – Washington, D.C.: The National Academies Press, 2003. – 265 p.
8. Nishimura M., Beker E.W. Possible origin of n-alkanes with remarkable even-to-odd predominance in recent marine sediments // Geochim. Cosmochim Acta. 1986. V.50. № 2. P. 299-305.
9. Tolosa I., Mora S., Sheikholeslami M.R., Villeneuve J. et al. Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments // Mar. Pollut. Bull. 2004. V. 48. P. 44-60.

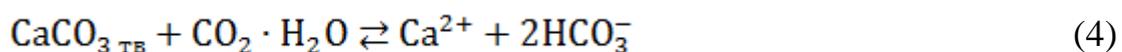
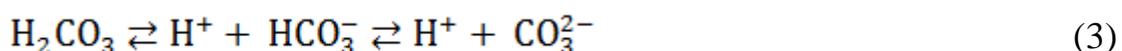
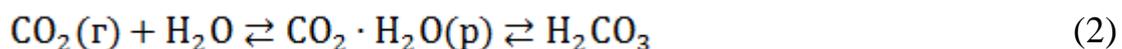
КАРБОНАТНАЯ СИСТЕМА МАЛЫХ ОЗЕР ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Кремлева Т.А., Паничева Л.П.

ФГБОУ ВПО «Тюменский государственный университет», г. Тюмень,
Российская Федерация, e-mail: rector@utmn.ru

Карбонаты и гидрокарбонаты являются основными кислотно-основными компонентами природных вод и играют главную роль в процессах сопротивления водных систем к поступлению кислот. Утилизация поступающего из атмосферы или других источников углекислого газа в водных системах происходит путем фиксации CO_2 в процессах фотосинтеза зеленых растений и хемосинтеза с участием микробов. В водных экосистемах главными производителями первичного органического вещества являются водоросли. Возврат углерода в атмосферу в виде CO_2 или в литосферу в виде карбонатных соединений возможен двумя путями. Более простой путь реализуется в процессах дыхания организмов и окисления отмершей биоты атмосферным или растворенным кислородом до CO_2 и H_2O (минерализация). Более сложный путь основан на промежуточном депонировании углерода в составе гуминовых веществ (гумификация) и последующем более медленном их окислении с образованием CO_2 . В работе приведены данные, полученные при выполнении широкомасштабного исследования озер Западной Сибири, проведенного в 2011-2012 гг. Лабораторией качества вод и устойчивости водных экосистем Тюменского государственного университета.

В поверхностных водах суши образуется карбонатная система, основные равновесия в которой можно описать следующим образом [Хорн, 1972; Никаноров, 1989]:



Образование CO_2 за счет разложения органического вещества (ОВ) можно представить в виде:



Все компоненты системы находятся в равновесии, поэтому избыточное поступление органического углерода (заболачивание водоемов, поступление нефтяных углеводородов и др.) может приводить к нарушению экологической устойчивости водоемов, обусловленному вторичными эффектами.

Растворимость CO_2 в воде при равновесии с атмосферным CO_2 ($p\text{CO}_2 = 0.2$ мм рт. ст.) при 25°C составляет 8,95 мкмоль/л [Никаноров, 1989]. При значительных содержаниях органического вещества раствор является пересыщенным по отношению к атмосферному CO_2 . Эмпирический порог по содержанию ОВ, выше

которого озеро является пересыщенным по диоксиду углерода по сравнению с атмосферой, равен 5–6 мг/л [Prairie, 2008].

Согласно литературным данным большинство озер являются пересыщенными по отношению к атмосферному CO_2 . В частности, для Западной Сибири концентрации CO_2 в озерах района г. Ноябрьска Западной Сибири (30–100 мкмоль/л) [Покровский и др., 2012] сравнимы с величинами, полученными в районах Ханты-Мансийска и Нового Уренгоя (от 22 до 160 мкмоль/л) [Ripo et al., 2007] и многочисленными литературными данными по другим бореальным озерам (25–200 мкмоль/л) [Sobek et al., 2003].

Пересыщение природных вод по CO_2 будет возрастать по мере увеличения содержания органического вещества, что в свою очередь будет приводить к увеличению его эмиссии в атмосферу (увеличению вклада CO_2 в общую эмиссию парниковых газов с поверхности суши); образованию карбонатных систем с очень низкими значениями pH; эвтрофированию водоемов. Соответственно, ряд природных (склонность к заболачиванию) и антропогенных (загрязнение нефтепродуктами и другими органическими загрязнителями) факторов могут приводить к нарушению экологической устойчивости водоемов, обусловленному вторичными эффектами.

Содержание органических форм углерода в водах озер Западной Сибири значительно меняется в широтном градиенте с севера на юг. Увеличение концентрации органического углерода закономерно повышается в более теплом климате. В зоне северной и средней тайги (60–66 град. северной широты) высокое содержание органического вещества характерно для заболоченных водоемов. На рисунке 1 приведено распределение содержания органического углерода ($C_{\text{орг}}$) в озерах Западной Сибири в широтном градиенте.

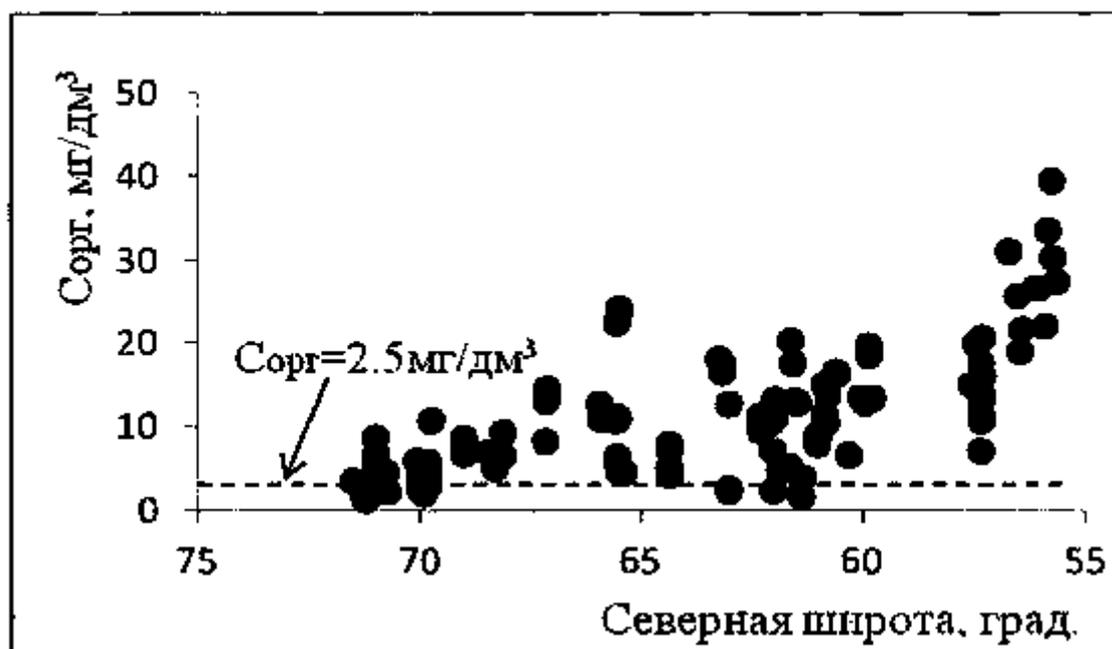
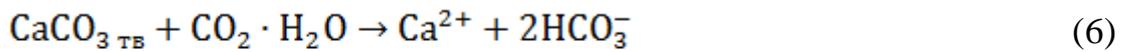


Рисунок 1 - Содержание органического углерода в широтном градиенте

Для пересчета содержания органического вещества на углерод обычно используется коэффициент 0,5 [Орлов, 2005]. Тогда, используя данные по величине порогового содержания ОВ, выше которого озеро является пересыщенным по диоксиду углерода равное 5–6 мг/л, [Prairie, 2008] можно считать пороговой концентрацию $C_{\text{орг}}$ около 2,5 мг/дм³ (приведена на рисунке 1 пунктирной линией).

Согласно данным, приведенным на рисунке 1, большинство озер Западной Сибири являются пересыщенными по CO_2 . В озерах с $C_{\text{орг}}$ (ТОС) больше 2.5–3 мг/л содержание $\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}(\text{p})$ будет определяться условием квазистационарного равновесия с учетом скоростей процессов образования, эмиссии в атмосферу и взаимодействия с карбонатными породами. Содержание гидрата окиси углерода оказывает значительное влияние на буферную способность природных вод, т.к. это один из главных компонентов карбонатной буферной системы. Повышение содержания $\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}(\text{p})$ будет приводить к снижению буферной емкости природных вод.

Образование CO_2 в водных системах обусловлено процессами окисления органического углерода и пропорционально содержанию $C_{\text{орг}}$ и кислорода. Эмиссия пропорциональна содержанию $\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}(\text{p})$. Кроме этого, возможно связывание $\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}(\text{p})$ при взаимодействии с карбонатными породами:



При этом в воде моногидрат диоксида углерода находится в состоянии химического равновесия с другими карбонатными формами, а содержание различных карбонатных форм определяет рН водной фазы [Никаноров, 1989]. Основные уравнения химических равновесий можно представить в виде следующих схем. Гидрат диоксида углерода находится в равновесии с угольной кислотой:

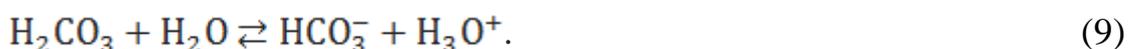


Константа равновесия процесса трансформации:

$$K_T = \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3]}{[\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}]} \quad (8)$$

При 25 °С $K_T = 1,70 \cdot 10^{-3}$, скорость прямой реакции $0,039 \text{ с}^{-1}$, обратной – 23 с^{-1} [Лидин и др., 2007; 2006]

Угольная кислота подвергается обратимому гидролизу, создавая при этом кислую среду:



Константа кислотности:

$$K_{a1}^* = \frac{[\text{HCO}_3^-] \cdot [\text{H}_3\text{O}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} \quad (10)$$

При 25 °С $K_{a1}^* = 2,5 \cdot 10^{-4}$ [Лидин и др., 2007; 2006].

Отдельно определить содержание диоксида углерода и угольной кислоты в воде трудно, поэтому для практических расчётов суммарную концентрацию этих компонентов часто принимают за концентрацию свободной угольной кислоты. Так как только около 1 % растворенного диоксида углерода образует угольную кислоту, расчет содержания свободной угольной кислоты ведется на гидрат диоксида углерода (CO_2 своб.). Соответственно, для константы кислотности свободной угольной кислоты можно записать следующее выражение:

$$K_{a1} = \frac{[\text{HCO}_3^-] \cdot [\text{H}_3\text{O}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_{3\text{своб}}]} = K_{a1}^* \cdot K_T = \frac{[\text{HCO}_3^-] \cdot [\text{H}_3\text{O}^+]}{[\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}]} \quad (11)$$

При 25°С $K_{a1} = 4,27 \cdot 10^{-7}$ [Лидин и др., 2007; 2006].

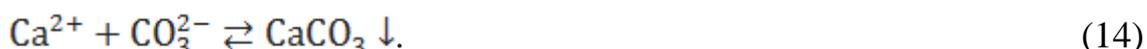
Гидрокарбонат-ион подвергается дальнейшему гидролизу по реакции:



$$K_{a2} = \frac{[\text{CO}_3^{2-}] \cdot [\text{H}_3\text{O}^+]}{[\text{HCO}_3^-]} \quad (13)$$

При 25°С $K_{a2} = 4,68 \cdot 10^{-11}$ [Лидин и др., 2007; 2006].

В поверхностных водах необходимо также учитывать равновесие:



Содержание минерального углерода ($[\text{C}_{\text{мин}}]$, моль/л) в поверхностных водах зависит от состава карбонатной системы и равно сумме равновесных концентраций (моль/л) всех компонентов карбонатной системы:

$$[\text{C}_{\text{мин}}] = [\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}] + [\text{H}_2\text{CO}_3] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]. \quad (15)$$

С учетом ур.3.8, 3.10, 3.11, 3.13 получим:

$$[\text{C}_{\text{мин}}] = [\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}] \cdot \left(1 + K_T + \frac{K_{a1}}{[\text{H}_3\text{O}^+]} + \frac{K_{a1}K_{a2}}{[\text{H}_3\text{O}^+]^2} \right). \quad (16)$$

Тогда $[\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ можно рассчитать по формуле:

$$[\text{CO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}] = \frac{[\text{C}_{\text{мин}}]}{1 + K_T + \frac{K_{a1}}{[\text{H}_3\text{O}^+]} + \frac{K_{a1}K_{a2}}{[\text{H}_3\text{O}^+]^2}} \quad (17)$$

На рисунке 2 приведено распределение значения рассчитанной концентрации гидрата диоксида углерода для озер Западной Сибири по широте.

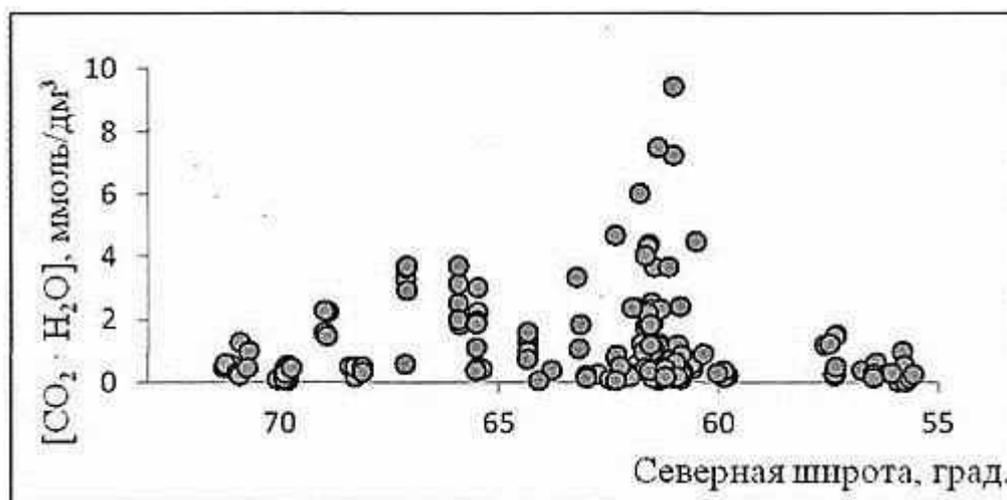


Рисунок 2 - Содержание гидрата диоксида углерода в озерах Западной Сибири в широтном градиенте

Самое высокое содержание гидрата диоксида углерода – в озерах средней тайги (63-61°сев. широты), где в озера поступает значительное количество нефтяных углеводородов, а также возможно поступление высокогумусных болотных вод. Высокое содержание гидрата окиси углерода приводит к снижению буферных свойств природных вод и, как результат, к закислению водоемов.

Список литературы

1. Хорн Р. Морская химия. / Р. Хорн. - М.: Мир, 1972. - 400 с.
2. Никаноров А. М. Справочник по гидрохимии. / А. М. Никаноров. - Л., 1989. 390 с.
3. Prairie Y.T. Carbocentric limnology: looking back, looking forward // Canadian J. Fisheries Aquatic Sciences. 2008. Vol. 65. P. 543–548.
4. Покровский О.С., Широкова Л.С., Кирпотин С.Н. Микробиологические факторы, контролирующие цикл углерода в термокарстовых водных объектах Западной Сибири. // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2012. № 3 (19). С. 199–217.
5. Sobek S., Algesten G., Bergstrom A.-K. et al. The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes // Global Change Biology. 2003. Vol. 9. P. 630–641.
6. Орлов Д. С., Садовникова Л.К., Суханова Н.И. Химия почв М. : Изд-во МГУ, 2005. 527 с.
7. Лидин Р.А., Андреева Л. Л., Молочко В. А. Константы неорганических веществ: справочник. 2-е изд., перераб. и доп. М.: Дрофа, 2006. 685 с.
8. Лидин Р. А., Молочко В. А., Андреева Л. Л. Реакции неорганических веществ: справочник. 2-е изд., перераб. и доп. М.: Дрофа, 2007. 637 с.

ОСОБЕННОСТИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ДРЕНАЖНЫХ И КАРЬЕРНЫХ ВОД ВЫРАБОТАННЫХ ВЕРХОВЫХ ТОРФЯНИКОВ (ТВЕРСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Лапина Е.Е.

Институт водных проблем РАН, Москва, Россия, shtriter_elen@rambler.ru

Выработанными торфяниками называют торфяные месторождения, фактически выработавшие свой ресурс. В Тверской области площадь выработанных торфяников составляет 7,5 %, а в наиболее заболоченных районах (Калининском и Конаковском) - порядка 26 % -29 % от всей площади болот [3].

После окончания разработки месторождения (при условии оставления его без специальных восстановительных мероприятий) открытые карьеры заполняются водой, частично зарастают либо полностью покрываются сфагновыми сплавинами; проводящая осушительная сеть заплывает.

Такие заброшенные торфоразработки по классификации [4] относятся к нарушенной геологической среде; у землеустроителей они называются карьерными землями [7]. Если выработанные верховые болота имеют небольшие размеры и малую мощность залежи, они начинают заболачиваться вторично, тем более что условия для возобновления торфообразовательного процесса (рельеф минерального ложа, климатические условия и др.) сохранились [5,7]. Как показали наши исследования, каналы осушительной сети, даже заплывшие, продолжают играть отводящую роль и сбрасывают болотные воды в протекающие неподалеку ручьи или речки.

Анализ современных научных публикаций свидетельствует о слабой изученности гидрохимического режима вод выработанных торфяников [3,5,7].

Цель исследований состояла в изучении особенностей гидрохимического режима дренажного стока и карьерных вод выработанных верховых торфяников в условиях вторичного заболачивания.

Объектом изучения послужило болото Шумновское, расположенное в 3-х км на северо-восток от г. Конаково Тверской области. Болото образовалось на водоразделе ручьев. Его северная половина залегает на третьей надпойменной террасе Волги, представленной песками, супесями, илистыми суглинками; южная часть приурочена к флювиогляциальным московским пескам и супесям. Общая площадь объекта составляет 234 га, площадь промышленной залежи, полностью выработанной – 93 га, средняя мощность торфа достигала 1,07 м. Верховой торф использовался с 1938 г. в качестве топлива для Конаковского фаянсового завода. Торф изыали не только в разведанных для добычи границах, но практически по всей площади болота, кроме небольшой части на северо-востоке. Добычу прекратили в 1956 году. В настоящее время болото заросло древесно-кустарниковой и травяной растительностью (угнетенные сосна и береза, различные осоки, ягодные кустарнички, сабельник), покрыто мхами.

Местное население ходит на болото собирать клюкву, голубику, грибы и лекарственные растения.

Месторождение разрабатывалось машинно-формовочным способом, мощность остаточного слоя торфа в карьерах не превышает 3-5 см либо торф выбран до минерального грунта. Перепад гипсометрических отметок на болоте составляет порядка 2,5–3,0 м, уклон направлен к северо-востоку, где расположены два озера. За 60 лет, прошедших со времени прекращения добычи торфа, карьеры заросли сплавиной толщиной 0,6 – 0,9 м, перемычки между карьерами обрушились. Сплавина от верхнего края бывшего карьера практически достигает минерального грунта в центральной части болота и по краю западной части. На юге и юго-востоке болота между нарощей сплавиной и подстилающим грунтом сохраняется слой чистой воды высотой 15-20 см. В южной части болота карьеры заросли полностью, сплошным «ковром»; на севере, куда устремилась масса воды, много «окон» (открытых участков). Дренажные каналы пронизывают болото по всей длине, окаймляют его по периметру. Вода сбрасывается в озера и через систему дрен в ручей, который впадает в Иваньковское водохранилище.

Использована следующая методика работ. Первый пост наблюдений установили на дренажной канаве, охватывающей болото с западной стороны (в силу удобства подхода). Через 50 м от дрены, непосредственно на болоте, в пределах карьера, полностью заросшего сплавиной, установили второй пост. Здесь для отбора пробы копали саперной лопаткой закопушку либо ручным буром бурили скважину до появления воды. Периодичность отбора на режимных объектах по возможности составляла 1 раз в месяц (в некоторые годы дрена пересыхала с мая по октябрь). Кроме того, эпизодически, 1 раз в сезон, в южной и центральной части торфяника путем ручного бурения отбирали карьерные воды, в марте близ дрены – лежалый снег.

Исследования гидрохимического состава отобранных образцов воды включали определение электропроводности (ЭПР), ионного состава, рН, общего железа ($Fe_{общ}$), цветности и перманганатной окисляемости (ПО).

Солевой состав (HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-}) и валовое железо ($Fe_{общ}$) определяли в гидрохимической лаборатории Иваньковской научно-исследовательской станции ИВП РАН по стандартным методикам [2]. Цветность определена колориметрически по Pt-Co шкале, ПО - по Кубелю, хлориды – аргентометрически, сульфаты – турбидиметрически с $BaCl_2$. Концентрации ионов Na^+ и K^+ проанализированы методом пламенной фотометрии в нефльтрованных пробах на приборе ПФМ-Т; железо определено фотометрически роданидным методом.

Замер водородного показателя рН производили *in situ* (портативными приборами для полевых исследований) или в лаборатории потенциометром рН-673. Результаты анализов проб представлены в таблице 1.

Воды торфяников характеризуются рядом специфических особенностей. Они обогащены органическим веществом гумусовой природы и окрашены в желтоватый или бурый цвет; являются неравновесными системами (содержат одновременно окислители и восстановители); обладают низкой степенью минерализации; в них нарушен баланс между катионами и анионами [1]. Основным

источником питания верховых болот являются атмосферные осадки. В отобранных снеговых пробах диапазон величин рН составил 6,46 – 7,1; ЭПР – 1,2 – 1,8 мS/m; концентрации гидрокарбонатов от 6 до 9 мг/дм³, ионов кальция 1,0 – 1,2 мг/дм³, минерализация - 10-14 мг/дм³, цветность варьирует в пределах 0–3 градуса, ПО – от 1 до 4 мг/дм³О.

Таблица 1 – Динамика гидрохимических характеристик дренажных и карьерных вод болота Шумново за период наблюдений 2001 – 2013 гг.

Параметр	Дрена (28 проб)			Карьеры (14 проб)		
	Среднее	Min	Max	Среднее	Min	Max
рН	6,94	6,50	7,63	5,13	3,7	6,2
ЭПР мS/m	24,2	6,4	81,7	6,16	3,3	11,8
ПО мг/дм ³ О	55,4	21,5	79,0	65,2	21,2	106
Цветность, градус	290	160	502	235	90	660
Na, мг/дм ³	8,1	1,5	19,0	7,0	1,7	16,0
K, мг/дм ³	11,8	0,0	30,9	2,6	0,24	4,1
Ca ⁺² , мг/дм ³	30,0	8,0	80,0	9,0	3,5	22,0
Mg ⁺² , мг/л,	12,6	2,4	39,0	3,7	1,2	7,0
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	118	24	403	20	6,1	37
Cl ⁻ , мг/дм ³	2,5	0,7	4,1	1,6	0,7	3,0
SO ₄ ⁻² , мг/дм ³	16,9	1,0	44,0	10,7	1,3	35,0
Fe _{общ} , мг/дм ³	1,0	0,3	3,2	0,4	0,3	0,8
Минерализация, мг/дм ³	185	46	614	57	24	78

Воды исследованных карьеров отличаются повышенной кислотностью (средняя величина рН составляет 5,13 против 6,94 в дренажных водах). По сравнению с карьерными дренажные воды гораздо более минерализованы: содержат ионов кальция и магния в 3 раза больше, гидрокарбонатов в 4 – 6 раз больше, общего железа – более чем на порядок. Представленные в таблице 1 в разделе «дрена» минимальные величины ЭПР, цветности, гидрокарбонатов приурочены, как правило, к половодью, когда снег тает, и талые воды разбавляют дренажные. Состав дренажных вод гидрокарбонатно-сульфатный либо гидрокарбонатный, с переменным катионным рядом (кальциево-магниевым либо кальциево-магниевым-натриевым).

Карьерные воды более изменчивы по составу: это воды либо сульфатного натриево-кальциевого состава, либо гидрокарбонатно-сульфатные кальциево-магниевые, причем состав от времени года не зависит. Доминирование сульфат-иона, скорее всего, связано с процессами разложения растительных остатков внизу сплавины: при бурении вода по вскрытии вырывается из-под сплавины резким толчком под влиянием образовавшихся газов. Минимальные величины цветности (90 град.) приурочены к половодью, однако по другим параметрам, в силу недостаточности полевых данных, прямой связи не просматривается.

Наиболее низкие значения рН выявлены на полностью покрытых сплавной карьерах, что, возможно, связано с поступлением в воду гуминовых и фульвокислот, образующихся при разложении растительных остатков сплавины [3]. В северной части болота, в «окнах», воды менее кислые (средняя величина рН равна 5,6), более маломинерализованные, по составу близки к атмосферным осадкам, за исключением высоких величин цветности и ПО (таблица 2).

Таблица 2 – Динамика гидрохимических характеристик «окон» и грунтовых вод (из колодца) водосбора болота Шумново, период 2001 – 2013 гг.

Параметр	«Окна», 5 проб			Колодец, 9 проб		
	Среднее	Min	Max	Среднее	Min	Max
рН	5,60	5,17	6,81	7,69	7,12	8,2
ЭПР mS/m	5,62	3,21	8,71	64,93	54,1	73,5
ПО, мг/дм ³ О	47,6	36,7	58,5	6,03	2,31	17,0
Цветность, градус	364	205	490	13	7	20
Na, мг/дм ³	2,5	0,6	6,3	9,5	2,8	23,0
K, мг/дм ³	0,3	0,05	0,8	9,9	3,1	20,2
Ca ⁺² , мг/дм ³	6,2	3	14	90,0	64,0	104,0
Mg ⁺² , мг/дм ³	0,8	0,6	1,2	23,9	9,8	31,7
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	14	9	18	369	311	415
Cl ⁻ , мг/дм ³	1,5	0,6	4,2	6,4	0,9	19
SO ₄ ⁻² , мг/дм ³	7,6	1,9	15,6	22,3	13,1	24,7
Fe _{общ} , мг/дм ³	0,3	0,1	0,6	0,1	0,1	0,2
Минерализация, мг/дм ³	36	20	52	539	433	593

В таблице 2 также дана гидрохимическая характеристика воды из колодца, расположенного в д. Шумново, в 600 м от дрены. Вода в колодце имеет гидрокарбонатный кальциево-магниевый состав, низкие величины цветности и ПО, по водородному показателю вода нейтральная и слабощелочная, ее минерализация достаточно постоянна и даже в половодье составляет не менее 400 мг/дм³. Представленные характеристики свидетельствуют об отсутствии гидравлической связи между болотом и грунтовым водоносным горизонтом.

В результате исследований установлено, что выработанные верховые торфяники, заболачиваемые вторично, представляют собой автономную систему, как и естественные ненарушенные болота. Болото активно наращивает сплавины (скорость 2–3 см в год).

Гидрохимический состав карьерных вод на данном этапе заболачивания сходен с водами естественного верхового болота по солевому составу, содержанию органических веществ, величине водородного показателя рН. Из-за активных биохимических процессов состав карьерных вод неустойчив: предположительно под влиянием образующихся газов и закисных соединений мине-

рального ложа он изменяется от $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+} - \text{Mg}^{2+}$ до $\text{SO}_4^{2-} - \text{Ca}^{2+} (\text{Na}^+) - \text{Mg}^{2+}$, причем смена типа воды не зависит от сезона.

Дренажные воды отличаются от карьерных вод более высокой минерализацией, нейтральным значением pH; в половодье их состав меняется за счет разбавления талыми водами, однако гидрохимический тип дренажных вод остается постоянным. Дрена окаймляет болото, а поскольку его краевые зоны более минерализованы, может происходить обогащение дренажных вод кальцием, магнием и гидрокарбонатами.

Описанное болото, кроме рекреационной нагрузки, подвергается антропогенному влиянию другого типа. В 1,5 км на юго-запад от болота располагается действующая городская свалка. Газодымовые выбросы от свалки, содержащие оксиды серы и азота, улавливаются болотной экосистемой не только из-за специфики ее микроклимата (пониженной температуры и повышенной влажности относительно окружающей местности), но и из-за преобладающих в районе ветров юго-западного направления. Твердая атмосферная пыль от свалки может служить дополнительным источником ионов сульфатов, в динамике содержания которых закономерностей не выявлено.

Список литературы

1. Ефимов В.Н. Торфяные почвы. М.: Россельхозиздат. 1980. 120 с.
2. Методы исследования качества воды водоемов/Новиков Ю.В., Ласточкина К.О., Болдина З.Н. Под ред. А.П. Шицковой. М.: Медицина, 1990. 400 с.
3. Муравьева Л.В. Освоение, антропогенные изменения и современное состояние болотных геосистем Тверской области. Автореферат дисс. М., 2011. 22 с.
4. Королев В.А. Мониторинг геологической среды: Учебник/ под ред. В.Т. Трофимова. М.: Изд-во МГУ, 1995. 272 с.
5. Перспективное использование выработанных торфяных болот: монография/под общей редакцией д.т.н В.В. Панова. Тверь. ООО «Издательство Триада». 2013. 280 с.
6. Потапова Т.М., Новиков С.М. Оценка антропогенных изменений химического состава болотных вод и стока растворенных веществ с территории естественных и мелиорированных верховых болот//Вестник СПбГУ. Сер. 7. 2006. вып. 2. С. 85- 95.
7. Торф, торфяные почвы, удобрения / Ковалев Н.Г. и др. М.: ВНИИМЗ. 1998. 239 с.

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ В ВОДЕ р. ПЫШМА СОЕДИНЕНИЙ МЕТАЛЛОВ

Лобченко Е.Е.*, Лавренко Н.Ю.*, Гончаров А.В.**

* Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, E-mail: ghi@novoch.ru

** Московский Государственный Университет им. Ломоносова, Москва,
E-mail: tata15333@mail.ru

В отличие от органических загрязняющих веществ, которые в поверхностных водах со временем подвергаются химическому или биохимическому разложению до простых и безопасных неорганических соединений, металлы лишь перераспределяются в водной экосистеме, переходя во взвешенные вещества и донные отложения, являясь в таких случаях источниками вторичного загрязнения воды. Это обстоятельство обусловило необходимость изучения динамики содержания соединений металлов в воде р. Пышма. Источниками поступления большинства соединений металлов в поверхностные воды являются: естественными – процессы химического выветривания горных пород и минералов; антропогенными – сточные воды предприятий горнодобывающей, металлообрабатывающей, лакокрасочной промышленности и др.

Соединения железа Повышенное содержание соединений железа в воде р. Пышма наблюдается в многолетнем плане в течение года. Максимальные концентрации фиксировались в нижнем течении р. Пышма (с. Богандинское) в июле и декабре (7,5-8 ПДК). Сезонная изменчивость содержания соединений железа в воде р. Кунара в фоновом и контрольном створах г. Богданович характеризуется возрастанием до 0,6-0,7 мг/л в апреле (рисунок 1), что, вероятно, объясняется распространением на водосборах бассейна заболоченных почв.

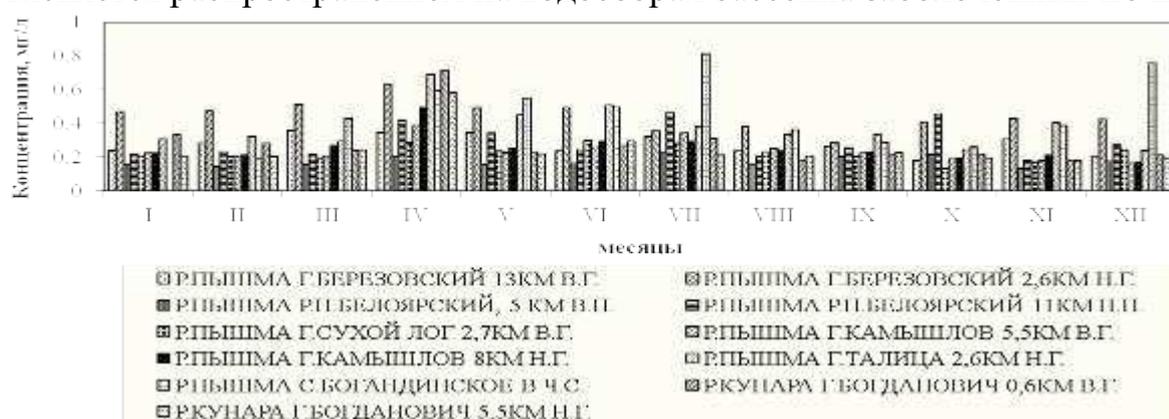


Рисунок 1 – Изменение среднемноголетних сезонных концентраций соединений железа в воде бассейна р. Пышма

В межгодовой динамике отмечается тенденция к значительному снижению концентраций соединений железа в воде всех рек бассейна р. Пышма. В период с 1993 по 2008 гг. максимальные концентрации соединений железа составляли в верхнем течении 2-30 ПДК, среднем – 2-22 ПДК, нижнем 2-44 ПДК, в течении последних пяти лет они в разы уменьшились и составляли 1-13 ПДК, 1-10 ПДК, 2-4 ПДК соответственно.

Соединения меди Распределение среднемноголетних концентраций соединений меди по сезонам года характеризуется достаточной однородностью, за исключением створов в районе г. Березовский, где более высокие концентрации отмечались в период с января по май (рисунок 2).

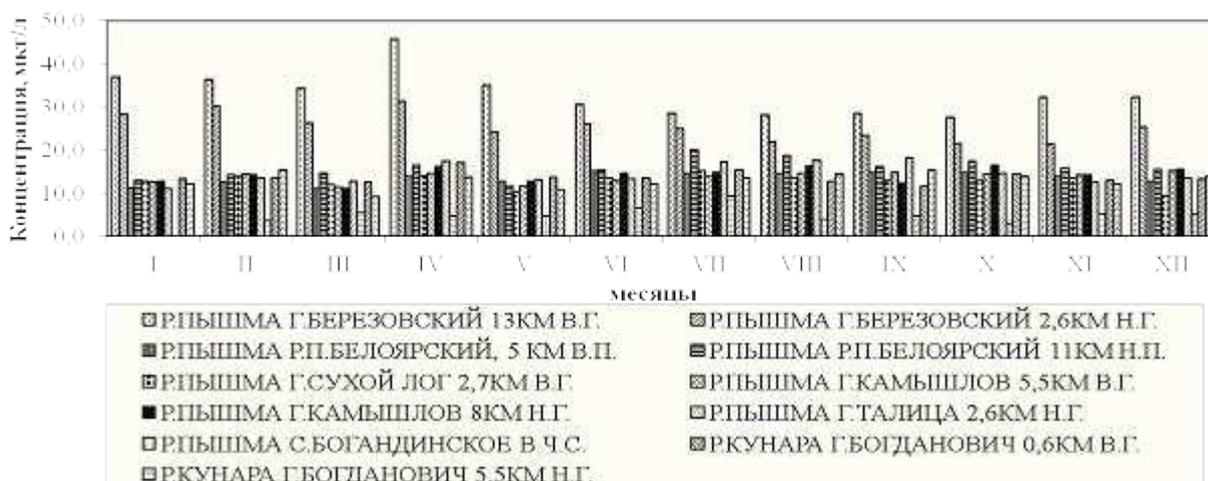


Рисунок 2 – Изменение среднемноголетних сезонных концентраций соединений меди в воде бассейна р. Пышма

По длине реки средний уровень загрязненности воды соединениями меди в большую часть рассматриваемого временного отрезка оставался более высоким в верхнем течении реки, снижаясь далее по течению. В межгодовом плане эта тенденция сохранялась (рисунок 3).

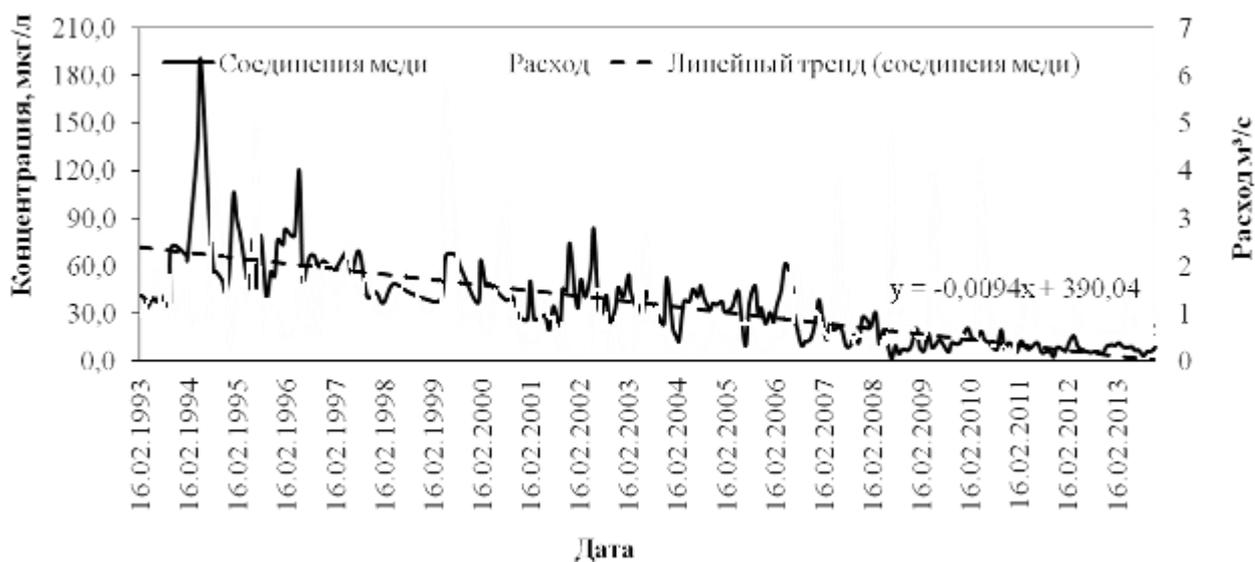


Рисунок 3 – Динамика изменения содержания соединений меди в воде р. Пышма 13 км в.г. Березовский

В период с 1993 по 2008 гг. максимальные концентрации соединений меди составляли в верхнем течении 8-190 ПДК, среднем – 6-73 ПДК, нижнем 4,5-33 ПДК, уменьшившись в последние годы. Уровень высокого и экстремально высокого загрязнения реки обусловлен поступлением сточных вод предприятий химической, металлургической промышленности, шахтных вод, а также в

результате коррозии медных трубопроводов и других сооружений, используемых в системах водоснабжения.

Соединения цинка Распределение среднемноголетних концентраций соединений цинка носило однородный характер. Только в нижнем течении р. Пышма в районе с. Богандинское наблюдалось значительное повышение концентрации соединений цинка до 65,9 мкг/л в марте месяце (рисунок 4).

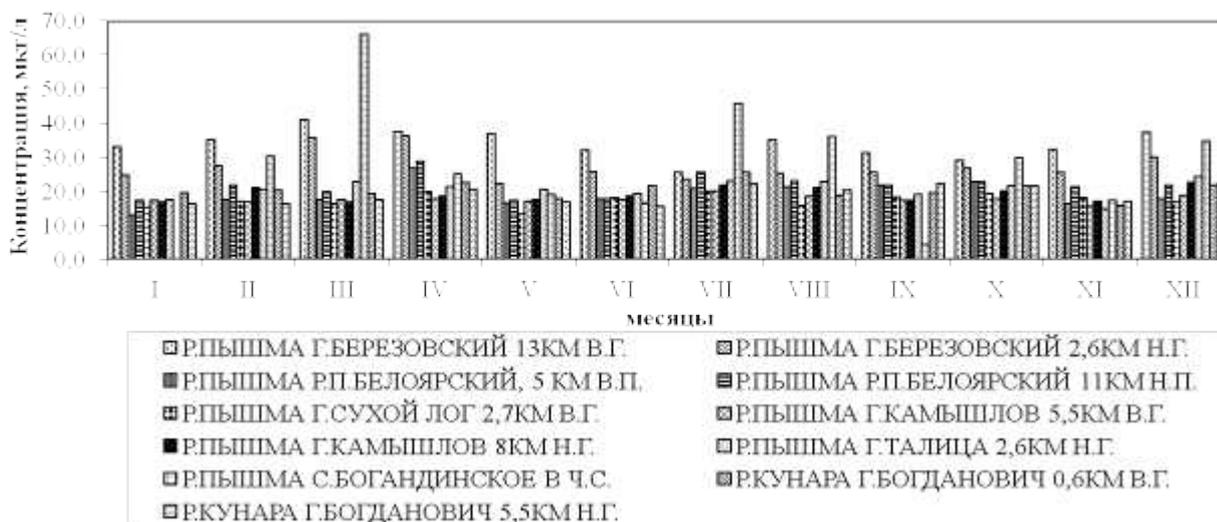


Рисунок 4 – Изменение среднемноголетних сезонных концентраций соединений цинка в воде бассейна р. Пышма

Высокие концентрации соединений цинка до 126-370 мкг/л в течение 1993-2013 гг. в воде р. Пышма скорее всего обусловлены влиянием сброса сточных вод промышленных объектов (фабрик по производству минеральных красок, пергаментной бумаги, вискозного волокна и гальванических цехов, отходные воды с рудников и шахт). В период с 2008 по 2013 гг. среднегодовое содержание соединений цинка в воде реки, по сравнению с первыми десятью годами несколько снизилось и не превышало ПДК более чем в 2 раза.

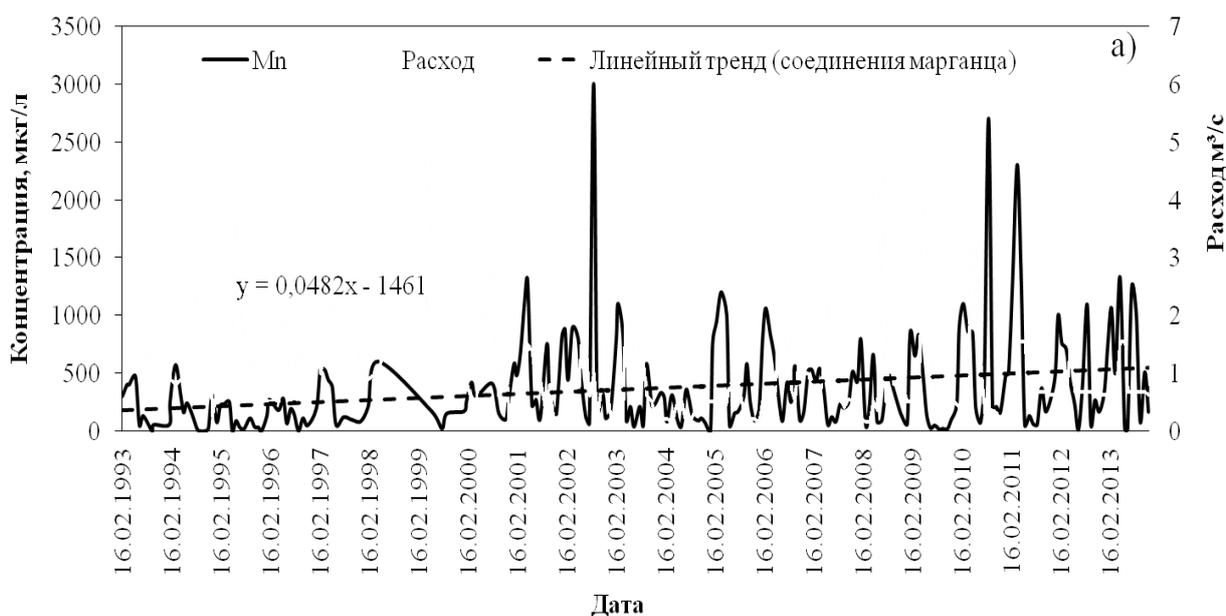
Соединения марганца. Для бассейна р. Пышма соединения марганца на протяжении рассматриваемых двух десятилетий являются характерными загрязняющими веществами, концентрации которых в воде большинства створов достигали критического уровня загрязненности. Среднегодовые концентрации в верхнем течении р. Пышма в районе г. Березовский находились в пределах 100-680 мкг/л, максимальные превышали ПДК в отдельные годы в 106-300 раз, в остальные находились в пределах 170-850 мкг/л. В среднем и нижнем течении реки на участке г. Сухой Лог – с. Богандинское среднегодовые и максимальные значения были несколько ниже и составляли 30-390 мкг/л и 50-800 мкг/л соответственно. В воде р. Кунара содержание соединений марганца также в большинстве лет достигало критического уровня загрязненности воды, среднегодовые концентрации находились в диапазоне 40-330 мкг/л, максимальные – 90-560 мкг/л (в 1996 г. в контрольном створе г. Богданович 1500 мкг/л). Наиболее высокие концентрации соединений марганца по сезонам года отмечаются в период с января по апрель (рисунок 5).



Рисунок 5 – Изменение среднемноголетних сезонных концентраций соединений марганца в воде бассейна р. Пышма

При условии сохранения современной, либо близкой к ней, эколого-экономической ситуации следует ожидать в воде р. Пышма, с. Богандинское стабилизацию концентраций соединений марганца; в районе г. Березовский наблюдается устойчивый тренд увеличения концентраций соединений марганца в многолетнем плане на уровне, близком к уровню высокого загрязнения (рисунок 6).

Возросшие масштабы антропогенного влияния усложнили и повысили необходимость изучения процессов формирования химического состава поверхностных вод в современных условиях. Поступление сточных вод промышленного, сельскохозяйственного и бытового происхождения оказывают значительное негативное влияние на площадь водосбора, изменяя при этом химический состав природных вод.



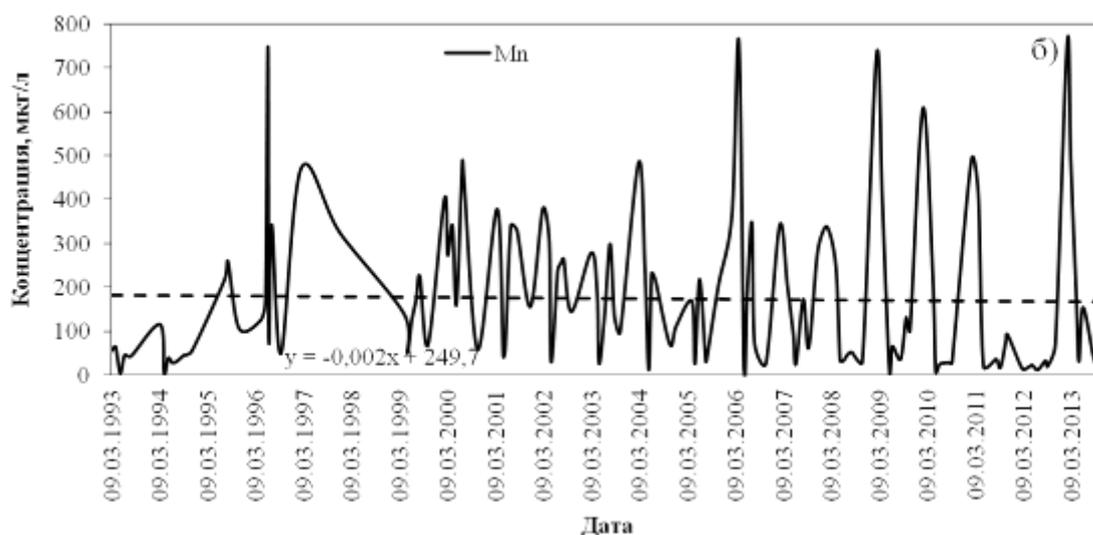


Рисунок 6 – Динамика изменения содержания соединений марганца в воде: а) р. Пышма, 13 км в.г. Березовский; б) р. Пышма, с. Богандинское

В результате изменения гидрологических условий, физико-химических параметров и др. соединения металлов в воде рек бассейна Пышмы могут выводиться из водной среды и вновь в нее поступать, приводя к вторичному загрязнению. Миграция металлов из взвешенных веществ и донных отложений чаще всего проявляется в районах интенсивного антропогенного воздействия (г. Березовский).

Проведенное исследование пространственно-временных изменений содержания соединений металлов в воде рек бассейна Пышмы является небольшим звеном в решении сложной проблемы, охватывающей генезис и процессы формирования поверхностных вод в условиях антропогенного воздействия. Склонность соединений металлов образовывать устойчивые комплексные соединения с органическими и минеральными лигандами обуславливает перенос ионов металлов в гидросфере, их седиментацию и аккумуляцию во взвешенных веществах и донных отложениях. Из рассмотренных металлов наиболее серьезную опасность в бассейне р. Пышма представляют медь и цинк, так как уже в малых концентрациях эти элементы оказывают пагубное действие на гидробионты. Водные организмы способны к накоплению этих элементов в количествах, во много раз превышающих их содержание в водной среде. Значительную роль в миграции, в процессах самоочищения и накопления соединений металлов оказывают взвешенные вещества и донные отложения [1, 2].

Литература

1. Лобченко Е.Е., Каплин В.Т. Роль взвешенных веществ в самоочищении природных вод от ионов меди и цинка. – Гидрохимические материалы, 1968. – Т.48. С.151-156.
2. Соломин Г.А., Лобченко Е.Е. Изучение адсорбционных свойств глинистых минералов. Сообщение III. Адсорбция ионов меди. - Гидрохимические материалы, 1968. – Т.48. С.90-96.

ДИНАМИКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАССЕЙНА р. МОСКВА

Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Лямперт Н.А., Ничипорова И.П.,
Листопадова Н.Н.

Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, ghi@novoch.ru

Оценка качества поверхностных вод любой степени загрязненности (фоновое, находящееся под влиянием естественных факторов гидрохимического формирования; антропогенное) – сложная и многогранная задача, не имеющая однозначного решения. Это обстоятельство связано не только с большим набором загрязняющих веществ, поступающих со сточными водами многочисленных предприятий различных отраслей промышленности, но и в значительной степени с физико-географическими, геологическими, физико-химическими, гидрографическими, климатологическими, химико-биологическими и др. условиями формирования качественного состава поверхностных вод.

Необходимость оценки динамики качества поверхностных вод бассейна Москвы обусловлена высоким уровнем загрязненности, являющимся результатом большой антропогенной нагрузки сточными водами предприятий крупных городов с развитой промышленностью, расположенной по берегам рек. Общий объем сточных вод, отводимых в р. Москва и её притоки, превышает среднегодовой сток [1].

Интенсивное антропогенное воздействие привело к изменению компонентного состава водной среды, все большее число ингредиентов и показателей качества воды переходят в разряд критических, возрастает частота случаев высокого и экстремально высокого загрязнения воды.

При такой высокой антропогенной нагрузке в реке не успевает проходить аккумуляция загрязняющих веществ донными отложениями и трансформация в результате биологических процессов, происходящих в водной среде. Река имеет сплошной характер загрязнения вдоль всего водотока в течение многолетнего периода (1993-2014 гг.).

Определяющая роль антропогенного фактора в трансформации компонентного состава главных ионов в водной среде речных экосистем наиболее отчетливо проявляется на примере изменчивости содержания хлоридных и сульфатных ионов.

Сравнительная характеристика среднегодовых концентраций в 2007-2013 гг. выявила четко выраженную тенденцию к их увеличению в воде по течению от участка реки выше г. Москва до створа ниже д. Нижнее Мячково: сульфатных ионов от 9,70-30,6 до 30,1-86,1 мг/л, хлоридных от 10,2-19,1 до 44,1-77,4 мг/л.

Бассейн р. Москва характеризуется большей степенью загрязненности воды аммонийным и нитритным азотом, фосфатами, органическими веще-

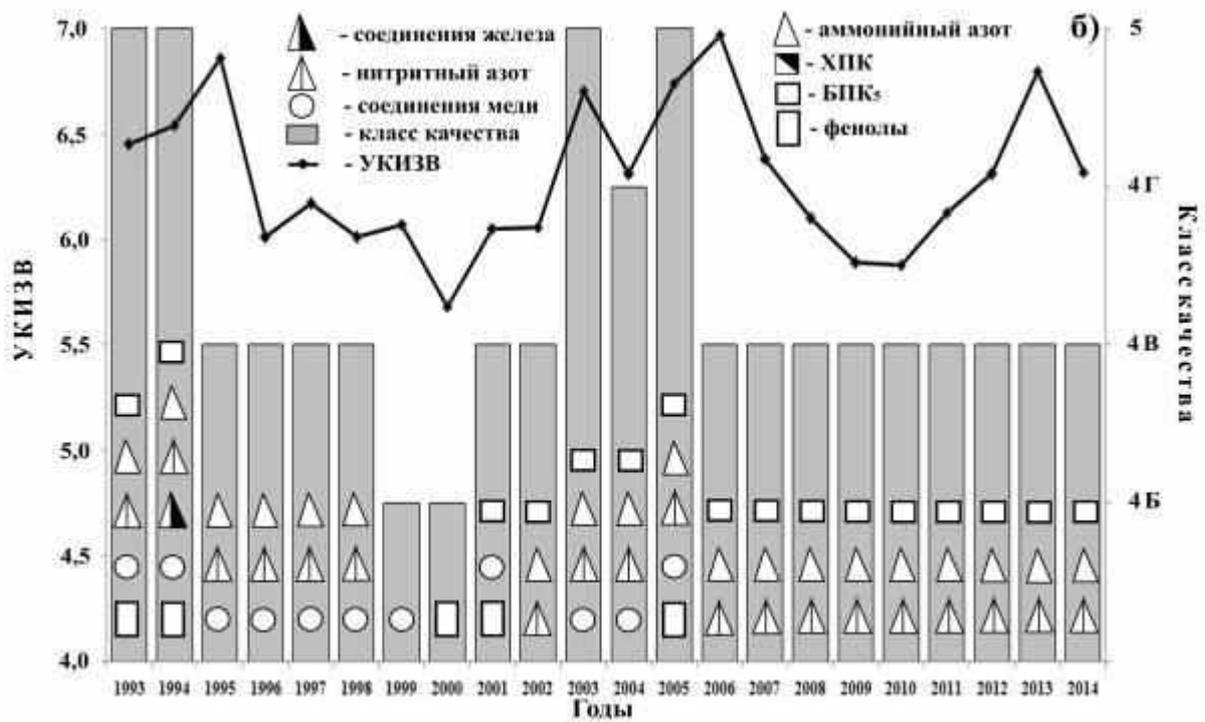
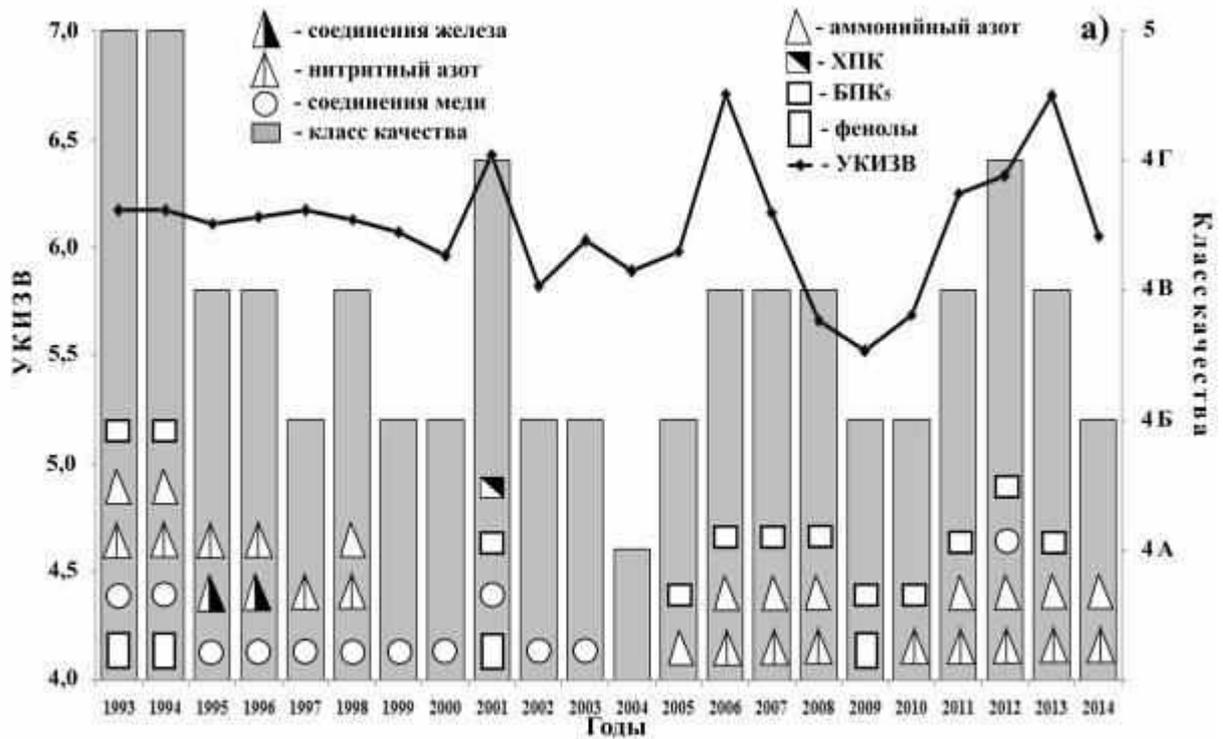
ствами по БПК₅ и по ХПК, соединениями меди и железа, чем р. Ока и часть ее притоков.

В распределении ингредиентов и показателей качества воды по течению р. Москва отмечается закономерность: содержание вышеперечисленных веществ в воде реки в черте г. Москва в районе Бабьегородской плотины по сравнению с верхним течением возрастает. Ниже сбросов сточных вод Курьяновских и Люберецких очистных сооружений среднегодовые концентрации загрязняющих веществ в воде реки резко возрастают, особенно в 2003-2013 гг.: нитритного азота в 6-18 раз (до 0,231-0,627 мг/л), аммонийного азота в 4-15 раз (до 2,78-10,5 мг/л), фосфатов в 3-8 раз (до 0,230-0,716 мг/л), нитратного азота в 5-24 раза (до 3,03-11,5 мг/л), органических веществ по БПК₅ и по ХПК в 1,5-2 раза до 5,51-10,6 мгО₂/л и до 36,6-51,0 мгО/л соответственно. Ниже по течению реки вплоть до устья содержание отдельных загрязняющих веществ в воде реки изменяется незначительно.

В воде р. Москва ниже д. Нижнее Мячково, а также в отдельных притоках (реки Медвенка, Закза и Пахра) в последние годы многолетнего периода возросла частота встречаемости превышения ПДК: в 2008-2013 гг. фосфатами до 100 %, в 2011-2013 гг. нитратным азотом до 20 % - 46 %. Увеличилось число случаев высокого загрязнения воды в 2004-2013 гг. аммонийным и нитритным азотом р. Москва до 52-92 %, притоков до 30 % - 80 %. Случаи экстремально высокого загрязнения воды нитритным азотом отмечали в р. Москва в районе д. Нижнее Мячково в 1993-1997 и 2005-2006 гг., р. Медвенка – в 1993-2000 гг., р. Закза и Пахра – в 1994 г.

Загрязненность воды реки в районе Бесединского моста МКАД под влиянием сточных вод Курьяновских очистных сооружений по сравнению с верхним течением возрасла и в большую часть многолетнего периода, согласно комплексной оценке, варьировала от "грязной" до "очень грязной". Ниже д. Нижнее Мячково после сброса сточных вод Люберецких очистных сооружений вода по качеству практически весь рассматриваемый период характеризовалась как "очень грязная". Далее по течению реки у г. Воскресенск загрязненность воды практически не изменялась, в черте г. Коломна в отдельные годы незначительно уменьшалась, но оставалась неудовлетворительного качества («грязная» вода) (рисунок 1) [2].

Критическими загрязняющими веществами воды притоков Москвы и непосредственно р. Москва от Бесединского моста в черте г. Москва до устья были: аммонийный и нитритный азот – практически во все годы рассматриваемого периода, соединения меди – ежегодно с 1993 по 2001 гг.; легкоокисляемые органические вещества (по БПК₅) – чаще во второй половине рассматриваемого временного отрезка, соединения железа – в начале периода, органические вещества по ХПК – в отдельные годы на отдельных участках. Практически ежегодно максимальные концентрации этих веществ превышали уровень высокого загрязнения воды; нитритным азотом – экстремально высокого в р. Москва в 1993-1998, 2003 и 2005-2006 гг.; р. Закза – в 1993-2000 гг.; р. Медвенка – 1993-1994 гг.



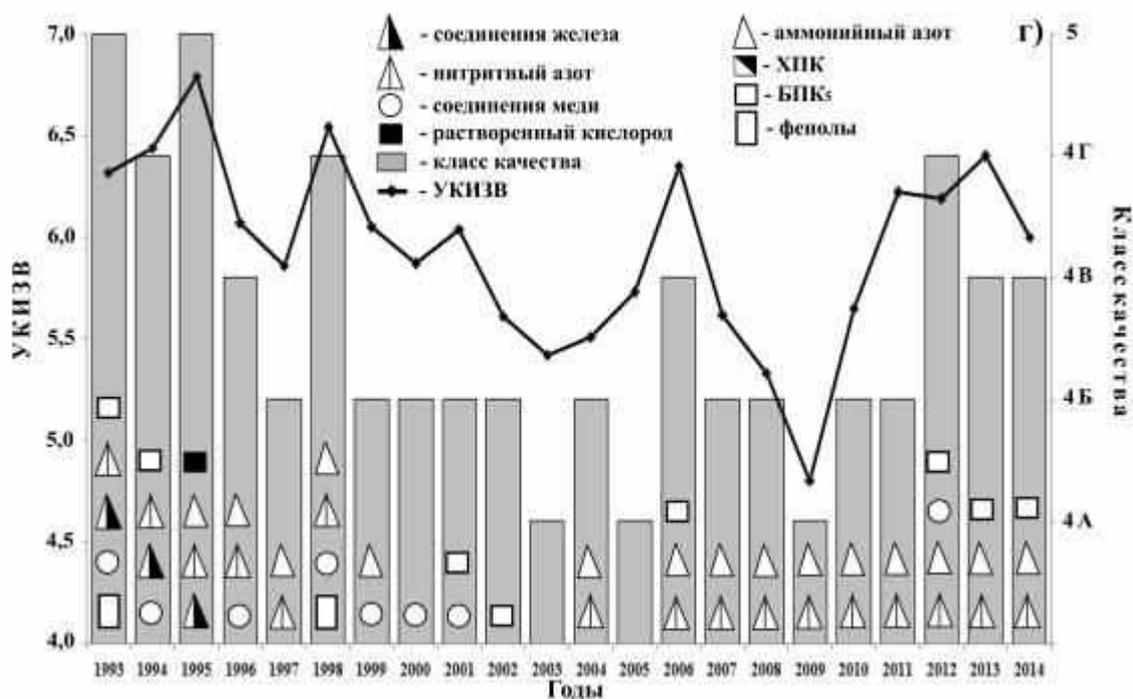
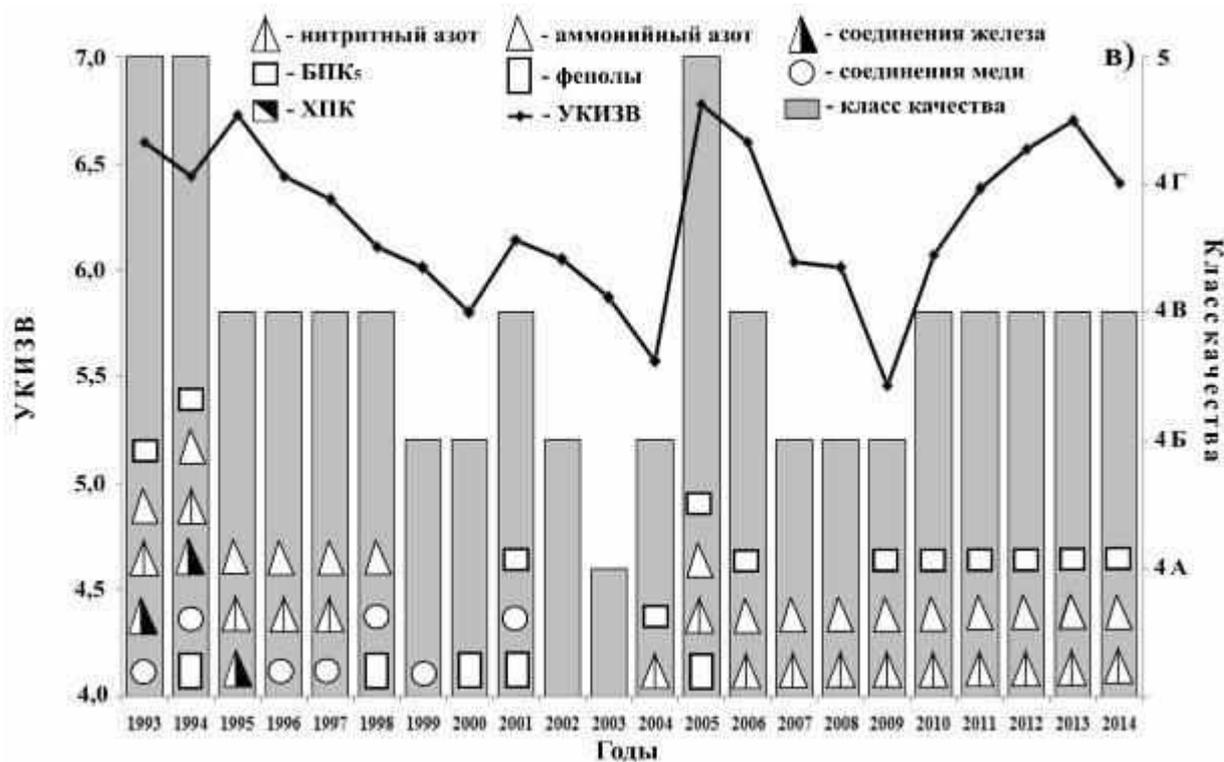


Рисунок 1 – Динамика изменения качества воды и распределения критических показателей загрязненности воды р. Москва: а) г. Москва, 0,01 км выше Бесединского моста МКАД; б) д. Нижнее Мячково, 11,1 км ниже деревни; в) Воскресенск, 1 км ниже города; г) г. Коломна, в черте города, 0,1 км выше устья

В значительной степени отрицательное влияние на качество воды р. Москва оказывают её притоки – Медвенка, Закза, Пахра, Рожая, Нерская, Юза, дополни-

тельно загрязняя р. Москва аммонийным и нитритным азотом, легкоокисляемыми органическими веществами (по БПК₅), максимальные концентрации которых, как правило, превышают уровень высокого загрязнения.

Анализ многолетней режимной гидрохимической информации ГСН по компонентному составу воды бассейна р. Москва выявил следующие тенденции:

- участвовавшие случаи снижения в 2007-2013 гг. содержания растворенного в воде кислорода до величин незначительно превышающих 2,00 мг/л в р. Москва, р. Пахра, р. Рожая, р. Нерская;
- возрастание минерализации воды, содержания сульфатных и хлоридных ионов в воде по течению р. Москва;
- накопление в водной среде аммонийного и нитритного азота до концентраций, превышающих ПДК в десятки раз, а также фосфатов в 2-9 раз.

Масштабное сельскохозяйственное и промышленное использование речных вод бассейна Москвы возрастает, стала очевидной острая напряженность не только водного баланса, но и качества воды, при этом проблема обеспечения чистой пресной водой возникает не из-за естественного её недостатка, а в значительной мере с качественным истощением вод в результате их загрязнения.

Дальнейшее хозяйственно-промышленное освоение территорий Московской области усилит актуальную проблему экологического состояния речных вод, что должно находить соответствующее отражение в проектно-изыскательных и научно-исследовательских программах при решении практических задач в области охраны поверхностных вод бассейна Москвы, что непременно скажется на оздоровлении и бассейна Оки в целом.

Поскольку поверхностные воды уязвимы, легко подвержены внешним воздействиям, решение проблем охраны вод бассейна Москвы от загрязнения, комплексного и рационального их использования, совершенствования и оптимизации мероприятий по снижению антропогенных воздействий является чрезвычайно необходимым и единственно возможным условием дальнейшего развития производственных мощностей в бассейне р. Москва с использованием замкнутых циклов производств и современных новейших технологий очистки сточных вод.

Список литературы

1. Абрамова Е.А. – Оценка уровня антропогенной нагрузки на бассейн реки Оки в пределах Московской области – Электронный журнал "Вестник Московского государственного областного университета", 2011. /2/ География – С.20.
2. РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям. СПб.: Гидрометеопиздат. 2003. 49 с.

ДИНАМИКА СРЕДНЕСЕЗОННЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ВОДЕ МАНЫЧСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Первышева О.А., Ничипорова И.П.
Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, РФ, ghi@novoch.ru

Водные ресурсы Пролетарского и Веселовского водохранилищ в современных условиях складываются из местного стока (370 млн. м³ в средний год), донской (из Донского магистрального канала) и кубанской (по руслу р. Егорлык) воды, возвратных вод с прилегающих орошаемых земель, грунтовых и подземных вод. В восточной части Пролетарское водохранилище подпитывается стоком рек Калаус и Егорлык (за счет регулируемого перетока из западной в восточную часть) [1].

Пролетарское водохранилище — крупный водоём с лабиринтом лиманов и мелководных заливов на северном побережье. Тростниковые заросли развиты только в опреснённых участках в балках и у Ново-Маньчской дамбы. На оз. Маньч-Гудило из-за высокой минерализации воды надводная растительность почти не развита, острова водоёма покрыты злаково-разнотравными ассоциациями. Для водоема характерна очень высокая продуктивность зоопланктона и бентоса.

Доля местного стока в питании Пролетарского водохранилища ничтожна и по отношению к потерям на испарение для среднего по водности года составляет 30 %, для маловодного — 9 %. Опреснение водохранилища происходит преимущественно за счет притока кубанской воды. Водоохранилища характеризуются колебанием уровня и солёности воды, имеющих антропогенно-естественный характер.

Минерализация воды возрастает с запада на восток, достигая максимальных величин (17-30 г/л) в центральной части Восточного Маньча. В многоводные годы Маньчские водоёмы представляют единую акваторию различной степени минерализации (от ультрагалинных до пресных участков).

Наиболее высокий уровень содержания органических веществ по БПК₅ и по ХПК, аммонийного и нитритного азота, соединений меди, магния, сульфатов, хлоридов характерен для водохранилищ у п. Правый Остров и с. Маньч-Грузское, где вода оценивалась в подавляющем большинстве лет как «грязная», в отдельные ранние годы как «экстремально грязная» (рисунок 1.) [2].

Веселовское водохранилище — антропогенно трансформированный водоём, протяжённостью 93,2 км, шириной 1,5-3 км, площадью зеркала 300 км²; одно из немногих в стране, не имеющее значительных колебаний уровня воды. На суточные колебания уровня воды заметное влияние оказывают сгонно-нагонные явления.

После поступления по руслу р. Егорлык слабоминерализованной карбонатно-кальциевой воды Кубани минерализация в устье реки снизилась до 320 мг/л, а по составу вода стала сульфатно-натриево-кальциевая. В течение многих лет состав воды менялся от карбонатно-кальциевой до сульфатно-натриевой

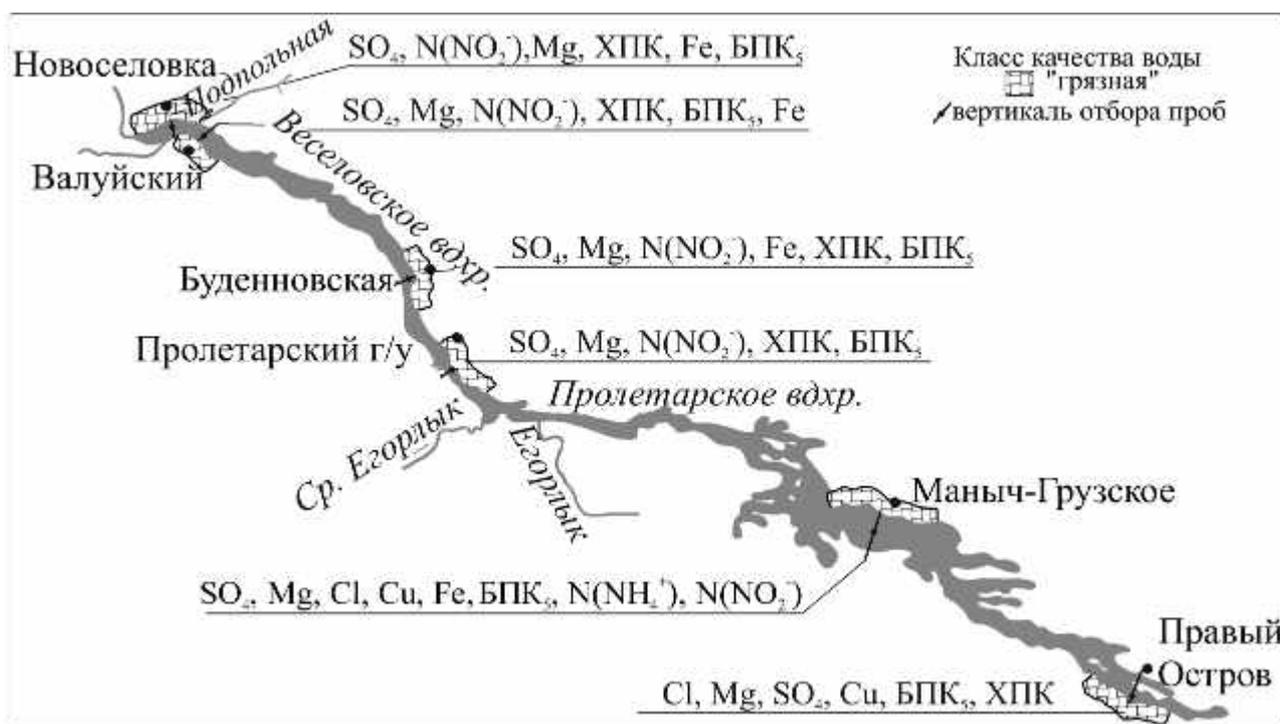


Рисунок 1 – Качество воды Пролетарского и Веселовского водохранилищ в 2013 г.

из-за неравномерного поступления кубанской воды. На солевой режим оказывают также большое влияние грунтовые воды, особенно в маловодные периоды. Наблюдается тенденция постепенного увеличения минерализации к низовьям водохранилищ: у Пролетарской плотины до 420-1270 мг/л, у Веселовской плотины – до 1100-1960 мг/л. В настоящее время минерализация воды Веселовского водохранилища по сравнению с минерализацией Пролетарского водохранилища (13-24 г/л в среднем на участке п. Правый Остров - с. Маныч Грузское) значительно ниже, но остается высокой до 2250-2309 мг/л.

С целью изучения изменения содержания в воде соединений минерального азота и фосфора, как наиболее активно участвующих в жизнедеятельности водных организмов, концентрации которых целиком или частично зависят от интенсивности биологических процессов, протекающих в водных объектах, проанализирована информация по содержанию в воде Пролетарского и Веселовского водохранилищ аммонийного, нитритного и нитратного азота, фосфатов за период с 1979 г. по 2013 г.

Исследование динамики среднемноголетних сезонных концентраций аммонийного азота в воде Пролетарского и Веселовского водохранилищ показало: наиболее высокие из них обнаруживали в период летне-осенней межени в воде Пролетарского водохранилища 0,43-1,39 мг/л у п. Правый Остров и 1,03-2,68 мг/л в черте с. Маныч-Грузское; в воде Веселовского водохранилища до 0,38-0,57 мг/л у ст. Буденовская. Они обусловлены усилением процессов бактериального разложения органического вещества в период отмирания водных организмов, особенно в придонном слое водоема, а также в слоях повышенной плотности фито- и бактериопланктона. Повышенные концентрации аммоний-

ного азота в осенне-зимний период обусловлены продолжающейся минерализацией органических веществ в условиях слабого потребления аммонийного азота фитопланктоном и уменьшением скорости их биохимического окисления из-за низких температур (рисунок 2).

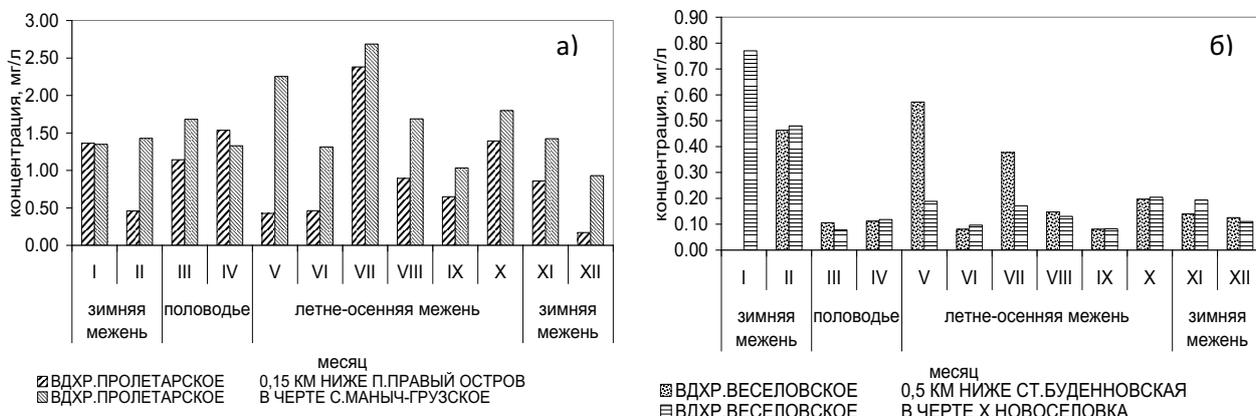


Рисунок 2 – Динамика среднемноголетних сезонных концентраций аммонийного азота в воде: а) Пролетарского, б) Веселовского водохранилищ

Наиболее высокие концентрации нитритного азота, являющегося промежуточным продуктом биохимического окисления аммонийного азота и восстановления нитратного азота, обнаруживали в воде Пролетарского и Веселовского водохранилищ в разные периоды гидрологических сезонов. Весной и летом высокое содержание нитритного азота обусловлено протеканием процессов отмирания водных организмов, разложением органических веществ, а также увеличением интенсивности процессов восстановления нитратов бактериями денитрификаторами; в зимнюю межень могут быть вызваны сбросом в водохранилища бытовых, сельскохозяйственных или промышленных сточных вод (рисунок 3).

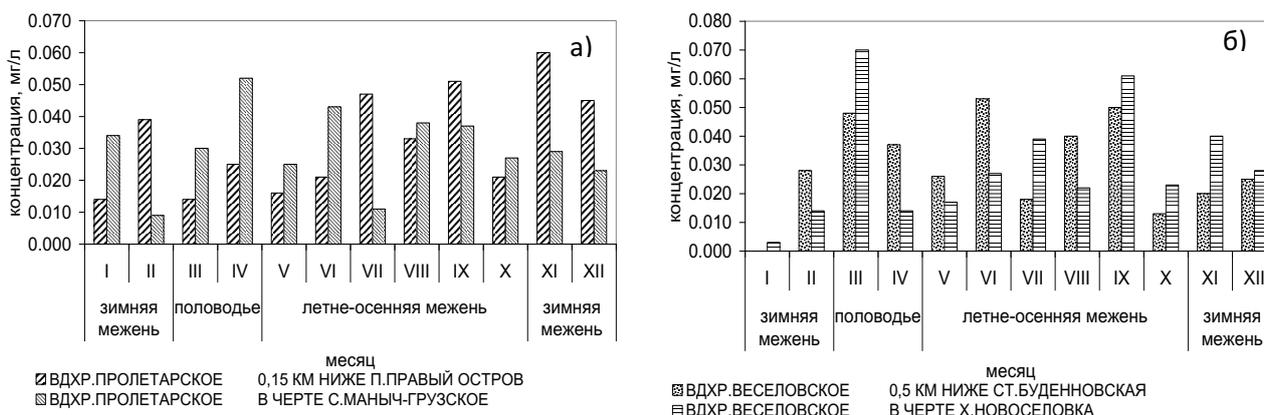


Рисунок 3 – Динамика среднемноголетних сезонных концентраций нитритного азота в воде: а) Пролетарского, б) Веселовского водохранилищ

Концентрации нитратного азота, как конечного продукта минерализации азотсодержащих веществ, ниже 0,20 мг/л отмечались в воде Пролетарского водохранилища в течение года; ниже 0,50 мг/л – Веселовского водохранилища в вегетационный период и связано это с потреблением нитратного азота водными растениями и минерализацией органических веществ. Увеличение нитратного азота в воде изучаемых водохранилищ в осенне-зимний период обусловлено распадом органических веществ и переходом нитратного азота из органических соединений в минеральные (рисунок 4).

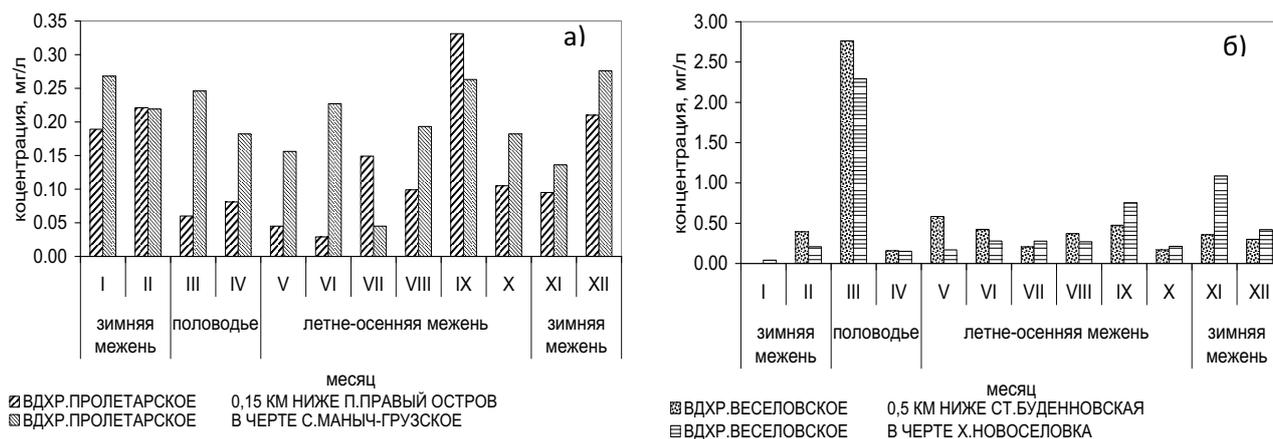


Рисунок 4 – Динамика среднемноголетних сезонных концентраций нитратного азота в воде: а) Пролетарского, б) Веселовского водохранилищ

На содержание фосфатов в воде Пролетарского и Веселовского водохранилищ существенное влияние оказывает антропогенный фактор. В незагрязненных поверхностных водах минимальные концентрации соединений фосфора наблюдаются весной и летом, максимальные – осенью и зимой, что имеет прямую зависимость от интенсивности процессов фотосинтеза и биохимического разложения органических веществ. В воде Пролетарского и Веселовского водохранилищ такой закономерности не отмечено.

Минимальные среднемноголетние сезонные концентрации фосфатов отмечены в воде Пролетарского водохранилища 0,040 мг/л, Веселовского водохранилища 0,025 мг/л, превышающие 0,040-0,050 мг/л практически во все периоды гидрологического года. Максимальные концентрации фосфатов определяли в воде Пролетарского водохранилища весной до 0,100-0,150 мг/л, летом – 0,154-0,170 мг/л, осенью и зимой – 0,160-0,190 мг/л; Веселовского водохранилища 0,113 мг/л – весной (рисунок 5).

Повышенное содержание в воде Пролетарского и Веселовского водохранилищ органических веществ и минеральных форм азота связано не только с антропогенным фактором, но и с их поступлением с водосборной площади и осадками в виде дождя и снега. Выявление роли биохимических процессов в балансе минеральных форм азота, фосфора, органических веществ, безусловно, актуально, и может быть использовано для контроля качества воды и определения процессов самоочищения.

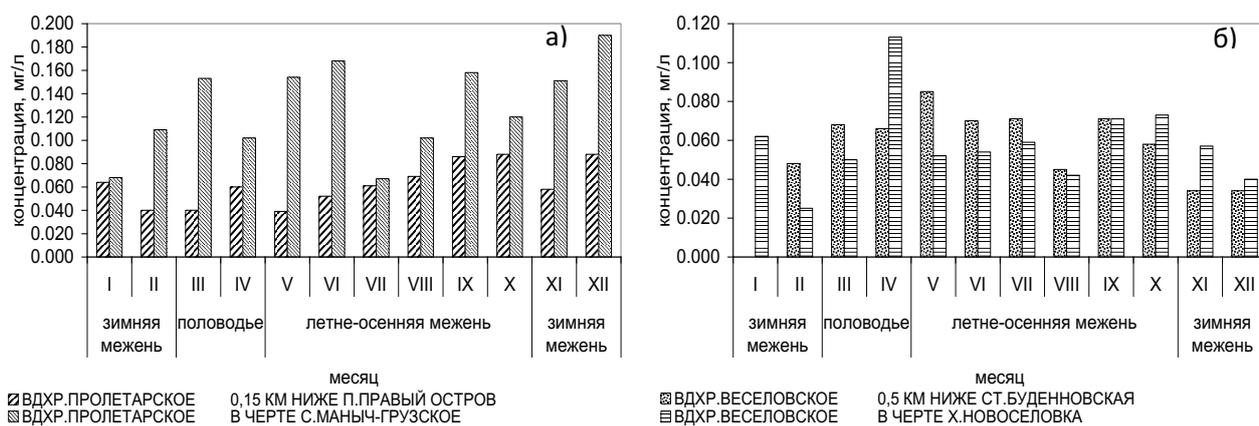


Рисунок 5 – Динамика среднемноголетних сезонных концентраций фосфатов в воде: а) Пролетарского, б) Веселовского водохранилищ

Динамика среднемноголетних сезонных концентраций аммонийного, нитритного, нитратного азота и соединений минерального фосфора (фосфатов) показала необходимость дальнейшего, углубленного изучения изменения содержания в воде этих водохранилищ азотсодержащих и фосфорсодержащих соединений, избыточное содержание которых способствует антропогенному эвтрофированию водоема, которое в свою очередь, может вызывать изменение структуры гидробиоценоза и, как следствие этого, ухудшение качества воды. Кроме того, эвтрофирование способствует дополнительному образованию органических веществ в экосистеме, что приводит к нарушению режима растворенного в воде кислорода и создает условия для интенсивного развития патогенной микрофлоры и сине-зеленых водорослей.

Анализ многолетней гидрохимической информации показал, что качество воды Пролетарского и Веселовского водохранилищ ухудшается.

Решение задач рационального использования водохранилищ, связано с изучением пространственно-временных закономерностей изменения качества воды в тесной взаимосвязи с пространственно-временными закономерностями сезонной изменчивости водного стока, содержания в воде загрязняющих веществ, из которых большое значение имеет уровень концентраций соединений минерального азота и фосфора. К сожалению, существующая сеть гидрохимических наблюдений на Пролетарском и Веселовском водохранилищах не достаточна для проведения фундаментальных исследований происходящих процессов, включая самоочищение.

Список литературы

1. Вода России. Водоохранилища / Под науч. ред. А.М. Черняева; ФГУП РосНИИВХ. – Екатеринбург: Издательство «АКВА-ПРЕСС», 2001. – 700 с.
2. РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям.- СПб.: Гидрометеиздат, 2002.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА И ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕК ЧЕРНОМОРСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ РОССИИ

Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Чернова Т.В.

Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, РФ, ghi@novoch.ru

Вследствие значительной высоты истоков и малой протяженности реки Черноморского побережья отличаются большими уклонами и часто похожи на горные ручьи. По водному режиму их можно разделить на реки средиземноморского климата, расположенные северозападнее города Туапсе, для которых характерен паводочный режим в холодную часть года и устойчивый низкий уровень воды с мая по октябрь. Изредка, летняя межень прерывается паводками, иногда катастрофическими. Вторую группу составляют реки влажного субтропического климата района Большого Сочи, для которых типичны паводки в любое время года, межень непродолжительная, часто прерываемая паводками. Одна из главных особенностей малых рек - тесная связь формирования стока (водного и химических веществ) с ландшафтом бассейна. Это обуславливает особую уязвимость экосистем малых рек при интенсивном хозяйственном освоении их бассейнов. Химический состав речных вод определяется совокупностью природных (питание и физико-географические условия в бассейне) и техногенных (хозяйственная деятельность) факторов. Экстремальные природные явления (паводки, наводнения, крупные оползни, подъём уровня грунтовых вод) вносят значительные изменения в распределение гидрохимических показателей в воде рек.

Поскольку все реки Черноморского побережья Краснодарского края берут начало в горах естественный химический состав воды предполагает хорошее качество, вода рек маломинерализована, относится к гидрокарбонатному классу, кальциевой группе. Наименьшими значениями минерализации характеризуется вода рек Лаура и Мзымта, где среднегодовые значения суммы ионов составляют соответственно 51,5-139 и 108-220 мг/л. Наиболее минерализована вода р. Туапсе и р. Вулан 224-301, 339-672 мг/л. Режим растворенного в воде кислорода всех рек в течение наблюдаемого периода был удовлетворительным.

Крупных источников загрязнения антропогенного характера в бассейнах большинства этих рек нет, организованный сброс сточных вод отсутствует. Однако, весьма существенное влияние на качество воды рек оказывают неорганизованные стоки населенных пунктов и смыв с водосборных площадей, в частности, с сельхозугодий, поверхностный сток с территорий населенных пунктов и территорий, используемых для разного вида отдыха населения. Значительный вклад в загрязнение рек вносят сточные воды строительных организаций, нефтебазы, сброс ливневых вод. Основной причиной ненадежной работы очистных сооружений является отсутствие технических систем по доочистке, а также отсутствие эффективной локальной очистки сточных вод предприятий, которые поступают на очистные сооружения коммунального хозяйства. Вслед-

ствие недостаточного оснащения оборудованием и устаревшего парка средств измерений, в лабораториях очистных сооружений коммунальных вод в ряде случаев не проводится контроль содержания ряда загрязняющих веществ, в том числе и соединений металлов [1]. Влиянию организованных сточных вод подвержены р. Сочи в черте г. Сочи; р. Туапсе, в черте г. Туапсе; р. Мзымта в районе г. Адлер. Нередки также случаи переполнения, либо аварийных ситуаций на очистных сооружениях котельных, работающих на жидком топливе, нефтехранилищах и т.п. Существенно загрязняются реки Туапсе, Сочи и Мзымта поверхностным стоком с городских территорий и промплощадок. По данным Сочинского отдела СИАК ФГУ (Краснодарское ТФГИ) 53 предприятия г. Сочи ежегодно сбрасывают в море и реки свыше 60 млн. м³ сточных вод, содержащих взвешенные и органические вещества; соединения железа, магния; аммонийный, нитратный и нитритный азот; сульфаты, хлориды, фосфаты, общие жиры и др. [1].

Загрязненность воды рек Черноморского побережья Краснодарского края по сравнению с регионами крупных промышленных и сельскохозяйственных освоений невысока, однако, учитывая преимущественно рекреационный и оздоровительный характер использования этих территорий, существующий уровень загрязненности воды рек вызывает значительную тревогу.

Загрязняющими веществами в концентрациях, превышающих ПДК в воде рек, в разные годы чаще всего являлись соединения меди и цинка; в отдельных водных объектах нефтепродукты, аммонийный и нитритный азот, реже фенолы и соединения железа.

Для некоторых рек Черноморского побережья характерны весенне-летнее половодье и паводки в течение всего года, а также формирование в весенне-летний период схода селевых потоков. Кратковременный подъем уровня воды, в отличие от половодья возникает нерегулярно, при этом величина поднятия уровня и расходов воды в отдельных случаях превышает уровень и наибольший расход половодья. Влияние быстрого кратковременного подъема уровня воды в экстремальных условиях по-разному сказывается на изменении химического состава воды рек.

Наиболее крупные ливневые наводнения в Кавказском регионе, охватившие Черноморское побережье, отмечены в 1994, 2002, 2005, 2011, 2012 годах.

Анализ динамики содержания соединений меди и цинка в течение 1993-2003 гг. показал наиболее высокие концентрации этих металлов именно в годы экстремальных ситуаций водного режима рек Черноморского побережья, когда происходило интенсивное вымывание соединений металлов из горных пород. Наиболее наглядно это проявилось в реках Туапсе, Вулан (рисунки 1 и 2).

Максимальные концентрации при этом достигали в воде р. Вулан соединений меди 36, цинка 40 мкг/л; р. Сочи соединений меди 48 мкг/л; соединений цинка в воде р. Хоста – 99, р. Лаура – 100, р. Мзымта – 125 мкг/л.

Высокое содержание соединений металлов отмечалось в воде р. Туапсе, в районе г. Туапсе: соединений железа до 17, меди до 29, цинка до 131 мкг/л.

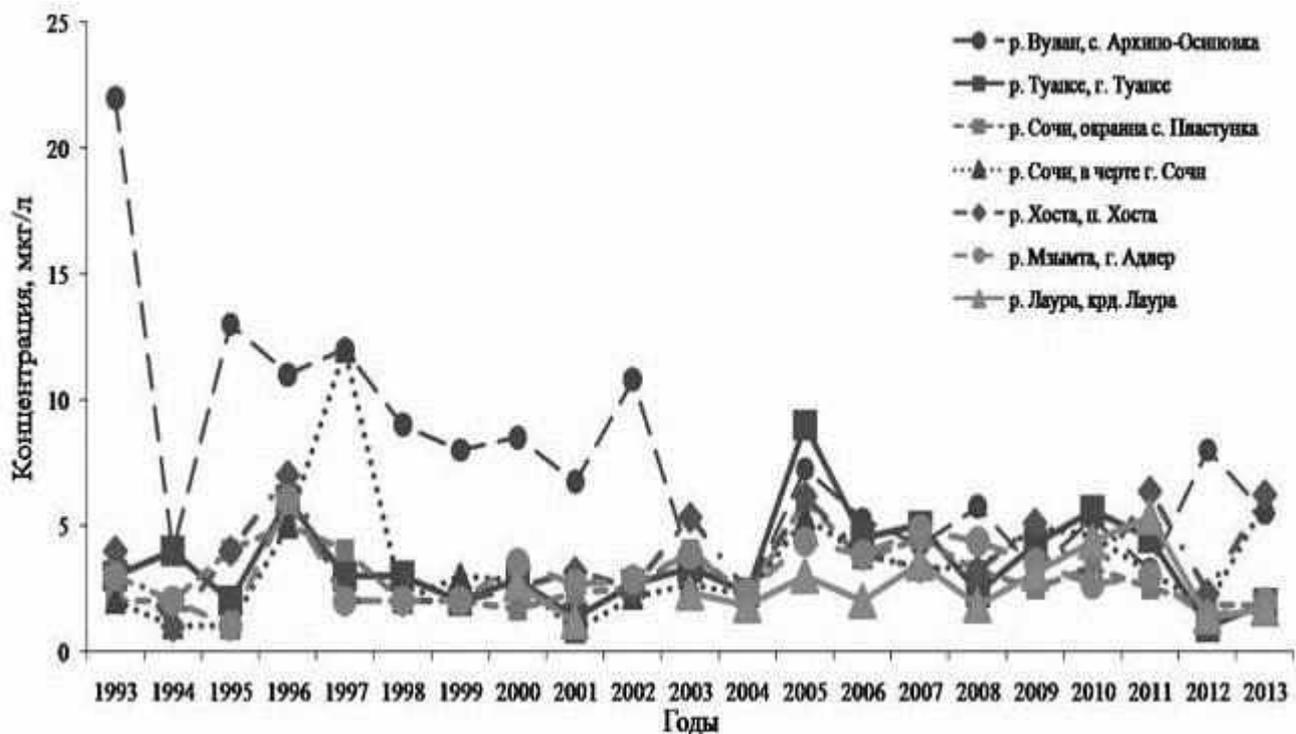


Рисунок 1 – Динамика изменения среднегодового содержания в воде рек Черноморского побережья соединений меди

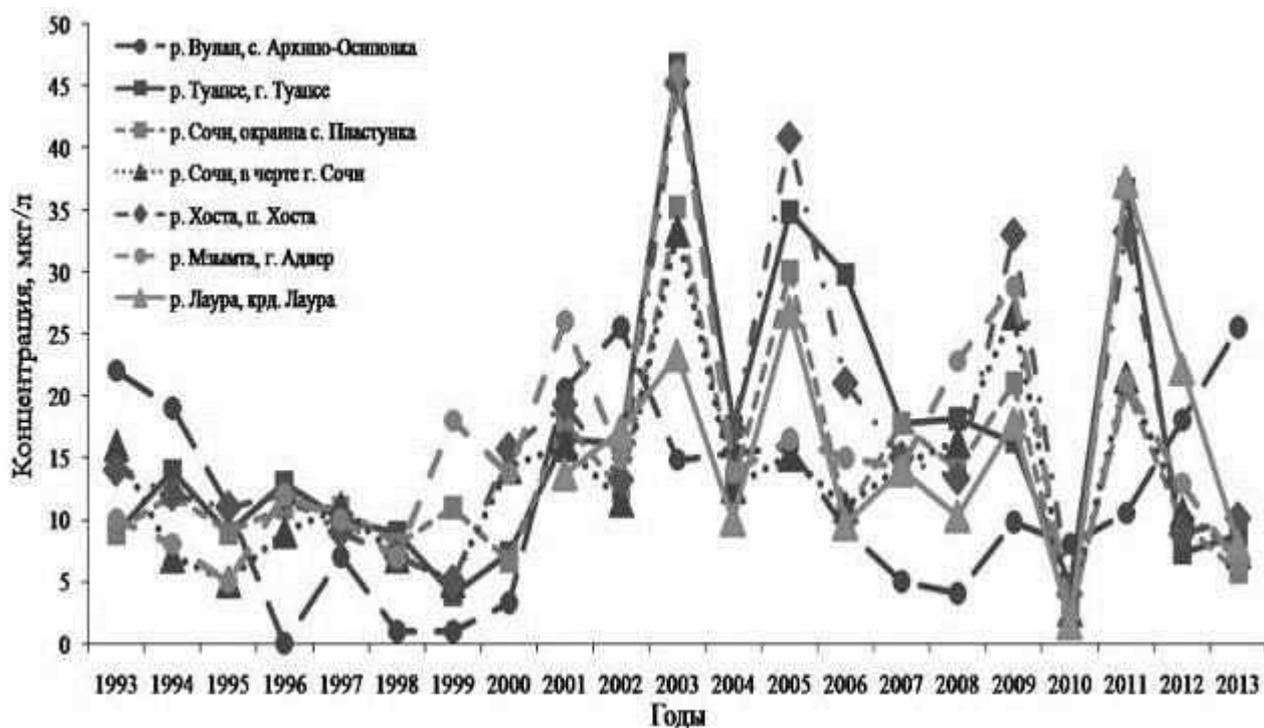


Рисунок 2 – Динамика изменения среднегодового содержания в воде рек Черноморского побережья соединений цинка

В отдельные годы в реках Сочи, Мзымта, Туапсе возрастал уровень загрязненности воды органическими веществами по ХПК (до 139 мгО/л) и по БПК₅ (до 19,2 мгО₂/л); наблюдали единичные случаи увеличения содержания аммонийного до 0,963 мг/л и нитритного азота до 0,247 мг/л. Вода этих рек в подавляющем большинстве лет оценивалась «загрязненной». Наименее загрязнена р. Лаура, вода которой характеризуется как «слабо загрязненная» [2].

С 2009 по 2011 годы произошел значительный рост уровня загрязнения воды рек в зоне влияния строительства Олимпийских объектов по параметрам – нефтепродукты, химическое потребление кислорода, биохимическое потребление кислорода, соединения меди и цинка, нитритный и аммонийный азот.

В зоне строительства олимпийских объектов наиболее подвержена антропогенным воздействиям оказалась р. Мзымта. По сравнению с 2007 годом, когда вода реки оценивалась как «загрязненная», к 2011 году произошло существенное ухудшение качества воды до категории «грязная».

Повышенное содержание в воде р. Мзымта, г. Адлер соединений железа, меди, цинка обусловлено вымыванием их рекой из горных пород; нефтепродуктов, взвешенных веществ, органических веществ по БПК₅ и по ХПК в 2010-2012 гг. связано с активной фазой строительства Олимпийских объектов.

Случаи высокого загрязнения взвешенными веществами фиксировали в 2012-2013 гг. на участке р. Мзымта, г. Адлер (1325-3480 мг/л) в период высоких паводков.

Низкая эффективность очистных и других водоохраных сооружений, недостаточность существующих технологических мероприятий по сокращению количества и ингредиентного состава сбрасываемых сточных вод предприятиями, расположенными в бассейне Черного моря, могут привести к значительным изменениям гидрохимического режима водных объектов этого исключительно важного в рекреационном и оздоровительном значении региона России.

Содержание органических веществ по БПК₅ и по ХПК, минеральных форм азота, за исключением отдельных случаев, в воде рек Черноморского побережья в современных условиях находится в пределах величин ПДК или незначительно их превышает. Повышение в отдельных случаях до более высоких концентраций загрязняющих веществ обусловлено влиянием сточных вод соответствующих предприятий и смывом с прилегающих территорий во время ливней и паводков.

Речной бассейн Черноморского побережья обладает особенным составом воды, свойственным данной водосборной территории и зависит от природо-климатических условий. Чрезвычайные ситуации в этом районе наряду с антропогенными воздействиями приводят к нарушению экологического состояния водных объектов. Соединения меди и цинка в воде рек Черноморского побережья в экстремальных ситуациях достигали десятков ПДК. Для этих рек характерно отсутствие или незначительное наличие донных отложений, которые наряду со взвешенными веществами являются сорбентами

металлов, что способствует увеличению концентраций металлов в воде и соответственно ухудшению качества воды (см рисунки 1 и 2).

Северный Кавказ, Черноморское побережье Краснодарского края относятся к паводковым районам, характеризующимся значительным масштабом ущерба при подтоплении селитебных территорий и массивов земель сельскохозяйственного использования, при этом происходят разные по величине изменения качества поверхностных вод.

Учитывая тот факт, что процессы изменения биосферы под влиянием антропогенных факторов быстродейственны, а по силе влияния могут быть сравнимы с естественными изменениями, происходящими в течение тысяч, а иногда и миллионов лет, современное состояние качества поверхностных вод Черноморского побережья вызывает тревогу, требует повышенного внимания водоохранных организаций, способных обеспечить защищенность водных объектов Черноморского побережья от негативного воздействия хозяйственной деятельности, чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера и их последствий.

Список литературы

1. Сводный доклад СКИОВО «Общая характеристика речных бассейнов Черноморского побережья» НИИ прикладной и экспериментальной экологии, ФГОУ ВПО «Кубанский ГАУ» Краснодар, 2010 г. — 44 с.

2. Ежегодники «Качество поверхностных вод Российской Федерации». Ростов-на-Дону. Изд-во ООО «Выраж». 2010 г., изд-во «НОК». 2011 г., 2012 г., изд-во ООО «Центр Печатных Технологий АртАртель». 2013 г.

ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ КИСЛОРОДНОГО РЕЖИМА РЕК

Лобченко Е.Е.*, Ничипорова И.П.*, Гончаров А.В.***, В.А. Исаев В.А.**

*Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, РФ, ghi@novoch.ru

**Московский Государственный Университет им. Ломоносова, г. Москва, РФ,
tata15333@mail.ru

Содержание растворенного в воде кислорода – важный показатель экологического состояния водных объектов. Имеется немало работ, в которых рассматриваются изменения кислорода в отдельных реках (Гончаров, Лобченко, Ничипорова, 2010; Сороковикова, 1997; Boeder, Chang, 2008). Цель настоящего исследования – выяснить масштабы и величину природных и антропогенных изменений кислородного режима рек в крупнейших речных бассейнах России по данным гидрохимической сети Росгидромета (рисунок 1).



Рисунок 1 – Схема расположения пунктов наблюдений

Анализ многолетних наблюдений (1988–2007 гг.) показал, что общий характер сезонных изменений растворённого в воде кислорода для большинства рек является аналогичным. В период ледостава, в отсутствие атмосферной аэрации и фотосинтеза, содержание растворенного в воде кислорода снижается вследствие потребления его бактериями при деструкции органического вещества. После вскрытия рек вода быстро насыщается кислородом из атмосферы, а летом может наблюдаться перенасыщение из-за того, что выделяемый растениями кислород не успевает высвободиться из воды в атмосферу или потребляться бактериями.

Вместе с тем имеются существенные различия. Амплитуда сезонных изменений кислорода в реках равнинных областей (Нижняя и Средняя Обь) больше, чем в горных и полугорных районах бассейнов Лены и Верхней Оби (см. рисунок 2-А). Это объясняется резким снижением кислорода в медленнотекущих реках зимой и активной фотосинтетической аэрацией их вод летом. Из-за быстрого течения, в реках горного и полугорного типов органические вещества в донных отложениях не накапливаются, и фитопланктон развит слабо (клетки многих водорослей разрушаются на быстром течении). Поэтому биологические процессы выделения (при фотосинтезе) и поглощения (при деструкции органических веществ) кислорода в быстрых реках имеют меньшее значение, чем в медленнотекущих равнинных (Гончаров, Исаев, Лобченко, Ничипорова, 2011).

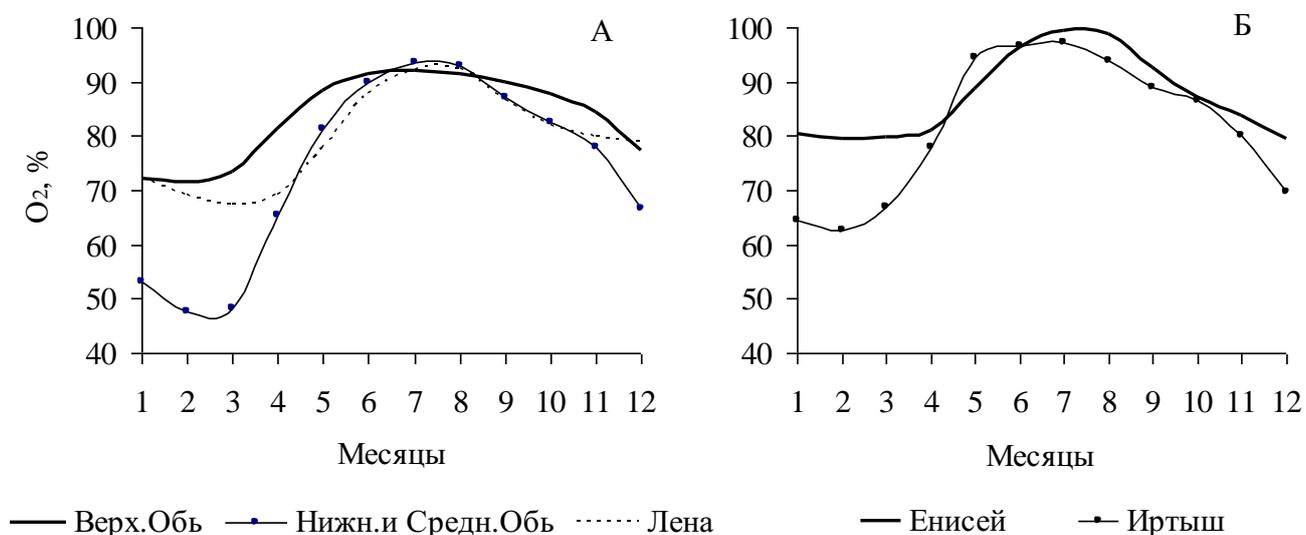


Рисунок 2 – Сезонные изменения содержания кислорода в реках бассейнов:
 А – Оби и Лены, Б – Енисея и Иртыша

Сравнительный анализ кислородного режима рек в бассейнах Енисея и Иртыша (рисунок 2-Б) показал, что для р. Иртыш в целом характерна меньшая концентрация растворенного в воде кислорода, но больший диапазон его сезонных изменений. При этом реки разных орографических областей существенно различаются по характеру сезонных изменений кислорода. Наибольшая амплитуда изменений характерна для рек Западно-Сибирского района, наименьшая – для Алтае-Саянского. Реки, протекающие в Средне-Сибирском и Уральском районах, характеризуются промежуточными значениями. Это связано с разной скоростью течения в реках разного типа и сильной заболоченностью водосборов рек Западно-Сибирского района. Для рек бассейна Иртыша характерна значительная зависимость концентрации кислорода в зимнее время от цветности воды. В них раньше, чем на Енисее, происходит насыщение воды кислородом весной после зимней депрессии – из-за того, что ледоход здесь начинается значительно раньше.

Для рек бассейна Амура вопреки предполагаемому, аналогичному распределению кислорода в воде рек бассейна Оби, наблюдалась противоположная зависимость. По всей вероятности, это связано с тем, что реки верхней части бассейна Амура характеризуются большей продолжительностью периода ледостава (когда кислород только потребляется), и большим количеством органического вещества природного и антропогенного происхождения, чем в нижней части Амура.

Так как территории водосборных бассейнов неоднородны по своим физико-географическим характеристикам, было проведено выделение типов кислородного режима рек с помощью кластерного анализа по методике Уорда (Лагутин, 2007).

В результате на территории России выделено шесть типов кислородного режима рек, которые различаются по среднегодовому содержанию растворённого кислорода и по размаху его внутригодовых колебаний (рисунок 3).

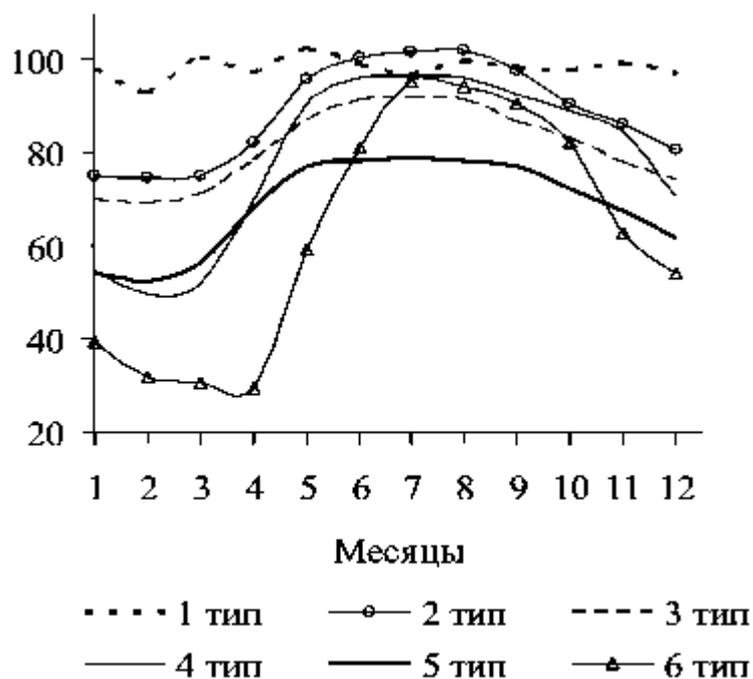


Рисунок 3 – Типы кислородного режима рек России

Первый тип рек характеризуется наиболее высоким среднегодовым содержанием (98,1% насыщения) и самым малым внутригодовым размахом колебаний (9,8 % насыщения) растворенного кислорода. К нему относятся горные реки бассейна Кубани, изменения содержания кислорода в воде которых обусловлены не биологическими процессами атмосферной реэрации, а связаны с особым паводочным гидрологическим режимом водотоков.

Второй тип рек характеризуется достаточно высоким среднегодовым содержанием (88,4% насыщения) и небольшим внутригодовым размахом колебаний (27,5 % насыщения) растворенного кислорода. В реках этого типа летом создаются условия для интенсивной фотосинтетической аэрации воды, а

приток органического вещества недостаточно велик, чтобы вызвать значительное снижение содержания кислорода зимой.

Для *третьего типа* свойственно относительно высокое среднегодовое содержание растворённого кислорода и очень малый размах его колебаний, свидетельствующий о низкой интенсивности продукционно-деструкционных процессов.

Реки *четвертого типа* отличаются усилением дефицита кислорода зимой.

Пятый тип встречается на малых реках со значительным антропогенным воздействием.

Шестой тип характерен для рек заболоченных территорий с резким дефицитом кислорода зимой.

В таблице 1 представлены результаты сравнения содержания растворённого кислорода в воде рек выше и ниже источников загрязнения. Показано, что во многих парных пунктах наблюдений («фоновый» и «контрольный» створы) (в 53 из 92) выявлены достоверные изменения кислородного режима в створах ниже источника воздействия на водный объект. Эти данные позволяют составить представление о кислородном режиме рек в бассейнах Амура, Волги, Лены и Оби под влиянием антропогенного фактора.

Таблица 1 – Количество парных постов, на которых выявлены антропогенные изменения кислородного режима рек (с указанием длительности периода, в который отмечаются статистически достоверные изменения)

Бассейны	Количество парных постов (выше и ниже источника загрязнения)											Всего рассмотрено
	Выявлено воздействие	Количество месяцев, для которых выявлены статистически достоверные изменения										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Волга	15 (65 %)	9	3	2				1				23
Лена	5 (33 %)	2	2						1			15
Обь	16 (84 %)	4	3	3	2	1	2	1				19
Амур	17 (49 %)	4	6	4				1		1	1	35
Всего	53	19	14	9	2	1	2	3	1	1	1	92

В то же время в каждом из парных пунктов различия достаточно редки. Нет ни одного пункта, в котором они регистрировались на протяжении всего года; в большинстве пунктов изменения содержания кислорода в воде наблюдаются лишь 1-2 месяца в году (см. таблицу 1).

Среди всех пар среднемесячных значений содержания кислорода, статистически достоверные изменения обнаруживаются лишь в 14,8 %. В большинстве случаев (85,2 %) содержание кислорода ниже источника загрязнения практически не меняется.

Анализ показывает, что возрастание концентрации кислорода в нижнем («контрольном») створе встречается реже, чем уменьшение. При этом увеличе-

ние концентраций кислорода ниже источника воздействия чаще наблюдается в зимний период. Можно предположить, что причиной этого является тепловое воздействие сточных вод, при котором река не замерзает и вода насыщается кислородом из атмосферы. Увеличение содержания кислорода летом может происходить вследствие усиления фотосинтетической аэрации при обогащении речных вод биогенными элементами.

Оценка изменения содержания кислорода ниже источника воздействия по сравнению с вышерасположенным створом показала, что достоверное увеличение содержания кислорода составляет в среднем 10,4 %, снижение – 9,3 %, которые регистрируются в небольшой части среднемесячных значений. Основной массив данных характеризуется отсутствием изменения растворенного в воде кислорода.

Как следствие этого кислородный режим большинства рассматриваемых рек в настоящее время формируется в основном под влиянием естественных природных факторов.

Список литературы

1. Гончаров А.В., Исаев В.А., Лобченко Е.Е., Ничипорова И.П. Особенности кислородного режима рек в бассейнах Волги, Оби и Лены // Водные ресурсы, 2011. Т.38. № 5. С.564-570.

2. Гончаров А.В., Лобченко Е.Е., Ничипорова И.П. Антропогенные изменения кислородного режима двух рек Обь и Каменка // Современные проблемы гидрохимии и формирования качества вод / Матер. науч. конф. 27-28 мая 2010, г. Азов. Ростов-на-Дону, 2010. С.97-99.

3. Лагутин М. Б. Наглядная математическая статистика. БИНОМ. Лаборатория знаний, 2007. 471 с.

4. Сороковикова Л.М. Газовый режим Енисея в современных условиях. // Водные ресурсы, 1997. Т.24. № 1. С. 86-89.

5. Boeder M., Chang H. Multi-scale analysis of oxygen demand trends in an urbanizing Oregon watershed, USA // Journal of Environmental Management, 2008. Vol.87, Is.4. P. 567– 81.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ОЛИГОТРОФНЫХ БОЛОТ В ФОНОВЫХ И НАРУШЕННЫХ УСЛОВИЯХ

Потапова Т.М.

Санкт-Петербургский государственный университет, Институт наук о Земле, Санкт-Петербург, ptm2000@mail.ru

В условиях атмосферного питания и весьма малого притока вод с прилегающих территорий верховые болота в настоящее время относятся к наиболее чистым природным водным объектам, антропогенное загрязнение которых практически полностью определяется загрязнением атмосферы. Установление фоновых гидрохимических характеристик верховых болот возможно только при проведении многолетних исследований на болотных стационарах. В связи с этим в настоящее время наиболее изученными в гидрохимическом отношении являются верховые (олиготрофные) болота, расположенные на территории болотных станций Гидрометслужбы в Мурманской (Пулозерское болото), Архангельской (Иласское болото) и Ленинградской (Ширинское болото) областях, где проводились регулярные гидрохимические исследования на протяжении 40-ых- 90-ых годов 20 века. Анализ и обобщение этих данных позволили авторам работ [1,4] составить представление о закономерностях формирования и специфике химического состава вод верховых болот. К наиболее характерным чертам гидрохимического облика верховых болот относятся кислая реакция среды ($pH=3,5-5,5$) и высокая цветность (200-700 градусов Pt-Co шкалы), обусловленная выщелачиванием гуминовых кислот из торфяной залежи. Характерными признаками химического состава вод верховых болот также являются низкая общая минерализация (10-30 мг/л), определяющаяся атмосферным характером водного питания, повышенные содержания общего железа (0,5-3 мг/л) и выраженный дефицит кислорода на фоне высоких концентраций (до 100 мг/л и выше) растворенного углекислого газа.

Анаэробные условия болотной среды приводят к созданию восстановительной обстановки, которая регламентирует формы нахождения и миграционную способность макро и микрокомпонентов болотных вод. В условиях дефицита кислорода для биогенных элементов в болотной среде характерны повышенные содержания восстановленных форм азота (аммонийный азот -0,5-3 мг/л) на фоне низких содержаний его окисленных форм (нитратный азот <0,1 мг/л). В водах верховых болот преобладают микроэлементы, имеющие высокие коэффициенты водной миграции в восстановительной среде: железо (2), марганец, кремний, медь, цинк. Именно поэтому для естественного фона болотных вод характерны повышенные в сравнении с речными водами содержания ряда тяжелых металлов [2], которые могут превышать ПДК вод рыбохозяйственного использования [3]. В связи с малочисленностью литературных данных о содержании микроэлементов в болотных водах автором была предпринята попытка определения целого ряда химических элементов (железа, хрома, марганца, цинка, свинца, меди) в водах олиготрофного болотного массива Ламмин-Суо, расположенного на территории Выборгского рай-

она Ленинградской области. Выбранное болото является типичным представителем естественных верховых болот, где проводятся многолетние наблюдения за гидрометеорологическим режимом и химическим составом вод Государственным гидрологическим институтом и кафедрой гидрологии суши Санкт-Петербургского государственного университета. Микроэлементный состав болотных вод определяли атомно-абсорбционным методом с предварительным обогащением проб. Полученные данные представлены в таблице 1.

Таблица 1–Среднестатистические содержания микроэлементов в водах различных типов болотных микроландшафтов болотного массива Ламмин-Суо за 2013-2014 гг.

Микроэлемент	Среднее	Мин-Макс	N	Cv
Fe, мг/л	1,5	0,02-4,24	16	0,07
Ni, мкг/л	6,6	0,1-34	16	0,51
Cr мкг/л	9,7	1,82-21	12	0,54
Mn мкг/л	15,7	1,02-37,6	15	0,81
Co мкг/л	1,2	0,64-2,2	8	0,06
Pb мкг/л	6,5	2,75-10,1	9	0,28
Cd мкг/л	0,32	0,02-1,1	11	0,03
Cu мкг/л	5,9	0,55-15,5	16	0,29
Zn мкг/л	22,1	2,63-163	13	3,80
Примечание - N- число членов в выборке, Cv – коэффициент вариации среднего.				

Анализ данных, приведенных в таблице, позволяет выявить следующие закономерности в распределении содержаний микроэлементов в исследуемых болотных водах. Последовательность изменения содержаний микроэлементов в водах болотных микроландшафтов и болотных ручьев можно представить в виде рядов:

Fe>Zn>Mn>Cr> Ni =Pb= Cu >Co>Cd – болотные микроландшафты;

Fe>Mn>Zn=Cr=Pb>Cu=Ni>Co>Cd – болотные ручьи.

Содержание общего железа варьирует на уровне значений единиц миллиграммов в литре, марганца, хрома и цинка – до десятков микрограмм, меди, свинца – единиц микрограмм, кадмия – десятых микрограмм в литре. При этом наибольшая вариабельность содержаний микроэлементов в водах болотных микроландшафтов по величине коэффициента вариации установлена для цинка (Cv=3,8), наименьшая – для железа (Cv=0,07) (см. таблицу 1). Высокие содержания железа, марганца и хрома в болотных водах обусловлены биохимическими процессами аккумуляции этих элементов сфагновыми мхами и их последующим выщелачиванием кислыми болотными водами. Повышенные содержания цинка, никеля и свинца в болотных водах по сравнению с речными, очевидно, связаны с накоплением в торфяной залежи элементов, поступающих с пылевыми выпадениями из атмосферы.

Необходимо отметить, что представленные данные о содержаниях широкого спектра тяжелых металлов, определенные в разные гидрологические фазы водности в различных микроландшафтах болотного массива Ламин-Суо приводятся в литературе впервые и представляют значительный интерес в связи с тем, что могут быть использованы как фоновые характеристики микроэлементного состава верховых болот различных регионов России.

В последние 30 лет все большее влияние на формирование химического состава болотных вод оказывают антропогенные факторы, обусловленные интенсивным хозяйственным освоением территории, связанным с обустройством и эксплуатацией многочисленных нефтяных и газовых месторождений, находящихся в этом регионе. Разведка и освоение нефтяных и газовых месторождений сопровождается сбросом на местность буровых растворов и сточных вод с повышенным содержанием солей натрия (хлоридов и боратов), тяжелых металлов. Аварийные же разливы нефти, приводят к увеличению содержания нефтепродуктов в болотах, озерах и реках-водоприемниках. Это в свою очередь обуславливает нарушение режима растворенного в воде кислорода, который расходуется на окисление органических веществ техногенного происхождения и может снижаться в зимний период до экологически опасных значений (5-10% насыщения), что резко ухудшает качество воды рек этой территории.

Начиная с 60-ых годов прошлого века Государственным гидрологическим институтом проводились мониторинговые гидрологические и гидрохимические исследования на территории арктической зоны России - на полуострове Ямал и в районах распространения бугристых болот на севере Западной Сибири, в междуречье рек Надыма и Пура, где шло активное освоение месторождений нефти и газа (Уренгойское, Муравленковское и др). В настоящее время данные многолетних исследований обобщены в монографии и статьях [5,6], на основе которых проведена оценка степени изменения гидрохимического состояния территории газопромысловых болот Западной Сибири. В качестве примера в таблице 2 приведены значения основных гидрохимических показателей на различных участках Муравленковского бугристого болота, расположенного в междуречье рек Пур и Пяку-Пур, где ведется интенсивная разработка газонефтяных месторождений.

Как видно из таблицы 2, химический состав вод Муравленковского месторождения имеет все основные гидрохимические признаки, характерные для олиготрофных (верховых) болот [4,5].

Таблица 2 – Гидрохимические показатели нефтегазоносных болот Западной Сибири в сравнении с фоновыми показателями олиготрофных болот Северо-Запада

Пункт отбора пробы	pH	Цветность, градусы Pt-Co шкалы	M, мг/л	NH ₄ , мг/л	Fe, мг/л	Zn, мкг/л	Ni, мкг/л	НУ, мг/л
Болотное озерко Муравленковское газонефтяное месторождение	5,1	800	19	2,5	0,80	55	25	0,10
Ручей Базовый Муравленковское газонефтяное месторождение	6,2	125	25	0,34	0,25	65	29	0,05
Гидрохимический-фон верховых болот	3,9-5,8	360-640	16-38	0,15-0,50	0,6-1,2	22	7	н.о.
Примечание - M – общая минерализация, NH ₄ -азот аммонийный, НУ – нефтеуглеводороды, н.о. – не обнаружено								

Интересно отметить, что воды отдельных болотных озер бугристых болот (оз. Мае-то Муравленковского болота) имеют гораздо более высокую цветность (до 800 градусов цветности) и содержания аммонийного азота (до 2,6 мг/л) по сравнению с озерными водами верховых болот, что, возможно, связано с особенностями их водного режима (застойные явления, длительное нахождение воды подо льдом), которые приводят к долговременному в течение года сохранению восстановительных условий из-за отсутствия доступа воздуха в течение длительного ледового периода.

Отличительными особенностями исследованных вод газонефтяных месторождений являются и повышенные в сравнении с естественным фоном содержания цинка и никеля и нефтеуглеводородов с превышением ПДК.

Как показали наши исследования, хозяйственное освоение болот сопровождается увеличением выноса минеральных (солей), биогенных элементов (аммонийного азота) и органических веществ как природного, так и техногенного (нефтеуглеводороды) происхождения [6]. Это в свою очередь приводит к ухудшению качества вод рек, принимающих сток с газопромысловых болот, что выражается в увеличении таких гидрохимических показателей, как концентрации аммонийного азота до 0,5-1 мг/л (1,1-2,5 ПДК), нефтеуглеводородов – до 0,1-0,3 мг/л (2-6 ПДК) и тяжелых металлов (2-5 ПДК) [5,6].

В связи с вышеизложенным современным приоритетным направлением гидрохимии болот является количественная оценка и прогноз возможных отрицательных изменений качества вод внешних водоприемников, принимающих сток как с нефтегазопромысловых болот, так и с болот, на которые осуществляется сброс сточных вод различных промышленных и сельскохозяйственных предприятий.

Список литературы

1. Калюжный И. Л., Левандовская Л. Я. Гидрохимический режим и химический состав вод олиготрофных болотных массивов. //Труды ГГИ, 1974; вып. 222, с. 99-118.
2. Никаноров А.М. Гидрохимия: Учебник.- СПб:Гидрометеиздат,2001-444с.
3. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Москва, Роскомрыболовство, 1995 г, 120с.
4. Потапова Т.М. Основные факторы формирования химического состава вод немелиорированных олиготрофных болот.// Гидрохимические материалы, 1991,т.110,с.3-16
5. Потапова Т.М. Гидрохимическая характеристика заболоченных территорий.- В кн.: Гидрология заболоченных территорий зоны многолетней мерзлоты Западной Сибири. //Под ред. С.М.Новикова СПб, ВВМ, 2009. с 512-530.
6. Потапова Т.М. Болотный сток минеральных и органических веществ как информативный показатель техногенных изменений на территории нефтегазоносных районов арктической зоны Западной Сибири. // Вестн. С.-Петербур.ун-та, 2013.вып 4. с.132-138.

НОВЫЕ ДАННЫЕ О СОДЕРЖАНИИ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ЗООБЕНТОСЕ ОЗЕРА БАЙКАЛ

Резников С.А. *, Лукьянова Н.Н.***, Аджиев Р.А. *, Богуш И.В.*

*Гидрохимический институт Ростов-на-Дону, *anton-ozero@yandex.ru*

**НПО ИПМ «Тайфун», Обнинск

Сохранение природной среды озера Байкал, несмотря на сложную экономическую ситуацию в РФ должно оставаться приоритетным направлением в решении главнейших экологических проблем в стране. Гидрохимический институт с 1969 г. (после пуска Байкальского целлюлозно-бумажного комбината) совместно с ФГБУ «Иркутское УГМС» и ФГБУ «Забайкальское УГМС» представляет в Росгидромет официальный документ «Комплексная оценка состояния поверхностных вод в бассейне озера Байкал», который включает в себя результаты анализов гидрохимических показателей водной толщи, вод основных притоков, атмосферных осадков и снежного покрова, геохимические характеристики донных отложений, а также гидробиологические и микробиологические данные контроля воды и донных отложений. Проблемы, связанные с сохранением экосистемы оз. Байкал во многом зависят от достоверных характеристик качественного состояния природной среды озера.

В работе рассматривается ПАУ, в качестве индикаторного представителя полиаренов в донных отложениях озера принимается суперэкоотоксикант первого класса опасности бенз(а)пирен (БП). В статье впервые представлены результаты мониторинга ПАУ в донных отложениях и зообентосе проведенных на озере Байкал в 2011-2014 гг. в районах (полигонах) наиболее сильно подверженных антропогенному воздействию: бывший БЦБК (ныне сброс городских коммунальных сточных вод), авандельта р.Селенга, зона влияния трассы БАМ на севере озера.

Анализ антропогенного воздействия на озеро через состояние его гидробионтов является важнейшим показателем влияния загрязняющих веществ, в данном случае, полициклических ароматических углеводородов, на экосистему озера. Следует заметить, что пресноводные гидробионты на порядок чувствительнее по отношению к загрязняющим веществам при сравнении с морскими особями. Состояние биоса в системе мониторинга озера должна рассматриваться не только в качестве непосредственно осадителя загрязняющих веществ за счет фитопланктона, но и концентратора токсикантов в зообентосе.

В работе принята Шкала сравнительных оценок загрязнения донных отложений внутриконтинентальных водоемов по БП, разработанная в Институте химии АН Эстонии [1]. Фоновая концентрация для песков не должны превышать 2 нг/г с.в., для глинистых илов 5 нг/г с.в.; умеренное загрязнение – соответственно 2 - 5 и 5-30 нг/г с.в.; сильное загрязнение больше 5 и 30 нг/г..

Полигон в районе бывшего БЦБК. До недавнего времени оценка состояния экосистемы озера была сосредоточена в основном на последствиях сброса

в озеро сточных вод БЦБК. Вклад БЦБК в загрязнение водных масс и донных отложений был существенный.

Несмотря на закрытие БЦБК 25 декабря 2013 г. улучшение в экосистеме озера в данном полигоне пока не отмечается. Влияние на природную среду оз. Байкал, воздействия бывшего БЦБК будет проявляться еще долгие годы, поэтому крайне важно сохранить и оптимизировать систему наблюдений на полигоне в районе бывшего комбината, Это позволит в определенной мере определить во времени динамику восстановления водной среды и донных отложений до уровня естественного состояния озера.

Современная качественная характеристика особенностей влияния антропогенных источников, загрязняющих донные отложения озера, основана на сравнительном анализе данных, как литологического, геохимического, так и гидробиологического контроля. В характере распространения различных литологических типов донных отложений (и как следствие адсорбция последними сложных органических соединений) учитывалась роль морфологии озерного дна, а также гидродинамический режим озера.

В 2014 г. отмечен рост в 1,2 раза среднего содержания бенз(а)пирена, в донных отложениях в районе сбросов сточных вод бывшего комбината; по сравнению с данными 2012 г., концентрация БП составило 12,8 нг/г с.о. с интервал значений 0,2-29,6 нг/г с.о. По существующей Шкале оценки загрязненности донных отложений внутренних водоемов бенз(а)пиреном следует отметить, что согласно последней, песчаные отложения (глубины до 100 м) в районе сброса городских коммунальных вод следует отнести к сильно загрязненным (13,01-29,3 нг/г), так как они превышают значение 5 нг/г. В илистых отложениях на глубинах более 100 м загрязненность БП соответствует шкале, как умеренное загрязнение: 5-30 нг/г с.в. (таблица 1). В 2013 г. наблюдений за ПАУ в донных отложениях на полигоне не проводилось.

За этот же период исследований среднее суммарное содержание ПАУ в донных отложениях увеличилось в 1,5 раза и достигла 235,2 нг/г с.о. (размах величин 4,0-481,8 нг/г.). Схема распределения полиаренов в донных отложениях аналогичная концентрированию бенз(а)пирена. В 2012 г. среднее содержание ПАУ составляло 160,9 нг/г, размах величин 13,0-326,3 нг/г. По некоторым классификациям считается, что содержание суммы ПАУ в пределах 100 мкг/кг с.о. уже является слабым загрязнением донных отложений водоема. Среди ПАУ были идентифицированы 18 незамещенных аренов. Сильное загрязнение ПАУ донных отложений озера отмечено в районе сбросов бывшего комбината – более 200 нг/г с.о. (см. таблицу 1). Наиболее сильно загрязнен участок донных отложений, как отмечается и в предыдущих наблюдениях, расположенный в зоне развития песков (глубины до 100 м). Наиболее загрязненные донные отложения (превышающие среднее значение) полиаренами в целом находятся в восточной части полигона, т. к. в этом направлении происходит основное озерное течение с запада на восток.

Таблица 1 – Содержание ПАУ и БП в донных отложениях в районе бывшего БЦБК на оз. Байкал с 1988 г. по 2014 г., в нг/г (числитель – диапазон содержания, знаменатель – средние значения)

Полиарены	Годы наблюдений				
	1988 г.	2011 г.	2012 г.	2013 г.	2014 г.
БЕНЗ(А)ПИРЕН	<u>3,0-59,7</u> 18,6	<u>0,3-17,1</u> 8,2	<u>0,4-24,2</u> 10,3	Не опр.	<u>0,2-29,6</u> 12,8
ПАУ	Не опр.	<u>23,6-269,2</u> 144,8	<u>13,0-326,3</u> 160,9	Не опр.	<u>4,0-481,8</u> 235,2

Исследование антропогенной нагрузки на зообентос с помощью биогеохимической методики исследований в современном мониторинге озера Байкал в районе сброса сточных вод комбината впервые было выполнено в августе 2011 г. Для представителей зообентоса в настоящее время не существует определенных критериев оценки их загрязненности. Обычно максимальные концентрации полиаренов в зообентосе отмечаются в районах с постоянным высоким уровнем поступления загрязняющих веществ. Известно, что представители зообентоса легко аккумулируют, но сравнительно медленно выводят полиарены из организма. Уровень накопления полиаренов в зообентосе может изменяться в зависимости от места их обитания (литолого-геохимическая и геоморфологическая обстановка места отбора проб), возраста организма, а также направления подводного потока сточных вод.

На тех же станциях отбора проб донных отложений в районе БЦБК в 2012 г. были отобраны 6 проб зообентоса. Преобладающими группами по численности и биомассе, как и в 2011 г., являлись олигохеты и амфиподы. Биообразцы сушились с помощью сульфата натрия (таблица 2).

Таблица 2 – Содержание бенз(а)пирена в зообентосе озера Байкал в 2011-2014 гг, нг/г с.о. (числитель-диапазон содержания, знаменатель-среднее значение)

Полигоны	Годы наблюдений			
	2011г.	2012 г.	2013 г.	2014 г.
Бывший БЦБК	<u>0,04-0,78</u> 0,23	<u>0,02-0,40</u> 0,21	Не опр.	Не опр.
Авандельта р. Селенга	<u>0,04-0,13</u> 0,07	Не опр.	Не опр.	<u><0,05-0,10</u> 0,06
Район БАМ	Не опр.	Не опр.	Не опр.	<u><0,05-0,10</u> 0,07

Содержание БП в 6 образцах зообентоса в 2012 г. на полигоне в районе сброса сточных вод комбината находилось в диапазоне от 0,02 до 0,40 нг/г сухого вещества при среднем содержании 0,21 нг/г с.в. Значительно превышающие средние значения (0,23 и 0,21 нг/г с.в.) концентрации бенз(а)пирена были отмечены в двух участках полигона, непосредственно расположенных вблизи

выпуска сточных вод. В 2011 г. содержание арена в 9 пробах зообентоса на полигоне находилось в следующем диапазоне 0,04-0,78 нг/г с.в. при среднем содержании 0,23 нг/г с.в. В фоновом районе в 2011 г. содержание БП в двух пробах донных отложений составляло 0,05 и 0,19 нг/г с.в. Расположение максимальных содержаний арена в пробах зообентоса на полигоне за анализируемые годы было различным: от непосредственного нахождения в районе выпуска сточных вод на глубине 30 м и на расстоянии 900 м в северо-западной части полигона на глубине 160 м в 2012 г., до расстояния в 1800 м от сброса сточных вод в восточной прибрежной части полигона на глубине 70 м.

Полигон в районе авандельты р. Селенга. Содержание ПАУ в донных отложениях полигона в 2014 г. составило 65,7 нг/г с.о. (размах величин 24,3-149,9 нг/г), что в два раза больше определений комплекса полиаренов в 2013 г. - 33,4 нг/г (размах величин 17,7-61,5 нг/г). Непосредственно у выносов протокой Усть-Харауз концентрация ПАУ в 2014 г. увеличилась в 3 раза по сравнению с 2013 г. до 103,0 нг/г (диапазон содержаний 65,4-149,9 нг/г). Среднее содержание БП на всем полигоне в 2013 г. и в 2014 г. так и в районе протоки Уть-Харауз варьировало в сравнительно узком диапазоне в пределах от 1,0 до 1,7 нг/г.

В 2011 г. на тех же станциях отбора проб донных отложений на авандельте реки были впервые отобраны и изучены 4 пробы зообентоса на содержание в них БП. В пробах зообентоса обнаружены следующие доминирующие группы беспозвоночных: олигохеты, амфиподы. Содержание БП в валовых пробах зообентоса находилось в пределах 0,04-0,13 нг/г с.в. (сухого вещества), среднее 0,07 нг/г с.в. Максимальное содержание БП в зообентосе было отмечено на ст. 5-2. В 2014 г. содержание БП в 5 пробах зообентоса было практически аналогичным наблюдениям в 2011 г.: 0,05 - 0,1 нг/г с.о., среднее содержание 0,06 нг/г с.о. Максимальное содержание последних также приурочено непосредственно к выносам протоки Усть-Харауз. Проведенные исследования на авандельте реки, показали отсутствие корреляции между концентрациями бенз(а)пирена в зообентосе и донных отложениях. Возможно, бионакопление олигохетами и амфиподами БП представляет собой сложный механизм, который определяется не только типом донных отложений. Для более конкретных выводов еще не достаточно статистического материала.

Полигон в зоне влияния трассы БАМ на севере озера. Наблюдения за ПАУ, включая и БП, в донных отложениях на севере озера были выполнены в этом веке всего два раза в 2013 г. и 2014 г.. В 2014 г содержание ПАУ на полигоне увеличилось по сравнению с предыдущим годом 1,3 раза и достигла 101,4 нг/г. (в 2013 г.-81,1 нг/г). В районе Участка содержание ПАУ, как в 2013 г, так и 2014 г, по прежнему остается повышенным – 113,2 и 116,0 нг/г с.о., что может диагностироваться как умеренное загрязнение. При этом среднее содержание бенз(а)пирена на полигоне уменьшилось в два раза, с 3,0 нг/г до 1,5 нг/г. Непосредственно на Участке снижение содержания БП также уменьшилось в 2 раза, с 5,4 нг/г до 2,6 нг/г, в 2014 г (таблица 3).

В сентябре 2014 г. было впервые для системы наблюдений на озере проведено изучение содержания БП в зообентосе. Всего было отобрано 6 проб. Зо-

обентос отбирался параллельно с отбором проб донных отложений. Содержание бенз(а)пирена находилось в пределах 0,05-0,1 нг/г с.в., среднее значение 0,07 нг/г с.в. Максимальные значения арена приурочены к авандельте р.Кичера и к мысу Хакусы, где происходит гидротермальная разгрузка подземных вод (ныне бальнеологический курорт). Проведенные исследования на севере озера показали отсутствие корреляции между концентрациями БП в зообентосе и в донных отложениях.

Таблица 3 – Содержание ПАУ и БП в донных отложениях на севере оз. Байкал в 1984-2014 гг., в нг/г (числитель – диапазон содержаний, знаменатель – средние значения)

Полиарены	Годы наблюдений			
	1984 г.	1988 г.	2013 г.	2014 г.
БП (полигон)	$\frac{0,7-7,6}{2,9}$	$\frac{0,1-3,4}{1,3}$	$\frac{0,6-10,6}{3}$	$\frac{0,2-4,3}{1,5}$
БП (участок)	$\frac{0,9-5,7}{3}$	$\frac{0,6-3,4}{1,9}$	$\frac{2,2-10,6}{5,4}$	$\frac{0,9-4,3}{2,6}$
ПАУ (полигон)	Не опр.	Не опр.	$\frac{24,9-278,6}{81,1}$	$\frac{27,0-193,7}{101,4}$
ПАУ (участок)	Не опр.	Не опр.	$\frac{52,7-278,6}{113,2}$	$\frac{46,5-176,8}{116}$

Выводы. Полиарены обнаружены в донных отложениях во всех контролируемых полигонах. Наиболее сильное загрязнение ПАУ отмечено в районе сбросов городских коммунальных сточных вод г. Байкальска, также здесь отмечается тенденция роста содержания бенз(а)пирена, что по Шкале соответствует сильному загрязнению. На авандельте р. Селенга и на севере озера загрязнение ПАУ донных отложений определяется, как умеренное, а БП находится на уровне фоновых значений. Максимальные содержания БП в зообентосе в районе бывшего БЦБК превышают почти в 8 раз определения арена на других полигонах озера.

Список литературы

1. Трапидо М.А. Распределение канцерогенных ПАУ и мониторинг водной среды водоемов Прибалтийского региона. Автореф. к. б.н.Л.1985.20с.
2. Tolosa I., Mora S., Sheikholeslami M.,R. et al. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments // Marine Pollution Bulletin. 2004. v.48. P44-60.

ВЛИЯНИЕ ЖИВОТНОВОДСТВА ИДЖЕВАНСКОГО РАЙОНА НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ВОДЫ РЕКИ АГСТЕВ

Симонян Г.С., Исаханян М.С., Пирумян Г.П.

Ереванский государственный университет, Ереван, Армения, sim-gev@mail.ru

В настоящее время на территории речного бассейна р. Агстев главной отраслью экономики является сельское хозяйство. Высокогорные районы речного бассейна и достаточный запас водных ресурсов создают благоприятные условия для развития сельского хозяйства, особенно для скотоводства. Влияние отходов животноводства в бассейне, в основном, разрозненно. Основным загрязняющим компонентом животноводства является навоз, который в данной работе рассматривается как один из факторов влияния на качество вод. При попадании навоза в речную воду происходит некоторое увеличение содержания в речной воде соединений азота, фосфора и органических веществ. Навоз скапливается на территориях животноводческих ферм и сельскохозяйственных угодий по всему бассейну реки. Изрядное количество навоза и птичьего помета используется сельскими хозяйствами как удобрение [1, 2].

Влияние отходов животноводства на речные воды может осуществляться различными путями: с водами поверхностного стока (дождевыми и тальными снеговыми) с территорий ферм, а также с полей удобренных навозом, при аварийных сбросах из навозохранилищ при переполнении отстойников и т.д. Попадая в речные воды, отходы животноводства повышают содержание в ней соединений азота, фосфора и органических веществ.

Целью работы является оценка влияния животноводства Иджеванского района на гидрохимические показатели воды р. Агстев.

Река Агстев - правый приток р. Куры, берёт начало на территории Армении, на северо-западном склоне горы Тежлер — одной из вершин Памбакского хребта. В верховьях Агстев — горная река, текущая в узком лесистом ущелье, несколько расширяющемся у г. Дилижан. На реке Агстев расположены города Дилижан, Иджеван [3].

В таблице 1 приведены некоторые гидрохимические показатели воды у гидрологических постов – р. Агстев, 1,2 км выше г. Иджевана (пост №17) и 8 км ниже г. Иджевана (пост №18).

Как следует из таблицы 1, все гидрохимические показатели р. Агстев увеличиваются в 1,1-2,1 раза, что можно объяснить влиянием неочищенных или недостаточно очищенных хозяйственно-бытовых сточных вод города Иджеван.

Объем хозяйственно-бытовых сточных вод почти равен объему питьевой воды, потребляемой в населенном пункте. Общая средняя норма водопотребления в городах Армении составляет 200 л/сут. на одного человека [4].

Таблица 1– Некоторые гидрохимические показатели р. Агстев

Показатели	Пост 17	Пост 18	Расчетный
Минерализация, мг/л	254	270	–
Азот нитратный, мг/л	1,98	2,19	–
Азот нитритный, мг/л	0,023	0,027	–
Азот аммонийный, мг/л	0,222	0,472	0,386
Общий азот, мг/л	2,23	2,97	2,88
Фосфаты, мг/л	0,245	0,367	0,309
Взвешенные вещества, мг/л	31	46,7	31,2
БПК ₅ , мг/л	3,03	3,83	3,55

Учитывая, что среднее количество загрязняющих веществ от одного жителя, поступающее в канализационную сеть города в течение суток есть более-менее постоянная величина [4] (таблица 2), а также то, что население г. Иджеван составляет 20500 человек [5], нами рассчитано количество загрязняющих веществ, попадающих в реку Агстев с коммунально-бытовыми сточными водами г. Иджеван за 1 сутки.

Таблица 2 - Количество загрязняющих веществ (ЗВ), поступающих в канализационную сеть г. Иджеван

Загрязняющие вещества	Количество ЗВ в расчете на 1 человека, г	Общее количество ЗВ для г. Иджеван, кг/сут.
Общий азот	28	574
Азот аммонийный	8	164
Фосфаты	2,8	57,4
Взвешенные вещества	22	451
ПАВ	2,5	51,25
Нефтепродукты	0,2	4,1
Жиры	8	164

За 1 сутки в реку Агстев попадает 4100 м^3 неочищенных хозяйственно-бытовых сточных вод г. Иджеван, которые содержат 547 кг общего азота. Отсюда, расчетное значение концентрации общего азота в сточной воде составляет 138,4 мг/л. Так как воды р. Агстев (расход воды на посту №17 составляет $9,97 \text{ м}^3/\text{с}$ [4], концентрация общего азота – 2,23 мг/л) смешиваются со сточными водами г. Иджеван (поток сточных вод $0,048 \text{ м}^3/\text{с}$) концентрация речной воды изменяется. Ниже на примере азота общего приведен расчет этого значения после смешения речной и сточной воды:

а) общий расход воды равен $9,97 + 0,048 = 10,018 \text{ м}^3/\text{сек}$.

б) концентрация $N_{\text{общ}} = (9,97 \times 2,2281 + 0,048 \times 138,4) / 10,018 = 2,88 \text{ мг/л}$.

Расчетные концентрации общего азота, аммонийного азота, фосфатов, взвешенных веществ и значения БПК₅ приведены в таблице 2. Расчетные концентрации этих показателей загрязнения меньше полученных экспериментально в пробах вод р. Агстев поста № 18 (таблица 1). Предположительно эту разницу можно объяснить, прежде всего, за счет не учтенного в расчете влияния на речные воды неорганизованного стока с территорий животноводческих ферм и полей, удобренных навозом. Ниже приведены расчетные сведения об объемах влияния животноводства в целом на окружающую среду.

Среднее количество навоза и мочи, получаемое от единицы крупного рогатого скота, составляет соответственно 7000 кг и 3000 кг, в итоге от одного экземпляра крупного рогатого скота в год в окружающую среду попадает 65 кг азота, 10 кг фосфора и 48 кг калия. От одной овцы количество навоза и мочи в год составляет 1000 кг и 250 кг, в которых общее количество азота, фосфора и калия составляет соответственно 10,6 кг, 1,25 кг и 7,9 кг, от одной свиньи в год выделяется 13,2 кг азота, 1,6 кг фосфора и 10,7 кг калия. Исходя из этих данных оценено количество азота, фосфора и калия, поступающее в окружающую среду от животноводства Иджеванского района (см. таблицу 3)

Таблица 3 – Количество азота, фосфора и калия, поступающее в окружающую среду от животноводства Иджеванского района в течение 2014 г.

Животные	Поголовье	N, кг.	P ₂ O ₅ , кг.	K ₂ O, кг.
Крупный рогатый скот	13377	869505	307671	775866
Овцы	10360	109816	29526	98420
Свиньи	6950	91740	25715	89655

Определенная доля от приведенных количеств этих веществ, несомненно, попадает в реку. Несмотря на то, что влияние животноводства на качество воды р. Агстев, по-видимому, меньше расчетного, оно остается важным антропогенным фактором формирования современного режима соединений азота, фосфора и органических веществ в воде этой реки.

Список литературы

1. Ворошилов Ю.И., Житков В.С., Ковалев Н.Г., Мальцман Т.С. Современная технология обработки отходов животноводства и охране природы. М.: Высшая школа. 1984. С. 15-18.
2. Ковалев Н.Г., Погребная Н.П., Егорова О.Г. Уборка и утилизация на фермах крупного рогатого скота. М.: Животноводство. 1981, №2. С. 20-22.
3. Саркисян В.О. Воды Армении. Ер. ЕГУАС, 2008, 208.
4. Бабаян Г.Г. Эколого - гидрологическая оценка современного состояния некоторых водных объектов Республики Армения. Ер.. Зангак-97, 2006. 212 с.
5. <http://www.armcamping.com/2010/09/ijevan/>

ОРГАНИЧЕСКИЕ ВЕЩЕСТВА И МИНЕРАЛИЗАЦИЯ РЕЧНЫХ ВОД ГОР С ЛЕСО-ЛУГОВЫМИ ТИПАМИ ВЕРТИКАЛЬНОЙ ПОЯСНОСТИ СНГ

Смирнов М.П., Ковалева Е.М., Мельникова Н.М., Ковалев А.А.
Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, РФ, ghi@aanet.ru

Горы с лесо-луговыми типами вертикальной поясности, занимающие обширные территории, особенно в Южной Сибири, на Дальнем Востоке и в Средней Азии, в гидрохимическом и ландшафтном отношении недостаточно изучены [1–9]. Они подразделяются на следующие части [9]:

- западные с дубово-буковыми лесами и горными лугами (Альпийско-Карпатская и Крымско-Кавказская природные страны);
- центральные со степями, смешанными лесами и альпийскими лугами (Уральско-Новоземельская природная страна, Алтайско-Саянские горы, Прибайкалье и Забайкалье);
- дальневосточные со смешанными лесами и поясом кедрового стланика и каменных березняков (Амурско-Приморская природная страна);
- среднеазиатские горно-степные с лесо-луговым поясом и альпийскими лугами (горы Средней Азии).

Геохимические ландшафты на основной территории лесо-луговых гор относятся к группе типов лесных ландшафтов, на Южном Урале – к группе типов переходных от лесных к луговым, на Северном Тянь-Шане, Джунгарском нагорье и в Тарбагатайских горах – к группе типов степных, пустынных и луговых ландшафтов [4, 9]. На Карпатах, Кавказе, Южном Урале, в высоко-горьях Северного Тянь-Шаня ландшафты принадлежат к переходному от кислого к кальциевому ($H^+ - Ca^{2+}$) классу, на Среднем Урале, Горном Алтае, Кузнецко-Салаирском среднегорье, Северном и Южном Сихотэ-Алине и Южном Сахалине – к кислому классу (H^+), на остальных наиболее обширных горных территориях юга Сибири и Дальнего Востока – к кислому и кислому глеевому классу ($H^+ - Fe^{2+}, H^+$).

В горах с лесо-луговыми типами вертикальной поясности формируются речные воды в основном средней окисляемости и цветности. Они относятся к карбонатному классу группы кальция с минерализацией до 200 мг/л, в более низких ярусах гор Средней Азии, Кавказа, Крыма, Карпат – с минерализацией от 200 до 500 мг/л.

Речные воды Крымско-Кавказской страны с лесо-луговыми типами вертикальной поясности среднеминерализованы – 220–340 мг/л, значения рН равны 7,0–7,1. Они содержат малые количества окрашенных, легкоокисляемых фракций и более высокие концентрации трудноокисляемых органических веществ (ОВ). Отношения перманганатной окисляемости к бихроматной (ПО/БО) составляют в течение года 45 % – 52 %, растворенных органических веществ к минерализации (РОВ/Σи) – 3 % – 5 % (таблица 1).

Таблица 1 – Многолетние средние сезонные и годовые значения рН, минерализации, цветности, окисляемости речных вод гор с лесо-луговыми типами вертикальной поясности СНГ

Гидрологическая фаза	рН	∑и, мг/л	Цв, град.	ПО, мг/лО	БО, мг/лО	ПО/Б О, %	РОВ, мг/л	ЛОВ, мг/л	РОВ/ ∑и, %
Западные с дубово-буковыми лесами и горными лугами Альпийско-Карпатской и Крымско-Кавказской стран (Европейская территория и Северный Кавказ)									
Весеннее половодье	7.0	206	19	5.3	14.9	47	10.2	4.8	4.9
Летняя межень	7.1	295	12	3.7	15.0	45	9.6	4.3	3.2
Летне-осенние паводки	7.0	216	16	4.9	14.0	52	9.4	4.9	4.4
Зимняя межень	7.1	322	10	4.1	10.2	51	10.7	5.4	3.3
Год	7.1	253	15	4.5	13.7	49	10.0	5.0	4.0
Центральные со степями, смешанными лесами и альпийскими лугами Уральско-Новоземельской страны, Алтайско-Саянских гор, Прибайкалья и Забайкалья									
Весеннее половодье	7.1	99.4	47	9.8	23.0	46	18.8	8.6	18.9
Летняя межень	7.3	170	24	5.1	14.4	40	13.3	5.3	7.8
Летне-осенние паводки	7.2	132	35	9.5	25.2	43	18.2	7.8	13.8
Зимняя межень	7.1	209	15	4.3	12.4	38	11.2	4.2	5.4
Год	7.2	144	31	7.4	18.0	42	15.4	6.5	11.5
Дальневосточные со смешанными лесами и поясом кедрового стланика и каменных березняков Амурско-Приморской страны									
Весеннее половодье	6.7	47.6	56	9.9	22.3	42	19.0	8.0	39.9
Летняя межень	7.0	60.2	26	4.7	12.7	29	12.2	3.5	20.3
Летне-осенние паводки	6.6	50.0	48	9.7	19.0	41	18.6	7.6	37.2
Зимняя межень	6.6	78.6	13	4.1	11.0	36	10.7	3.8	13.6
Год	6.7	55.6	39	7.6	19.6	37	15.1	5.7	27.8
Среднеазиатские горно-степные с лесо-луговым поясом и альпийскими лугами гор Средней Азии									
Весеннее половодье	7.4	224	18	5.5	19.8	38	10.6	4.0	4.7
Летняя межень	7.6	253	13	2.4	8.8	33	6.2	2.0	2.4
Летне-осенние паводки	7.5	242	16	4.3	16.7	42	8.3	3.5	3.4
Зимняя межень	7.4	296	14	2.7	8.9	34	7.0	2.4	2.4
Год	7.5	245	15	4.6	15.8	36	8.0	3.0	3.2
Горы с лесо-луговыми типами вертикальной поясности Азиатской территории									
Весеннее половодье	7.0	102	46	9.2	22.4	44	17.7	7.8	17.4
Летняя межень	7.3	151	23	4.6	13.2	36	12.0	4.3	8.0
Летне-осенние паводки	7.1	124	36	8.9	22.3	42	17.1	7.2	13.8
Зимняя межень	7.0	184	14	4.0	11.5	37	10.4	3.8	5.6
Год	7.1	133	31	7.1	18.2	40	14.3	5.8	11.2
Горы с лесо-луговыми типами вертикальной поясности СНГ									
Весеннее половодье	7.0	108	44	9.0	22.0	44	17.3	7.6	16.0
Летняя межень	7.3	159	22	4.5	13.3	36	11.7	4.2	7.3
Летне-осенние паводки	7.1	129	35	8.7	22.0	43	16.7	7.2	12.9
Зимняя межень	7.0	192	14	4.0	11.4	38	10.4	4.0	5.4
Год	7.1	140	30	7.0	17.9	41	14.0	5.8	10.4
Примечание - ∑и – минерализация воды; Цв – цветность; ПО, БО – перманганатная, бихроматная окисляемость; РОВ – растворенное органическое вещество (аквагумус); ЛОВ – легкоокисляемые органические вещества.									

Водородные показатели воды рек Уральско-Новоземельской страны с лесо-луговыми центральными типами поясности изменяются в интервале 6,9–7,4, минерализация – 140–360 мг/л, цветность – 30–55°, ПО – 6,0–9,5, БО – 20–23.

Если значения рН и минерализация речных вод Уральско-Новоземельской и Крымско-Кавказской стран сходны, то содержание окрашенных ОВ в первой стране выше, количество РОВ (16–18 мг/л) и отношение водного гумуса к минерализации вдвое больше (4–12%).

Речные воды Алтайско-Саянских гор с лесо-луговыми центральными типами поясности в целом слабощелочные. Минерализация их очень малая в половодье – около 100 мг/л, в остальное время года малая – 150–210 мг/л, что в 1,5 раза ниже по сравнению с Уральско-Новоземельской страной. Цветность вод варьирует в пределах 14–46°, ПО – 4–10, БО – 10–27 мг/л. Почти все указанные показатели аквагумуса в воде рек Алтайско-Саянских гор заметно ниже, чем в Уральско-Новоземельской стране, за исключением отношений ПО/БО (38–46%) и РОВ/Σи (5–18%).

В горах Прибайкалья и Забайкалья с лесо-луговыми центральными типами поясности значения рН речных вод изменяются по гидрологическим фазам от 6,9 до 7,2. Минерализация этих вод очень малая – 80–100 мг/л, только в подледный период увеличивается до малой за счет грунтовых вод. Цветность вод сильно колеблется в течение года: от очень малой зимой – 9° до малой летом – 20° и средней в паводки и половодье – 35–45°. Величины ПО и БО также весьма изменчивы: первые варьируют от малых в межень – 4–5 мг/л до верхнего предела средних в остальные периоды, вторые соответственно от средних – 10–15 до слабоповышенных – 25–30 мг/л. Отношения ПО/БО в те же сезоны равны 41–44% и 45–50%. Указанные различия объясняются неодинаковыми факторами формирования химического состава вод: в одних природных провинциях распространены карбонатсодержащие горные породы, дерново-таежные и степные почвы с повышенным количеством оснований, в других – болотные и глее-подзолистые почвы, обогащенные гумусовыми веществами. Так, в наиболее увлажненном и заболоченном Верхнезейском среднегорье количество общего аквагумуса и легкоокисляемых форм в 1,5 – 2,5, а окрашенных соединений в 7 раз выше, чем в других провинциях данной природной страны. Отношения РОВ/Σи вод здесь в 4–5 раз больше (18–75%), являясь максимальными в горах с лесо-луговыми типами поясности и одними из наивысших в горных регионах страны, что указывает на значительную роль ОВ в этом регионе.

В целом речные воды Уральско-Новоземельской страны, Алтайско-Саянских гор, Прибайкалья и Забайкалья с лесо-луговыми центральными типами вертикальной поясности имеют слабощелочную реакцию в течение всего года, малую минерализацию. Значения цветности, ПО, БО, концентрации различных органических веществ довольно близки к региональным показателям воды рек Прибайкалья и Забайкалья, отношения ПО/БО и РОВ/Σи – к показателям вод Алтайско-Саянских гор.

Речные воды Амурско-Приморской страны с лесо-луговыми дальневосточными типами поясности имеют нейтральную реакцию и очень малую минерализацию – 50–80 мг/л. Цветность вод резко колеблется от малой зимой (15°) до средней в летне-осенний период (25–50°) и слабоповышенной весной (55°). Значения ПО составляют в межень 4–5, в полноводные периоды – 10 мг/л, БО в половодье – 22, в остальное время года – 11–19 мг/л. Отношения ПО/БО изменяются от 30–35% в периоды межени до 41–42% в паводки и половодье. Содержание общего аквагумуса и легкоокисляемых фракций в воде рек варьирует в интервалах 11–19 и 4–8 мг/л, отношение $POB/\Sigma_{и}$ – 14–40%, что указывает на важную роль водного гумуса в данной природной стране. По сравнению с Прибайкальем и Забайкальем воды рек Амурско-Приморской страны имеют меньшие величины рН, в полтора раза слабее минерализованы, но во столько же раз более окрашены вследствие интенсивного болотного питания. Значение аквагумуса относительно минеральных веществ здесь существенно выше, что также связано с огромным влиянием болотных ландшафтов и муссонного климата.

Речные воды гор Средней Азии с лесо-луговыми среднеазиатскими типами вертикальной поясности отличаются слабощелочной реакцией и средней минерализацией (220–300 мг/л). Они значительно минерализованнее вод других природных стран, особенно Амурско-Приморской, Прибайкалья и Забайкалья и сходны по этому показателю с Крымско-Кавказской и Уральско-Новоземельской. Величины цветности вод малые (15–20°), ПО колеблется от доминирующих малых (2–4 мг/л) до средних в половодье (6 мг/л), значения БО – от малых в меженные фазы (9 мг/л) до средних в полноводные периоды (17–20 мг/л). Речные воды гор Средней Азии содержат в 2–3 раза меньше окрашенных ОБ, чем воды рек всех рассмотренных природных стран, так как в основном имеют ледниковое питание, бассейны их менее увлажнены и почти не заболочены. По этим причинам окисляемость воды рек гор Средней Азии, содержание в них общего аквагумуса в 1,5–2 раза ниже. Отношения ПО/БО составляют 35–40%, что меньше по сравнению с многими другими природными странами. Коэффициенты цветности здесь одни из самых низких: 3–5 по ПО и 1–1,5 по БО. В этих реках меньше всего легкоокисляемого и общего ОБ – 2–4 и 6–10 мг/л соответственно; это близко к рекам Альпийско-Карпатской и Крымско-Кавказской стран и вдвое ниже, чем в реках других азиатских природных стран. В речных водах гор Средней Азии весьма малы отношения $POB/\Sigma_{и}$ – 2–5%, которые несколько меньше по сравнению с Крымско-Кавказской и Альпийско-Карпатской странами, в 2–3 раза ниже, чем в Уральско-Новоземельской стране и в Алтайско-Саянских горах, почти в 6 раз уступают аналогичным показателям в Прибайкалье и Забайкалье, на порядок – в Амурско-Приморской стране.

Речные воды гор Азиатской территории с лесо-луговыми типами вертикальной поясности характеризуются нейтральной и слабощелочной реакцией, малой минерализацией в течение года – 100–180 мг/л. Цветность вод изменяется от 15–25° в межень до 35–45° в половодье и паводки; ПО – соответствен-

но от 4–5 до 9–10 мг/л, БО – от 12–13 до 20–25 мг/л; отношения их колеблются в интервале 36–44%. Концентрации общего водного гумуса и легкоокисляемых форм колеблются от 10–12 и 4–5 мг/л в межень до 17–18 и 7–8 мг/л в полноводные сезоны, отношения $POB/\Sigma_{и}$ – от 6 % – 8 % до 14 % – 17%. Последние существенно варьируют по отдельным природным странам. Речные воды гор Азиатской территории с лесо-луговыми типами поясности по сравнению с водами аналогичных гор Европейской части страны вдвое слабее минерализованы и окрашены, окисляемость их в 1,5 раз выше, отношения $POB/\Sigma_{и}$ втрое больше.

Реки гор с лесо-луговыми типами вертикальной поясности СНГ имеют нейтральную и слабощелочную реакцию воды в течение года, малую минерализацию – 110–190 мг/л. В низководные периоды они малоокрашены, в полноводные среднеокрашены. Значения ПО в первые периоды малые – 4–5 мг/л, во вторые – средние – 8–9 мг/л, величины БО в годовом цикле средние – 12–22 мг/л, отношения этих показателей колеблются в пределах 36 % – 44%. Содержание общего аквагумуса и легкоокисляемых фракций варьирует в диапазоне 10–17 и 4–8 мг/л, отношение $POB/\Sigma_{и}$ – 5 % – 16%.

В речных водах гор с лесо-луговыми типами поясности СНГ экстремальные средние концентрации гуминовых кислот (ГК) изменяются в широком интервале: от 0,005 – 0,035 в зимнюю и 0,015–0,055 в летнюю межень до 0,090–0,230 мг/л углерода в весеннее половодье; фульвокислот (ФК) – соответственно от 0,150–0,350 и 0,460–0,620 до 0,930–1,29 мг/л углерода. Отношение $C_{ГК}/C_{ФК}$ составляет в течение года от 2% до 18% [8].

В горах с лесо-луговыми типами вертикальной поясности, в которых хорошо сформирована геоморфологическая и ландшафтная ярусность, наиболее развита гидрохимическая поясность речных вод. Вертикальные пояса очень малой 0–2, малой 2–5 и средней 5–10 мг/л ПО вод выделены на Северном Кавказе и Северном Тянь-Шане; пояса малой, средней и слабоповышенной (10–15 мг/л) ПО вод – в Приселенгинском среднегорье; пояса малой и средней ПО вод – на Южном Урале, Саянском, Тувинском, Прибайкальском, Джунгарском нагорьях, Северном и Южном Сихотэ-Алине, Южном Сахалине; пояса средней и слабоповышенной окисляемости – на Среднем Урале, Горном Алтае, в Буреинско-Хинганском среднегорье. На основной территории лесолуговых гор СНГ сформированы речные воды средней окисляемости.

Речные воды лесолуговых гор по сравнению с водами рек тундрово-таежных гор [6 – 8] имеют более высокие величины рН, вдвое минерализованнее, содержат сходное количество окрашенных ОВ. Значения окисляемости вод несколько меньше. Заметно ниже отношения ПО/БО, содержание общего водного гумуса и легкоокисляемых соединений. Отношения $POB/\Sigma_{и}$ здесь в 3 раза меньше. Концентрации ГК и ФК в воде сравниваемых гор довольно близки в подледный период при грунтовым питании рек. В весенне-летний период они значительно ниже в реках лесолуговых гор, что определяется большими различиями климатических, криогенных, почвенно-геохимических условий в северных и более южных широтах.

Список литературы

1. Алекин О. А. Гидрохимия рек СССР. Кавказ и Азиатская территория // Тр. ГГИ. 1949. Вып. 15 (69). 144 с.
2. Ливеровский Ю. А. Почвы СССР. М.: Мысль, 1974. 463 с.
3. Никаноров А. М. Гидрохимия. 3-е изд., допол. Ростов-на-Дону: «НОК», 2008. 462 с.
4. Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. М.: Астрейя – 2000, 1999. 768 с.
5. Смирнов М. П. Почвы Западного Саяна. М.: Наука, 1970. 236 с.
6. Смирнов М. П. Гидрохимия рек гор с тундрово-арктическими типами вертикальной поясности России // Изв. РАН. Сер. геогр. 2008. № 2. С. 59–67.
7. Смирнов М. П., Мельникова Н. М., Смирнова Е. М. Гидрохимия рек гор с тундрово-таежными типами вертикальной поясности России // Совр. проблемы гидрохимии и формирования качества вод. Матер. науч. конф. (с междунар. участием). г. Азов, 27–28 мая 2010 г. Ростов-на-Дону, 2010. С. 157–159.
8. Смирнов М.П. Органические вещества и минерализация речных вод России, СНГ, Балтии. Ростов-на-Дону: «НОК», 2015. 360 с.
9. Физико-географический атлас мира // М.: Изд-во АН СССР и ГУГК при ГК СССР, 1964. 298 с.

МНОГОЛЕТНЯЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОД ИСТОКА РЕКИ АНГАРЫ КАК ОТРАЖЕНИЕ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА БАЙКАЛ

Тарасова Е.Н., Мамонтова Е.А., Мамонтов А.А.

*ФГБУН Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, Иркутск, Россия,
tarasova@igc.irk.ru*

Целью данного сообщения показать, что химический состав в истоке Ангары с 1950-х годов отражает таковой в водах Южного Байкала.

Нами для анализа изменчивости среднегодовых величин компонентов ионного состава, органического вещества (ОВ) и биогенных элементов (БЭ) были приняты данные, полученные в результате ежемесячного отбора проб по единой общепринятой в гидрохимической практике методике [7]. Заметим, что сравнение настоящих исследований с предыдущими годами было возможно только с определяемыми в то время компонентами ионного состава, а также с минеральными формами N и P, Si-SiO₂ и ОВ в нефильтрованной воде. Пробы воды отбирали, как правило, в середине дня с глубины 0.2 м в количестве 5 л ближе к правому берегу. Анализы проводили в течение 2–3-х дней, пробы воды все это время находились в темноте.

Статистическая обработка данных проводилась по программе "STATISTICA'6". Тренд SO₄²⁻ анализировался путем применения непараметрического сезонного теста Кендалла [9] по среднегодовым полученным на основе месячных данных по отдельным периодам времени и за весь период исследования. Магнитуда тренда определялась по методу Тейля-Сена для оценки наклона кривых. При анализе трендов применялся пороговый уровень статистической значимости $p < 0.05$. Это обеспечивало, по меньшей мере, 95-процентную уверенность в том, что тренд, регистрируемый как возрастающий или убывающий, существенно отличается от нулевого.

Содержание компонентов ионного состава (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ + K⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻) воды истока р. Ангары мало менялось в течение года с 1950 по 1955 гг. [1]. В 1957 гг. была построена Иркутская ГЭС, а в 1966 г. на берегу Южного Байкала в г. Байкальске – целлюлозно-бумажный комбинат (БЦБК) и ситуация изменилась [8,10].

Межгодовым колебаниям подвержены все компоненты ионного состава. Тренды увеличения их среднегодовых величин найдены для SO₄²⁻, Cl⁻ и Mg²⁺, уменьшение концентрации отмечено для Ca²⁺. Размах колебаний среднегодовых величин SO₄²⁻ значительно превышает точность метода. Отметим, что именно по содержанию SO₄²⁻ в пелагиали Байкала, как индикатора сточных вод Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК) [6], были выделены следующие периоды: период естественного состояния озера – до 1967–68 гг. (до строительства БЦБК); период слабого антропогенного воздействия до 1986 г.; период сильного антропогенного воздействия – с 1986 г. и по настоящее время [10].

Принимая во внимание многолетние исследования SO_4^{2-} в озере Байкал и то, что слив воды из Байкала происходит с глубин 0–50 м, нами сравнение среднегодовых величин компонентов ионного состава в водах истока Ангары с таковыми в водах Байкала было проведено с поверхностными водами Южного Байкала. Кроме того, периоды среднегодовых величин концентраций исследуемых компонентов были разделены на период до работы БЦБК на Байкале – 1950–1955 гг.; период, когда комбинат уже работал и, как правило, большая часть стоков после очистки шла в Байкал на глубину 40 м – это 1970–1984 гг. Заметим, что по содержанию SO_4^{2-} стоки БЦБК значительно превышают средние их значения для всех притоков озера [2].

Содержание SO_4^{2-} до строительства БЦБК в водах истока Ангары минимально – 4,24 мг/л; в водах Байкала в слое 0–1300 м оно составляло в 1967–1968 гг, $3,9 \pm 1,2$ мг/л, К 1983–1984 гг, концентрация SO_4^{2-} повысилась до $4,6 \pm 0,6$ мг/л, в водах истока она также увеличилась и составляла 4,9 мг/л, К 1997–2007 гг, содержание SO_4^{2-} в водах истока Ангары было 5,70 мг/л, а в водах озера в 2005 гг, – $5,7 \pm 1,5$ мг/л. Таким образом, воды истока Ангары, несомненно, отражают изменение в химическом составе воды Байкала.

Минеральные формы азота – азот нитритный (N-NO_2^-), нитратный (N-NO_3^-) и аммонийный (N-NH_4^+) – определялись во все периоды исследований. В 1950–1975 гг. N-NH_4^+ и N-NO_2^- отсутствовал во все сезоны года. В 2005 г. эти формы азота найдены эпизодически. N-NO_3^- является преобладающей формой минерального азота. Если ранее концентрация N-NO_3^- понижалась весной – в период развития диатомовых водорослей и осенью – в период развития сине-зеленых водорослей в озере Байкал, а повышалась зимой и летом, то в настоящий период содержание N-NO_3^- характеризуется максимальным содержанием в зимний период до 81 мкг/л и минимальной концентрацией летом до 9–20 мкг/л в июле–сентябре, причем такого глубокого минимума N-NO_3^- в 1950-е годы в водах истока Ангары не наблюдалось.

Минеральный фосфор ($\text{P}_{\text{мин}}$) представлен, в основном, растворенной фракцией – 83 % от его общего содержания в среднем за год. Содержание $\text{P}_{\text{мин}}$ в нефильтрованной воде по сезонам года аналогично сезонному изменению концентрации N-NO_3^- : максимально зимой (до 10 мкг/л) и минимально (2–3 мкг/л) летом в июле-августе. В 1950-х годах содержание $\text{P}_{\text{мин}}$ характеризовалось двумя максимумами и двумя минимумами, что обусловлено развитием планктонных организмов в озере и регенерацией отмирающих форм фитопланктона, а также за счет гидрологических процессов – поднятия глубинных вод во время весенней и осенней гомотермии.

Содержание органических форм азота ($\text{N}_{\text{орг}}$) и фосфора ($\text{P}_{\text{орг}}$) превышает таковые для их минеральных соединений. В течение года они обратны изменениям концентраций минеральных форм: В сезонной динамике содержания кремния (Si-SiO_2) не выявлено четких закономерностей, но его содержание значительно понизилось по сравнению с 1950-ми годами (среднегодовая величина содержания кремния в 1955 г. составляла 1,19 мг/л, а в 2005 г. – 0,75 мг/л), что, по нашему мнению, связано с отсутствием массового развития в течение

длительного времени весенних диатомовых водорослей в озере Байкал. На отсутствие развития весенних диатомовых водорослей в исследуемый период указывают сезонные изменения концентрации хлорофилла – а в истоке Ангары: максимальное содержание хлорофилла–а найдено в июле (1,2–1,4 мкг/л), а минимальное (0,35 мкг/л) в январе.

Аналогично сезонной динамике содержания хлорофилла–а изменяется по сезонам года концентрация общего количества взвешенных веществ и ОВ: максимально летом в июле и минимально зимой – в декабре–январе. В 1950-х годах ОВ к июню достигало своего первого годового максимума. После весенней гомотермии, в июле, происходило резкое падение их величин до годового минимума. Это объяснялось, с одной стороны, уменьшением развития фитопланктона, а с другой – поднятием глубинных вод Байкала на поверхность. С началом развития летних форм фитопланктона с августа месяца происходило резкое увеличение ОВ в Байкале, а, следовательно, и поступающей воды в Ангару воды, которое продолжалось в сентябре и октябре. С началом гомотермии и отмиранием планктона Сорг. в воде падает до годового зимнего минимума в декабре. Было характерно, что как после весенней, так и после осенней гомотермии, минимальное содержание ОВ приходилось на следующий за гомотермией месяц (июль и декабрь). ОВ в водах истока Ангары в настоящий период представлено в основном растворенной фракцией (до 87 % в среднем за год). Во взвешенном ОВ содержится в среднем за год 17 % азота и 0,55 % фосфора. Следовательно, и основная часть азота и фосфора также представлена растворенной фракцией.

Чтобы оценить влияние работы БЦБК с 1967 года и изменение уровня Байкала в связи со строительством в 1957 году ГЭС на содержание SO_4^{2-} в истоке Ангары с 1950 по 2010 гг., недостающие данные среднегодовых концентраций SO_4^{2-} (1956–1968, 1976–1980, 1985–1996 гг.) были предоставлены Иркутским ЦГМС-Р (они также получены на основе осреднения ежемесячных отборов проб и выполнены теми же методами, что и в наших исследованиях).

Если рассматривать изменение среднегодовых концентраций SO_4^{2-} в различные периоды антропогенной нагрузки, то видно, что среднегодовые концентрации SO_4^{2-} в истоке Ангары до запуска БЦБК в 1967 году сравнимы с периодом, когда комбинат не работал из-за финансовых проблем или работал в тестовом режиме в 2009–2010 гг. ($4,94 \pm 0,15$ и $4,94 \pm 0,3$ мг/л). В промежутке между этими двумя отрезками времени можно также выделить 3 периода: 1967–1985 ($5,19 \pm 0,2$ мг/л), 1986–1989 ($6,12 \pm 0,07$ мг/л, совпадает с массовой гибелью нерпы в 1988–89 гг.) и 1990–2008 ($5,95 \pm 0,14$ мг/л). Средние концентрации SO_4^{2-} за эти 3 периода работы БЦБК достоверно выше средних концентраций в периоды исследования, когда комбинат не работал ($p < 0,001–0,05$). Отмечается цикличность в изменении среднегодовых концентраций SO_4^{2-} в истоке Ангары. Каждый период колебаний концентраций SO_4^{2-} занимал от 11 до 16 лет. В 1950–1953 гг., вероятно, заканчивался предыдущий период колебаний. Если рассматривать изменение средних концентраций SO_4^{2-} по разным циклам, которые произошли за период исследования, то наименьшие средние concentra-

ции SO_4^{2-} отмечались в 1 цикле ($4,07 \pm 0,24$ мг/л). Данная величина достоверно ниже средних концентраций, найденных в 2–5 циклах ($p < 0,01$ – $0,001$). Немножко больше были средние концентрации SO_4^{2-} во 2 цикле ($5,08 \pm 0,13$ мг/л). Эта величина также достоверно выше, чем в 4 и 5 циклах ($p < 0,001$ – $0,05$). Наибольшие средние концентрации SO_4^{2-} пришлись на 4 цикл ($5,94 \pm 0,18$ мг/л). Этот же промежуток времени характеризуется высокой антропогенной нагрузкой (авария на БЦБК в 1986 г, массовая гибель нерпы в 1987–1988 годах из-за эпидемии чумки плотоядных, причиной которой могло стать ослабление иммунитета в результате воздействия хлорорганических токсикантов [3, 4, 5, 11, 12]).

Получена достоверная взаимосвязь уровня Байкала и концентраций SO_4^{2-} с 1950 по 2003 гг. ($R=0,48$, $p < 0,001$). За исследуемый период времени произошло изменение уровня Байкала в результате постройки Иркутской ГЭС в 1957 г. и заполнения Иркутского водохранилища. Если рассматривать период после постройки Иркутской ГЭС (1959–2003 гг.), то взаимосвязи между концентрациями SO_4^{2-} и уровнями Байкала практически нет ($R=0,27$). Однако, есть достоверная взаимосвязь между концентрациями SO_4^{2-} и уровнем Байкала за период с 1968 по 2003 гг. ($R=0,43$, $p < 0,01$), т.е. со времени запуска БЦБК. Достоверность тренда среднегодовых величин SO_4^{2-} в водах истока р. Ангары непараметрическим методом Кендалла рассчитана для всего периода наблюдений и разных периодов в зависимости от уровня антропогенной нагрузки (работы БЦБК и Иркутской ГЭС). Для периода наблюдений с 1950 по 2010 гг. отмечается положительный достоверный тренд изменения концентраций SO_4^{2-} ($p < 0,05$).

До строительства ГЭС с 1950 по 1955 гг. достоверных изменений концентраций SO_4^{2-} не определено. После заполнения Иркутского водохранилища и запуска Иркутской ГЭС и до начала работы БЦБК (1956–1968 гг.) – тренд отрицательный, достоверный ($p < 0,05$). В период 1970–1984 гг., предшествующий значительной антропогенной нагрузке в середине 1980х гг., достоверный тренд изменения концентраций SO_4^{2-} не наблюдается. В 1986 г. произошел аварийный сброс неочищенных стоков БЦБК [6], и в 1987–1988 гг. наблюдалась массовая гибель байкальской нерпы [11]. Для последующего десятилетия (1985–1996 гг.) отмечается положительный достоверный тренд изменения концентраций SO_4^{2-} в истоке Ангары ($p < 0,05$). Увеличение величин содержания SO_4^{2-} в этот период составило 19 %. В 1997–2007 гг. достоверные изменения величин опять не определены. За весь период наблюдения (1950–2010 гг.) концентрации SO_4^{2-} в воде истока р. Ангары увеличились на 23 %.

Таким образом, увеличение концентраций SO_4^{2-} после середины 1980-х гг. привело к достоверному положительному тренду содержания SO_4^{2-} с 1950 по настоящее время, что также подтверждается достоверным различием средних величин концентраций SO_4^{2-} за отдельные промежутки наблюдения.

Работа поддержана грантами ИНТАС № 2000-00140, РФФИ №№ 04-05-64870, 07-05-00697, 10-05-00663, 13-05-00375.

Авторы выражают благодарность сотрудникам Иркутского ЦГМС-Р за предоставленные недостающие в наших исследованиях среднегодовые величины сульфатов в истоке Ангары.

Список литературы

1. Глазунов И.В. Гидрохимический режим и химический сток реки Ангары // Тр. ЛИНа. 1963. Т. 3 (23). С. 57–94.
2. Галазий Г.И., Тарасова Е.Н. О фоновом содержании сульфатов в водах Байкала // География и природные ресурсы. 1993. Т. 3. С. 71–76.
3. Мамонтов А.А. Полихлорированные дибензо-пара-диоксины и родственные соединения в экосистеме озера Байкал. М.: Академия наук о Земле. 2001. 68 с.
4. Мамонтова Е.А. Гигиеническая оценка загрязнения диоксинами и родственными соединениями окружающей среды Иркутской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео». 2001. 141 с.
5. ПХБ в Байкальском регионе: источники, дальний перенос и оценка риска (результаты гранта ИНТАС № 2000-00140) / Отв.ред. Кузьмин М.И. Иркутск: Изд-во ИГ СО РАН. 2005. 56 с.
6. Тарасова Е.Н., Мещерякова А.И. Современное состояние гидрохимического режима озера Байкал. Новосибирск: ВО «Наука». 1992. 144 с.
7. Тарасова Е.Н. Органическое вещество вод Южного Байкала. Новосибирск: Наука. 1975. 148 с.
8. Тарасова Е.Н., Мамонтов А.А., Мамонтова Е.А., Кузьмин М.И. Некоторые параметры состояния экологической системы оз. Байкал на основе многолетних наблюдений // ДАН. 2006. Т. 409. № 5. С. 683–687.
9. Hirsch R.M., Slack J.R., Smith R.A. Techniques of trend analysis for monthly water quality data // Water Resources Research. 1982. V. 18. P. 107–121.
10. Kuzmin M.I., Tarasova E.N., Mamontova E.A., Mamontov A.A., Kerber E.V. Seasonal and interannual variations of water chemistry in the headwater streams of the Angara River (Baikal) from 1950 to 2010 // Geochemistry International. 2014. Vol. 52. P. 523–532.
11. Nakata H., Tanabe S., Tatsukawa R., Amano M., Miyazaki N. and Petrov E.A. Persistent organochlorine residues and their accumulation kinetics in Baikal seal (*Phoca sibirica*) from Lake Baikal, Russia // Environ. Sci. Technol. 1995. V. 29. P. 2877–2885..
12. Schecter A., Furst P., Furst C., Grachev M., Beim A., Koptug V. Levels of dioxins, dibenzofurans and selected other chlorinated organic compounds in food from Russia // Chemosphere. 1992. V. 25. P. 2009–2015.

ПРОЦЕСС СУЛЬФАТРЕДУКЦИИ В ВОДЕ ГИДРОГРАФИЧЕСКИ СВЯЗАННЫХ ОЗЕР НИЖНЕЕ И ВЕРХНЕЕ (АРХАНГЕЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ), ОТЛИЧАЮЩИХСЯ СТЕПЕНЬЮ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Титова К.В., Кокрятская Н.М., Панова Т.А.

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск,

E-mail: ksyu_sev@mail.ru

Общеизвестно, что органическое вещество как автохтонного, так и аллохтонного происхождения при поступлении в водную среду подвергается воздействию гетеротрофных микроорганизмов. На протекание деструкционных процессов влияет как качественный состав органического вещества (ОВ), так и индивидуальные особенности водоемов. Анаэробная минерализация ОВ приводит к образованию двух основных соединений – сероводорода и метана.

При наличии антропогенной нагрузки на пресноводные водоемы, сопровождающейся их эвтрофированием, возникновением анаэробных условий, прогнозируется увеличение микробной активности, в том числе сульфатредуцирующих бактерий. В основе энергетического обмена этих микроорганизмов лежит окислительно-восстановительная реакция, при которой происходит окисление низкомолекулярных органических веществ до CO_2 за счет сопряженного восстановления сульфат-ионов до сероводорода (Иванов, 1979). Появление свободного сероводорода в водной толще может привести к негативным последствиям для водоема, в частности, для его биоресурсов и снижению его рекреационного потенциала.

Контролирующими процесс сульфатредукции факторами являются кислородный режим в водоеме, количество ОВ и его качественный состав (рассмотрение этого фактора в данной работе не будет осуществлено), содержание сульфатов и реакционноспособного железа.

Объектами исследования для изучения протекания процесса восстановления сульфатов были выбраны два малых озера Нижнее и Верхнее (Коношский район Архангельской области), незначительно отличающиеся по площади водного зеркала и связанные между собой протокой (течение воды направлено из Верхнего в Нижнее). Оба озера мелководны. Дно в оз. Нижнем ровное, средняя глубина составляет 2,5-3 м, ближе к берегам – около 1 м. С помощью батиметрической съемки обнаружены четыре глубоководных участка – 5-5,5 м. Они расположены в южной (ст. N1), центральной (ст. N2) и северной (ст. N3) частях водоема. Еще один участок находится в непосредственной близости от расположенной на берегу лодочной станции, поэтому в работе не рассматривался. Морфология дна озера Верхнее более разнообразна: его южная часть отличается ровным дном и глубиной, не превышающей 1,5 м, от северной, которая более глубоководна – 2-2,5 м, с двумя небольшими по размеру ямами глубиной 4-4,5 м (ст. V1 и V2).

Озера отличаются и по степени антропогенной нагрузки. На восточном берегу оз. Нижнего расположен районный центр Архангельской области – посе-

лок Коноша. В этой части поселок не имеет централизованной канализационной системы, что делает возможным поступление стоков непосредственно в водоем. На западном берегу озера Верхнее от расположенной здесь ранее деревни осталось несколько жилых дачных домов, которые находятся на некотором отдалении от водоема, и не заселены в зимний период.

Отбор проб воды проводился в летнюю (июль) межень послойно с помощью горизонтального поликарбонатного батометра объемом 5 литров. Анализ проб осуществлялся сразу после отбора, или образцы хранились после консервации согласно требованиям ГОСТ (ГОСТ, 2000). Определение кислорода, сульфатов, сероводорода/сульфидов и растворенного железа в воде проводилось по общепринятым стандартным методикам.

Кислородный режим. В содержании растворенного кислорода для всех трех станций озера Нижнее (рисунок 1 а) наблюдается сезонная стратификация. В эпилимнионе количества кислорода колеблются в интервале 8,0-9,5 мг/л. На глубине 3 метра содержание кислорода уменьшается на 3-4 мг/л, а к придонным слоям при стагнации воды наблюдается его снижение до 2 мг/л и почти полное истощения на южной станции 1.

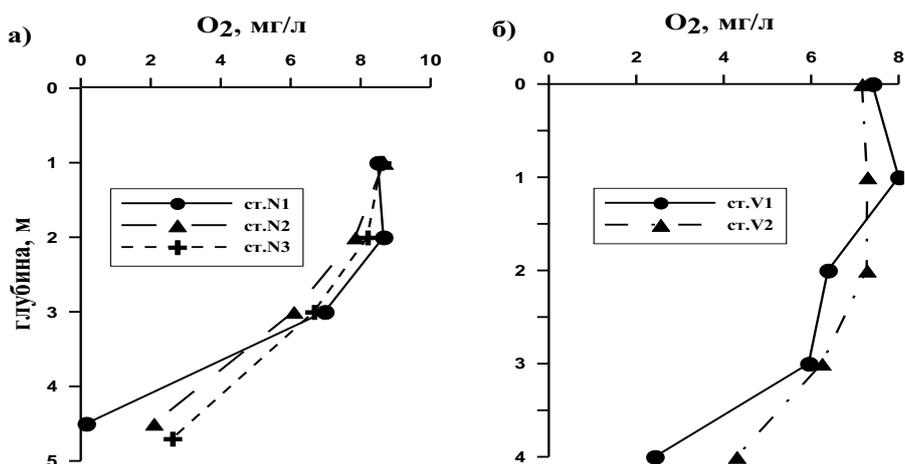


Рисунок 1– Вертикальное распределение кислорода в воде озер
а) Нижнее и б) Верхнее

Кислородные условия в воде озера Верхнее (рисунок 1 б) более благоприятны для жизни гидробионтов. Верхние слои водной толщи содержат кислорода в среднем 7,5 мг/л для обеих станций. По мере погружения наблюдается монотонное снижение O₂ и в гипolimнионе его концентрация составляет немногим более 2 мг/л.

Таким образом, в условиях летней стагнации в придонных слоях водной толщи озера Нижнее по всей его акватории создаются анаэробные условия, благоприятные для жизнедеятельности сульфатредуцирующих бактерий, в отличие от гипolimниона глубоководной части озера Верхнее.

Содержание сульфатов. Среднее содержание сульфатов в воде озера Нижнее по всей его акватории составляет 6,72 мг/л (таблица). В эпилимнионе их количества изменяются от 6,55 до 7,80 мг/л, при средней величине этого

компонента 7,20 мг/л. В придонных слоях содержание сульфатов уменьшается на 1-2 мг/л. Наиболее значительные изменения концентрации отмечены для южной станции 1, где градиент составляет почти 3 мг/л. Наиболее равномерно сульфаты распределены в водной толще центральной части акватории озера (станция 2) - 6,86-7,47 мг/л.

Таблица 1 – Содержание сульфатов и растворенного железа в воде озер Нижнее и Верхнее

Озеро	станция	Горизонт, м	Сульфаты, мг/л	Fe раств (II), мкг/л	Fe раств (III), мкг/л	Fe раств, мкг/л
Нижнее	N1	0,0	7,80	-	-	-
		1,0	6,55	384	0	384
		2,0	6,55	437	4	441
		3,0	4,7	159	0	159
		4,5	4,87	5860	0	5860
	N2	1,0	6,91	164	0	164
		2,0	7,47	-	-	-
		3,0	7,42	599	0	599
		4,0	7,1	131	0	131
		4,5	6,86	1410	223	1633
	N3	1,0	7,57	198	0	198
		2,0	7,22	-	-	-
		3,0	7,35	200	0	200
		4,0	6,67	262	0	262
		5,0	5,73	2780	0	2780
Верхнее	V1	1,0	5,88	102	328	430
		2,0	5,39	181	100	281
		3,0	5,12	275	173	448
		4,0	4,85	311	58	369
	V2	1,0	4,72	128	340	468
		2,0	4,5	286	118	404
		3,0	4,63	275	568	843
		4,0	4,53	660	54	714

В воде озера Верхнее сульфатов содержится меньше, чем в Нижнем – в среднем 4,95 мг/л. По водной толще они распределены более-менее равномерно: изменения концентрации от поверхностных до придонных слоев станции 1 составляют менее 1 мг/л, для станции 2 – они находятся в пределах погрешности измерения.

Таким образом, можно предположить, что в отсутствие каких-либо точечных источников поступления сульфатов в данные озера, именно присутствием на берегу населенного пункта можно объяснить имеющуюся разницу в количествах сульфатов в этих водоемах – в воде озера Нижнее их в среднем больше на 2 мг/л, чем в оз. Верхнем.

Распределение сульфидов. Среднее содержание сульфидов в эпилимнионе по всей акватории озера Нижнее составляет 13 мкг/л. Причем близкие количества их отмечены для станций 1 и 2 (9 и 10 мкг/л соответственно), для станции 3 концентрации сульфидов несколько больше - до 14 мкг/л; во всех

случаях уже на горизонте 3 м отмечено увеличение количеств этого компонента до 28 мкг/л. В придонном слое станции 2 наблюдается увеличение содержания сульфидов в 6 раз по сравнению с поверхностными слоями (до 80 мкг/л), станции 1 – в 18 раз (до 200 мкг/л), станции 3 – в 12 раз (до 179 мкг/л) (рисунок 2 а). Можно отметить, что максимально высокие концентрации сульфидов на станции 1 сопровождаются наибольшим сокращением количеств сульфатов (таблица) в гипolimнионе.

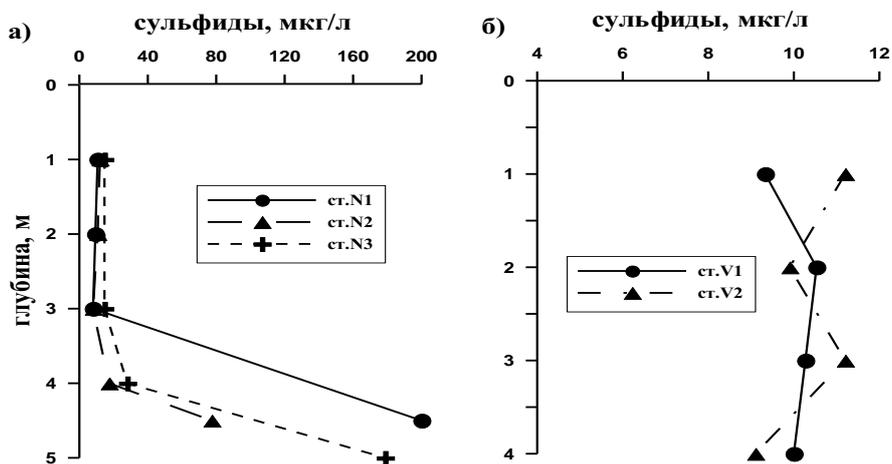


Рисунок 2 – Вертикальное распределение сульфидов в воде озер
а) Нижнее и б) Верхнее

В водной толще озера Верхнее по всей акватории его глубоководной части количества сульфидов составляют в среднем 8,5 мкг/л, изменяясь от 6,5 до 10,5 мкг/л (см. рисунок 2 б). Количества продуцированного сероводорода/сульфидов в воде озера Верхнее в 8-19 раз меньше, чем в придонных слоях воды озера Нижнее.

Растворенное реакционноспособное железо. Концентрации растворенного железа (таблица) превышают в несколько раз количества продуцированного сероводорода/сульфидов для водной толщи обоих исследованных озер, что в совокупности с аэробными условиями эпилимниона, препятствует распространению H_2S в свободном состоянии.

Таким образом, на примере двух гидрографически связанных озер Нижнее и Верхнее, показано, что антропогенная нагрузка на водоем в период летней стратификации приводит к созданию анаэробных условий в придонных слоях воды, более активному протеканию процесса сульфатредукции и накоплению сероводорода.

Список литературы

1. ГОСТ Р 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб. Введен впервые 2001-07-01. М., 2001. 48 с.
2. Иванов М.В. Распространение и геохимическая деятельность бактерий в осадках океана. Т.2. Геохимия донных осадков / Океанология. Химия океана. М.: Наука, 1979. С. 312-349.

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ И РТУТИ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Чуйко Г.М.¹, Законнов В.В.¹, Комов В.Т.¹, Бродский Е.С.², Шелепчиков А.В.², Лобус Н.В.³

¹ *Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук Борок, Россия, gchuiiko@mail.ru,*

² *Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт эволюции и экологии им. Северцова Российской академии наук, Москва, Россия, efbr@mail.ru*

³ *Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт океанологии им. П.П. Ширшова Российской академии наук, Москва, Россия, lobus.nikolay@gmail.com*

Рыбинское водохранилище (58°30" с.ш., 38°20" в.д.) – один из крупнейших пресноводных искусственных водоемов в России, образованный в период 1941-1947 гг. в Молого-Шекснинской низине на месте слияния р. Волга, Молога и Шексна после строительства гидротехнических сооружений выше г. Рыбинска на р. Шексна и Волга.

Среди наиболее экологически опасных загрязняющих веществ, обнаруженных в экосистеме водохранилища - полихлорированные бифенилы (ПХБ), являющиеся хлорорганическими соединениями и относящиеся к стойким органическим загрязнителям (СОЗ) [Козловская, Герман, 1997; Флеров и др., 2000; Чуйко и др., 2010], и соединения ртути [Экологические проблемы..., 2001]. Экологическая опасность этих веществ обусловлена их высокой устойчивостью к действию внешних факторов, глобальной распространенностью и длительной циркуляцией в окружающей среде, биоаккумуляцией за счет высокой липофильности, способностью к миграции по трофическим сетям с аккумуляцией на высших уровнях, токсичностью для животных и человека в крайне малых дозах [Arctic Pollution Issues, 1997]. На этом основании ПХБ и ртуть с ее соединениями отнесены к числу приоритетных экотоксикантов.

Наличие ПХБ в окружающей среде исключительно антропогенное явление, а ртуть и ее соединения кроме этого имеют и природное происхождение, сопоставимое по количеству с антропогенным. В водные объекты ПХБ и ртуть могут поступать со сточными водами, путем терригенного стока с окружающих территорий и в результате атмосферных выпадений. В силу их низкой растворимости в воде первичным звеном аккумуляции этих веществ в водных объектах являются донные отложения (ДО) [Чуйко и др., 2010]. Ранее была показана пространственная неравномерность распределения ПХБ и ртути в ДО Рыбинского водохранилища. Однако исследования ПХБ были выполнены либо достаточно давно (1990-1996 гг.) и не касались их качественного состава [Козловская, Герман, 1997; Флеров и др., 2000], либо проводились относительно недав-

но (2006 г.) и рассматривали соотношение конгенов, но охватывали лишь небольшую часть акватории водохранилища [Чуйко и др., 2010]. Исследование содержания ртути в ДО также проведены достаточно давно (1998-2001 г.) и на ограниченной части акватории [Экологические проблемы..., 2001].

Цель работы – исследовать пространственное распределение содержания и качественный состав ПХБ и содержание ртути в ДО Рыбинского водохранилища.

Пробы ДО отбирали в июле 2008 и 2009 г. на 26 станциях на Рыбинском водохранилище с экспедиционного судна ИБВВ РАН дночерпателем Экмана-Берджи с площадью захвата 0.025 м² с горизонта 0 - 15 см (рисунок 1).

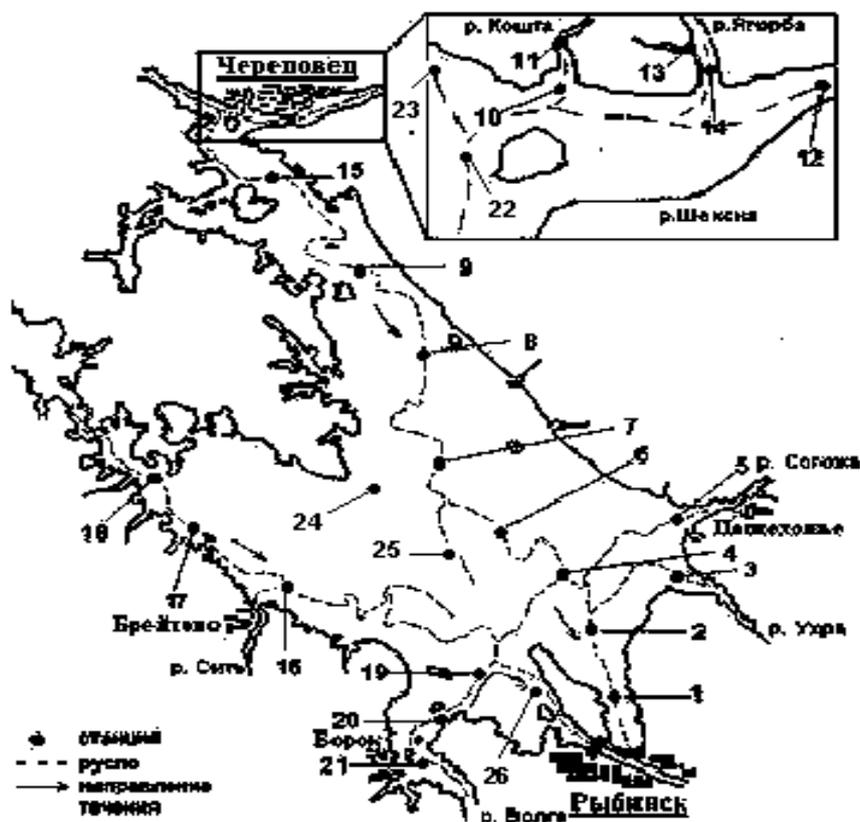


Рисунок 1 – Схема мест отбора проб донных отложений на водохранилище

При выборе сетки станций руководствовались тем, чтобы равномерно охватить всю акваторию водохранилища и устьевые участки крупных притоков. Кроме того учитывали, что наибольшей аккумулярующей способностью по отношению к ПХБ обладают различные типы илов с высоким содержанием органического вещества [Козловская, Герман, 1997], локализация которых приурочена к затопленным руслам бывших рек, естественным понижениям рельефа дна, устьевым участкам притоков, что связано с особенностями гидрологического режима и процессов седиментации в Рыбинском водохранилище [Чуйко и др., 2010]. Пробы ДО высушивали до постоянной массы при $t=50^{\circ}\text{C}$ в течение 24 ч в сушильном шкафу с конвекцией. Содержание ртути измеряли методом беспламенной атомной абсорбции на анализаторе ртути РА-915+ с пиролитической приставкой ПИРО-915+ [Лобус и др., 2011], ПХБ - методом хромато-масс-спектрометрии высокого разрешения [Чуйко и др., 2010]. Определяли

суммарное содержание и каждой гомологической группы ПХБ отдельно в диапазоне от моно- до декахлорированных бифенилов (1-ХБ – 10-ХБ). Результаты представлены в мкг/г сухой массы.

Во всех исследованных ДО обнаружены ПХБ, однако их содержание и соотношение гомологических групп на разных станциях отличалось (таблица 1).

Таблица 1 – Содержание ПХБ и соотношение гомологических групп в ДО Рыбинского водохранилища

№ станции	Содержание ПХБ, мкг/кг					Сумма
	3-ХБ	4-ХБ	5-ХБ	6-ХБ	7-ХБ	
1	8,8 (12,7)	24,6 (35,6)	26,1 (37,7)	5,8 (8,4)	1,5 (2,1)	69,2
2	5,4 (9,7)	23,5 (42,6)	19,8 (35,8)	3,8 (6,9)	1,1 (2,1)	55,2
3	3,1 (14,3)	7,3 (33,8)	8,4 (38,9)	1,7 (7,8)	0,3 (1,6)	21,5
4	4,8 (8,3)	18,3 (31,5)	25,5 (43,8)	6,7 (11,5)	1,7 (3,0)	58,1
5	3,0 (9,1)	12,8 (38,6)	12,7 (38,1)	2,7 (8,2)	1,2 (3,5)	33,2
6	20,0 (5,4)	132,7 (35,9)	161,1 (43,6)	45,5 (12,3)	6,9 (1,9)	369,8
7	9,2 (11,6)	27,0 (33,7)	30,3 (38,3)	7,8 (9,8)	2,6 (3,3)	79,2
8	2,1 (4,9)	14,3 (33,3)	18,7 (42,8)	6,0 (14,0)	1,4 (3,1)	43,0
9	3,6 (4,6)	22,5 (28,5)	37,2 (47,1)	12,3 (15,5)	2,4 (3,1)	79,0
10	9,0 (4,5)	27,6 (13,7)	97,8 (48,5)	57,0 (28,2)	7,7 (3,8)	201,8
11	8,4 (11,0)	16,5 (21,6)	30,4 (39,8)	16,2 (21,3)	2,9 (3,7)	76,3
12	8,3 (5,6)	52,5 (35,4)	65,6 (44,2)	19,1 (12,9)	1,8 (1,2)	148,5
13	278,9 (0,9)	4591,0 (14,8)	15383,0 (49,5)	9721,0 (31,3)	853,2 (2,7)	31091,1
14	23,4 (0,9)	274,3 (11,0)	1371,4 (54,6)	718,2 (28,9)	85,6 (3,4)	2487,9
15	7,8 (2,8)	42,0 (15,3)	132,0 (48,0)	73,3 (26,6)	17,5 (6,4)	275,0
16	21,0 (2,4)	276,7 (31,1)	467,1 (52,5)	114,2 (12,8)	8,1 (0,9)	889,8
17	3,3 (14,1)	9,1 (38,6)	8,3 (35,1)	2,2 (9,1)	0,3 (1,1)	23,7
18	3,1 (6,6)	13,9 (29,4)	24,6 (52,1)	4,9 (10,5)	0,2 (0,5)	47,2
19	2,5 (5,8)	15,0 (34,8)	18,0 (41,7)	5,7 (13,3)	1,4 (3,2)	43,1
20	1,3 (7,1)	4,6 (24,8)	6,4 (34,5)	3,9 (20,7)	2,0 (10,7)	18,7
21	2,7 (6,2)	10,5 (24,1)	19,1 (43,7)	8,7 (19,9)	2,1 (0,6)	43,7
Арохлор 1254	1	15	53	26	4	100

Примечание – для Арохлор 1254 и в круглых скобках для проб ДО дана доля гомологической группы в % от суммарного содержания ПХБ.

Максимальное значение зарегистрировано в промышленной зоне г. Череповца (ст. 13), а минимальное – в южной части водохранилища (ст. 20): соответственно >31091,1 и 18,7 мкг/кг. При этом от 87 до 98,5% суммарного

содержания ПХБ во всех пробах составляют 3-ХБ – 6-ХБ. В районе г. Череповца локализованы ДО с высоким содержанием ПХБ (ст.10, 12-15). Их профили состоят, в основном, из 4-ХБ – 6-ХБ, где доминируют 5-ХБ, что соответствует по составу коммерческой смеси Арохлор 1254. Это указывает на локальный источник ПХБ и текущее их поступление в водохранилище. По мере удаления от города вниз по течению вдоль бывшего русла р. Шексны (ст. 15, 9) содержание ПХБ постепенно уменьшается и через 72 км (ст.8) равняется 43,0 мг/кг. Качественный состав гомологических групп также меняется: снижается доля 5-ХБ и 6-ХБ, а доля 4-ХБ и 3-ХБ растет. Такое изменение профиля ПХБ свидетельствует об их анаэробной микробиологической деградации в результате длительного нахождения в окружающей среде. При дальнейшем продвижении по руслу содержание ПХБ вновь возрастает (ст.7; 93 км), достигая в центре водохранилища (ст.6; 107 км) 369,8 мг/кг. Но затем опять снижается (ст.4; 124 км) и остается на уровне 55 - 69 мг/кг почти до плотины Рыбинской ГЭС (ст.1, 2; 133-146 км). На устьевых участках рек (ст.3, 5), содержание ПХБ находится на минимальном уровне – 21,5 и 33,2 мг/кг, соответственно. Вместе с этим состав ПХБ продолжает меняться в сторону их деградации, указывая на увеличение продолжительности их нахождения в окружающей среде: на всех станциях центральной части водохранилища (ст. 7, 6, 4), устьевых участках обеих рек (ст. 3, 5) и приплотинном участке (ст. 1, 2) соотношение 4-ХБ и 5-ХБ равное, а доля 3-ХБ выше, чем 6-ХБ. В другой части водохранилища на бывшем русле р. Мологи (ст.16, 17) и р. Волги (ст.19-21) содержание ПХБ в ДО в целом находится на низком уровне 18.7-47.2 мг/кг, исключая устье р. Сить (ст.18), где оно равняется 889.8 мг/кг. В профилях гомологических групп, хотя и преобладают 5-ХБ, но доля 4-ХБ в 3 раза выше, чем 6-ХБ и достаточное высокое относительное содержание 3-ХБ, что указывает на длительную циркуляцию ПХБ после поступления в окружающую среду и их деградацию. На бывшем русле р. Волги в ДО содержание ПХБ на всех станциях низкое 18,7 – 43,7 мкг/кг. Однако профиль ПХБ на самой верхней по течению станции (ст. 21) близок к Арохлору 1254, что предполагает возможность локального источника загрязнения еще выше. На станциях ниже по течению (ст.19, 20) соотношение гомологических групп свидетельствует о постепенной деградации исходной смеси.

Распределение ртути в ДО водохранилища также имеет пространственно неоднородный характер, повторяя общие закономерности распределения ПХБ, и варьирует в пределах 17 – 255 мкг/кг (таблица 2). Наибольшее содержание металла зарегистрировано в пределах г. Череповца (ст.10, 11, 13, 22), которое снижается по мере продвижения вниз по течению р. Шексны (ст.8, 9, 15) и, незначительно варьируя, остается на уровне 100 мг/кг вплоть до приплотинной части (ст. 1, 2, 4, 6, 7). Несколько ниже оно в устьях впадающих в водохранилище рек (ст. 3,5). На русле р. Волги (ст. 19-21, 26) содержание ртути чуть ниже, чем в г. Череповце, но заметно выше, чем на русле р. Мологи, где оно самое низкое на акватории водохранилища.

Таблица 2 – Валовое содержание ртути (мкг/кг сухой массы) в ДО Рыбинского водохранилища в 2008-2009 гг.

№ станции	Содержание ртути		№ станции	Содержание ртути	
	2008 г.	2009 г.		2008 г.	2009 г.
1	96	-	14	-	80
2	62	-	15	186	176
3	43	45	16	20	17
4	98	100	17	70	76
5	85	-	18	26	28
6	101	-	19	83	70
7	105	100	20	182	-
8	61	45	21	175	163
9	89	117	22	-	210
10	181	220	23	-	94
11	117	166	24	-	19
12	57	60	25	-	55
13	255	212	26	-	100

Полученные данные указывают, что источники загрязнения ртутью водохранилища находятся в г. Череповце и в верхнем течении р. Волги.

Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ №№ 10-05-10058, 10-05-00593 и 12-05-00572.

Список литературы

1. Козловская В.И., Герман А.В. Полихлорированные бифенилы и полиароматические углеводороды в экосистеме Рыбинского водохранилища // Водные ресурсы. 1997. Т. 24, № 5. С. 563–569.
2. Лобус Н.В., Комов В.Т., Нгуен Тхи Хай Тхань. Содержание ртути в компонентах экосистем водоемов и водотоков провинции Кхань Хоа (Центральный Вьетнам) // Водные ресурсы. 2011. Т. 38, № 6. С. 733–739.
3. Флеров Б.А., Томилина И.И., Кливленд Л., Баканов А.И., Гапеева М.В. Комплексная оценка состояния донных отложений Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. 2000. №2. С.148-155.
4. Чуйко Г.М., Законнов В.В., Морозов А.А., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б. Пространственное распределение и качественный состав полихлорированных бифенилов (ПХБ) и хлорорганических пестицидов (ХОП) в донных отложениях и лебде (*Abramis brama* L.) из Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. 2010. №2. С.98-108.
5. Экологические проблемы Верхней Волги /Под ред. А.И. Копылова. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001.427 с.
6. Arctic Pollution Issues: a state of the Arctic Environment Report / Oslo: АМАР, 1997. 186 p.

Раздел 2

ТРАНСФОРМАЦИЯ И МИГРАЦИЯ РАСТВОРЕННЫХ И ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

МЕТОДИКА РАСЧЕТА СРЕДНЕМНОГОЛЕТНЕГО ИОННОГО СТОКА ГОРНЫХ РЕК АЗЕРБАЙДЖАНА

Абдуев М.А.

Институт Географии НАНА, Азербайджанский Государственный Педагогический Университет, г. Баку, abduyevm@gmail.com

Речные потоки, являясь основным агентом глобальной денудации материков и геологического круговорота веществ, перемещают в океаны огромные массы (около 15 млрд. т/год) наносов и растворенных веществ. Доля растворенных веществ составляет 20 % от суммарного твердого стока [6]. Сток растворенных веществ обычно происходит в ионно-молекулярном и коллоидном состоянии. Наиболее хорошо изучен ионно-молекулярный вынос веществ, поэтому сток растворенных веществ часто называют ионным стоком. Ионный сток является важнейшим геохимическим показателем, который характеризует основную массу выносимых речными водами растворенных химических веществ с водосборов и указывает на интенсивность и направленность процессов взаимодействия гидросферы с которой выветривания и биосферой. Решение многих теоретических и прикладных задач, в том числе по охране вод и прогнозированию их качества, без изучения закономерностей формирования ионного стока представляется невозможным. Анализ данных по ионному стоку горных рек для оценки интенсивности химической денудации весьма актуален в гидрохимии. Процессы формирования ионного стока и их взаимосвязь с физико – географическими условиями довольно специфичны в различных высотных поясах горной территории. Несмотря на большую научно-практическую значимость данного вопроса, он остается одним из наименее изученных в гидрологии и гидрохимии. Особенно это касается методических вопросов определения количественных характеристик ионного стока.

В работе использованы материалы гидрохимических бюллетеней и ежегодные данные о качестве поверхностных вод Азербайджана [12,13]. Периоды наблюдений за химическим стоком на 124 использованных постах довольно разнородные. Поэтому первоочередной задачей являлось приведение коротких рядов наблюдений к длительному и, по возможности, одинаковому периоду. Для удлинения коротких рядов наблюдений наиболее приемлемым является использование связи $C_{\text{ср.мес.}}=f(Q_{\text{ср.мес.}})$. Здесь $C_{\text{ср.мес.}}$ - величина среднемесячной минерализации воды, $Q_{\text{ср.мес.}}$ - среднемесячный расход воды. Исследованиями [1,8,17] установлено, что реки отдельных природных регионов являются близкими аналогами. Поэтому зависимость $C_{\text{ср.мес.}}=f(Q_{\text{ср.мес.}})$ весьма перспективна для выявления общей закономерности изменения ионного стока по территории. Наиболее длинные ряды наблюдений имеются в пунктах: на северо-восточном склоне Малого

Кавказа - р. Гошгарчай - г. Дашкесан, р. Гянджачай - с. Зурнабад и р. Кюрарчай - с. Дозулар; на юго-восточном склоне - Малого Кавказа р. Акерачай - с. Лачын, р. Охчучай - г. Гафан; на юго-западном склоне - Малого Кавказа р. Джагрычай - с. Паиз, р. Гиланчай - с. Башдиза; на северо-восточном склоне Большого Кавказа - р. Кудиалчай - с. Кырыз, р. Велвеличай - с. Тенгиалты; на южном склоне Большого Кавказа - р. Белоканчай - г. Белокан, р. Агричай - с. Башдашагыл, р. Ахохчай - с. Ханаях, р. Геокчай г. Геокчай; в Ленкоранской природной области - р. Виляшчай - с. Шыхлар и р. Ленкоранчай - с. Сифидор, эти данные использованы в качестве опорных для удлинения коротких рядов наблюдений. Основываясь на выявленной зависимости между среднемесячными расходами воды и величиной минерализации в пунктах - аналогах, данные по принятым опорным пунктам были приведены к однородному длительному периоду - 1984-2013 гг. (30 лет). Величина коэффициента корреляции связи $C_{\text{ср.мес.}}=f(Q_{\text{ср.мес.}})$ изменяется в пределах от 0,76 до 0,95. Пункты, которые были приняты в качестве опорных, исключались из рассмотрения, как резервные. Далее, с использованием связи между среднемесячными расходами воды и величинами минерализации, удалось привести разнородные ряды наблюдений к упомянутому выше длительному периоду. По удлиненным рядам установлен среднегодовой сток воды и главных ионов. Установленные средние многолетние значения стока воды и ионов позволили рассмотреть особенности территориального распределения ионного стока и разработать методику расчета.

Следует отметить, что научно – исследовательских работ по ионному стоку рек для территории Азербайджана сравнительно мало. Впервые вопросы гидрохимии рек Азербайджана были освещены в работах Максимовича Г.А. [14] и Алекина О.А. [3].

Максимович Г.А. [14], рассматривая гидрохимические фации речных вод бывшего СССР и их зональность, обобщил некоторые материалы гидрохимических наблюдений на основных реках Азербайджана.

Алекиным О.А. [3] дана гидрохимическая характеристика рек бывшего СССР в целом.

В работе Рустамова С.Г. и Кашкай Р.М. [17] выявлен ряд особенностей гидрохимического режима рек Азербайджана и его зависимость от водности.

Аналогичные исследования проводились Гаджиевым Г.А. [10] и Мамедовым М.А. [15] на реках Большого и Малого Кавказа.

В отмеченных выше работах освещены только некоторые аспекты гидрохимии речных вод. Детальное изучение ионного стока горных рек Азербайджана не проводилось.

В работах [1,2,3,11,16,18] для оценки ионного стока рек широко используется связь между среднегодовыми значениями минерализацией и расходом воды. Однако, как указывает Алекин О.А. [4], такая зависимость наблюдается не на всех реках. Поэтому одной из задач является определение зависимости химического состава речных вод от их водности.

Нами сделана попытка установить связь между среднегодовыми значениями минерализации и расходами воды горных рек Азербайджана, которая не

увенчалась успехом, ввиду значительного разброса значений. Так, если между многолетними среднемесячными значениями минерализации и расхода воды существует довольно четкая связь, то между их среднегодовыми значениями такая связь значительно слабее. Чтобы уточнить зависимость между среднегодовыми значениями минерализации и расходами воды возникает необходимость учета элементов окружающей среды. Как отмечает Алекин О.А. "...успехи по установлению зависимости состава речной воды от окружающей среды имеют не только общенаучное значение, но и способствуют решению многих вопросов, возникающих в связи со строительством искусственных водоемов и использованием их для нужд народного хозяйства." ([5], с.69).

В литературе этот вопрос еще не получил достаточно полного освещения. В работах ряда авторов [7,9,18] рассмотрена связь между расходами воды и минерализацией, выявлено влияние на них различных факторов - площади водосбора, наличия карста, вечной мерзлоты, водности года, влияния водохранилищ, сточных вод.

Проведенные исследования показывают, что при определении химического стока малых горных рек, кроме стока воды, следует учитывать также и морфометрические показатели водосборов, значительно влияющих на интенсивность химического выветривания. Такими морфометрическими показателями, на наш взгляд, являются средняя высота водосбора ($H_{cp.км}$) и площадь водосбора ($F_{км^2}$) [1].

На процессы формирования химического стока решающее значение оказывает водность рек, так как величина химического стока закономерно увеличивается с возрастанием стока воды. Наряду с водностью рек, важную роль играет и размер площади водосбора. При равных значениях водности рек, решающую роль для величины стока растворенных веществ играет площадь водосбора.

В горных странах, где процессы химической эрозии подчинены закону вертикальной поясности, необходимо учитывать и влияние высоты местности. Это позволяет более обстоятельно анализировать условия формирования химического стока в различных высотных ландшафтных поясах.

Рекомендуемый метод расчета среднемноголетнего ионного стока (R_i , тыс.т) основан на учете зависимости его от среднемноголетнего стока воды (W_Q , млн. м³), площади водосбора (F , км²) и средней высоты водосбора ($H_{cp. км}$).

Выявлено, что по длине рек с возрастанием площади водосбора и уменьшением средней высоты водосбора происходит увеличение ионного стока. Исходя из этого положения, а также с учетом теории размерностей, получена формула для расчета среднемноголетнего ионного стока:

$$R_i = K \cdot \left(\gamma \cdot W_Q \cdot \frac{\sqrt{F}}{H_{cp}} \right)^n, \text{ тыс.т,}$$

где K – коэффициент, учитывающий влияние, кроме площади и средней высоты водосбора, и других местных факторов, γ - удельный вес воды, равный 1 т/м³, введенный для соблюдения размерности, n - показатель степени. На

графике линии связи расположены параллельно. Поэтому значения показателей степени во всех уравнениях равны 0,72.

Ввиду большого разнообразия физико-географических условий Азербайджана, целесообразно выразить указанную зависимость отдельными уравнениями для различных регионов.

Таким образом, нами получены следующие уравнения:

1. Для рек южного и северо-восточного склона Большого Кавказа (за исключением Ширванских рек)

$$R_i = 0,33 \cdot (\gamma \cdot W_Q \cdot \frac{\sqrt{F}}{H_{cp}})^{0,72}, \text{ тыс.т} \quad (1)$$

2. Для Ширванских рек

$$R_i = 0,26 \cdot (\gamma \cdot W_Q \cdot \frac{\sqrt{F}}{H_{cp}})^{0,72}, \text{ тыс.т} \quad (2)$$

3. Для Гобустанских рек

$$R_i = 0,15 \cdot (\gamma \cdot W_Q \cdot \frac{\sqrt{F}}{H_{cp}})^{0,72}, \text{ тыс.т} \quad (3)$$

4. Для рек Малого Кавказа и Нахичеванской АР

$$R_i = 0,23 \cdot (\gamma \cdot W_Q \cdot \frac{\sqrt{F}}{H_{cp}})^{0,72}, \text{ тыс.т} \quad (4)$$

5. Для рек Ленкоранской природной области

$$R_i = 0,18 (\gamma \cdot W_Q \cdot \frac{\sqrt{F}}{H_{cp}})^{0,72}, \text{ тыс.т} \quad (5)$$

6. Для транзитных рек (Акстафачай, Таузчай, Охчучай) и Гошгарчая

$$R_i = 0,32 \cdot (\gamma \cdot W_Q \cdot \frac{\sqrt{F}}{H_{cp}})^{0,72}, \text{ тыс.т} \quad (6)$$

Расчеты по принятым значениям К на основании полученного уравнения показали, что отклонения вычисленных величин среднегодового ионного стока от фактически наблюдаемых вполне допустимы. По полученным формулам были рассчитаны данные по пунктам, принятым, в качестве резервных. В 87 % случаев ошибка расчета составляет менее $\pm 20 \%$, а в 13 % случаев $\pm 21-30 \%$.

Проверка применимости полученной формулы для других территорий (Дагестан и бассейн р. Амударьи) с использованием местных значений К и п дала хорошие результаты. Таким образом, предлагаемая формула расчета ионного стока обладает универсальностью и может быть использована для оценки среднегодового ионного стока неизученных горных рек.

Список литературы

1. Абдуев М.А. Методические вопросы расчета среднемноголетнего ионного стока горных рек (на примере Азербайджана) // Метеорология и гидрология. 2011. №4. С.96-103.
2. Авдеев Н.Я., Рогожкин В.И. Аналитическое выражение зависимости минерализации воды от ее расхода в реках. Гидрохим. материалы. 1968. Т.47, С.167-171.
3. Алекин О.А. К изучению количественной зависимости между минерализацией, ионным составом и водным режимом рек СССР. Тр. ГГИ, 1950. вып. 25(79), С.25-39.
4. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л. Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
5. Алекин О.А. Гидрохимические исследования в СССР. Тр. ГГИ, вып. 171, 1971. С.66-73.
6. Алекин О.А., Бражникова Л.В. Сток растворенных веществ.// Мировой водный баланс и водные ресурсы земли. Л., 1974. 166 с.
7. Алмазов А.М. О связи между гидрохимическим и гидрологическим режимами рек.// Докл.АН УССР, 1952. вып. 3. С.208-212.
8. Ахундов С.А. Сток наносов горных рек Азербайджанской ССР. Баку. Изд-во, Элм, 1978. 98 с.
9. Блинов Л.К. О некоторой зависимости минерального состава речной воды от гидрологических факторов. //Метеорология и гидрология, 1946. №6. С.43-50.
10. Гаджиев Г.А. Химический сток и загрязнение рек Большого Кавказа в пределах Азербайджанской ССР. Автореф. дис. канд. геогр. наук, Баку, 1984. 24 с.
11. Гаччиладзе Г.А. Гидрологические аспекты химической денудации в горных регионах. Л., Гидрометеиздат, 1989. 292 с.
12. Гидрохимический бюллетень ГГМ по окружающей среде 1995-2013 гг.
13. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Часть 1. Реки. 1980-1994 гг.
14. Максимович Г.А. Гидрохимические фации речных вод и их зональность. Докл.АН СССР.1942 .Т. 37. №15. С.37-44.
15. Мамедов М.А. Ионный сток рек Малого Кавказа. Некоторые вопросы физической географии Азербайджана. Баку, 1990. С.81-87.
16. Никаноров А.М., Посохов Е.П. Гидрохимия. Л., Гидрометеиздат, 1985. 232 с.
17. Рустамов С.Г., Кашкай Р.М. Водные ресурсы Азербайджанской ССР. Баку - Элм, 1985. 180 с.
18. Фадеев В.В., Тарасов М.Н., Павелко В.Л. Связь между гидрохимическим и водным режимом равнинных и горных рек СССР. Тр. 1V Всесоюзного гидрологического съезда. Л., 1976. т. 9. С.198-212.

СЕЗОННАЯ И ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ДИНАМИКА КОНЦЕНТРАЦИЙ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ, БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДЕЛЬТЕ ДОНА В 2012-2014 гг.

Бердников С.В.*, Сорокина В.В.*, Поважный В.В.*, Ткаченко А.Н.**,
Ткаченко О.В.**

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт
аридных зон Южного научного центра РАН, г. Ростов-на-Дону,
sorokina@ssc-ras.ru

**Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
г. Москва, zlayia@mail.ru

В рамках проекта РГО «Интегральная оценка эколого-геохимического состояния аквальных систем устьевой области Дона» (грант РФФИ 13-05-41528 РГО_a) проводятся полевые исследования с целью количественной параметризации геохимических потоков тяжелых металлов и биогенных элементов. Работы основаны на принципах теории геохимии ландшафтов, геохимических барьерных зон, выполняются с использованием современного аналитического оборудования в лабораториях ЮНЦ РАН, географического факультета МГУ и ФГУП «ВИМС». В настоящем докладе обсуждаются результаты работ, выполненных в 2012-2014 гг.

Особенностями предметной области являются: мелководность (средняя глубина в руслах рукавов дельты Дона – 5-6 м, максимальная измеренная – 15 м); сезонные и межгодовые колебания речного стока; сгонно-нагонные явления. Эти особенности обуславливает внутри- и межгодовые колебания гидрохимических параметров.

Измерение скоростей течения в основных рукавах дельты Дона выполнено осенью 2014 г. с использованием акустического доплеровского профилографа течений «RiverRay» (рисунок 1).

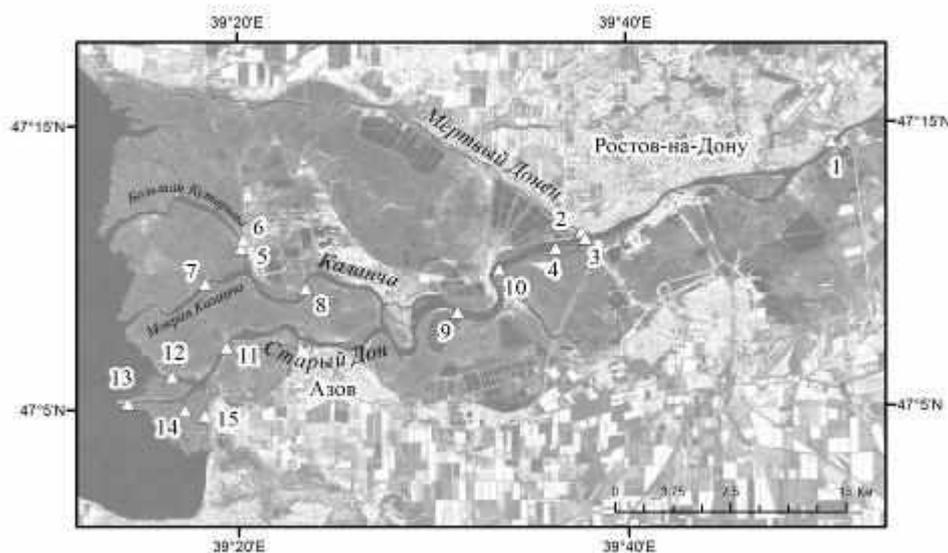


Рисунок 1 – Положение створов в рукавах дельты р. Дон

Распределение стока по рукавам и протокам дельты сильно зависит от метеорологической обстановки и наличия сгонно-нагонных явлений. Первым маловодным рукавом дельты Дона является Мертвый Донец (1% стока). Основная часть стока Дона распределяется в дельте между двумя рукавами: Каланчей и Старым Доном (рисунок 2). При ветрах восточной составляющей (сгон) в общем стоке возрастает доля Старого Дона и мелких протоков (Казачий Ерик, Песчаный, Свиной, Кривой и др.), при ветрах западной составляющей (нагон) создается подпор воды в дельте, в результате увеличивается расход в рукаве Каланча.

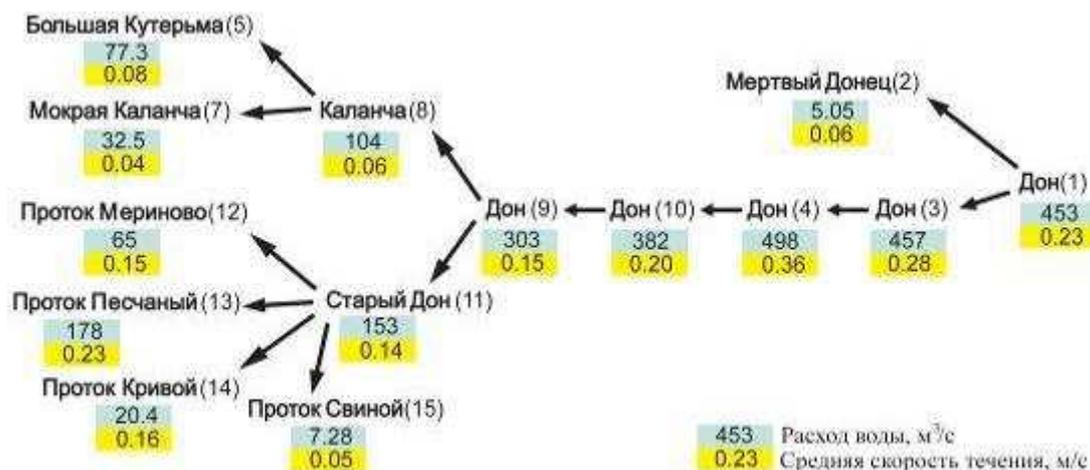


Рисунок 2 – Расходы воды и средние скорости течения в основных рукавах дельты р. Дон (22-23 сентября 2014 г.)

Для анализа пространственного изменения концентраций взвешенных веществ и разных форм соединений тяжелых металлов (Ni, Cu, Zn) в дельте Дона выделено пять зон: 0, I, II, III и IV (рисунок 3).

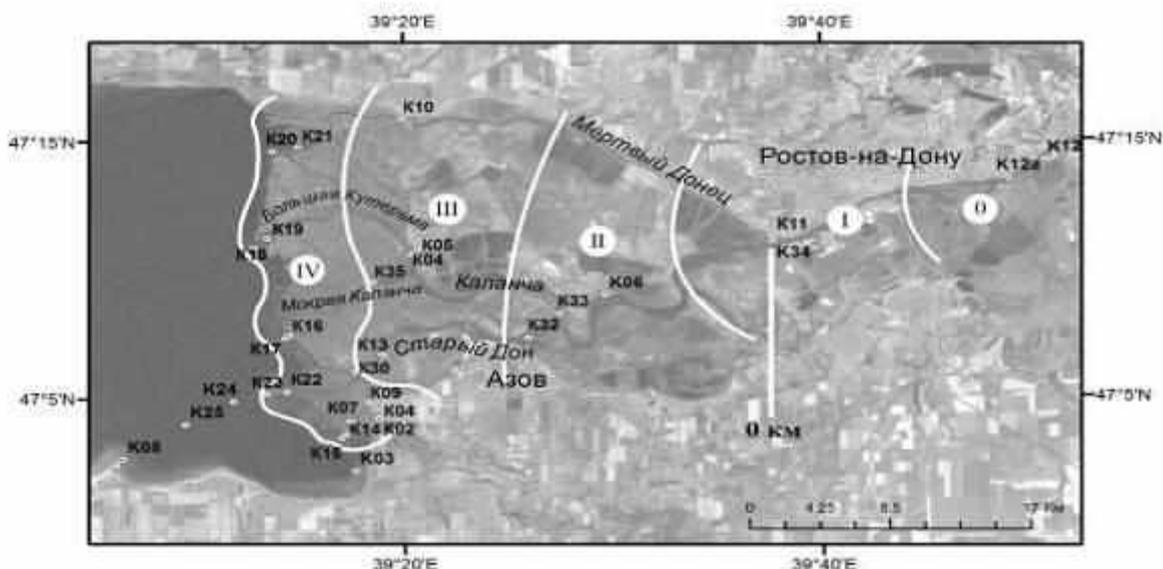


Рисунок 3 – Карта-схема станций определения гидролого-гидрохимических параметров среды и зонирования дельты р. Дон

Концентрация взвешенных веществ (пробы отобраны с горизонта 0,5 м) на всем протяжении основных дельтовых рукавов Дона изменяется незначительно, зимой она в среднем составляет 3-6 мг/л, весной – 22 мг/л, летом – 22-29 мг/л (таблица 1, рисунок 4). Максимальные значения общей взвеси характерны для весеннего и летнего (до 50-70 мг/л), минимальные (1,6 мг/л) – для зимнего сезона. Следует отметить, что период исследований 2012-2014 гг. характеризовался мало выраженным половодьем на Нижнем Дону.

Таблица 1 – Средняя концентрация взвешенных веществ в дельте Дона по зонам, мг/л

Зона	Расстояние до нулевой отметки, км	Лето 2012	Зима 2013	Весна 2013	Лето 2013	Зима 2014	Осень 2014
0	-17	-	7	20	18	2	14
I	0	-	6	20	22	3	13
II	19	34	14	20	27	3	15
III	33	20	6	20	20	-	15
IV	40	29	6	32	28	4	26
Минимальное		20	3	16	13	2	13
Максимальное		34	14	58	62	4	30
Среднее медианное		29	6	22	22	3	14

В устьях рукавов концентрация взвешенных веществ увеличивается во все сезоны кроме зимнего, когда дельта и взморье Дона покрыты льдом. Причинами этому могут быть сгонно-нагонные колебания вод, вызывающие взмучивание донных осадков мелководного взморья и/или нагоны, создающие подпор со стороны Таганрогского залива.

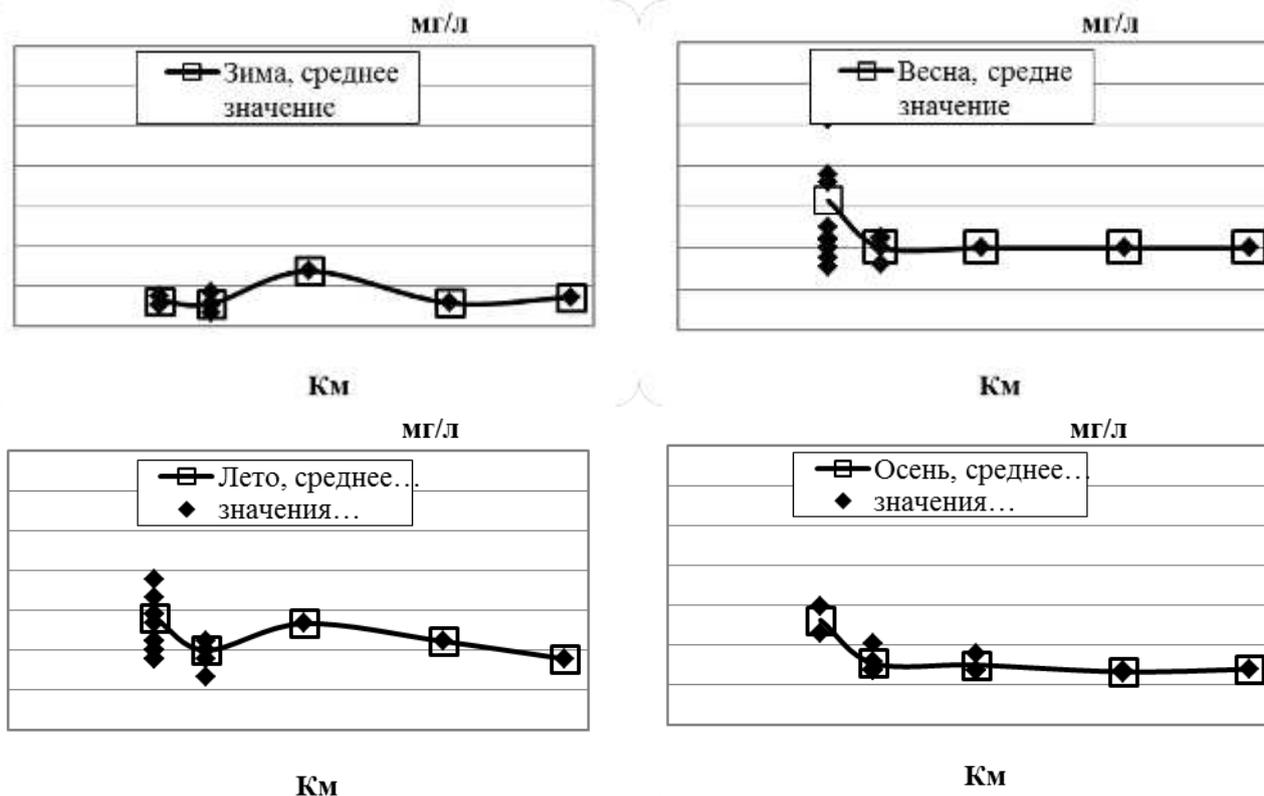


Рисунок 4 – Изменения концентрации взвешенных веществ в дельте Дона

Полученные данные показывают, что в современных условиях крайне мало взвешенных веществ оседает в дельте Дона, что препятствует ее формированию. Сгонно-нагонные колебания уровня воды могут способствовать размыву дельты.

По сравнению с данными предшествующих лет мутность донских вод в дельте уменьшилась. По данным Ю.П. Хрусталева (1982) в мае 1974 г. содержание взвеси в устье Дона составляло 160 мг/л, в настоящее время оно составляет 20-30 мг/л и может увеличиваться в период половодья (апрель) в среднем до 60 мг/л.

Для сезонного хода минеральных форм биогенных элементов в дельте р. Дон повсеместно характерен зимний максимум и весенне-летний минимум, при этом наибольшие колебания отмечены для минерального азота, слабо выраженные – для соединений кремния (таблица 2).

Таблица 2 – Сезонная динамика биогенных элементов в дельте Дона, среднее медианное значение, мг/л

Сезон	Растворенный неорганический азот	Растворенный органический азот	Взвешенный органический азот	Растворенный неорганический фосфор	Растворенный органический фосфор	Взвешенный фосфор	Отношение валового азота к валовому фосфору	Кремний
	DIN	DON	PON	DIP(PO ₄)	DOP	PP	TN/TP	Si
Весна	0.22	1.26	0.61	0.08	0.06	0.07	5.9	3.9
Лето	0.31	0.63	0.54	0.07	0.07	0.09	5.6	4.5
Осень	0.70	0.46	0.20	0.11	0.07	0.04	9.7	4.1
Зима	1.09	0.64	0.26	0.12	0.07	0.02	9.6	5.2

В течение всего года до 80 % общего количества азота и фосфора, не претерпевая значительных изменений, транзитом поступает в Таганрогский залив через два основных рукава дельты – Старый Дон и Большую Кутерьму. Вместе с тем, до 20 % биогенного стока Дона поступает в мелководные протоки, где в летний период он претерпевает существенные преобразования, обусловленные «фильтрационными» свойствами дельты – доля минеральных соединений азота и фосфора значительно снижается.

Максимальными концентрациями тяжелых металлов (ТМ) в донных отложениях характеризуются малые водотоки нижней части дельты с низкими скоростями течения, где идут процессы осаждения взвешенных в воде веществ (Zn – 200-250 мкг/г; Ni – 60-70 мкг/г; Pb – 30-40 мкг/г). Минимальным содержанием ТМ характеризуются пробы, отобранные выше города Ростов-на-Дону (Zn – 50-60 мкг/г; Ni – 20-30 мкг/г; Pb – ниже предела обнаружения), что говорит о действии антропогенного фактора ниже по течению и в самой дельте.

На распределение металлов по профилю донных отложений наибольшее влияние оказывает биохимический барьер – максимальные концентрации большинства исследуемых ТМ фиксируются в верхних органогенных горизонтах донных осадков.

Для растворенных форм металлов основным источником поступления являются талые воды и сбросы Цимлянского водохранилища, благодаря чему максимальные концентрации большинства изученных ТМ (Cu, Zn, Ni, Mo, Cr, Co) фиксируются в весенний период (таблица 3). Повышенные концентрации

металлов весной можно объяснить тем, что в исследуемые годы половодье на Нижнем Дону практически не выражено, значительного разбавления воды в дельте не происходит, кроме того, сами талые воды могут быть значительно загрязнены тяжелыми металлами.

Для растворенных форм Ni в целом наблюдается увеличение концентраций от вершины дельты (0 зона) к ее морскому краю (IV зона) от 2,8-2,9 до 3,8 мкг/л соответственно. На концентрацию растворенных форм Zn и Cu в большей степени оказывает влияние антропогенный фактор, повышенные содержания отмечаются в непосредственной близости от населенных пунктов (г. Ростова-на-Дону, г. Азова, х. Узьяк).

Таблица 3 – Средние концентрации (мкг/л) растворенных форм тяжелых металлов в дельте реки Дон

Сезоны	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Mo	Co	Cr	Pb	Cd
зима	18*	36	1,8	4	2,5	2	0,23	н.п.о**	0,09	0,03
весна	7	12	2	8	3,3	3	0,22	1,9	0,04	0,03
лето	4,7	1,5	1,4	3,1	2,3	2,1	0,18	1,9	0,04	0,05
осень	4,5	1,7	2,2	6,7	2,8	2,1	0,19	1,8	0,01	0,03

* - жирным шрифтом - значительное сезонное превышение концентрации металла
 ** - н.п.о – значение ниже предела обнаружения метода

Для взвешенных форм большинства металлов (Fe, Cu, Zn, Cr, Pb, Cd) отмечено снижение концентраций в весенне-летний период (таблица 4). Активное развитие водной растительности и жизнедеятельность микроорганизмов способствуют снижению концентраций микроэлементов участвующих в биохимических процессах. Концентрации Mn и Mo максимальны весной, что, вероятно, связано с присутствием этих металлов в органической взвеси. Для Co и Ni характерно увеличение концентрации взвешенных форм от зимы к осени.

Таблица 4 – Средние концентрации (мкг/г) взвешенных форм тяжелых металлов в дельте реки Дон

Сезоны	Fe·10 ³	Mn·10 ³	Cu	Zn	Ni	Mo	Co	Cr	Pb	Cd
зима	24,8	1,0	1,0	133	24	0,2	8	67	32	1,2
весна	20,5	2,2	19	102	32	2,1	11	32	23	0,8
лето	20,1	1,9	8	75	35	1,0	10	32	22	0,7
осень	27,8	1,4	30	104	43	0,5	13	70	37	1,0

Таким образом, результаты экспедиционных исследований 2012-2014 г. в устьевой области р. Дон показали, что большая часть стока проходит транзитом через основные рукава дельты. Отложение взвешенных наносов происходит в основном в устьях крупных рукавов и на взморье реки. Повышенную мутность воды в этой области также обуславливают сгонно-нагонные явления и волнение моря. Оставшаяся часть стока попадает в мелководные протоки и ерики, где происходит существенная трансформация его гидрохимических параметров, связанная с действием биоты, и отложение веществ на дно. Исследуемый период времени характеризовался практическим отсутствием половодья на Нижнем Дону, что отражается на гидрологических и гидрохимических процессах в дельте реки, сезонной изменчивости исследуемых параметров.

ИССЛЕДОВАНИЕ ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ВОДЫ ВЫСОКОГОРНЫХ РЕК СЕВЕРНОГО СКЛОНА ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ БОЛЬШОГО КАВКАЗА

Газаев Х-М.М., Атабиева Ф.А., Кучменова И.И., Жинжакова Л.З.
ФГБУ «Кабардино-Балкарский высокогорный государственный природный
заповедник», г. Нальчик, kb_zapovednik@rambler.ru

Малые реки являются начальными звеньями гидрологической сети, выполняют функцию регулятора водного режима ландшафтов, поддерживая водный баланс и перераспределяя влагу, определяют гидрологическую и гидрохимическую специфику средних и крупных рек (Бочкарева, 2012).

Реки Черек-Безенгийский и Чегем являются малыми реками горноледникового происхождения, бассейны которых расположены на северном склоне центральной части Большого Кавказа. Истоки рек находятся в ледниках Главного Кавказского и Бокового хребтов. Область истоков начинается с высот 1800 – 2400 м и простираются до отметок 4000 – 5000 м. В центральной части Главного Кавказского хребта высота гор в среднем около 3600 м, водораздельный хребет на этом участке на значительном протяжении покрыт вечными снегами и ледниками (Владимиров, 1970). Верхняя часть этих рек расположена на территории Кабардино-Балкарского высокогорного государственного природного заповедника.

Река Черек-Безенгийский вытекает из под ледника Уллучиран, и тут же справа принимает водный поток реки Мижирги, вырывающийся из под ледника Кундюм-Мижирги. Затем в реку впадают ледниковые воды с хребтов Коргашилантау и Ухбани, образуя мощный поток реки Черек-Безенгийский.

Истоки реки Чегем также находятся в ледниках Главного Кавказского и Бокового хребтов. Река Чегем образуется на высоте 2050 м от слияния рек Башиль-Аузусу и Гара-Аузусу, стекающих с ледников Башиль и Кулакчегемчиран (Ресурсы..., 1973).

В пределах территории Кабардино-Балкарского высокогорного государственного природного заповедника р.Черек-Безенгийский представлена отрезком своего течения от истока протяженностью 14 км, р.Чегем (8 км), ее составляющие реки Башиль-Аузусу и Гара-Аузасу, 14 и 15 км, соответственно.

Реки Черек-Безенгийский и Чегем являются типично горными. Водный режим их определяется в основном таянием ледников и высокогорных снегов. Значительную роль играют и грунтовые воды. Роль дождевых осадков в питании рек невелика (Ресурсы..., 1973).

Гидрология высокогорной части рек в настоящее время не изучается из-за отсутствия гидрологических постов. Гидрохимия вод также оставалась неизученной, хотя информацию о качестве поверхностных вод высокогорий необходимо иметь для успешной реализации водохозяйственных мероприятий.

В связи с малой изученностью гидрохимии указанных выше рек, в настоящее время сотрудниками научного отдела Кабардино-Балкарского высокогор-

ного государственного природного заповедника изучается гидрохимический состав вод высокогорной части рек Черек-Безенгийский и Чегем.

Гидрохимический мониторинг вод р. Черек-Безенгийский проводится с 2004 г. (Газаев, 2014), мониторинг вод р. Чегем с 2014 г.

Целью мониторинга является выделение и анализ характерных сезонных изменений качества воды по отдельным показателям химического состава, оценка изменения качества воды по выделяемым сезонам и по длине реки в пределах многолетия. В данной работе представлены результаты исследования химического состава вод двух рек: Черек-Безенгийского и Чегем в 2014 году. Пробы воды отбирались в основные фазы гидрологического режима – зимняя межень и летнее половодье. Пункты отбора проб воды, высота их водосбора приведены в таблице 1. Определены общая жесткость воды, рН, концентрации главных ионов: HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{+2} . Полученные результаты представлены в таблице 2. Впервые в высокогорной части рек методом атомно-абсорбционной спектрометрии с электротермической атомизацией МГА-915 определены содержание следующих металлов: Mn, Zn, Ni, Pb, Cu, Cr, Cd, Mo (ПНДФ 14.1:2.253-09).

Таблица 1. – Пункты отбора проб воды по длине рек Черек-Безенгийский и Чегем в 2014 году и их высотная отметка

р. Черек-Безенгийский		р. Чегем	
Пункты отбора, км	Высота водосбора, абс.м	Пункты отбора, км	Высота водосбора, абс.м
Исток	2100	р. Башиль-Аузусу	2088
р. Черек-Безенгийский; 1,5	1944	р. Гара-Аузусу	2121
р. Черек_Безенгийский; 9	1700	От слияния, 6	1843
р. Черек-Безенгийский; 14	1455	р. Чегем, 20	1482
р. Черек-Безенгийский; 35	730	р. Чегем, 43	1002

По величине рН вода р. Черек-Безенгийский в период зимней межени и летнего половодья характеризуется как слабощелочная. Вода р. Чегем относится к слабощелочной только у истока и в летний период. К устью в летний период вода р.Чегем становится щелочной. В зимний период вода р.Чегем на всем протяжении рассматриваемого участка характеризуется как щелочная, что может быть связано с присутствием карбонатов и гидрокарбонатов натрия (Na_2CO_3 и NaHCO_3), содержание которых в воде можно объяснить наличием выхода минеральных источников на водосборе р. Чегем.

Таблица 2. – Химический состав вод рек Черек-Безенгийский и Чегем в зимнюю межень 2014г.
летний паводок

Пункты отбора, км	pH	Показатель						
		НСО ₃ ⁻ мг/л	SO ₄ ²⁻ мг/л	Cl ⁻ мг/л	Ca ²⁺ мг/л	Mg ²⁺ мг/л	Общая жесткость мг-экв/л	Σ И, мг/л
р. Черек-Безенгийский								
Исток ледник Уллу-Чиран	8,33	71,67	24,00	3,19	30,46	5,35	1,96	134,7
	7,95	46,36	1,92	2,48	9,22	2,19	0,64	65,18
р. Черек- Безенгийский, 1,5	8,30	67,10	3,36	3,01	32,06	4,86	2,00	110,4
	8,36	43,92	6,40	2,48	8,02	2,43	0,60	71,32
р. Черек- Безенгийский, 9	8,38	61,00	20,64	1,95	27,25	5,35	1,80	116,2
	8,66	75,64	3,26	0,63	11,22	7,28	1,17	102,24
р. Черек- Безенгийский, 14	8,38	61,00	9,80	0,14	21,64	6,32	1,61	98,90
	8,44	43,92	5,76	2,13	8,82	2,43	0,64	69,56
р. Черек- Безенгийский, 35	8,33	76,25	17,30	1,42	23,25	5,35	1,60	123,6
	8,73	75,64	27,8	1,67	25,25	3,64	1,56	141,71
р. Чегем								
Башиль-Аузусу (лев. сост.)	8,52	79,30	7,92	0,36	15,23	3,4	1,04	120
	8,03	36,60	4,08	2,13	8,06	1,94	0,56	59
Гара-Аузусу (пр. сост.)	8,64	94,55	14,49	1,42	15,83	6,32	1,31	144
	8,30	28,05	2,66	1,15	7,12	1,46	0,48	46
р. Чегем (6 км от слияния)	8,53	73,20	7,20	0,89	17,64	1,94	1,04	112
	8,21	29,28	4,08	0,89	8,06	0,97	0,48	49
р. Чегем, 20	8,65	97,60	17,28	1,42	19,24	5,35	1,39	152
	8,45	26,84	3,84	1,67	8,06	1,46	0,52	48
р. Чегем, 47	8,77	152,5	48,00	2,49	50,10	9,96	3,32	282
	8,78	62,22	1,32	1,15	18,44	1,46	1,04	89

Величина общей жесткости воды, обусловленная суммарным содержанием в ней ионов кальция и магния, характеризует воду как очень мягкую (0,48-1,39). В период зимней межени на всем участке р. Черек-Безенгийский и на 47 км р. Чегем вода по значению общей жесткости характеризуется как мягкая. Таким образом, максимальная жесткость характерна для зимней межени, в летнее половодье ее значение меньше в два и более раз (см. таблицу 2). Вероятно, это обусловлено разбавлением вод в сезон интенсивного таяния снега и льда.

Как видно из таблицы 2 преобладающими ионами в исследуемый период являются гидрокарбонатные и кальций ионы. Максимальное содержание гидрокарбонатов и ионов кальция наблюдается в реках в зимнюю межень, что по-видимому, связано с переходом рек на грунтовое питание, минимальное значение наблюдается в период летнего половодья. Изменение концентраций НСО₃⁻

и Ca^{2+} от истока к устью соответствует в основном ходу кривой минерализации. С увеличением концентраций HCO_3^- и Ca^{2+} от истока к устью, соответственно увеличивается и величина минерализации. По классификации О.А. Алекина (Алекин, 1973), вода исследуемых рек Черек-Безенгийский и Чегем относится к ультрапресным (до 200 мг/л), за исключением пункта отбора на 47 км р. Чегем в зимнюю межень. Здесь величина минерализации составила 282 мг/л, что характеризует воду как пресную (200-500 мг/л).

Следует отметить, что концентрация карбонатных ионов в период зимней межени в воде исследуемых рек в 1,5-3 раза выше их содержания в воде в период летнего половодья. Для ионов Ca^{2+} наблюдается аналогичная закономерность.

В ходе исследования вод на содержание тяжелых металлов выявлено фоновое превышение ПДК марганца в 4,8 раз для вод высокогорий р. Чегем. Для вод высокогорной части р. Черек-Безенгийский обнаружено фоновое превышение ПДК для цинка в 3,2 раза.

По ионному стоку растворенных веществ можно судить о денудационных процессах в бассейнах рек, экологическом состоянии водосборов, геохимических аспектах миграции макро- и микрокомпонентов. Но из-за отсутствия гидрологических постов нет возможности судить о многолетней изменчивости ионного и твердого стоков рек. При их наличии стало бы возможным определение интенсивности химической денудации и степени выноса твердого составляющего с территории указанных водосборов, а также более точное прогнозирование изменений гидролого-гидрохимических характеристик рек под влиянием климатических изменений.

Список литературы

1. Алекин, О.А. и др. Руководство по химическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 268 с.
2. Владимиров Л.А. Водный баланс Большого Кавказа. Тбилиси: Мецниереба, 1970.
3. Газаев М.А., Атабиева Ф.А., Жинжакова Л.З., Газаев М.М. Пространственно-временная изменчивость показателей качества воды высокогорной реки Черек-Безенгийский // Водное хозяйство России. 2014. №1. С. 23-32.
4. ПНДФ 14.1:2.253-09. Методика выполнения измерений массовых концентраций Al, Ba, Be, V, Fe, Cd, Co, Li, Mn, Cu, Mo, As, Ni, Sn, Pb, Se, Sr, Ti, Cr, Zn в природных и сточных водах методом атомно-абсорбционной спектроскопии, «МГА-915». М. 2009г.
5. Ресурсы поверхностных вод СССР, том 8. Северный Кавказ. Л. Гидрометеиздат, 1973. – 46 с.
6. Факторы пространственной неоднородности химического состава воды малых рек Саратовской области [Электронный ресурс] / Е.А. Бочкарева, А.А. Беляченко // Бюллетень медицинских Интернет – конференций. – 2012. –Т. 2, № 4. – С. 219 – 222.

ТРАНСФОРМАЦИЯ РАЗЛИЧНЫХ ФОРМ АЗОТА В ПРЕСНОВОДНОМ ОЗЕРЕ МАСЕЛЬГСКОЕ (КЕНОЗЕРСКИЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ ПАРК)

Ершова А.А., Морева О.Ю., Чупаков А.В., Неверова Н.В.,
Воробьева Т.Я., Климов С.И.

*Институт Экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия,
anna.a.ershova@gmail.com*

Биогеохимические циклы биогенных элементов представляют собой один из ключевых механизмов формирования качества воды, поэтому контроль за содержанием и распределением биогенных элементов всегда включается в экологический мониторинг водных экосистем. Азот, являясь жизненно-важным элементом для организмов, участвует в процессах эвтрофирования водоемов, а также может оказывать токсическое действие, поэтому изучению трансформации его соединений в водоемах уделяется сегодня особое внимание. Соотношение концентраций различных форм азота может указывать на направление доминирующих биологических и биохимических процессов, в том числе и процессов самоочищения водоемов [4].

Прогноз изменений экосистемы под влиянием антропогенного воздействия и изменения климата предполагает наличие сведений о ее естественном, ненарушенном состоянии, которые чаще всего отсутствуют, но могут быть получены по аналогии с другими озерами, расположенными в том же природном районе и не подвергающимися антропогенному воздействию. Озера Кенозерского национального парка являются наиболее репрезентативными в этом отношении водоемами, находящимися в начале водосбора и испытывающими незначительное антропогенное влияние, включая и аэротехногенное.

Озеро Масельгское (водосборный бассейн Балтийского моря) располагается на территории Кенозерского национального парка (юго-западная часть Архангельской области). Это узкий по форме водоем со слабо изрезанной береговой линией, вытянутый в северо-западном направлении. Батиметрическая карта озера представлена на рисунке 1. Южная часть озера мелководна, наибольшие глубины расположены в северо-восточной и, в относительно изолированной, северо-западной частях озера. Для рельефа дна оз. Масельгское характерно чередование отмелей и понижений. Зарастаемость озера высшей водной растительностью составляет менее 10 % общей площади. Высокие и сухие берега окаймляют озеро на севере и востоке, на западе они низкие, местами заболоченные [2]. Длина озера составляет 6,5 км; наибольшая ширина – 1,0 км; средняя глубина – 5,1 м; наибольшая глубина – 21 м; площадь зеркала – 3,22 км²; объем – 0,0163 км³, площадь водосбора – 15 км².

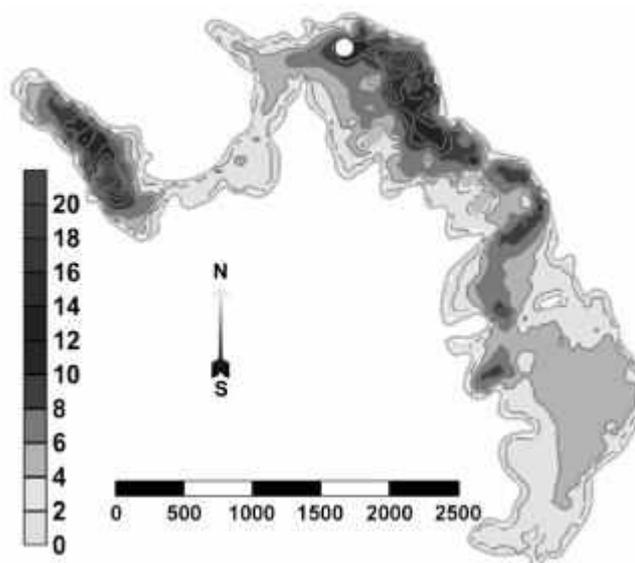


Рисунок 1 – Батиметрическая карта оз. Масельгское
(точка – станция отбора проб)

В работе представлены результаты многолетних исследований, проводившихся в ходе комплексных экспедиций лаборатории пресноводных и морских экосистем ИЭПС УрО РАН. Отбор проб осуществлялся на оз. Масельгском на глубоководной станции, выбор которой обусловлен морфометрическими особенностями водоема (рисунок 1) [1].

Пробы воды отбирались в 2009-2014 гг. батометром послойно в соответствии с вертикальной стратификацией гидролого-гидрохимических показателей во время зимней и летней стратификации воды, а также в периоды осеннего и весеннего перемешивания вод. Определение содержания минеральных форм азота и общего азота (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , $\text{N}_{\text{общ}}$) проводились стандартными фотометрическими методами [3]. Концентрация органического азота ($\text{N}_{\text{орг}}$) рассчитывалась математически как разность между величиной общего азота и неорганического азота.

В оз. Масельгском и в зимний и в летний период существует стратификация, во время которой содержание растворенного кислорода уменьшается от значений 61-96 % зимой и 72-119 % летом в поверхностных слоях до 0,3-19 % и 0,01-30 % соответственно на глубинах ниже 14 метров (рисунок 2а). По термическому режиму оз. Масельгское относится к метатермическому. В озере термоклин расположен в слое 3 – 7 м, при этом толщина термоклина и глубина нахождения максимальных градиентов от 2,0 до 3,2-5,0 °С/м изменчивы, также может отмечаться второй слой температурного скачка в слое 9-11 м с градиентами 1,5 -3,2 °С/м. Ниже 12 м размах изменения температуры воды составляет 2,0 -2,2 °С (рисунок 2б). Вода озера относится к маломинерализованным (49–112 мкСм/см), гидрокарбонатного класса кальциевой группы (рисунок 2в). Активная реакция среды водоема характеризуется, в основном, как нейтральная (рН в пределах 6,6–7,6) (рисунок 2г).

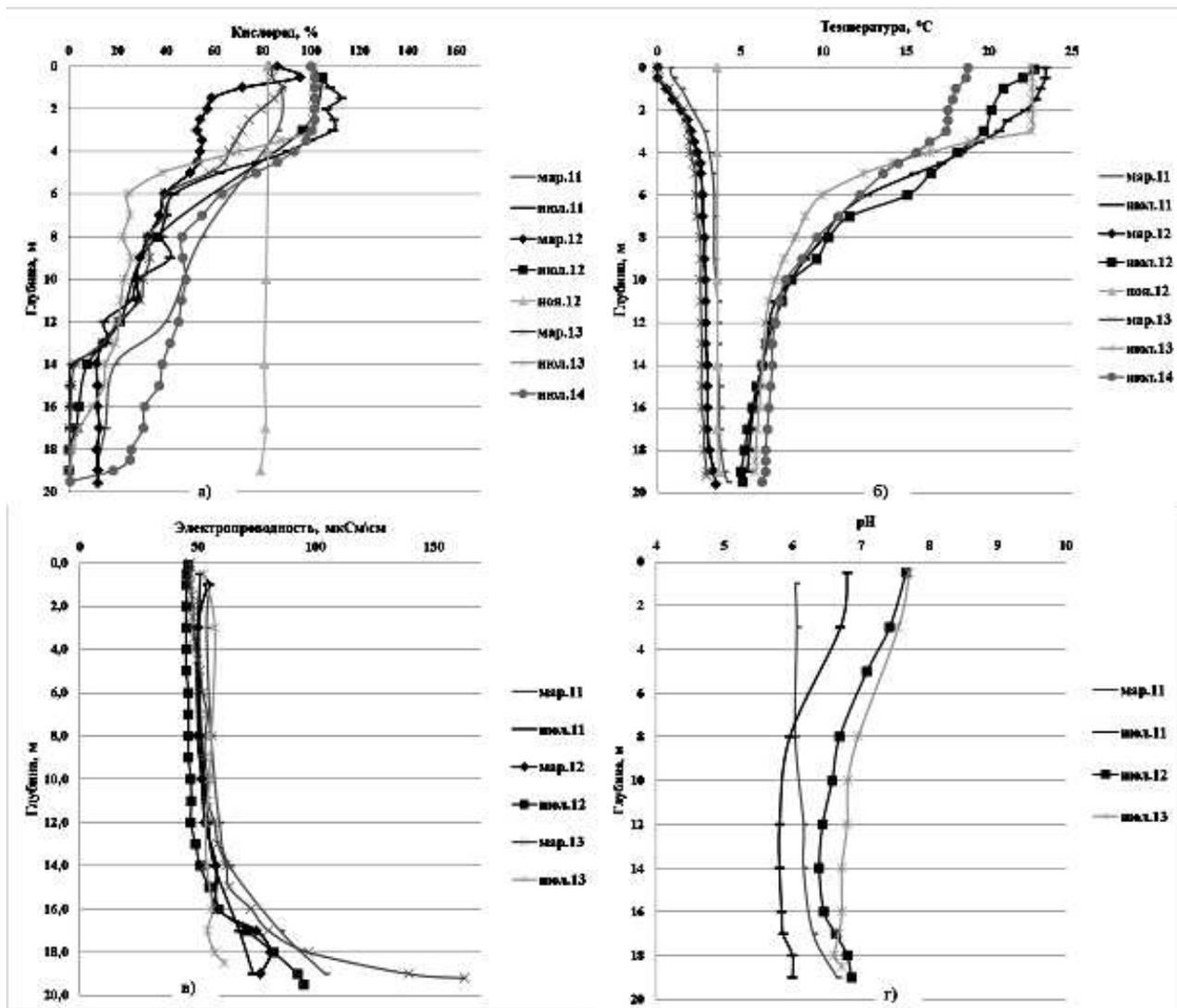


Рисунок 2 – Основные гидролого-гидрохимические характеристики оз. Масельгского за несколько лет исследований

Кривые распределения концентраций аммонийного азота в оз. Масельгское (рисунок 3) имеют одинаковый характер в периоды летней и зимней стагнации: можно отметить достаточно резкое увеличение концентраций аммонийного азота на 1-2 порядка с глубины 14 метров. На горизонтах до 14 метров содержание аммонийного азота в зимний и летний периоды имеет равномерное распределение по глубине и концентрация не превышает 21 мкг/л, в придонных горизонтах концентрация достигала 1400 мкг/л. В периоды осенней гомотермии наблюдается равномерное распределение аммонийного азота по всей глубине глубоководной станции озера в пределах 84-140 мкг/л.

Кривые распределения нитратного азота (рисунок 3) аналогичны в зимний и летний периоды на глубоководной станции оз. Масельгского: происходит увеличение содержания нитратного азота до глубины 14 метров и последующее уменьшение по глубине. При одинаковой тенденции распределения, концентрации нитратного азота в фотическом слое в летний период ниже, чем в зимний. Содержание нитратного азота в верхнем фотическом слое не превышало

150 мкг/л летом и 250 мкг/л зимой, затем концентрация увеличивается в 1,5- 2 раза и на горизонте 14 метров варьирует в пределах 215-330 мкг/л, затем значения концентраций уменьшается до значений сопоставимых с поверхностными горизонтами и варьирует в пределах 75-206 мкг/л. В периоды осенней гомотермии концентрация нитратного азота равномерно распределялась до горизонта 14 метров и варьировала в пределах 109-132 мкг/л. Ниже горизонта 14 метров отмечалась слабая стратификация.

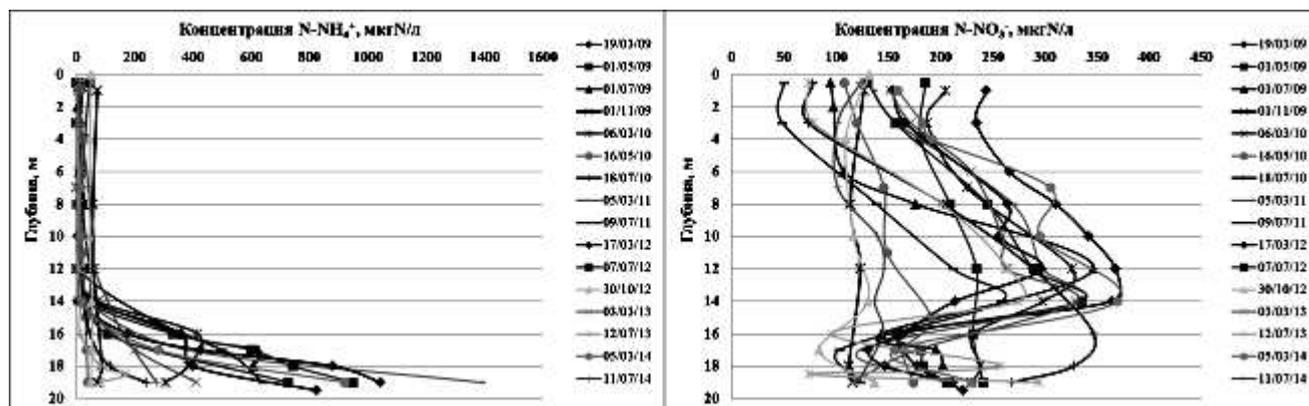


Рисунок 3 – Распределение аммонийного и нитратного азота в водной толще оз. Масельского

Содержание нитритного азота в оз. Масельское очень низкое во все сезоны. Кривая зависимости концентрации нитритного азота от глубины на глубоководной станции оз. Масельского в периоды зимней и летней стагнации, а также в период осеннего перемешивания вод имеет аналогичный характер распределения, что и аммонийный азот. Наблюдается равномерное распределение нитритного азота до глубины 14 метров в зимний и летний периоды, где его концентрация не превышает 5 мкг/л, с последующим увеличением ниже горизонта 14 метров до 25 мкг/л. В период осенней гомотермии наблюдается равномерное распределение нитритного азота по всему водному столбу оз. Масельского, значения концентраций варьировали в пределах 2,50-2,82 мкг/л.

В распределении содержания нитратного и аммонийного азота в оз. Масельское четко прослеживается зависимость распределения $N-NO_3^-$ и $N-NH_4^+$ по водному столбу от содержания растворенного кислорода. Начиная с горизонта 14 метров (на котором происходит резкое уменьшение содержания растворенного кислорода) содержание растворенного $N-NO_3^-$ уменьшается в 1,5-2 раза, а содержание $N-NH_4^+$ резко увеличивается на 1-2 порядка, т.е. в анаэробных условиях, которые отмечались за весь период наблюдений, протекают процессы восстановления азота.

Разница в содержании $N-NO_3^-$ в зимний и летний сезоны указывает на расходование их на протекающие в верхних слоях процессы развития гидробионтов в летний сезон и минерализацию и накопление в зимний сезон.

Количество $N_{орг}$ в эпилимнионе оз. Масельгское летом составляло в среднем 63 % от $N_{общ}$, уменьшаясь в гиполимнионе до 35 %. Зимой количество $N_{орг}$ в эпилимнионе составляло 53 % от $N_{общ}$, в гиполимнионе – до 40 %.

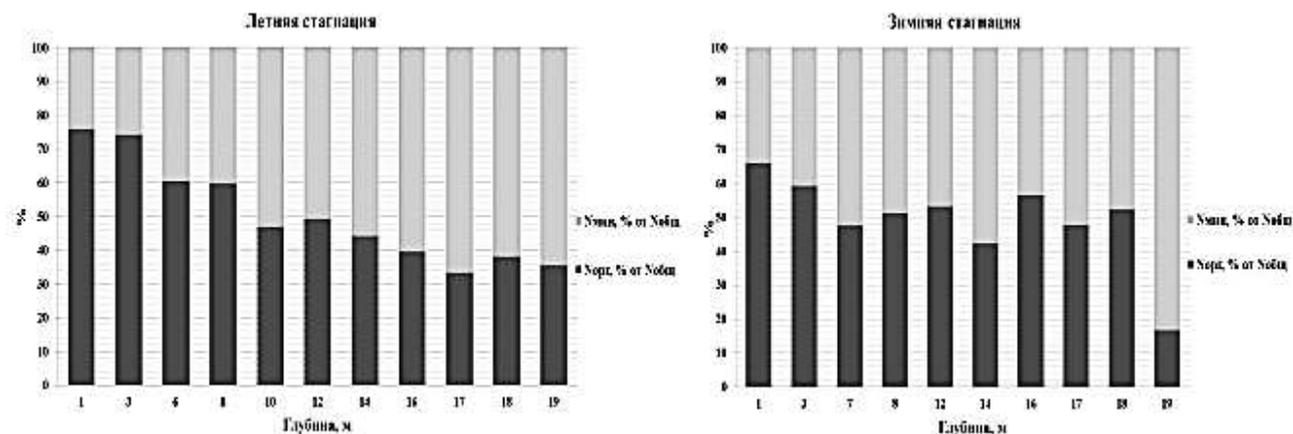


Рисунок 4 – Распределение доли $N_{орг}$ и $N_{мин}$ от $N_{общ}$ по глубине в оз. Масельгское в зимний и летний периоды

Проведенные гидрохимические исследования позволили установить, что в периоды летней и зимней стагнации вод на глубоководной станции стратифицированного оз. Масельгского в придонном горизонте происходит в ходе седиментации концентрирование неорганических и органических соединений азота. Процессы минерализации органических веществ в исследуемом водоеме проходят достаточно интенсивно, на что указывает уменьшение доли содержания органических форм азота по сравнению с его неорганическими формами с увеличением глубины.

Работа выполнена при поддержке Программы УрО РАН № 15-2-5-37, Программы УрО РАН № 15-12-5-49, темы ФНИР 0410-2014-0030.

Список литературы

1. Воробьева Т.Я., Климов С.И., Шорина Н.В., Морева О.Ю. и др. Гидролого-гидрохимические исследования озер Масельгское и Вильно (Кенозерский национальный парк) // Проблемы региональной экологии. 2009. № 6. С. 72-77.
2. Козьмин А.К., Шатова В.В. Рыбохозяйственная характеристика озер Архангельской области // Арх-ск: Правда Севера, 1997. 79 с.
3. Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана / Под ред. В.В. Сапожникова. – М.: Изд-во ВНИРО, 2003. 202 с.
4. Хатчинсон Д. Лимнология. М.: Прогресс, 1969. 592 с.

ОСОБЕННОСТИ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА МАЛЫХ РЕК В БАССЕЙНЕ р. ЗАЯЧЬЯ (АРХАНГЕЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Лукьянова А.Н.

МГУ имени М.В.Ломоносова, географический факультет, Москва,
Россия, lan22-66-88@mail.ru

Бассейн реки Заячьей, притока 4 порядка Северной Двины, расположен в Устьянском районе – южной части Архангельской области, в центральном секторе европейской средней тайги. Совокупность климатических факторов обуславливает короткое прохладное и влажное (годовое количество осадков 600-700мм) лето и длинную холодную зиму с устойчивым снежным покровом. Реки бассейна преимущественно снегового питания. Водный режим их характеризуется высоким весенним половодьем и низкой зимней меженью. В летне-осенний период нередко проходят дождевые паводки, особенно частые осенью, благодаря чему водность рек в летне-осенний период значительно больше, чем в зимний сезон [3].

В 60-е годы 20 века залесенность территории превышала 90 % [3]. В последние годы здесь активно возрождается земледелие, что проявляется в распашке ранее заброшенных полей. Длительное сельскохозяйственное освоение привело к формированию агроландшафтов в среднем и нижнем течении реки и способствовало увеличению контрастности условий формирования химического состава и его трансформации в бассейне р. Заячей.

В 2013–2014 годах на р. Заячьей и десяти ее притоках проводились экспедиционные гидрологические и гидрохимические наблюдения в каждую фазу водного режима. Были отобраны и отфильтрованы через мембранный фильтр (0,22 мкм) 150 проб для последующего определения в них солевого состава и некоторых биогенных веществ (рисунок 1). Лабораторный анализ выполнен в гидрохимической лаборатории кафедры гидрологии суши МГУ, согласно методикам [2], [4], [5].

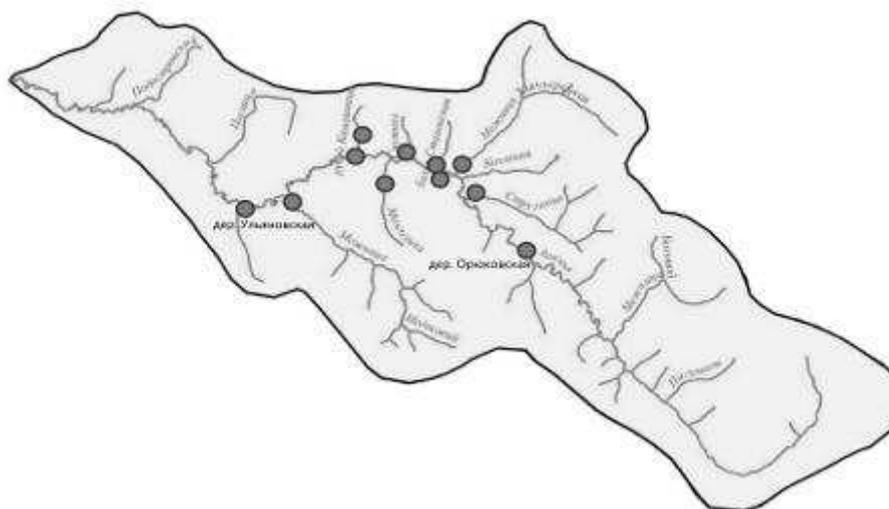


Рисунок 1 – Бассейн реки Заячей и точки отбора проб
в экспедициях 2013 - 2014 гг.

Воды всех водотоков на водосборе р. Заячьей по классификации О. А. Алекина относятся к гидрокарбонатному классу, кальциево-магниевой группе, третьего типа ($\text{HCO}_3 + \text{SO}_4 < \text{Ca} + \text{Mg}$).

В верхнем течении реки Заячьей сохранились природные болотные и хвойные лесные ландшафты, поэтому ее вода имеет невысокую минерализацию от 30–60 мг/л в половодье, до 200–400 мг/л в зимнюю межень. В среднем и нижнем течении реки в связи с распашкой междуречий увеличивается механический смыв незакрепленных маломощных почв со склонов, сложенных мергелями, что способствует образованию делювиальных шлейфов на речных террасах [1], увеличению мутности, минерализации и жесткости вод водотоков. От верхнего створа у дер. Орюковской до нижнего в дер. Ульяновской минерализация воды р. Заячьей повышается в 2–3 раза. Увеличивается относительная доля сульфатов и хлоридов. Это соотношение наблюдается во все фазы водного режима.

Минерализация вод большинства притоков р. Заячьей (за исключением реки Стругницы) выше, чем минерализация воды в самой реке и составляет 350–500 мг/л. Самая высокая минерализация наблюдалась в ручье Камешница. В октябре 2013 г. она достигала 622 мг/л.

В разные фазы водного режима минерализация воды притоков изменяется в несколько раз. В половодье она ниже в 3–4 раза. Так, минерализация воды в Стругнице, Козловке, Межнице в мае 2013 г. опускалась ниже 100 мг/л при меженных значениях 300–450 мг/л.

Однако, в воде ручьев Святой родник, Становские балки, и реки Смутихи минерализация в половодье уменьшилась только на 20-30%. Эти реки имеют очень маленький водосбор (около 2 км²), поэтому половодья и паводки проходят стремительно, и к моменту измерений, видимо, пик половодья уже прошел и минерализация была близка к меженной (рисунок 2).

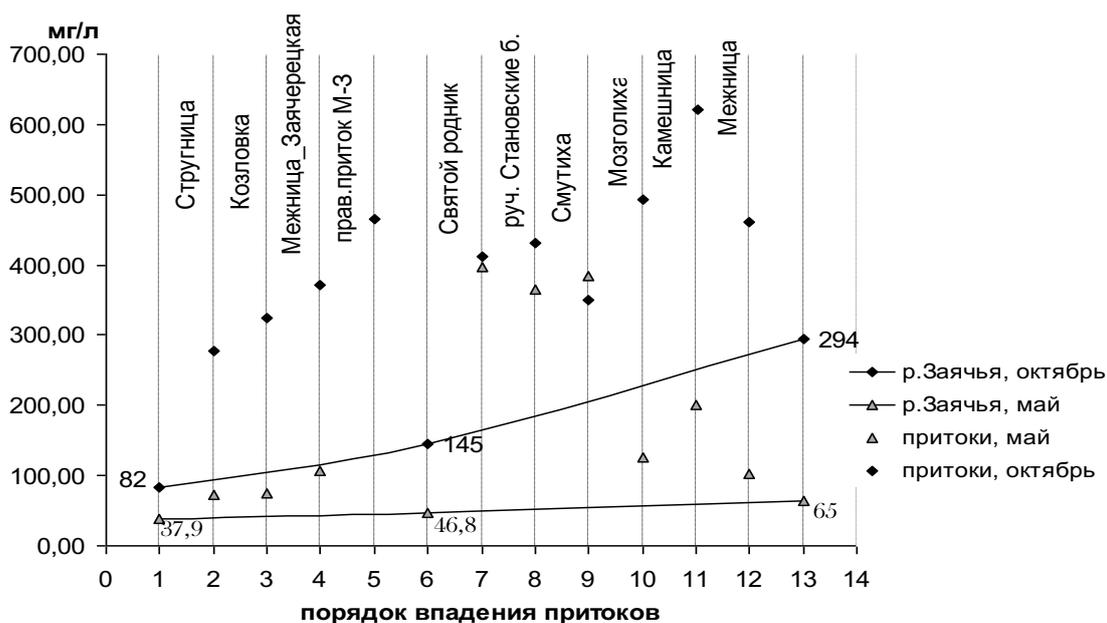


Рисунок 2 – Минерализация воды р. Заячьей и ее притоков в мае и октябре 2013 г.

В солевом составе основными ионами являются гидрокарбонаты, кальций и магний. Относительное содержание гидрокарбонатов около 40 %-экв., кальция и магния – от 20 до 30 %-экв. от всего солевого состава. Причем в водах самой реки это соотношение меняется в сторону увеличения относительного содержания гидрокарбонатов и магния от истока к устью, но остается неизменным при смене фаз водного режима (рисунок 3).

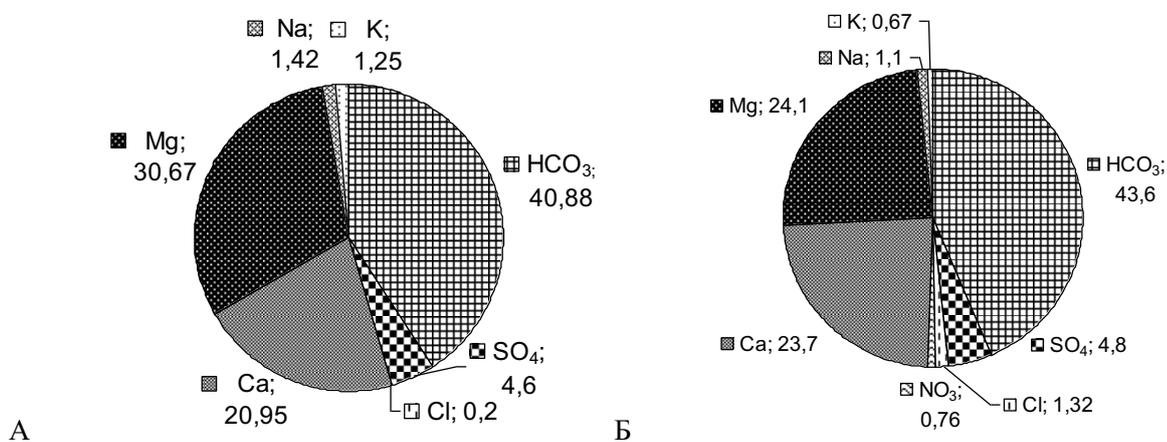


Рисунок 3 – Относительное содержание ионов (%-экв) в воде р. Заячьей у дер. Ульяновской в мае (А) и октябре (Б) 2013 г.

Региональная особенность ионного состава вод – преобладание относительного содержания магния над кальцием – связана с активным выщелачиванием магния из мергелей и почв [1]. Относительно высокие концентрации других ионов фиксируются в отдельных случаях и не являются закономерностью. В августе 2013 г. в реке Стругнице было повышено содержание сульфатов (52 мг/л) и хлоридов (11 мг/л), что больше фоновых значений почти в 10 раз. В реке Смутихе в мае 2013 г. (в половодье) отмечено повышение содержания хлоридов (в два раза), натрия (в три раза) и калия (в 20 раз) в сравнении с обычными концентрациями этих компонентов.

В нижнем створе (дер. Ульяновской) на реке Заячьей в феврале 2013 г., в июне и в ноябре 2014 г. отмечены высокие концентрации сульфатов 30–40 мг/л, при обычных меженных значениях в этом створе 6–12 мг/л. Эти величины превышают концентрации сульфатов в притоках, т. е. поступление большого количества сульфатов в нижний створ р. Заячьей идет не столько через притоки, сколько с грунтовым стоком.

Наибольшие концентрации почти всех компонентов наблюдаются в воде ручья Камешница. Для них характерно повышенное содержание сульфатов (около 20 мг/л) и хлоридов (20–33 мг/л) в течение всего года, натрия (до 9 мг/л) и калия (до 17 мг/л) в меженный период. Площадь водосбора этого ручья 1,54 км², и он целиком используется под сельскохозяйственные угодья. Поэтому повышенные концентрации солевых компонентов, как и биогенных веществ, независимо от фазы водного режима, связаны с избыточным внесением удобрений на водосборе.

Содержание нитратов в водотоках бассейна минимально в весенне-летний период и составляет 1,5–5 мг/л. Летом их тоже немного, только в отдельных случаях зафиксированы более высокие значения. В правом притоке р. Межницы-Заячерецкой в июне 2014 г. концентрация нитратов составила 22,8 мг/л; в августе 2013 г. повышенное содержание нитратов отмечено в реках Смутихе – 19,6 мг/л и в Заячьей (30 мг/л).

Зимой нитраты накапливаются и в подземных, и в поверхностных водах, поэтому их концентрация в этот период повышается во всех водотоках. Все ручьи с маленьким водосбором характеризуются постоянной повышенной концентрацией биогенных соединений. Максимальные значения нитратов зафиксированы в ручьях Смутихе и Становских балках (22,4 мг/л в феврале 2013 г.) и в Камешнице (41,77 мг/л в ноябре 2014 г.). Их водосборы расположены рядом и используются под пашни.

Содержание органического и минерального фосфора в водах исследуемого бассейна невелико и находится в пределах фоновых величин, исключая р. Камешницы, которые характеризуются высокими концентрациями минерального фосфора (до 400 мкг/л) в течение всего года.

В половодье содержание растворенного минерального и органического фосфора увеличивается почти во всех реках. Однако, анализ содержания биогенных элементов во время кратковременных изменений расходов воды (2-3 дня после дождя) в межень (июнь 2014 года), показал, что при увеличении расхода воды, концентрация минерального фосфора в большинстве рек уменьшается. Только в реках с площадью водосбора 2–3 км² зафиксировано увеличение концентрации фосфатов (Камешница, Козловка, правый приток Межницы-Заячерецкой) (рисунок 4).

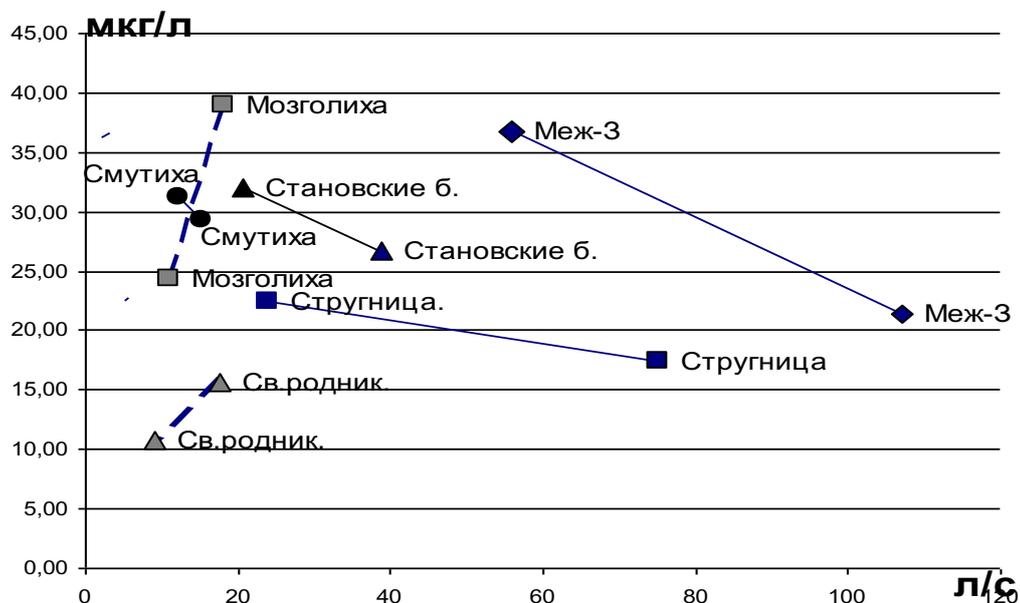


Рисунок 4 – Зависимость содержания фосфатов от расхода воды в притоках реки Заячьей в июне 2014 г.

Концентрация органического фосфора, напротив, с ростом расходов воды увеличивается в реках с большей площадью водосбора – в Межнице ($F = 15,7 \text{ км}^2$),

Межнице-Заячерецкой ($F = 11,5 \text{ км}^2$) и Стругнице ($F = 7,8 \text{ км}^2$), но уменьшается в малых речках.

Связь между минерализацией вод и лесистостью водосборов характеризуется высоким коэффициентом корреляции (0,92). При уменьшении лесистости водосбора минерализация воды водотоков возрастала (рисунок 5) .

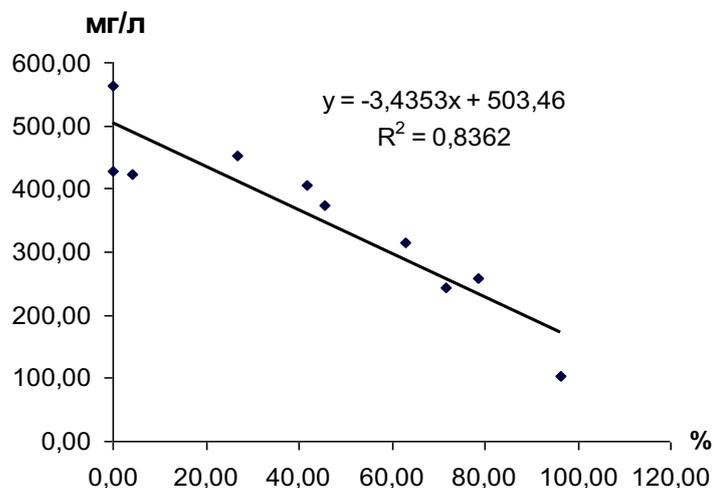


Рисунок 5 –Зависимость минерализации вод притоков реки Заячья от лесистости водосборов

Таким образом, несмотря на общие для всех малых рек бассейна р.Заячей климатические, геологические и гидрологические условия, в гидрохимическом режиме каждой реки есть свои особенности, обусловленные не только разнообразием, а порой и контрастностью ландшафтов на водосборах, и неодинаковым антропогенным воздействием, но и тем, что некоторые физические и химические процессы протекают по разному и имеют разную значимость на малых и больших водосборах.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 13-05-00821).

Список литературы

1. Авессаломова И.А., Савенко А.В., Хорошев А.В. Ландшафтно-геохимическая контрастность среднетаежных речных бассейнов как фактор формирования ионного стока // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2013. № 4. С. 3–10.
2. Комарова Н.В., Каменцев Я.С. Практическое руководство по использованию систем капиллярного электрофореза «Капель». СПб.: Изд. «Веда». 2006. 212 с.
3. Ресурсы поверхностных вод СССР, т. 3, Л., Гидрометеиздат, 1972, 664 с.
4. Руководство по методам химического анализа поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 541 с.
5. Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового Океана. М.: Изд-во ВНИРО, 2003. 202.

СЕЗОННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ СОДЕРЖАНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ОЗЕР КЕНОЗЕРСКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА

Морева О.Ю., Ершова А.А., Чупаков А.А., Неверова Н.В., Климов С.И.
*Институт Экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия,
МарусR1@yandex.ru*

Одним из важных факторов для оценки состояния и функционирования водных экосистем является содержание биогенных элементов. Они входят в биогеохимические круговороты многих веществ и, с одной стороны, являются компонентами живых организмов, а с другой – присутствуют в среде обитания и лимитируют интенсивность биосинтеза. Биогенные элементы активно участвуют в биопродукционных процессах, определяют интенсивность развития первичных продуцентов и трофность водоемов [1, 2].

Озера чаще всего являются начальным звеном водосбора, поэтому, для изучения трансформации и переноса веществ в пресноводных экосистемах, а также для исследования интенсивности переноса загрязняющих веществ через трофические цепи важно изучение первоначального состояния водных экосистем в этом звене [4]. Экологическое состояние водных экосистем Европейского Севера России, особенно малых озер, в условиях возрастающего антропогенного воздействия характеризуется их повышенной уязвимостью и ограниченной способностью к самоочищению. Нарушение равновесия между биотическими и абиотическими составляющими озерных экосистем приводит к ухудшению качества воды, снижению их продуктивности, рыбохозяйственного значения и может привести к необратимым процессам.

В данной работе представлены результаты изучения содержания биогенных элементов озер Сяргозеро и Наглимозеро, расположенных на юго-западе Архангельской области в Каргопольском районе. Исследования проводились в 2008-2012 гг во время зимней и летней стратификации вод, поскольку данные сезонные периоды считаются наиболее неблагоприятными для развития гидробионтов [4,5]. Отбор проб воды выполнялся батометром Нискина интегрально по всему водному столбу в слоях эпи- и гипolimниона и сопровождался гидрологическим зондированием с измерением стандартных физических параметров (содержание растворенного кислорода, электропроводности, температуры и рН). В лабораторных условиях определены: концентрации минерального и валового фосфора (PO_4^{3-} , $\text{P}_{\text{вал}}$), минерального (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) и валового азота ($\text{N}_{\text{вал}}$), кремния. Определения проводились по стандартным методикам [3].

Основные морфометрические характеристики исследуемых озер представлены в таблице 1.

Озера расположены в зоне избыточного увлажнения и преобладающая роль в их питании принадлежит атмосферным осадкам, что, при малой площади водосбора, делает их маломинерализованными. Вода относится к гидрокарбонатному классу кальциевой группы. Средневзвешенная удельная электропроводность воды для

Наглимозера составляла 37,7 мкСм/см летом и 41,8 мкСм/см зимой, в Сяргозере летом около 60 мкСм/см, зимой около 66 мкСм/см.

Таблица 1 – Морфометрические характеристики исследуемых озер

Характеристики	Наглимозеро	Сяргозеро
Длина, км	5,3	2,2
Наибольшая ширина, км	2,7	1,2
Средняя глубина, м	6,4	3,3
Наибольшая глубина, м	18,0	8,0
Площадь водосбора, км ²	22,0	5,6
Площадь зеркала озера, км ²	5,92	1,43
Объем озера, км ³	0,0380	0,00491
Среднегодовой сток с водосбора, км ³	0,00666	0,00170
Удельный водосбор	3,7	3,9
Коэфф. условного водообмена, год ⁻¹	0,18	0,35
Период условного водообмена, год	5,7	2,9

Водородный показатель воды изменялся в Сяргозере от 6,20 до 7,09 единиц рН, в Наглимозере – от 6,23 до 8,24. Самые высокие значения рН (8,09-8,24) были отмечены в поверхностных горизонтах воды Наглимозера в периоды массового развития фитопланктона.

Одним из факторов, влияющих на концентрации биогенных элементов, их трансформацию и нахождение в той или иной форме, является содержание растворенного в воде кислорода [1,2,4,5].

В данных озерах наблюдается практически линейное снижение относительного содержания растворенного кислорода по вертикали водного столба и в зимние, и в летние периоды (рисунок 1).

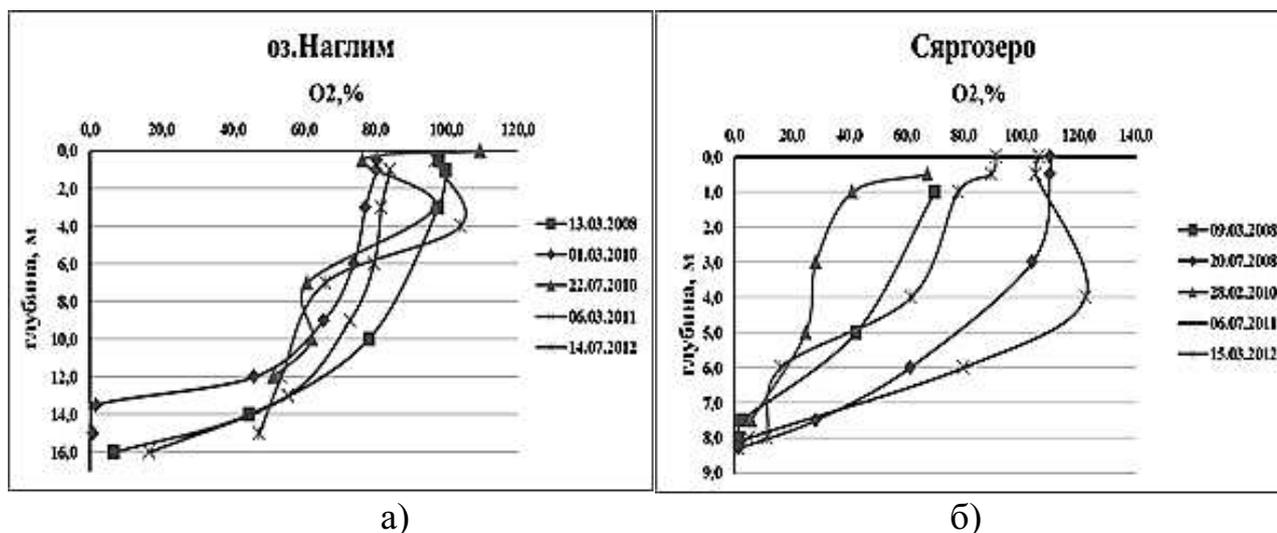


Рисунок 1 – Относительное содержание растворенного кислорода (O₂, %) по глубине оз. Наглим и Сярозера

В Наглимозере наблюдались примерно одинаковые концентрации растворенного кислорода в зимний и летний периоды: 80-110 % в верхних слоях, уменьшаясь к придонным горизонтам до 16,7-1,0 %, рисунок 1а. В летний период отмечена более слоистая структура распределения кислорода в верхних горизонтах, это связано с ветровым перемешиванием. Содержание растворенного кислорода в Сяргозере, рисунок 1б, в летний период выше, чем зимой и составляет 103-120% насыщения в верхних, 1,4-28,0% в нижних слоях летом и 41-91% насыщения в верхних, 1,5-8,4% в нижних слоях зимой. Насыщение кислородом воды в Сяргозере летом выше, чем в Наглимозере, а в зимний период значения концентрации и характер распределения растворенного кислорода на этих озерах совпадают. За время наблюдений в обоих озерах изредка отмечалась слабо выраженная стратификация растворенного кислорода в придонных горизонтах.

Содержание PO_4^{3-} в Наглимозере было очень низким, концентрации не превышали 2,0 мкг/л P в верхних слоях, иногда наблюдалось их отсутствие. В Сяргозере значения в верхних слоях были более высокими, но не превышали 8,0 мкг/л P.

В Наглимозере содержание $P_{\text{вал}}$ было выше летом и составляло в среднем 24,6 мкг/л. В Сяргозере его концентрации были ниже, чем в Наглимозере и составляли 14,9 мкг/л зимой и 19,5 мкг/л летом. Содержание органического фосфора в Наглимозере в исследуемые сезоны по водному столбу было выше, чем минерального, превышало 70% от $P_{\text{вал}}$. В Сяргозере содержание органического фосфора зимой составляло 30-75% от $P_{\text{вал}}$, летом - 52-96%. Это свидетельствует о полном потреблении биотой минерального фосфора летом и о недостаточной деструкции органических соединений фосфора зимой.

В Наглимозере из минеральных соединений азота преобладают NO_3^- , концентрации которых составляли 50,0-170,0 мкг/л N по водному столбу и были на порядок выше, чем NH_4^+ , концентрации которого не превышали 23,0 мкг/л N. Содержание NO_2^- очень низкое и не превышало 1,0 мкг/л N.

Содержание NO_3^- в Сяргозере зимой сопоставимо со значениями в Наглимозере (рисунок 2). В летний вегетационный период концентрации NO_3^- в Сяргозере уменьшаются в 2 раза (рисунок 2б), что указывает на интенсивно протекающие процессы жизнедеятельности гидробионтов. Содержание NH_4^+ в Сяргозере выше, чем в Наглимозере, но не превышает 50,0 мкг/л N по водному столбу. Концентрации NO_2^- сопоставимы с их значениями в Наглимозере.

Содержание $N_{\text{вал}}$ в водной толще Наглимозера зимой составляло в среднем 423 мкг/л, летом - 348 и мкг/л; в воде Сяргозера соответственно 533 мкг/л и 360 мкг/л. Доля органических форм азота от $N_{\text{вал}}$ составляла: в Наглимозере 42 % - 75 % зимой и 58 % - 72% летом; в Сяргозере - 50 % - 74 % зимой и 76 % - 85% летом. Концентрация органического азота выше, чем минерального во все сезоны, что, видимо, указывает на преобладание в водоемах продукционных процессов и недостаточную скорость деструкционных.

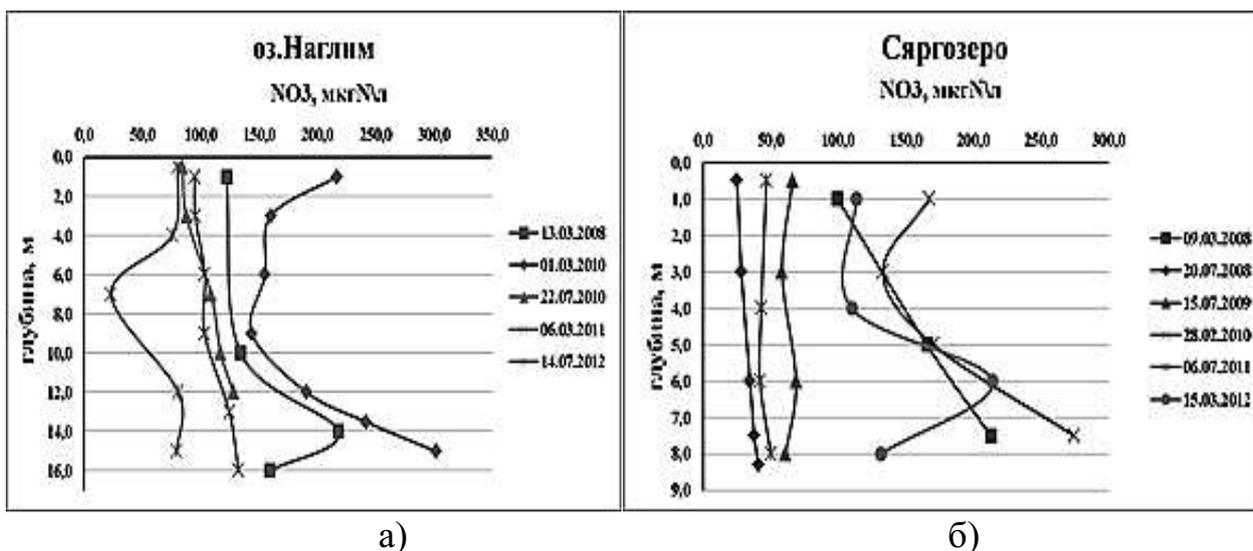


Рисунок 2 – Содержание нитратов по вертикальному профилю воды

Содержание растворенных соединений кремния также зависит от гидрологического сезона. Наблюдалось увеличение содержания соединений кремния зимой и уменьшение летом во время активного потребления их живыми организмами (рисунок 3).

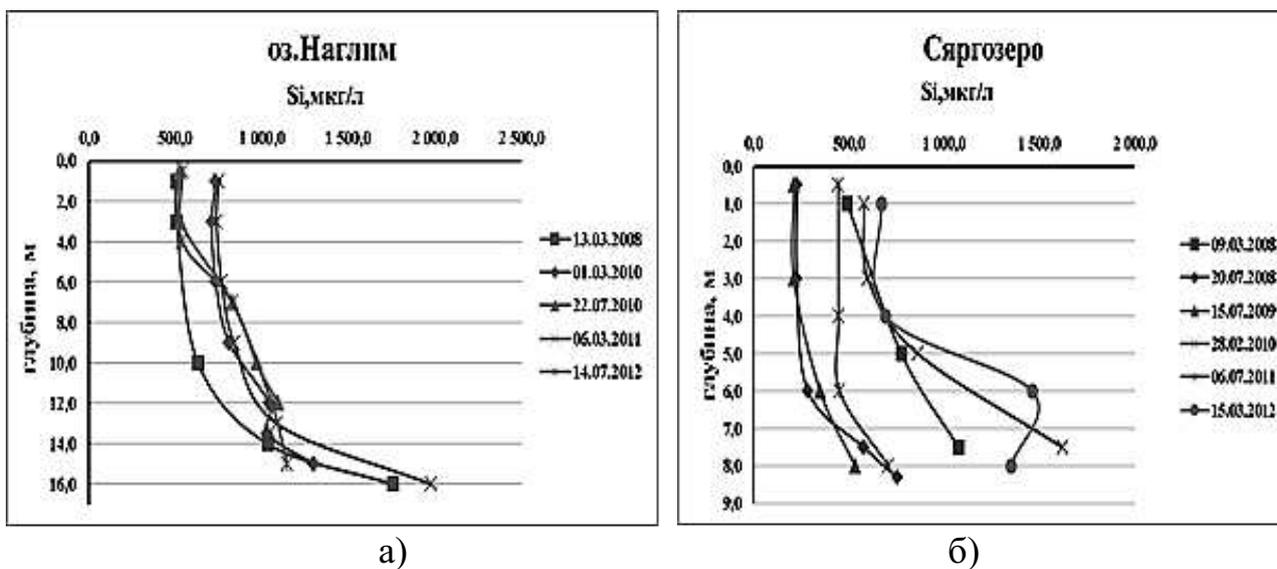


Рисунок 3 – Вертикальное распределение содержания кремния

В Наглимозере колебания концентраций кремния составляли: от 507 мкг/л в поверхностном горизонте до 1980 мкг/л в придонном зимой и от 526 мкг/л в поверхностных горизонтах до 1145 мкг/л в придонном летом (рисунок 3а); в Сяргозере соответственно от 492 мкг/л в поверхностном слое до 1621 мкг/л в придонном зимой, и от 212 мкг/л в поверхностном слое до 755 мкг/л в придонном горизонте летом (рисунок 3б).

Таким образом, очень низкое содержание минерального фосфора (а иногда и отсутствие) и высокое содержание нитратного азота в летний период в Наглимозере и в Сяргозере возможно указывает на недостаток соединений фосфора для развития и жизнедеятельности гидробионтов. Об этом свидетельствует и отсутствие сезонных изменений в распределении содержания нитратного азота.

Концентрация органических соединений азота и фосфора в воде озер Наглимозеро и Сяргозеро выше, чем минеральных во все сезоны, что, видимо, указывает на преобладание в водоемах продукционных процессов и недостаточную скорость деструкционных.

На распределение биогенных элементов по водному столбу в исследуемых озерах влияет отсутствие стратификации воды. Поскольку перемешивание верхних водных слоев происходит во все сезоны, содержание основных биогенных элементов почти равномерно по всему водному столбу, увеличение происходит в придонных слоях во время зимней и летней межени за счет их накопления. Из-за достаточного насыщения кислородом водных горизонтов в озерах преобладают, в основном, окисленные формы азота. Снижение концентраций фосфатов, нитратов и кремния в летние периоды наблюдений свидетельствует об интенсивном вовлечении минеральных форм биогенных элементов в биологический круговорот.

Работа выполнена при поддержке Программы УрО РАН № 15-2-5-37, Программы УрО РАН № 15-12-5-49, темы ФНИР 0410-2014-0030.

Список литературы

1. Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. Москва: Изд-во ГЕОС, 2007. 252 с.
2. Кузнецов С. И. Роль микроорганизмов в круговороте веществ в озерах. М.: Наука, 1952. 300 с.
3. Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана / Под ред. В.В. Сапожникова. М.: Изд-во ВНИРО, 2003. 202 с.
4. Хатчинсон Д. Лимнология. М.: Прогресс, 1969. 592 с.
5. Хендерсон-Селлерс Б., Марленд Х.Р. Умиряющие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометероиздат, 1990. 275 с.

ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РЕЧНЫХ ВОД ГОРНОЙ ЧАСТИ КАБАРДИНО-БАЛКАРСКОЙ РЕСПУБЛИКИ

Реутова Т.В., Дреева Ф.Р., Реутова Н.В.
*ФГБУН Кабардино-Балкарский центр Российской академии наук,
Центр географических исследований*

Горные реки, хотя и имеют много общих черт, не являются однотипными водными объектами; они различаются по происхождению и преимущественному источнику питания, каждый из которых находится под влиянием климатических и геологических факторов своего высотного пояса. Самые крупные из них проходят на своем пути контрастно отличающиеся геоклиматические зоны, принимая в каждой из них малые притоки. Представляет интерес определить как диапазон существующих концентраций главных ионов и тяжелых металлов в водах рек, формирующихся в разных геоморфологических условиях, так и возможные закономерности территориального распределения компонентов химического состава и его трансформации.

В летние периоды 2013 и 2014 годов было проведено обследование четырех основных рек Кабардино-Балкарии (Малка, Баксан, Чегем и Черек) от зоны их формирования до выхода в предгорно-низкогорную зону и их притоков, как крупных, так и маловодных,. Ежегодно было отобрано около 100 проб, представляющих по возможности водные объекты, различающиеся по происхождению (ледниковые реки и талые стоки, родники и реки с преимущественно подземным питанием, моренные и карстовые озера), расположенные в различных высотных поясах. На основных реках отбор проводили в нескольких створах (не менее 4) по течению. Первые створы в зависимости от доступности располагались на расстоянии от 5-6-го до 15-20-го километра от истока. Анализ проводили методом ионной хроматографии (Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-) и атомной абсорбционной спектрометрии с электротермической атомизацией (Cd, Ag, Pb, Cr, Ni, Mo, Cu, Zn, Mn).

Первичные показатели описательной статистики, характеризующие уровни содержания примесей в речных водах региона исследования в период 2013-2014 годов, приведены в таблицах 1 и 2. Такие же показатели были определены по каждому ущелью и каждому году наблюдений. При анализе материала проводили сравнение всех этих параметров.

Таблица 1 – Концентрации главных ионов (мг/л) и значения pH в реках

Статистические характеристики	Определяемые компоненты						
	pH	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	NH_4^+	NO_3^-
Макс.	8,8	48,15	9,43	20,49	565,6	2,64	21,51
Мин.	6,2	0,05	<0,02	0,14	0,43	<0,02	<0,10
III квартиль	8,0	3,22	1,53	2,31	21,62	0,24	2,60
I квартиль	7,3	0,90	0,25	0,56	7,41	0,05	0,80
Медиана	7,65	1,87	0,76	1,20	12,28	0,10	1,40

Таблица 2 – Концентрации тяжелых металлов в речных водах, мкг/л

Статистические характеристики	Определяемые элементы								
	Cd	Ag	Pb	Cr	Ni	Mo	Cu	Zn	Mn
Макс.	0,426	3,30	7,40	5,34	91,50	11,89	43,11	173,3	152,8
Мин.	0	0	0	0	0	0	0,03	0,34	0
III квартиль	0,029	0,54	1,10	1,74	2,41	1,58	12,08	23,31	19,34
I квартиль	0,008	0	0,33	0,05	0,08	0,21	2,41	10,59	3,58
Медиана	0,018	0,13	0,65	0,68	0,85	0,82	7,09	14,83	8,56

Значения рН. Речные воды в районе исследования имеют слабо щелочную реакцию; $pH < 7$ был присущ только водам талого стока с ледников, в т.ч. текущим по телу ледника; $pH \geq 8$ имели воды рек в среднегорной зоне и родниковые воды.

Ионы натрия. Один из главных ионов Na^+ в минимальных количествах (менее 1 мг/л) содержался в стоках из-под ледников на Главном и Боковом хребтах, на первых километрах течения ледниковых речек, в моренном озере Донгуз-Орун. Концентрации в диапазоне от I квартиля до медианы (приблизительно 1-2 мг/л) зарегистрированы в водах большинства родниковых ручьев на всех высотах и, за некоторым исключением, ледниковых рек на седьмом-двадцатом километрах от истока. Содержание Na^+ на уровне 2,0-3,5 мг/л, соответствующем градации медиана – III квартиль, было характерно для четырех основных водных артерий в среднем течении и почти всех относительно крупных притоков, берущих начало на более низких хребтах (Передовом, Скалистом), а также некоторых рек, стекающих с южного и восточного склонов Эльбруса (р. Терскол, р. Кыртык). Абсолютный максимум (48,15 мг/л в 2013 г. и 45,17 мг/л в 2014 г.) зарегистрирован в маловодном правом притоке р. Черек Балкарский в зоне Северо-Юрской депрессии. При этом в другом близко расположенном потоке концентрации составили 3,92 и 4,41 мг/л в 2013 и 2014 годах соответственно, т. е. в 10 раз ниже. Обнаружено еще несколько водных объектов, отличающихся повышенным содержанием Na^+ . Это потоки подземного происхождения на южном и северном склонах Эльбруса на высоте более 3000 м н.у.м. Воды самого крупного из них, формирующего р. Гарабаши (вдп. «Девичьи косы»), стабильно содержали около 27 мг/л ионов натрия. В небольшом ручье на северном склоне (район источников Жылы-Су) зафиксировано 13,61 мг/л, относительно повышенным было также содержание Na^+ в ручье Иткол (5,41 и 5,76 мг/л).

Ионы калия. Пространственное распределение K^+ в общем аналогично Na^+ , но концентрации его в 2-3 раза ниже и приблизительно в 5% проб ниже предела обнаружения (ПО). Абсолютный максимум относился к тому же правому притоку р. Черек, также значительно повышено было его содержание в р. Иткол, в отличие от других рассмотренных выше потоках на Эльбрусском вулканическом массиве, где измеренные концентрации K^+ составили 0,99-1,65 мг/л и оказались на уровне II-III квартилей общего ряда наблюдений.

Хлориды. В водотоках с максимальными концентрациями Na^+ и K^+ концентрации Cl^- также повышены до 5,3-6,0 мг/л. На первом месте по содержанию хлорид-ионов выделялся водопад «Девичьи косы», и, соответственно р. Гарабаши (19,5-20,5 мг/л) в Национальном парке Приэльбрусье, а также ручьи в верховьях Малки (выше 10 мг/л) на северном склоне Эльбруса. Концентрация Cl^- в воде водотоков разной мощности, формирующихся в пределах Скалистого и Пастбищного хребта, а также р. Иткол составляет 3-8 мг/л. Водные объекты, находящиеся в высокогорной зоне, участки основных рек, проходящих через выше названные хребты, содержали хлориды в концентрациях, входящих в диапазон I-III квартилей - 0,6-2,6 мг/л. Наименьшие же концентрации, как и следовало ожидать, соответствовали водам зон истоков ледниковых рек (кроме р. Малки), а также нескольких родников, используемых как питьевые, в более низкой зоне широколиственных лесов. Обращает на себя внимание бóльшая концентрация Cl^- в воде талого стока из-под ледников по сравнению с другими компонентами ионного состава.

Сульфаты. Диапазон характерных значений концентраций SO_4^{2-} лежит в пределах 8-25 мг/л. Водные объекты с пониженным (≤ 7 мг/л) содержанием сульфат-ионов разнородны. В эту группу, кроме начальных участков русел ледниковых рек и воды оз. Донгуз-Орун, попадают талые стоки с ледников Баксанского, некоторые родниковые воды и малые реки подземного происхождения как высокогорной, так и среднегорной зоны. По содержанию SO_4^{2-} наблюдаются очень большие различия между неледниковыми реками одного и того же высотного пояса. Особенно это видно на примере относительно крупных левых притоков Малки – рек Хасаут и Кич-Малка. Они берут начало на одном и том же горном массиве на высоте более 3000 м, текут почти параллельно, но воды Хасаута (2 створа) содержали 12-17 мг/л сульфатов, тогда как в трех створах на р. Кич-Малка концентрации SO_4^{2-} составляли от 240 до 390 мг/л. Подобная ситуация отмечалась и в приледниковой зоне в Шхельдинском ущелье (Национальный парк Приэльбрусье). Воды ручья, впадающего в Шхельду на 6-ом километре, содержали 70-100 мг/л SO_4^{2-} , воды другого родникового ручья, впадающего на несколько километров выше, и воды самой Шхельды в зоне истока и в устьевой зоне содержали 10,2, 8,1 и 7,1 мг/л соответственно. Также резко отличались талые потоки в Безенгийском ущелье, содержащие 20,0-21,5 мг/л ионов SO_4^{2-} , и в Баксанском ущелье (ледники Медвежий, Кашкаташ, Гарабаши, Азау), где концентрации сульфат-ионов едва достигали 5-7 мг/л. Максимальная из зарегистрированных концентраций превысила 500 мг/л и относилась к потоку глубинного происхождения из карстового озера у подножия северного склона Скалистого хребта в Черекском ущелье (Голубое озеро). В воде уже упоминавшегося правого притока р. Черек, стекающего с южного склона Скалистого хребта, концентрация составила 250 мг/л, и в отличие от озерной воды сопровождалась повышением содержания натрия и калия. При выходе из горной зоны воды основных рек Кабардино-Балкарии (Баксан, Черек, Малка) содержали от 59-61 до 75 мг/л сульфатов, Чегема – всего лишь около 20 мг/л.

Нитраты. Несмотря на то, что горная часть республики относительно мало населена по сравнению с предгорно-низкогорной и равнинной, и реки протекают по каменным руслам с высокой скоростью, NO_3^- ионы в водах присутствовали; медианное значение составило 1,4 мг/л, диапазон между I и III квартилями 0,8-2,6 мг/л. В относительно заметных концентрациях (3-7 мг/л) нитрат-ионы содержались в основном в маловодных реках среднегорной зоны, а также в главных реках в т.ч. в высокогорье (Баксан - 10-й километр, Чегем и Черек - на 20-ом километре от истока) и их больших притоках (Терскол, Кыртык). Обеспокоенность вызывает постоянно повышенный (до 10-20 мг/л) уровень содержания NO_3^- в водах родников, имеющих во всех ущельях и считающихся питьевыми.

Ионы аммония. Ионы NH_4^+ также имеющие санитарно-гигиеническое значение, в воде большинства исследованных водных объектов отмечались на уровне близком к ПО их методом ионной хроматографии, т.е. не выше 0,1 мг/л, но систематически обнаруживались в стоках талых вод на южном склоне Эльбруса (0,2-0,8 мг/л), в реках в Приэльбрусье, особенно в мае в период таяния сезонного снега. Самое низкое загрязнение воды аммонием отмечалось в реках бассейна р. Малка, имелось единственное повышенное значение (0,79 мг/л) в основном русле при выходе на равнину. В бассейнах рек Чегем и Черек обнаружено большее число загрязненных NH_4^+ водных объектов.

Соединения металлов. Данные таблицы 2 дают представление об уровнях загрязненности воды горных рек тяжелыми металлами. В воде многих водных объектов (20-50% от общего числа проб), токсичные металлы не обнаружены, во всех пробах присутствовали микроэлементы Cu, Zn, Mn. В наименьших концентрациях встречается Cd, за исключением нескольких повышенных значений ($> 0,15$ мкг/л), в ранжированном ряду концентраций наблюдалось монотонное уменьшение от 0,06 мкг/л до ПО (0,005 мкг/л). Типичные концентрации токсичных металлов Ag, Pb, Cr, Ni, Mo близки между собой и находились на уровне от $n \times 10^{-1}$ до 1,5-2,0 мкг/л. В среднем на порядок выше основной диапазон концентраций Cu, Zn, Mn.

В отличие от компонентов ионного состава наибольшие концентрации тяжелых металлов наблюдались в водах в зоне истоков многих ледниковых рек региона и в талых водах ледников Приэльбрусья. Достаточно высокими могли быть концентрации этих элементов в речных водах нижележащих зон, в то же время тенденции к повышению их содержания вниз по течению основных рек не наблюдалось.

Относительно заметного присутствия свинца (2-5 мкг/л) в воде малых рек в зоне формирования р. Баксан в мае (период максимального таяния сезонного снега), моренного озера Донгуз-Орун и талых водах ледников в Приэльбрусье при отсутствии этого элемента в подледниковых стоках в мало посещаемом Безенгийском ущелье. В верхней части бассейна р. Малка уровень содержания Pb также высок, и там же отмечены максимальные в регионе концентрации Cd (0,12-0,43 мкг/л).

Молибден имеет для региона особое значение в связи с тем, что в среднем течении р. Баксан находится долгое время разрабатывавшееся вольфрамово-молибденовое месторождение. Действительно, максимальные для района исследования концентрации Мо были обнаружены в замыкающем створе р. Баксан (11,9 мкг/л) и в остаточном озере на хвостохранилище (16,4 мкг/л). В значительных концентрациях (до 6,5 мкг/л) молибден присутствовал также в речках (в т.ч. подземного происхождения) стекающих со склонов Эльбруса, многих водотоках в правом боковом ответвлении Баксанского ущелья (ущелье Адылсу-Шхельда) и в Черекском ущелье, включая воду карстового озера. При этом концентрации Мо в водных объектах Чегемского ущелья, граничащего с водосбором р. Баксан, не превышали 2,2 мкг/л. Общий фон речных вод по содержанию молибдена – 0,20-1,0 мкг/л. В числе питьевых родников во всех ущельях содержался Мо, особенно высокими, до 7-8 мкг/л, были концентрации в роднике в рекреационной зоне «Голубые озера» в Черекском ущелье и роднике «Серебряный» в районе Чегемских водопадов.

Сравнение рядов концентраций по каждому водосбору позволило выявить некоторые особенности пространственного распределения микроэлементов. Так, ущелья рек Малка и Баксан выделяются повышенным содержанием Ag, Pb, Ni, Zn; более высокие концентрации Cu характерны для водосборов Баксана и Чегема, а Cr – только Чегема. Воды в бассейне Малки относительно обеднены Mn.

Проведенное исследование показало, что наряду с большими индивидуальными различиями водных объектов проявляется тенденция повышения уровня содержания главных ионов при переходе от высокогорной к среднегорной зоне и равнине, и, в противоположность этому, наблюдаются более высокие концентрации микроэлементов в верхней части бассейнов горных ледниковых рек. Антропогенное загрязнение мало выделяется на фоне природных процессов. Исключением является присутствие Pb в Приэльбрусье и NO_3^- и NH_4^+ на многих участках рек, что, по видимому в большей степени связано с антропогенным воздействием.

РОЛЬ МАССОВЫХ ВИДОВ ЧЕРНОМОРСКИХ МОЛЛЮСКОВ В ФОРМИРОВАНИИ ПОТОКОВ НЕФТЯНЫХ УГЛЕВОДОРОДОВ В УСЛОВИЯХ ПОРТОВЫХ АКВАТОРИЙ

Соловьёва О.В., Тихонова Е.А.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского, г. Севастополь,
Россия, kozl_ya_oly@mail.ru, tihonoval@mail.ru*

В соответствии со стратегическим планом действий по охране Чёрного моря (1996) среди основных видов антропогенного воздействия выделены: загрязнение моря биогенными веществами, бактериальное и нефтяное загрязнение. Нефть и нефтепродукты, попавшие в поверхностные воды, вступают в общую цепь сложных и мало исследованных по продолжительности процессов (в том числе и переработка фильтраторами), в результате которых они теряют плавучесть, осаждаются на дно и накапливаются в донных отложениях, где происходит их дальнейшее преобразование уже с участием донной биоты. Чаще эти компоненты концентрируются вблизи гидротехнических сооружений различного функционального назначения. Берегоукрепительные гидротехнические конструкции, в случае их биопозитивности, могут выступать полными аналогами искусственных рифов и способны существенно улучшать качество водной среды за счёт интенсификации процессов естественного самоочищения [1]. Наибольший вклад в эти процессы вносит микробиальная составляющая, а также массовые виды моллюсков [7]. Участие мидий, которые в условиях сева-стопольских бухт создают плотные поселения на этих сооружениях, в процессе трансформации нефтяных углеводородов (НУ) заслуживает внимания. Информация о превращении этих веществ такими массовыми и достаточно устойчивыми к нефтяному загрязнению обитателями морских грунтов как *Abra segmentum* и *Nassarius reticulatus* практически отсутствует.

Поэтому, целью работы является оценка роли массовых видов моллюсков искусственных субстратов различного типа и рыхлых грунтов в процессах самоочищения в прибрежной зоне моря.

Материалы и методы. Материалом исследования были пробы обрастания (из них отбирались мидии – *Mytillus galloprovincialis* Lam. и митилястеры – *Mytelaster lineatus* Gmel.), собранные с поверхности гидротехнических сооружений сева-стопольского побережья, в период с 2004 по 2010 гг., а также пробы макрозообентоса, в частности моллюсков абра – *Abra segmentum* (Récluz, 1843), насариус – *Nassarius reticulatus* (L., 1758), донных осадков, отобранных в сева-стопольских бухтах в период с 2006 по 2008 гг. Было исследовано митилидное обрастание южного мола Севастопольской бухты; восточного мола, который ограничивает Камышовую бухту со стороны мыса Восточный; подводной части набережной Севастопольской бухты на отрезке между мысами Николаевским и Хрустальным.

Пробы бентосных моллюсков и донных осадков отбирали на 12 станциях бухты Севастопольской с глубин от 7 до 17 м в рамках многолетнего монито-

ринга отдела морской санитарной гидробиологии в 2006 г., в бухте Стрелецкой – ежемесячно в течение 2008 г. Пробы отбирали в трёх повторностях дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0,038 м². Моллюски предварительно готовились для химического анализа по [10]. Для получения усредненных результатов в анализе использовали отобранных моллюсков всех представленных размерных групп (для абры от 8 до 20 мм, для насариуса от 18 до 25 мм, для митилид соответствующие данные брали из литературных источников [5, 6]). Количество НУ определяли методом инфракрасной спектроскопии (ИК) по [4], нормальных алканов – газовой хроматографии [12].

Оценка участия мидий и митилястеров в трансформации потоков НУ проводилась аналогично сделанным ранее расчётам [5], когда принималось, что моллюски задерживают около половины нефти находящейся в воде [6]. Предполагалось, что митилястеры взаимодействуют с НУ подобно мидиям. Суммарный поток НУ на молах рассчитывался по средней численности и размерному составу моллюсков на этих сооружениях, что позволяет рассчитать по [9] объёмы воды, фильтруемые митилидами. Пользуясь информацией о концентрации НУ в воде на различных горизонтах глубин в районе указанных гидротехнических сооружений [3], а для районов, для которых такая информация отсутствует – принимали концентрацию НУ равной 0.05 мг/л (ПДК) [8], провели оценку количества нефти, которое задерживают мидии и митилястеры.

Для статистической обработки материала использовали однофакторный дисперсионный анализ (проверка достоверности различия двух выборок проводили по критерию Фишера при $\alpha=0,05$), корреляционный анализ.

Результаты и обсуждение. Многочисленные лабораторные исследования показали, что водные организмы могут накапливать нефтяные углеводороды из морской воды, донных отложений, а также из пищевых объектов. По результатам наших исследований установлено, что распределение НУ в донных осадках [10] соответствует распределению НУ в бентосных организмах Севастопольской бухты: минимальные величины – в её вершине (средняя концентрация составляет 9,8 мг·100 г⁻¹ возд.-сух.в-ва), максимальные – в центральной части (средняя концентрация - 50,4·100 г⁻¹ возд.-сух.в-ва). При этом, на выходе из бухты их содержание близко к значениям центральной части (в среднем – 43,6 мг·100 г⁻¹ возд.-сух.в-ва).

Часть НУ попадает в мантийную жидкость моллюска, а остальная часть распределяется в тканях и органах. Поэтому нами было проведено исследование метано-нафтеновой фракции НУ в мантийной жидкости абры, а также проанализированы аналогичные данные о мидии.

Было отмечено, что у мидий, собранных как в загрязнённой, так и в чистой акватории, нормальные алканы не обнаружены [6], в то время как по нашим данным, в мантийной жидкости абры зафиксированы n-алканы в диапазоне C₁₀-C₁₈ в 100 % проб. Аналогичные данные были получены нами и для асцидий, отобранных одновременно с системы гидробиологической очистки вод в акватории Нефтегавани (Севастопольская бухта). Обнаруженный диапазон C₁₁-C₁₈

соответствует диапазону нефтепродуктов, попадающих в исследованную акваторию [11].

Отсутствие же нормальных алканов в мантийной жидкости мидий может быть связано либо с их малыми количествами, которые не были определены использованным для анализа методом, или летучестью лёгкой фракции углеводородов. Так, в экспериментальных условиях при добавлении дизельного топлива в морскую воду в аквариум с мидиями, у моллюсков, отобранных как в чистой, так и в загрязнённой акватории были зафиксированы углеводороды с низкой температурой кипения (C_{10} - C_{12}). При этом концентрация н-алканов данного диапазона в мантийной жидкости мидий чистой акватории после их выдержки в дизельном топливе в течение суток была выше, чем в мантийной жидкости мидий из загрязнённой акватории. В мантийной жидкости абры, как было уже указано ранее, углеводороды C_{10} , C_{11} , C_{12} отмечены в 100% проб, в то время как C_9 – в 60%, а октан C_8 – получен только на одной хроматограмме. При этом его количество было максимальным среди всех определённых углеводородов. Их присутствие в пробах морских гидробионтов может свидетельствовать о недавнем попадании свежей нефти, поскольку она, испытав влияние внешних факторов, в течение одного – двух дней теряет легколетучие компоненты (C_8 - C_{10}) [11].

Расчитанные нами характеристики распределения н-алканов в мантийной жидкости *A. segmentum* показывают, что соотношение концентраций н-алканов с нечётным и чётным числом атомов углерода в ней не превышает 1,5, а в 46% случаев – менее 1. Поскольку известно, что для незагрязнённых проб этот показатель превышает 2,0, то полученный нами показатель свидетельствует о загрязнённости пробы нефтепродуктами [11].

Наиболее широкий диапазон нормальных алканов отмечен в абрах (зафиксированы н-алканы до C_{36}), тогда как в насариусах – наблюдался меньший диапазон – до C_{23} . Что касается мидий, то ранее в литературных источниках [6] указывалось, что самый широкий диапазон н-алканов от C_{12} до C_{24} , отмечен у данного вида моллюсков из загрязнённой акватории, что практически соответствует обнаруженному диапазону н-алканов у насариуса.

В некоторых пробах отсутствовали н-алканы с C_{13} и C_{17} , а также прописывался изомер C_{14} . Загрязнённые пробы НУ абры и насариуса характеризовались также доминированием углеводородов с чётным числом атомов углерода C_{12} , C_{14} , C_{16} . Одним из признаков нефтяного загрязнения исследованных проб является наличие на хроматограммах неразложимого фона и низкий коэффициент СРІ [6], который составляет в среднем для абры, насариуса, мантийной жидкости абры 0,48, 0,85, 0,82 соответственно.

Что касается передачи НУ по пищевой цепи (еще одного способа их передачи и соответственно трансформации), то в лабораторных условиях установлено [11], что существенной разницы в содержании нефтепродуктов до и после кормления абрами в организмах насариусов-хищников не обнаружено. Однако, наблюдалось увеличение концентрации лёгких углеводородов C_9 , C_{10} , C_{12}

(концентрация C_{11} не изменилась) и снижение содержания более тяжёлых углеводородов C_{14} - C_{16} .

Имея данные о качественной трансформации НУ моллюсками, можно переходить к анализу их потоков. Для этого необходима оценка количества бентосных моллюсков, которая осложняется пятнистостью их распределения. Поэтому в данной работе ограничились расчётами, связанными с митилидными моллюсками гидротехнических сооружений, поселения которых исследованы нами более подробно.

Количественный аспект потоков НУ можно проследить, используя полученные ранее данные о характере митилидного обрастания крупных гидротехнических сооружений Севастопольской акватории [9]. Для большей ясности приведём некоторые цифры. Интенсивность потоков НУ на бетонных конструкциях в среднем выше, чем на каменной наброске и составляет на бетонных тетраподах, наброске бетонных массивов и их кладке 228, 50 и 469 мг·сут.⁻¹·м² соответственно, а на каменной наброске – 22 мг·сут.⁻¹·м². Благодаря этому, суммарный поток НУ через поселение митилид на южном молу составляет 1,5 т·год⁻¹ (из них 1,2 на тетраподах и 0,3 т·год⁻¹ – на камнях), на восточном молу – 0,4, на подводной части набережной – 1,2 т·год⁻¹.

Таким образом, суммарное количество НУ, которое седиментируют митилиды исследованных сооружений, составляет около 3.1 т·год⁻¹, при ежегодном поступлении в акваторию – порядка 200 т·год⁻¹ [2], что составляет около 1,5 %.

Кроме механического удаления нефтепродуктов, при прохождении через организм мидий происходит также качественное изменение углеводородного состава нефти. Но, поскольку мидии не имеют ферментов, разлагающих углеводороды, это явление связывают с деятельностью внутренней микрофлоры моллюсков [5], то есть эти процессы протекают большей частью в мантийной жидкости двустворчатого моллюска. Как уже указывалось, n-алканы, которые зафиксированы в организме мидий, принадлежат к диапазону C_{12} - C_{24} , то есть именно эти вещества подвергаются трансформации при прохождении через организмы моллюсков. В мидиях, загрязнённых по сравнению с контрольными, исчезают лёгкие углеводороды C_{11} - C_{12} , несколько уменьшается количество C_{16} - C_{17} , а содержание алканов с более высокой молекулярной массой C_{13} - C_{18} увеличивается. Таким образом, в мидиях накапливаются более тяжёлые фракции парафиновой группы нефтепродуктов [6].

Заключение. Полученные данные по качественному и количественному составу НУ (а именно наличие легколетучих фракций n-алканов в мантийной жидкости абры) в моллюсках показывают, что в исследованных видах присутствуют углеводороды как аллохтонного, так и автохтонного происхождения, но данные виды имеют разную способность к их накоплению, о чём свидетельствует полученный диапазон n-алканов – самый широкий у абры (до C_{36}) и почти одинаковый у нассариусов и мидий (до C_{23} и C_{24} соответственно).

Показано, что наиболее интенсивно процесс трансформации НУ проходит в мантийной жидкости моллюсков, где этому, скорее всего, способствуют нефтеокисляющие микроорганизмы.

Показано, что моллюски, обитающие на гидротехнических сооружениях, способствуют улучшению экологического состояния акватории. Благодаря их жизнедеятельности из морской воды извлекается значительное количество ($3,1 \text{ т-год}^{-1}$) нефтяных углеводородов, в том числе n-алканов в диапазоне C_{12} - C_{24} .

Список литературы

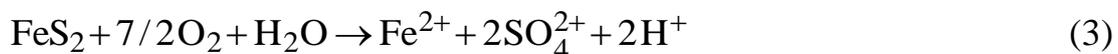
1. Александров Б. Г. Теоретические основы управления качеством водной среды с помощью твёрдых субстратов // Доп. НАН Украины. 2001. № 5. С. 181-184.
2. Гордина А. Д., Ткач А. В., Севрикова С. Д. Реакция ихтиопланктона портовых зон Чёрного моря на антропогенное воздействие (на примере Севастопольской бухты) // Гидробиол. журн. 1999. 35. №. 4. С. 88-95.
3. Губанов В. И., Клименко Н. П., Моница Т. Л. и др. Гидрометеорология и гидрохимия морей. 4: вып. 3. Чёрное море. Современное состояние загрязнения вод Чёрного моря. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 1996. 230 с.
4. Методические указания «Определение загрязняющих веществ в пробах морских донных отложений и взвеси». М.: Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. 1996. С. 18-26.
5. Миронов О. Г. Потоки нефтяных углеводородов через морские организмы // Морск. экол. журн. 2006. Т. 5. № 2. С. 5-14.
6. Миронов О. Г., Щекатурина Т. Л. Преобразование парафиновых углеводородов в желудке и мантийной жидкости мидии // Биол. науки. 1989. № 1. С. 71-75.
7. Миронов О. Г., Кирюхина Л. Н., Алёмов С. В. Санитарно-биологические аспекты экологии Севастопольской бухты в XX веке. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. 185 с.
8. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоёмов / Под ред. Анисова С. Н., Лесникова Л. А., Минаевой Т. В., Ляшенко С. Ф. М.: ВНИРО, 1990. 46 с.
9. Соловьёва О. В. Роль митилид (Mollusca: Mytilidae) в процессах самоочищения морской воды от нефтяных углеводородов // Экология моря. 2007. 73. С. 91-100.
10. Тихонова Е. А. Определение нефтяных углеводородов в макрозообентосе Севастопольской бухты (Чёрное море) // Экология моря. 2008. 76. С. 96-99.
11. Тихонова Е. А. Передача нормальных алканов по цепи: донные осадки - *Abra segmentum* - *Nassarius reticulatus* // Экология моря. 2009. 78. С. 91-93.
12. Шляхов А. Ф. Газовая хроматография в органической геохимии. М.: Недра, 1984. 222 с.

ПОВЕДЕНИЕ ЖЕЛЕЗА НА ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРАХ В СИСТЕМЕ «ШАХТНЫЕ ВОДЫ – РЕКА – ВОДОЕМ»

Федоров Ю.А., Дмитрик Л.Ю., Галушко М.П.
*Институт наук о Земле Южного федерального университета,
Ростов-на-Дону, fedorov@sfedu.ru, dimikarmy13@inbox.ru,
galushko.marina@list.ru*

Шахтные воды угольных месторождений Восточного Донбасса служат одним из важных поставщиков оксидов и гидроксидов железа в поверхностные воды суши. В работах [1, 2, 5] с использованием изотопного состава серы пиритов, серы и кислорода сульфатных ионов и гидрохимических показателей доказано, что высокие концентрации железа в шахтных водах образовались вследствие бактериального и химического окисления сульфидов железа, а сами шахтные воды являются результатом смешения «фоновых» пластовых вод с проникающими в горные выработки атмосферными осадками и поровыми водами углей и вмещающих отложений.

Taylor et al. [6] предложили три реакции окисления FeS_2 в шахтных водах (1-3):



Следует обратить внимание, что при окислении пирита образуется как окисное, так и закисное железо, а также серная кислота. При этом значения водородного показателя шахтных вод снижается до 2-6, а двухвалентное железо окисляется до трехвалентного, что подтверждается нашими данными, указывающими на примерно равное содержание обеих форм железа в водах шахтных выработок [4]. Образующиеся в горных выработках шахтные воды перемещаются по водоотводным канавам до емкости-накопителя и затем в результате водоотлива попадают на поверхность земли в пруды-накопители и пруды-аэраторы и далее транзитом могут поступить в речные артерии.

Содержание общего железа в шахтных водах Восточного Донбасса колеблется от 0,3 до 610 мг/дм³ в среднем 40,38 мг/дм³. Наиболее распространены (86,72 %) концентрации железа в интервале 0-50 мг/дм³. Частота встречаемости $\text{Fe}_{\text{общ}}$ в интервале 50-100 мг/дм³ равна 3,9%, при концентрациях более 100 мг/дм³ не превышает 2,34%.

В связи с высоким содержанием и большой вероятностью попадания соединений железа в водные объекты, а также управлением процесса аэрации и осаждения в прудах-аэраторах было очень важно знать – при каких значениях рН произойдет резкое снижение концентрации его растворенных форм. С этой целью был построен график зависимости между общим содержанием железа, выраженного в логарифмическом масштабе, и значениями рН (рисунок 1). От-

мечена высокая теснота связи между этими параметрами, а также параболический вид кривой, указывающий на то, что при повышении значений рН, происходит образование твердой фазы и её осаждение. Максимальным содержанием характеризуются шахтные воды со значениями рН от 2 до 6 единиц. В интервале от 6.5 до 8.5 происходит перегиб кривой, указывающий на интенсификацию окисления Fe^{+2} до Fe^{+3} , лавинообразное образование слаборастворимого гидроксида железа ($Fe(OH)_3$) и его осаждение. Следовательно, значения рН в этом интервале и выше будут вызывать переход растворенного и коллоидного железа из шахтных вод Восточного Донбасса в твердую фазу и выпадение его в осадок. Таким образом, условия, соответствующие данному перегибу кривой можно рассматривать в качестве геохимического барьера.

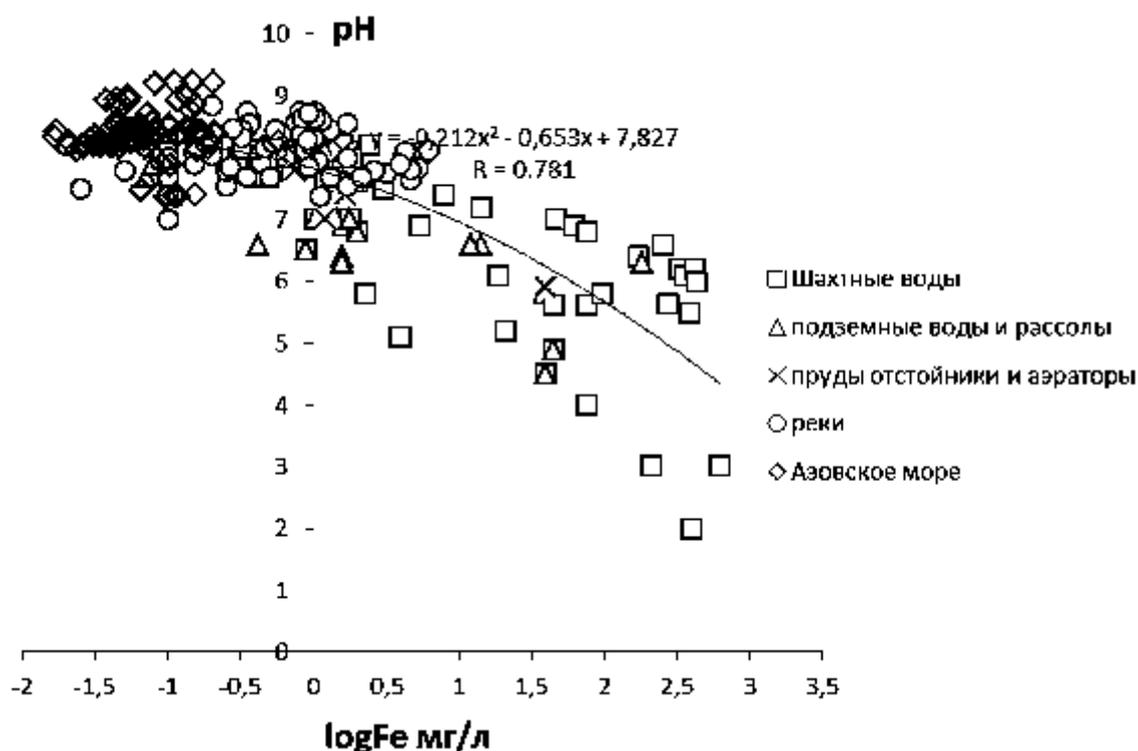


Рисунок 1 – Изменение общего содержания растворенного железа и значений рН

Шахтные воды оказывают влияние на подземные и поверхностные воды, что приводит не только к возрастанию в них содержания железа, но и повышению содержания сульфатных ионов. В работе [1] продемонстрирована обратная связь между значениями рН и содержанием сульфатных ионов.

Далее в системе «Шахтные воды – пруды отстойники – малые реки районов угледобычи – р. Дон – Таганрогский залив – Азовское море» общие и средние содержания железа изменялись следующим образом: в прудах отстойниках зафиксированы значения $Fe_{общ}$ – от 0,36 до 44,75 мг/дм³, 91,9 % значений не превышают показатель 5 мг/дм³, $Fe_{ср} = 4,65$ мг/дм³. В малых реках районов угледобычи содержание $Fe_{общ}$ колеблется от 0,02 до 6,2 мг/дм³, 54,4 % и 24 % всех значений приходятся на интервалы 0-5 и 5-10 мг/дм³, соответственно, $Fe_{ср} = 1,01$ мг/дм³. В реке Дон значения $Fe_{общ}$ изменялись от 0,1 до 0,69 мг/дм³, 71,4 %

показателей находятся в интервале 0-0,5 мг/дм³, $Fe_{cp} = 0,47$ мг/дм³. В Таганрогском заливе $Fe_{общ}$ колеблется от 0,03 до 0,58 мг/дм³, 19,2 % значений в интервале 0-0,05 мг/дм³, 34,6 % в интервале 0,05-0,1 мг/дм³, 25 % в интервале 0,1-0,15 мг/дм³, и 15,4 % приходится на интервал 0,15-0,2 мг/дм³, $Fe_{cp} = 0,11$ мг/дм³. Значения $Fe_{общ}$ в Азовском море изменялись от 0,017 до 0,21 мг/дм³, 64,7 % и 26,5 % значений находятся в интервалах 0-0,05 и 0,05-0,1 мг/дм³ соответственно, $Fe_{cp} = 0,05$ мг/дм³ [5].

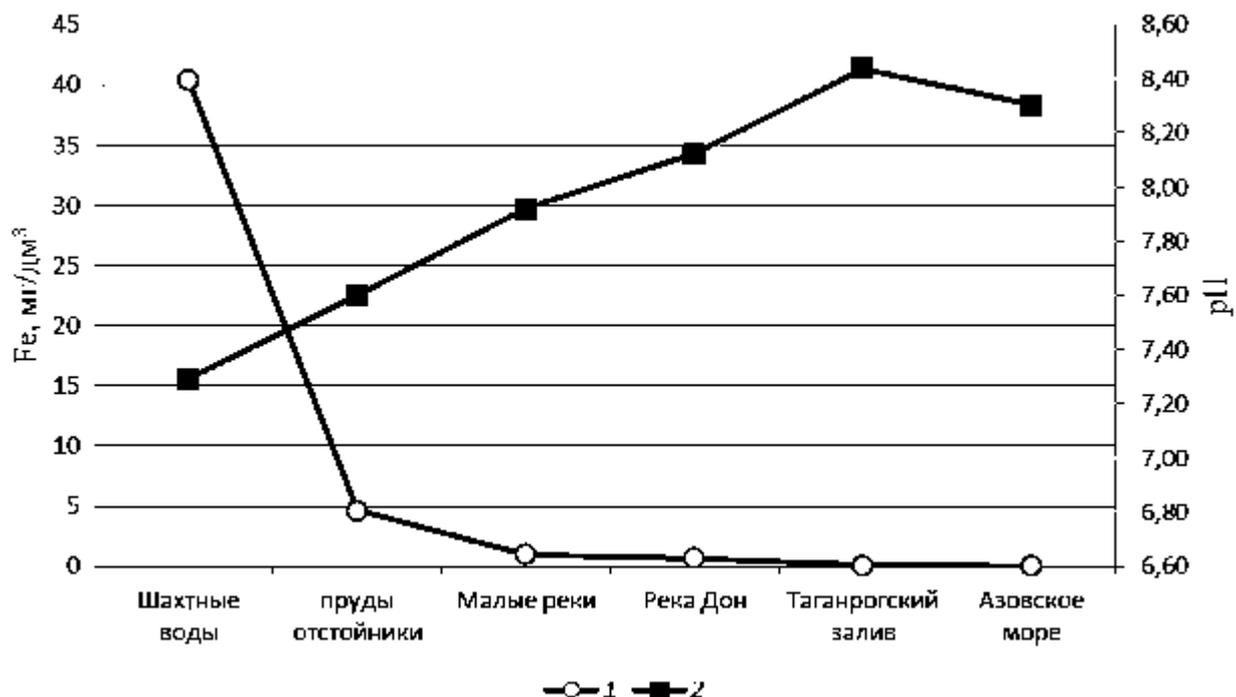


Рисунок 2 – Средние урони содержания $Fe_{общ}$ и значений pH в системе «Шахтные воды-пруды отстойники – малые реки районов угледобычи – р. Дон – Таганрогский залив – Азовское море»:

1 – средние значения железа, 2 – средние значения pH

Средние значения содержания общего железа и водородного показателя были нанесены на диаграмму (рисунок 2). Видно, что в целом изменение содержания железа и pH по профилю имеет обратную связь – чем выше концентрация металла в воде, тем ниже значение водородного показателя. По мере продвижения к Азовскому морю наблюдается подщелачивание вод и симбатное уменьшение концентрации железа. Прослеживается снижение содержания растворенного железа от шахтных вод к речным и морским, и напротив увеличение уровня pH. На рисунке 2 выделяются геохимические барьеры, на которых происходит осаждение гидроксидов железа, способствуя самоочищению водной среды. Сильнее всего выделяется барьер на участке «шахтные воды → малые реки», отчетливо видны барьеры на участках «малые реки → река Дон» и «река Дон → Таганрогский залив», и менее отчетливый барьер на участке «Таганрогский залив → Азовское море».

Работа выполнена при финансовой поддержке проектов НШ-5548.2014.5, 5.1848.2014/К, 1334.

Список литературы

1. Гриненко В.А., Федоров Ю.А. Исследования взаимосвязи изотопного состава серы сульфатов с химическим составом шахтных вод Восточного Донбасса // Водные ресурсы, 1990. №6. С. 152-161.
2. Гриненко В.А., Никаноров А.М., Федоров Ю.А. Изотопно-химические показатели генезиса сульфатов природных вод угледобывающих районов (на примере Восточного Донбасса) // ДАН СССР, 1990. Т. 313, №3, С. 693-696.
3. Дмитрик Л.Ю. Железо в Шахтных водах Восточного Донбасса // Сб. матер. научно-практ. конф. «Миссия молодежи в науке»: в 2 т. Том 2. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2015. С. 312-314.
4. Дмитрик Л.Ю. Федоров Ю.А. Уровни содержания и распределения железа на геохимических барьерах в системе «шахтные воды – река – водоем» // Сб. тр. научной конф. студентов и молодых ученых с междунар. участием «Актуальные проблемы наук о Земле». Ростов-на-Дону: Издательство Южного Федерального Университета, 2015. 518 с.
5. Федоров Ю.А. Стабильные изотопы и эволюция гидросферы. М.: МО РФ ЦЕНТР “Истина”, 1999. 370 с.
6. Taylor В.Е., Wheeler M.S., Nordstrom D.K. Stable isotope geochemistry of acid mine drainage: Experimental oxidation of pyrite // Geochim et Cosmochim Acta, 1984. V.48, №12. P. 2669-2678.

КИСЛОРОД В ВОДЕ ЗОНЫ СМЕШЕНИЯ РЕКА КЯНДА – ОНЕЖСКИЙ ЗАЛИВ БЕЛОГО МОРЯ

Федоров Ю.А.*, Савицкий В.А.*, Коробов В.Б.***, Лещев А.В.***, Овсепян А.Э.*

*Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону

** Северо-Западное отделение Института океанологии

им. П.П. Ширшова, Архангельск

Впадающие в Онежский залив Белого моря малые реки представляют большой научный и практический интерес, поскольку они оказывают значительное влияние на морфологию его берегов, гидролого-гидрохимический и биологический режим прибрежных вод. Река Кянда расположена на севере Архангельской области России.

Для изучения гидрохимической обстановки в зоне смешения река Кянда-Онежский залив была проведена экспедиция объединенными усилиями сотрудников Северо-Западного отделения Института океанологии им. П.П. Ширшова и Южного федерального университета. Отбор проб воды производился на 10 станциях: 2 в морских условиях, в пределах Кяндской губы Онежского залива, 8 – на самой реке Кянда и её притоках рр. Маложма и Чикша (схему расположения станций см. в статье «Физико-химическая характеристика воды по разрезу река Кянда – Онежский залив Белого моря» настоящего сборника). На пяти станциях отбор производился по 4 раза для каждой фазы прилива: в максимальный прилив (полная вода), на убывающей воде, в максимальный отлив (малая вода), на прибывающей воде. Анализ содержания кислорода был синхронизирован с определением температуры.

Значения температуры воды во время отбора отображены на рисунке 1.

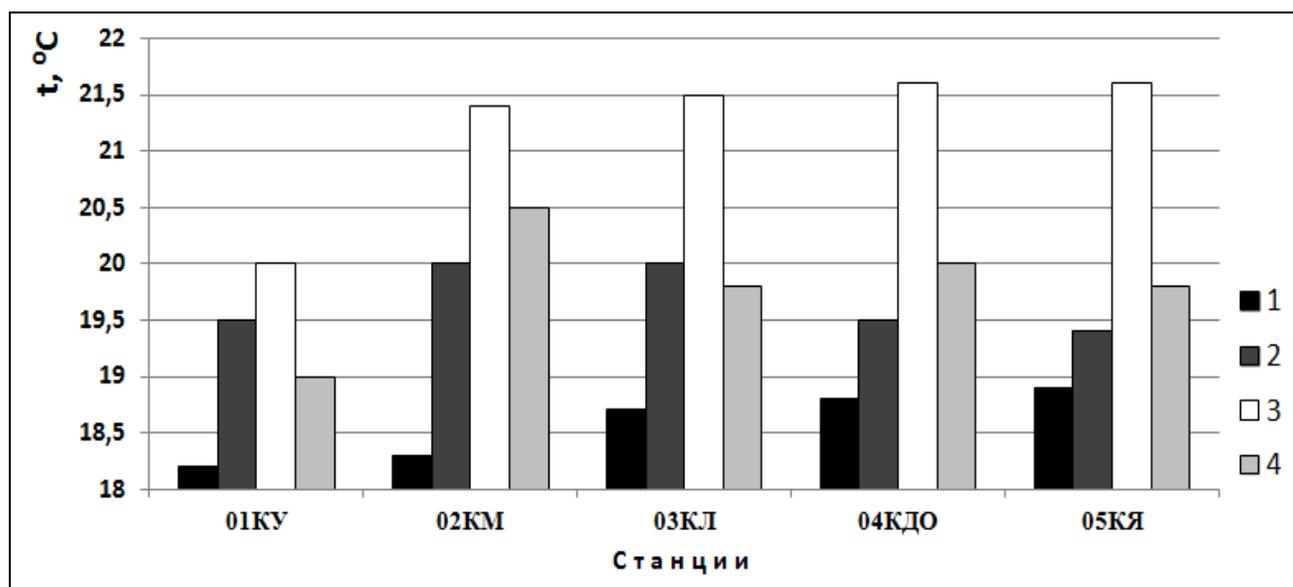


Рисунок 1 – Температура воды на станциях, расположенных на реке Кянда
1 – максимальный прилив (полная вода), 2 – убывающая вода,
3 – максимальный отлив (малая вода), 4 – прибывающая вода

Температура воды в реках во время экспедиции изменялась в пределах 18,2-21,6 °С (амплитуда равна 3,4 °С). Во время максимального прилива (полная вода) и отлива (малая вода) по профилю реки выделяются два характерных участка. Первый участок располагается на расстоянии 0-3,5 км от места впадения реки в Онежский залив, а второй выше по течению. Температура и амплитуда её колебаний были наибольшими в период максимального отлива (соответственно 20,0-21,6 °С, 1,6 °С) и наименьшими при максимальном приливе (18,2-18,9 °С, 0,7 °С). В процессе падения (убывающая вода) и повышения уровня воды (прибывающая вода) температура воды имела промежуточные значения и амплитуду колебания соответственно 19,5-20,0 °С (0,5 °С) и 19,0-20,5 °С (1,5 °С).

Содержание кислорода по стволу реки Кянда изменялось от 7,11 до 8,97 мг/л (в среднем 7,96 мг/л) [2], демонстрируя тенденцию к его снижению (кроме стадии малой воды) по профилю реки в направлении зоны смешения река-залив. Самые низкие концентрации растворенного кислорода на всех станциях отмечены во время максимального прилива – от 7,11 до 7,63 (в среднем составив 7,32 мг/л), а самые высокие – от 7,89 до 8,97 мг/л (в среднем 8,57 мг/л) во время малой воды. Насыщенность речной воды кислородом варьировала от 85,6 до 104,5 % (в среднем 93,2 %). Вода реки была перенасыщена кислородом только в двух случаях, и в одном – близка к насыщению. График изменения насыщенности воды кислородом по станциям демонстрирует сходную картину с распределением абсолютных концентраций кислорода (рисунок 2б): на всех станциях наименьшие значения характерны для стадии прилива, а наибольшие – для малой и убывающей воды.

Сравнение с содержанием кислорода в летний период по стволу реки Северная Двина [1, 3] показывает, что оно варьировало в более широких пределах, и в среднем было ниже (от 6,8 до 7,3 мг/л), чем в воде реки Кянда. Существенных изменений в содержании кислорода в воде реки Северная Двина, в отличие от р. Кянда, во время большой и малой воды отмечено не было.

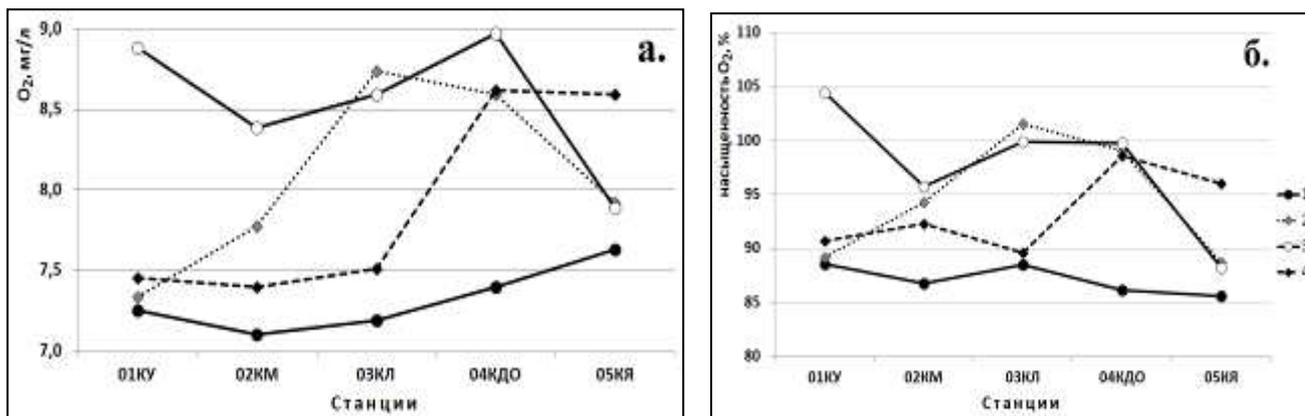


Рисунок 2 – Изменение содержания кислорода в воде (а.) и его растворимости (б.) по стволу реки Кянда (обозначения те же, что на рисунке 1)

В заключение отметим, что в июле-августе вода реки Кянда оказалась в основном недонасыщенной по содержанию кислорода, что может свидетельствовать о превалировании процессов деструкции органического вещества над его продукцией.

Работа выполнена при финансовой поддержке НШ-5548.2014.5, проектов №5.1848.2014/К, №1334.

Список литературы

1. Овсепян А.Э., Федоров Ю.А. Ртуть в устьевой области реки Северная Двина. Ростов-на-Дону–Москва: ЗАО «Ростиздат». 2011. 198 с.

2. Савицкий В.А., Федоров Ю.А., Овсепян А.Э. Первые данные о содержании кислорода в воде реки Кянда бассейна Онежского залива Белого моря // Актуальные проблемы наук о Земле. Сборник трудов научной конференции студентов и молодых ученых с международным участием; Южный Федеральный Университет. – Ростов-на-Дону: Издательство Южного Федерального Университета, 2015. – 518с.

3. Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Овсепян А.Э., Кузнецов А.Н. Основные результаты экспедиционных исследований на Северной Двине и Двинской губе Белого моря // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. Ростов-на-Дону. – 2005. – № 3. – С. 95-100.

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДЫ ПО РАЗРЕЗУ РЕКА КЯНДА – ОНЕЖСКИЙ ЗАЛИВ БЕЛОГО МОРЯ

Федоров Ю.А.*, Савицкий В.А.*, Коробов В.Б.***, Овсепян А.Э.*

**Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону*

*** Северо-Западное отделение Института океанологии*

им. П.П. Ширшова, Архангельск

Кянда – одна из наиболее крупных рек, впадающих в Онежский залив Белого моря, длина её составляет 49 километров, общий уклон – 2,55 ‰. Исток реки – верховое болото, расположенное на западе от озера Солозера. Река протекает через русловые озёра: оз. Глубокое и оз. Кяндозеро. Помимо ручьев без названия, но с постоянным руслом, среди впадающих в Кянду водотоков есть несколько ручьев, зарегистрированных в Государственном водном реестре [1] – Лежручей, Чикша, а также с исключительно местными топонимами – Сосновый, Черный. Кроме того, в нее впадают две реки: правый приток – Воя, река, находящаяся на расстоянии 8 км от устья реки Кянда, длина 30 км и левый приток – Маложма, река в 2 км от устья Кянды, длина 27 км. В месте впадения реки Воя находится единственный населенный пункт на реке – одноименное село Кянда, с населением 120 человек.

Согласно [3] характерной особенностью реки Кянда, отличающей ее от других рек этой области, является наличие в приморской зоне широкой полосы заболоченных участков суши (пойм), заросших тростником, отделенных от русла песчаным прирусловым валом. Во время прилива морские воды просачиваются сквозь песчаные отложения и накапливаются в них. В малую воду прилегающие к реке участки суши постепенно отдают накопленную воду, повышая тем самым соленость стоковых речных вод.

В связи с уникальными особенностями этой реки, сотрудниками Северо-Западного отделения Института океанологии им. П.П. Ширшова и Южного федерального университета в августе 2014 г. были проведены экспедиционные исследования в устьевой области реки Кянда в Онежском районе Архангельской области [2]. Отбор проб воды производился на 10 станциях: 2 в морских условиях, в пределах Кяндской губы Онежского залива, 8 – на самой реке Кянда и её притоках, рр. Маложма и Чикша (рисунок 1). На пяти станциях отбор производился по 4 раза для каждой фазы прилива: в максимальный прилив (полная вода), на убывающей воде, в максимальный отлив (малая вода), на прибывающей воде.

Плотность и соленость воды в реке Кянда варьировали соответственно в пределах 1,0000-1,0166 кг/л (в среднем 1,0067 кг/л) и 2,39-24,39 епс (в среднем 11,5 епс) и независимо от стадии прилива синхронно возрастали в направлении зоны смешения река Кянда – Онежский залив (рисунок 2). Различия в плотности воды на самой удаленной от устья станции – 05КЯ, незначительны: 0,0002 кг/л.

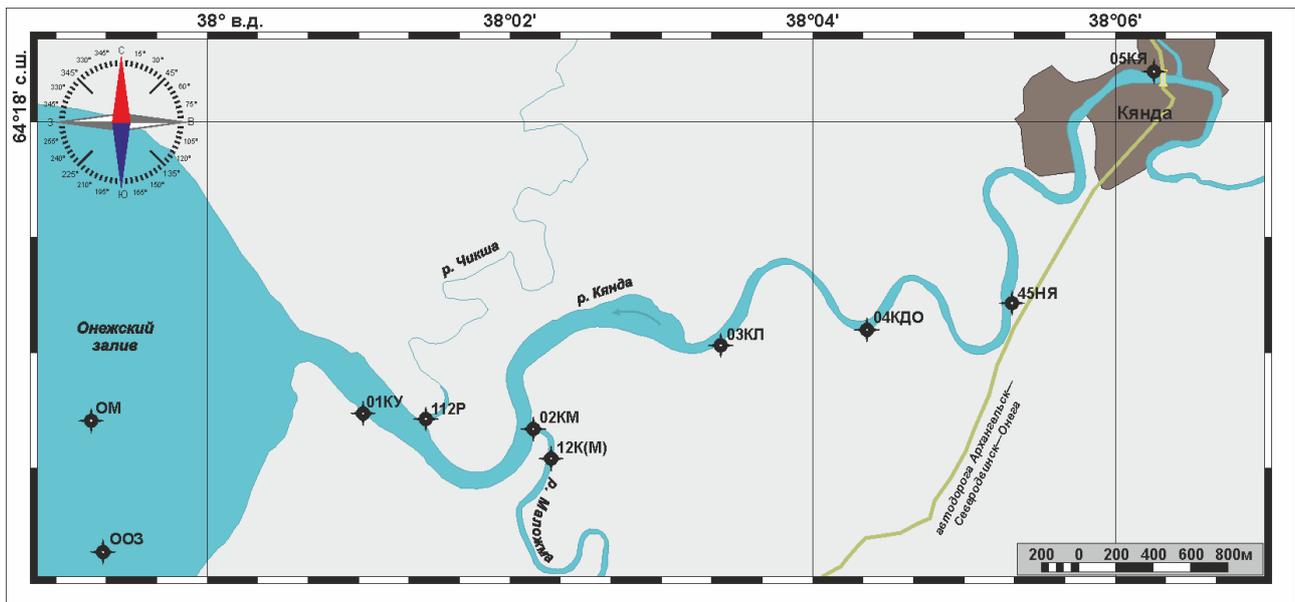
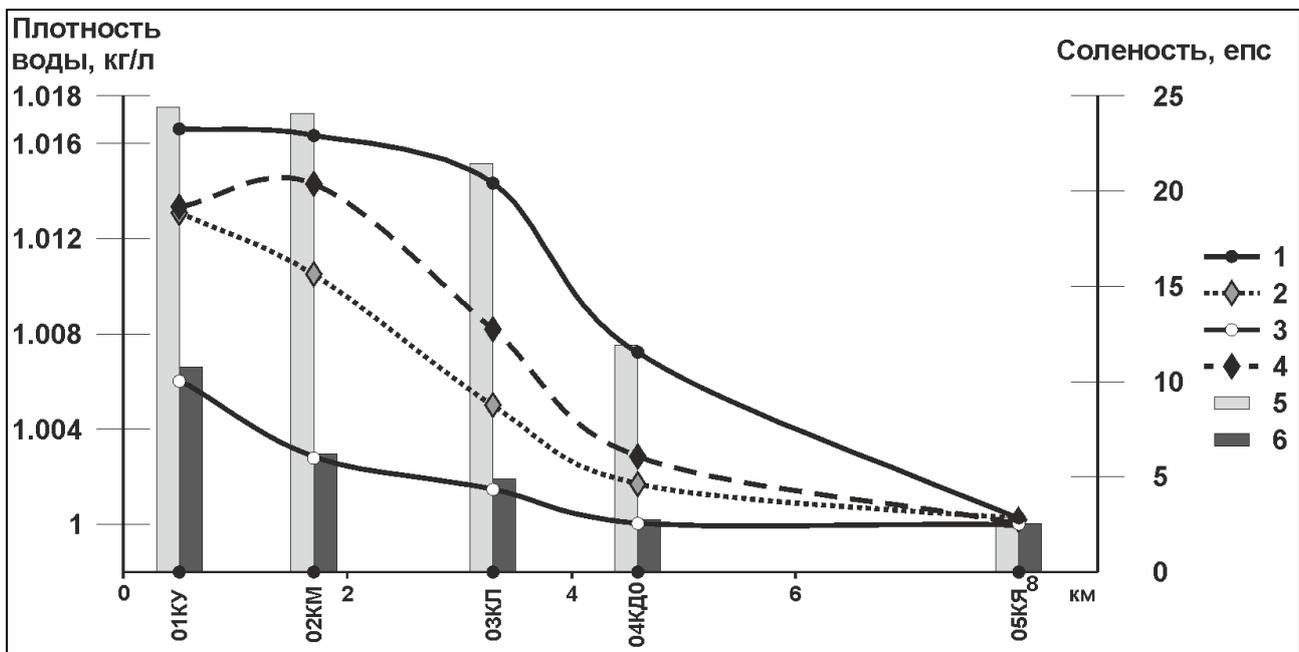


Рисунок 1 – Схема расположения станций отбора проб в устьевой области реки Кянда



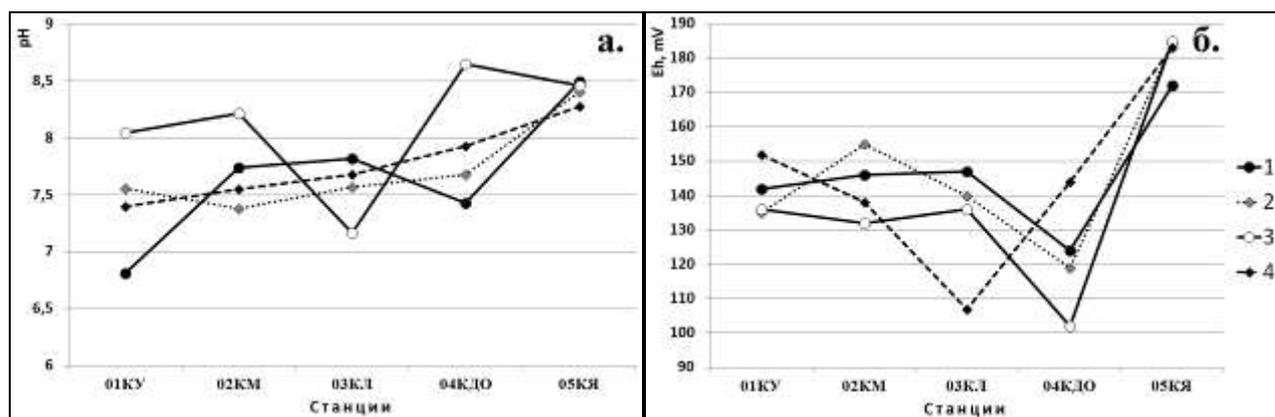
Плотность: 1 – максимальный прилив (полная вода), 2 – убывающая вода, 3 – максимальный отлив (малая вода), 4 – прибывающая вода; солёность: 5 – прилив, 6 – отлив

Рисунок 2 - Вариации плотности и солёности воды в реке Кянда

Определения солёности в самом Онежском заливе нами не производились. Из литературных источников известно (Материалы «Сборника гидрометеорологических наблюдений» за 1907 и частично за 1908 гг.), что в августе в центральной части Онежского залива солёность изменялась от 25,66 до 27,36 епс (амплитуда 1,7 епс), в среднем 26,58 епс. Известно, что особенностью беломорских вод является их значительно пониженная солёность: если средняя годовая солёность поверхностных вод Восточного Мурмана составляет 33,66, то в Бассейне и заливах Белого моря она в среднем не превышает 23,07-25,80 ‰. По-

сколькx отбор проб производился из приповерхностного слоя воды, то логично предположить, что в июле-августе на её соленость существенное влияние оказывал сток более теплых и менее соленых вод реки Кянда. Поэтому для построений и расчетов в качестве эталона солености вод Онежского залива в этот период времени нами взята величина равная 25,66 епс. Используя её в качестве эталона морской воды, была рассчитана доля морской воды в составе речной: она изменялась от 11,1 (ст.05КЯ) во время максимального прилива в верховьях реки Кянда до 95,1% (ст. 01КУ) в устье и соответственно в период максимального отлива на тех же станциях от 9,8 % до 42,0% . Значительным содержанием солей морского происхождения характеризуется также вода реки Кянда во время убывающей и прибывающей воды – соответственно 10,7 % и 9,3 % (ст.05КЯ) и 77,0% и 78,0% (ст. 01КУ), 82,6 % (ст .02КМ).

Значения водородного показателя по разрезу река Кянда – Онежский залив изменялись в пределах 6,78-8,65 (среднее значение 7,72) с общей тенденцией к их снижению при приближении к морскому краю, т.е. по мере усиления процесса смешения морских вод с речными (рисунок 3а). В последних вода была слабощелочной (7,17-8,65). Наибольшая амплитуда колебаний значений рН была характерна для периода малой воды. В Кяндской губе Онежского залива установлены самые низкие значения рН от 6,78 до 6,85.



1 – максимальный прилив (полная вода), 2 – убывающая вода, 3 – максимальный отлив (малая вода), 4 – прибывающая вода

Рисунок 3 – Распределение водородного показателя (а) и ОВП (б) в воде по разрезу река Кянда – Онежский залив Белого моря

Величины окислительно-восстановительного потенциала (ОВП) по разрезу река-залив (рисунок 3б) были положительными и изменялись в пределах 102-185 mV (среднее значение 143 mV). Воды залива характеризовались значениями Eh от 119 до 126 mV, т.е. в среднем были более низкими, чем в речных водах. Каких либо существенных различий в изменении значений ОВП в зависимости от расположения станций наблюдений и стадии гидрологического режима, отмечено не было. Существенное снижение Eh отмечено на ст. 04КДО во время малой и полной воды и на прибывающей воде на ст.03КЛ.

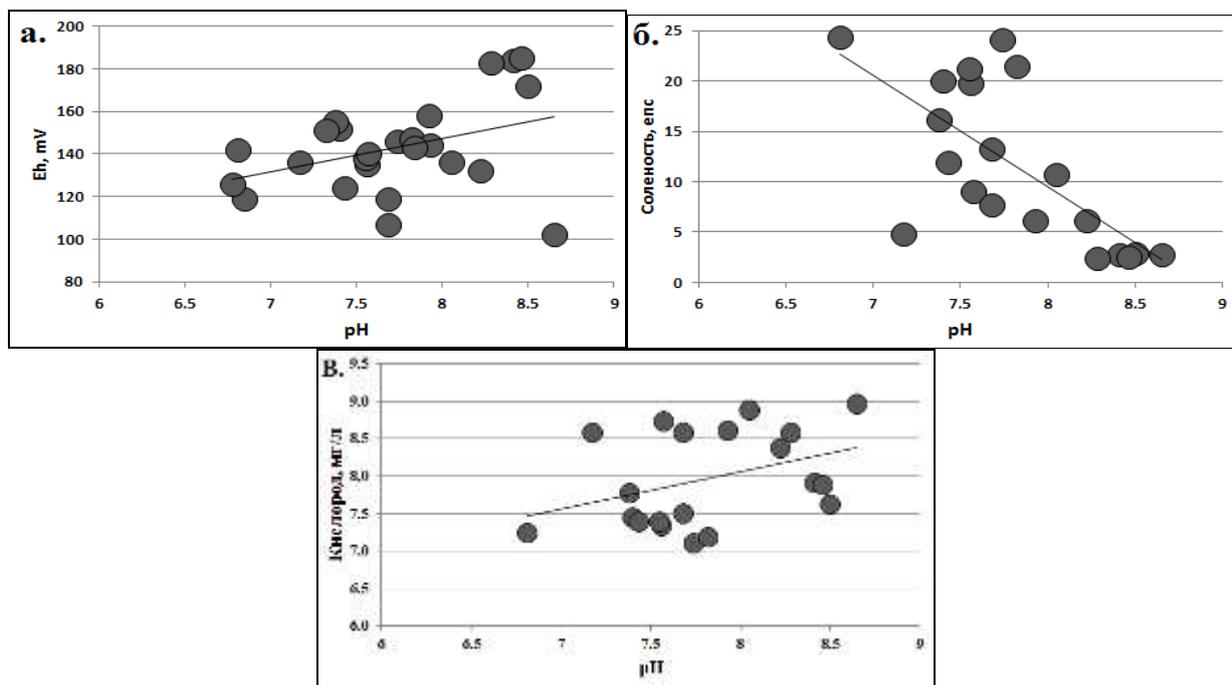


Рисунок 4 – Распределение окислительно-восстановительного потенциала (а), солености (б) и концентрации растворенного кислорода (в) в зависимости от рН воды в устьевой области реки Кянда

Анализ результатов зависимости между содержанием растворенного кислорода, Eh и солености с рН воды показал значительную обратную взаимосвязь между соленостью воды и содержанием кислорода (коэффициент корреляции $-0,73$; $P > 0,05$). Также высокий коэффициент корреляции ($-0,68$; $P > 0,05$) демонстрирует график распределения солености воды относительно рН (рисунок 4). В то же время значения солености и плотности изменялись синхронно, а их распределение позволяет говорить о распространении приливно-отливных волн до деревни Кянда.

Работа выполнена при финансовой поддержке НШ-5548.2014.5, проектов №5.1848.2014/К, №1334.

Список литературы

1. Гидрографическое районирование территории Российской Федерации. Книга 1. М.: НИА-Природа, 2008. 541 с.
2. Савицкий В.А., Федоров Ю.А., Овсепян А.Э. Первые данные о содержании кислорода в воде реки Кянда бассейна Онежского залива Белого моря // Актуальные проблемы наук о Земле. Сборник трудов научной конференции студентов и молодых ученых с международным участием; Южный Федеральный Университет. Ростов-на-Дону: Издательство Южного Федерального Университета, 2015. 518с.
3. Хоменко Г.Д., Лещёв А.В., Коробов В.Б. Особенности гидрологического режима устьевых областей малых рек Белого моря (по данным экспедиционных наблюдений 2010-2012 гг.) // Геология морей и океанов: Материалы XX Международной конференции (Школы) по морской геологии. Геология морей и океанов. Материалы конференции. Т. III. М.: ГЕОС, 2013. С.266-268.

АНТРОПОГЕННАЯ БАССЕЙНОВАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД НА ЗАБОЛОЧЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ (НА ПРИМЕРЕ БОЛОТА ТЕМНОЕ)

Харанжевская Ю.А.

*ФГБНУ «Сибирский научно-исследовательский институт
сельского хозяйства и торфа»*

*Национальный исследовательский Томский государственный университет,
Томск, kharan@yandex.ru*

Хозяйственное освоение болот и заболоченных территорий Западной Сибири становится всё масштабнее и сопровождается строительством городов и вахтовых посёлков, дорог, магистральных и сборных трубопроводов, вырубкой лесов, загрязнением и деградацией земель. Поэтому в условиях высокой заболоченности территории особую важность приобретают комплексные региональные гидрогеохимические исследования, которые призваны обеспечить достаточный объём информации для оценки экологического состояния болот и заболоченных территорий, нормирования антропогенной нагрузки и определения границ устойчивости ландшафтов в условиях их интенсивного хозяйственного освоения. Поэтому целью данной работы является оценка бассейновой трансформации состава болотных вод на примере участков болота Темное, расположенного на второй надпойменной террасе р. Томи. Исследования проводились на участках осушения и добычи торфа экскаваторным и фрезерным способом.

Оценка трансформации химического состава болотных вод проводилась путем определения коэффициентов бассейновой трансформации по соотношению содержания веществ в атмосферных осадках (снег), болотных водах и водах водоприемника, а также коэффициентов концентрации по отношению к фоновым концентрациям элементов.

Исследования показали, что в целом болотные воды по химическому составу характеризуются как гидрокарбонатные кальциевые, преимущественно нейтральные или слабощелочные, величина минерализации вод по сумме ионов составляет 40 мг/л (таблицы 1 и 2). Содержание ионов кальция в болотных водах изменяется в пределах от 3,21 до 10,6 мг/л, магния – от 1,82 до 5,71 мг/л. В составе вод отмечается превышение ПДК по железу, ионам аммония, величине ХПК. Болотные воды участка в целом характеризуются невысоким содержанием сульфатов (2,38 мг/л), хлоридов (3,57 мг/л), что, в общем, не указывает на существенное антропогенное загрязнение территории, но с точки зрения установленных норм ПДК, относятся к загрязненным водам, так как содержат высокие концентрации органических веществ (ХПК=206 мг/л), а также кадмия (до 7,5 ПДК). Появление в водах в высоких концентрациях кадмия вероятно связано выбросами автотранспорта при добыче торфа и освоении болота.

Таблица 1 – Химический состав болотных вод болота Темное, мг/л

Вид	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Fe _{общ}	ХПК	Σ _и
Переходное березово-кустарничковое осоково-моховое	3,60	10,6	1,82	11,4	4,33	1,92	8,54	4,41	229,4	43,1
Участок торфоразработки с травяной растительностью	8,30	3,21	5,71	1,59	3,25	2,47	30,5	1,82	146,9	36,6
низинное осоковое осушенное болото	6,40	5,81	3,16	13,0	3,13	2,74	12,2	3,54	241,9	40,5
Магистральный канал	4,95	10,6	3,28	11,1	3,69	2,19	13,4	5,09	186,4	46,4
Фоновые концентрации по [1]	4,78	10,6	6,30	7,44	10,4	2,83	10	2,97	149	24,6
Снег	7,40	2,31	0,73	0,22	3,50	1,89	14,6	0,055	13,4	19,4
ПДК _{хоз-пит}	6-9	200	50	1,5	350	500	-	0,3	30	1000

Таблица 2 – Содержание микроэлементов в болотных водах ключевого участка болото Темное, мг/л

Вид	Zn	Pb	Cu	Cd
Переходное березово-кустарничковое осоково-моховое	0,0083	0,00076	0,0014	0,00056
Участок торфоразработки с травяной растительностью	0,0140	0,00087	0,0010	0,0011
Низинное осоковое осушенное болото	0,0140	0,00091	0,0013	0,0012
Магистральный канал	0,0075	0,00058	0,00098	0,0075
Снег	0,0900	0,00053	0,0012	≤0,0002
Фоновые концентрации по [1]	0,018	0,0099	0,0046	-
ПДК _{хоз-пит}	1	0,01	1	0,001

В целом в пределах обследованных участков наблюдается значительная вариация состава болотных вод по содержанию в них ионов аммония ($C_v=0,73$) и гидрокарбонат ионов ($C_v=0,56$), и незначительная по тяжелым металлам (рисунок 1-2). Коэффициент бассейновой трансформации по отношению к снегу можно охарактеризовать как низкий и средний, болото питается поверхностно-сточными и грунтовыми водами. По кальцию и магнию коэффициент бассейновой трансформации в среднем составляет 3,88, по хлорид ионам и сульфатам не превышает 1,46. Отмечена трансформация состава атмосферных осадков по сумме ионов относительно вод болота Темного более чем в 2 раза.

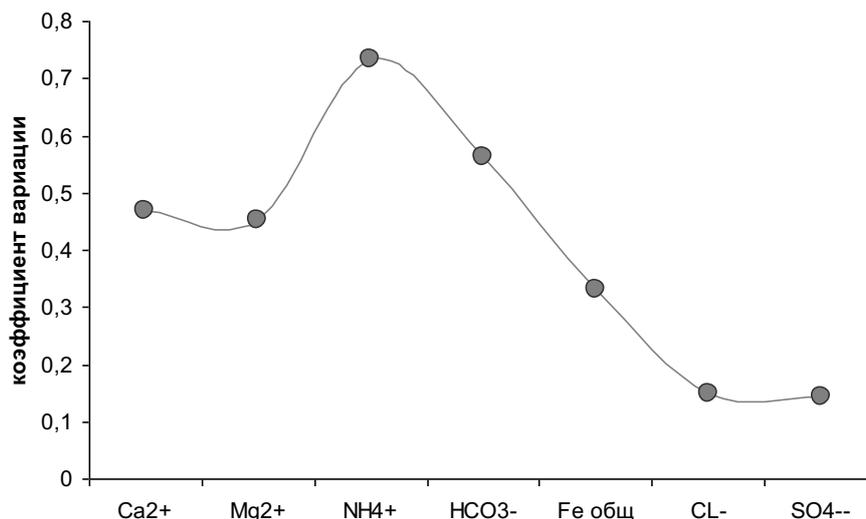


Рисунок 1 – Вариационная кривая средних концентраций основных макрокомпонентов на участке торфодобычи болото Темное

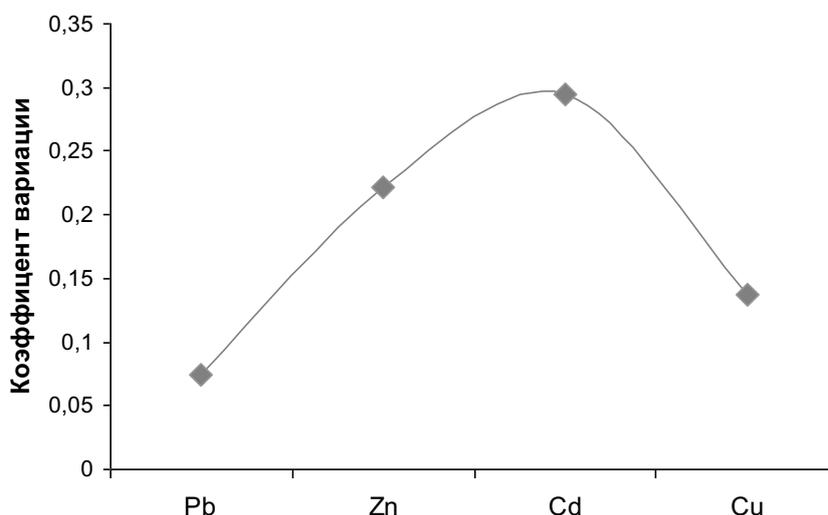


Рисунок 2 – Вариационная кривая средних концентраций тяжелых металлов в водах участка торфодобычи болото Темное

Коэффициент бассейновой трансформации по тяжелым металлам достаточно низкий, что говорит о существенном поступлении их с атмосферными осадками, максимальный отмечен по свинцу ($K_{\text{басс. транс.}} = 1,60$). Анализ коэффициентов бассейновой трансформации состава болотных вод в сравнении с водоприемником показал, что наиболее существенное изменение состава вод закономерно наблюдается на участке торфоразработки. Для этого участка характерно снижение концентрации ионов аммония, железа, увеличение концентрации гидрокарбонат-ионов, смена в составе преобладающего катиона на Mg^{2+} . В водах водоприемника отмечается снижение концентраций Cu, Zn относительно болотных вод ($K_{\text{басс. транс.}} \leq 1$) и резкое увеличение содержание Cd ($K_{\text{басс. транс.}} = 8,82$). В целом в сравнении с фоном состав болотных вод трансформировался

незначительно, наибольшее превышение отмечено по ионам аммония ($KK_{\text{техн.}}=7,35$), а также по Zn ($KK_{\text{техн.}}=2,52$). В целом для исследуемого участка болота Темное наблюдается мозаичность химического состава вод.

Таким образом, по результатам исследований отмечается снижение коэффициентов бассейновой трансформации состава болотных вод как по сравнению с атмосферными осадками, так и с речными водами, по ряду биогенных показателей он не превышает единицы. В условиях интенсивного хозяйственного освоения торфяного болота, была произведена выработка торфяной залежи, что способствовало изменению характера водно-минерального питания болота и снижению в составе болотных вод многих биогенных элементов. Коэффициент бассейновой трансформации по тяжелым металлам достаточно низкий, что говорит о существенном поступлении их с атмосферными осадками, максимальный отмечен по свинцу ($K_{\text{басс.транс.}}=1,60$).

Список литературы

1. Шварцев С.Л., Рассказов Н.М., Сидоренко Т.Н., Здвизжков М.А. Геохимия природных вод района Большого Васюганского болота // Большое Васюганское болото. Современное состояние и процессы развития. – Томск, 2002. – С. 139-149.

ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА РЕЧНЫХ ВОД БАСЕЙНА НИЖНЕГО ДОНА И ЗАПАДНОГО ПРИАЗОВЬЯ

Хорошевская В.О.

Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, ghi@aanet.ru

ФГБУН Институт водных проблем РАН, Москва

С целью изучения географических особенностей формирования элементного состава речных вод в районе Восточного Донбасса в 2013 г. проведены исследования в реках бассейна Нижнего Дона (рр. Дон, Северский Донец, Кундрючья) и р. Миус бассейна Западного Приазовья (таблица 1). Пробы воды отбирались в основные гидрологические фазы (весенний паводок и летняя, осенняя, зимняя межени). Для установления влияния стока р. Северский Донец на р. Дон пробы отбирались на участках, расположенных в 1 км ниже гидроузла г. Константиновск, выше впадения р. Северский Донец и ниже по течению в районе устья.

Таблица 1 – Географические координаты точек отбора проб воды в реках бассейна Нижнего Дона (рр. Дон, Северский Донец, Кундрючья) и р. Миус бассейна Западного Приазовья

Расположение точки отбора проб	Широта	Долгота
р. Дон 1 км ниже гидроузла г. Константиновск	47°56'86'' с. ш.	41°09'91'' в. д.
р. Дон район впадения, устье	47°07'56'' с. ш.	39°30'35'' в. д.
р. Северский Донец г. Каменск Шахтинский	48°20'05'' с. ш.	40°16'30'' в. д.
р. Кундрючья в районе ст. Верхнекундрюченской	47°45'15'' с. ш.	40°53'35'' в. д.
р. Миус д. Андреево-Милентьево	47°30'2'' с. ш.	38°81'13'' в.д.

В пробах воды определялось валовое содержание семидесяти элементов. Анализы выполнялись в специализированной аккредитованной лаборатории ВИМС (ФГУП «Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья им. Н. М. Федоровского» г. Москва) масс-спектральным методом (МС) с индуктивно-связанной плазмой и атомно-эмиссионным методом с индуктивно-связанной плазмой (АЭ) по методикам НСАМ № 480-ХС [5] и ГОСТ 31870-2012 [4]. Погрешность определений соответствует нормам погрешности по ГОСТ 27384-2002 [2]. Из полученных данных по сезонам было рассчитано среднегодовое содержание элементов в воде рек бассейна Нижнего Дона (рр. Дон, Северский Донец, Кундрючья) и р. Миус бассейна Западного Приазовья (таблица 2).

Таблица 2 – Средние концентрации валовых форм элементов в речных водах бассейна Нижнего Дона и р. Миус бассейна Западного Приазовья в 2013 г., мг/л

Элемент	р. Дон	р. Дон, устье	р. Северский Донец	р. Кундрючья	р. Миус	Концентрации взвешенных форм в речных водах по [2], мг/л	Взвешенные формы от суммарного выноса, % по [2]
Концентрации элементов ниже средних концентраций в речной воде							
Кремний	4,35	4,4	4,1	4,4	3,2	117	95,4
Фосфор	0,295	0,220	0,540	0,207	0,343	0,51	96,2
Марганец	0,0625	0,0518	0,064	0,121	0,083	0,50	63,5
Железо	0,0888	0,228	0,142	0,433	0,187	23,5	–
Медь	0,0040	0,0025	0,0031	0,0046	0,0035	0,037	83,1
Цинк	0,0040	0,0048	0,0050	0,0060	0,0043	0,143	87,7
Кобальт	0,0003	0,0003	0,0004	0,001	0,0005	0,0083	97,1
Алюминий	0,0393	0,0988	0,077	0,352	0,099	38,2	99,8
Барий	0,035	0,036	0,039	0,055	0,033	0,280	91,8
Титан	0,006	0,0079	0,0074	0,0243	0,0124	1,84	92,8
Рубидий	0,0029	0,0025	0,0066	0,00198	0,041	0,055	98,6
Кадмий	0,0000	0,00003	0,00004	0,00003	0,00004	0,00032	59,8
Сурьма	0,0002	0,00022	0,00048	0,00069	0,00096	0,0009	50,0
Торий	0,0000	0,00004	0,00003	0,00012	0,00005	0,0046	99,6
Галлий	0,0000	0,00007	0,00006	0,00014	0,00012	0,0083	98,8
Концентрации элементов выше средних концентраций в речной воде							
Сера	79,5	81,3	140,0	457,5	292,5	3,96	–
Калий	6,23	6,60	10,5	5,78	12,18	6,9	82,1
Натрий	114,0	101,5	175,0	367,5	315,0	4,6	50,4
Магний	30,5	31,0	41,0	96,0	67,5	5,75	63,5
Кальций	86,3	79,0	150,0	230,0	115,0	11,5	46,9
Бор	0,129	0,129	0,147	0,223	0,265	0,032	64,0
Мышьяк	0,004	0,0034	0,0053	0,0050	0,0092	0,0023	53,4
Литий	0,02	0,0165	0,0303	0,140	0,145	0,0014	86,4
Стронций	1,08	0,97	1,85	3,125	2,075	0,069	46,3
Уран	0,003	0,003	0,00425	0,0121	0,0071	0,00014	32,2
Ванадий	н. о.	0,005	0,0061	0,0133	0,095	0,001 ²⁾	–
Никель	0,0024	0,0024	0,0037	0,020	0,013	0,0025 ²⁾	–
Молибден	0,0024	0,0023	0,0038	0,0026	0,0083	0,0014 ²⁾	–
¹⁾ Средние значения четырех проб воды, отобранных в основные гидрологические фазы - весенний паводок, летнюю, осеннюю и зимнюю межень в 2013 г.; ²⁾ Содержание растворенных форм по данным [1]; н.о. – не обнаружено; «–» - данные отсутствуют							

В результате анализа полученных данных установлено, что в воде всех рек изучаемых районов ни в одной из отобранных проб не были обнаружены: скандий, хром, рутений, родий, олово, палладий, серебро, индий, теллур, осмий, иридий, платина, золото, висмут. В р. Дон на участке в 1 км ниже гидроузла г. Константиновска не обнаружены: бериллий, ванадий, селен, ниобий, титаний, лютеций. Ниобий не обнаружен также и в воде р. Северский Донец. Тантал отсутствовал в воде всех рек, кроме р. Кундрючья.

В работе [2] приведены средние концентрации взвешенных форм 31 элемента в речных водах РФ. При сравнении с полученными автором результатами выяснилось, что ряд элементов присутствует в воде рек изучаемых районов в концентрациях для валовых форм (растворенные и взвешенные) ниже, а концентрации других элементов выше, чем средние концентрации взвешенных форм [7].

Установлено, что в поверхностных водах бассейна Нижнего Дона и р. Миус преобладающая часть никеля, ванадия и молибдена в межень мигрирует в растворенной форме, которая составляет соответственно 94,4 – 97,3; 83,5–86; 76,0–93,5 % [4]. Учитывая данный факт, возможно дать ориентировочную оценку загрязненности исследуемых рек этими металлами. Анализ полученных данных показал, что концентрации никеля не превышали ПДК. Превышение ПДК ванадия и молибдена в 4-9 раз выявлено в воде рр. Кундрючья и Миус. Высокая загрязненность рр. Кундрючья и Миус ванадием и молибденом установлена также в работе [8].

Используя приведенные соотношения растворенных и взвешенных форм никеля, ванадия и молибдена, позволило провести также сравнение полученных среднегодовых концентраций этих металлов со средними концентрациями растворенных форм для речных вод РФ [1]. Оказалось, что полученные концентрации металлов значительно выше средних значений для речных вод.

Для установления географических особенностей элементного состава вод рек региона и установления источников поступления микроэлементов автором было предложено изучение суммарных концентраций микроэлементов в данных водных объектах. Наибольшая сумма концентраций микроэлементов зарегистрирована в р. Кундрючья, правобережном притоке р. Северский Донец (рисунок 1) [7]. Водосбор реки расположен в районе со сложным геологическим рельефом, ложе реки пересекают тектонические разломы. Здесь так же расположены действующие угольные шахты, что не исключает воздействие шахтных вод на формирование элементного состава воды реки.

Второй по суммарному содержанию концентраций элементов отмечается р. Миус. Истоки реки так же связаны с тектоническими разломами. Отмечается так же сезонность в распределении суммарных концентраций микроэлементов. Для рек Северский Донец, Кундрючья и Миус повышенные концентрации отмечаются, а летнюю межень, а для р. Дон в паводок. Повышение концентраций в летнюю межень объясняется увеличением доли грунтовых вод, содержащих эти микроэлементы в питании рек.

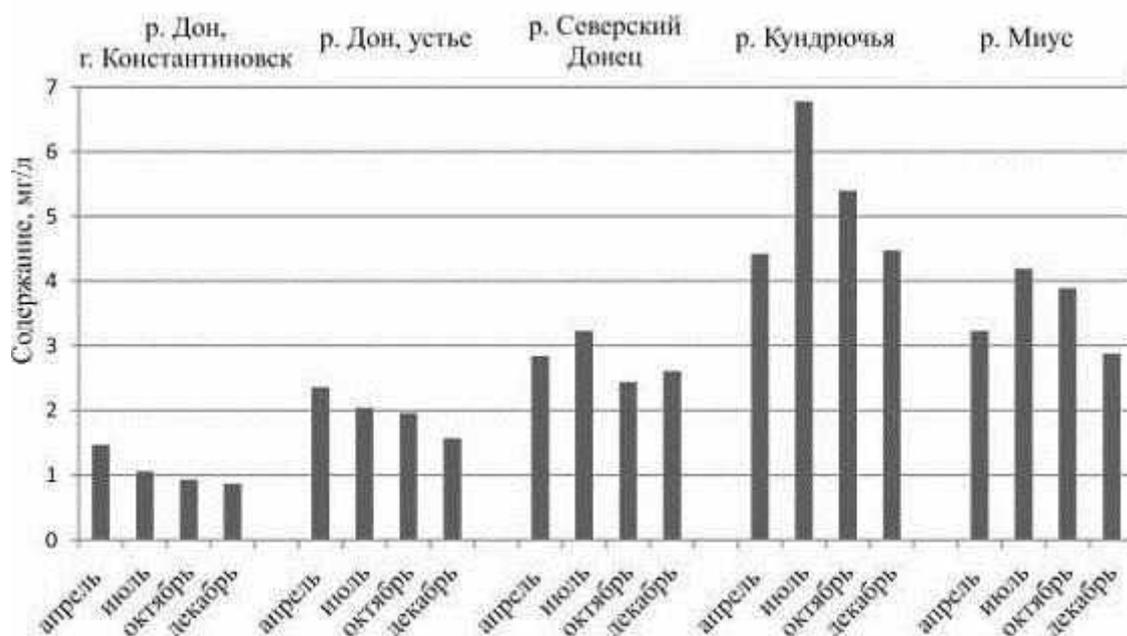


Рисунок 1 – Гистограммы распределения суммы микроэлементов по сезонам в реках бассейна Нижнего Дон и в р. Миус бассейна Западного Приазовья

В водах исследуемых рек установлено повышенное содержание ванадия и урана (таблица 2). Это обусловлено, по-видимому, тем, что водосбор нижнего течения рр. Северский Донец, Кундрючья и верхнего течения р. Миус располагается в зоне залегания угольных пластов Донбасса. Известно, что в примесях углей этого региона присутствует достаточно большое количество различных элементов, в первую очередь, ванадия, а также урана. Для углей Донбасса характерно превышение содержания ванадия по отношению к кларкам земной коры для отдельных пластов в 1,2 раза. Этот химически активный элемент, степень окисления которого может изменяться от +2 до +5, в углях в основном тяготеет к гелефицированным компонентам. Липоидные битуминозные компоненты угля также могут включать органические углеродные комплексы пентавалентного ванадия, который является сильнейшим окислителем. Трехвалентный ванадий может входить и в минеральную составляющую углей – алюмосиликаты и силикаты, в виде изоморфной примеси [6].

Среднее содержание урана в углях – угольный кларк, составляет 3,6 г/т. Природный уран представляет собой смесь трёх изотопов в следующих пропорциях ^{238}U – 99,282 %, ^{235}U –0,712 %, ^{234}U –0,006 %. Этот химически активный элемент в соединениях представлен ионами со степенью окисления +3,+4,+5,+6. Наиболее устойчиво его состояние в виде U (VI) в составе уранила UO_2^{2+} , который способен к образованию комплексов с органическим веществом. В составе углей большая часть урана связана с кислородом функциональных групп в гуминовых кислотах [6].

Другой важной геологической особенностью Восточного Донбасса является наличие глубинных разломов. Часто вдоль этих структур из недр Земли к поверхности идут потоки ювенильных флюидов, наблюдается интенсивный вертикальный водогазообмен. Известно, что ювенильный ванадий и уран нахо-

дятся в гидротермальных жилах и выносятся оттуда верхними пластовыми водами. В верхних частях гидротермальных жильных месторождений отлагаются новые, более растворимые минералы урана, они активно мигрируют в водных растворах, распределяясь по всей местности. Уран накапливается в тех земных областях, где в водных растворах присутствуют окисленные ионы пентавалентного ванадия и шестивалентного урана. Ионы урана, по утверждению В.И. Вернадского, географически широко распространены в вадозных водах, а вот ионы ванадия сосредотачиваются в водах лишь немногих местностей, к которым относится исследуемый район. Из этого следует, что поведение урана определяется геохимией ванадия в биосфере [6].

В результате проведенных исследований было установлено, что на формирование элементного состава рек Кундрючья, Северский Донец и Миус оказывают влияние грунтовые воды, выносящие широкий спектр микроэлементов из зоны контактов «вода – порода». Сток р. Северский Донец формирует состав микроэлементов р. Дон в нижнем течении.

Список литературы

1. Геохимическое земледование: Учебное пособие для вузов по специальности «География» / Под ред. В. В. Добровольский. М.: Владос, 2008. 206 с.
2. Гордеев В.В. Речной сток в океан и черты его геохимии. М.: «Наука», 1983. 160 с.
3. ГОСТ 27384-2002. Вода. Нормы погрешности измерений показателей состава и свойств (с Изменением N 1). Госстандарт. 2004.7 с.
4. ГОСТ31870-2012 Вода питьевая. Определение содержания элементов методами атомной спектроскопии. Госстандарт. 2013.19 с.
5. Методика «ICP-MS определение элементного состава природных и питьевых вод со степенью минерализации до 2000 мг/л» НСАМ №480-х. ФГУП «ВИМС».
6. Хорошевская В.О. Гидрогеохимические аспекты поведения ванадия и урана в поверхностных водах, водосбор которых располагается в регионе залегания угольных пластов Донбасса // Наука и современность - 2012. Сборник материалов XV Международной научно-практической конференции / Под общей ред. С.С. Чернова. Новосибирск. Издательство НГТУ, 2012. С.39-42.
7. Хорошевская В.О. Изучение элементного состава речных вод бассейна Нижнего Дона и р. Миус бассейна Западного Приазовья // Эколого-географические исследования в речных бассейнах: Материалы четвертой всероссийской научно-практической конференции / Под ред. Шмыкова В.И. и др. Воронеж: Воронежский государственный педагогический университет, 2014. С.196-199.
8. Хорошевская В.О. Формы содержания, ванадия, никеля и молибдена в реках Приазовья // Вода: химия и экология. №2. 2015. С.11-16.

ВЗВЕШЕННЫЕ ВЕЩЕСТВА И ПЕРЕНОС ГИДРОФОБНЫХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ

Чуйко Г.М.*, Трунов Н.М.**

* *Институт биологии внутренних вод РАН, Ростов-на-Дону, gchuiiko@mail.ru*

***Институт водных проблем РАН, Ростов-на-Дону, ntrunov@mail.ru*

В последние годы взвешенные вещества все чаще становятся объектом особого внимания при изучении различных внутриводоемных процессов, формирующих качество воды в водном объекте. Объясняется это, прежде всего, тем, что основные процессы водных экосистем не распределены равномерно в водной толще, а сосредоточены в небольших, по сравнению с общим объемом вод, зонах активной трансформации вещества и энергии, прилегающих к граничным поверхностям [1,2,3]. А самую обширную граничную поверхность во внутренних водоемах составляет суммарная поверхность взвешенного вещества (ВВ). Этот сложный системообразующий комплекс частиц биологического и абиотического происхождения пронизан сетью разнообразных взаимосвязей и формирует особую биогеохимическую структуру водоема, оказывающую огромное влияние на механизмы и процессы круговорота вещества и энергии в водной толще и функционирование экосистемы в целом.

Многие структурные и функциональные характеристики взвешенного вещества испытывают заметное влияние со стороны воздействующих факторов, в том числе антропогенных. Взвешенные вещества в поверхностных водах участвуют практически во всех внутриводоемных процессах (функциях), так или иначе связанных с антропогенным воздействием. При этом наиболее важными из них являются следующие функции [3, 4, 5].

Регуляторная функция включает несколько главных составляющих: 1) формирование химико-биологического состава поверхностных вод; 2) регулирование реакций ионного обмена между твердыми и жидкими фазами; 3) влияние на кислотно-основные и окислительно-восстановительные режимы; 4) регулирование условий питания живых организмов путем изменения растворимости минеральных компонентов; 5) регулирование теплового и светового режима вод.

Аккумулятивная функция. Она заключается в накоплении химических веществ и энергии, необходимых для нормального функционирования водных экосистем. Практически это означает, что ВВ ответственны за жизнеобеспечение водной биоты, обеспечивая непрерывное снабжение энергией и строительным материалом водную биоту. В составе взвешенных веществ найдено от 40 до 60 % С, 3-5 % N, 30-40 % O, а также присутствуют водород, сера, фосфор, ионы металлов, в том числе микроэлементы. Дисперсные вещества отдают живым организмам необходимые им элементы питания постепенно, по мере их потребления, сохраняя тем самым необходимый запас этих элементов для последующих поколений. Основное значение взвеси и особенно органической части -детрита-заключается в использовании ее водными животными в качестве

пищи. В литературе по питанию планктонных и донных организмов детрит рассматривается как основной, а в некоторых случаях и единственный источник их питания.

Защитная функция заключается в способности ВВ связывать в малоподвижные или труднодиссоциирующие комплексы токсичные и радиоактивные элементы, а также соединения, негативно влияющие на экологическую ситуацию в поверхностных водах, в том числе они могут инкорпорировать некоторые пестициды, углеводороды, фенолы.

Транспортная функция. Она заключается в переносе минеральных и органических веществ, адсорбированных на поверхности взвешенных частиц. Это свойство ВВ в последнее время резко актуализировано в связи с проблемой переноса загрязняющих веществ в водном объекте.

Как известно, многие гидрофобные органические соединения, попадая в воду, не растворяются в ней, а быстро адсорбируются на минеральных и органических взвешенных частицах. В этом состоянии, уже по другим гидродинамическим закономерностям, они разносятся течением воды на значительные расстояния от места попадания в водный объект. При этом, как показали трассерные эксперименты, имитирующие движение взвешенных частиц на Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища, перемещение адсорбированных веществ в водоеме происходит преимущественно вдоль старых русел, судовых ходов, каналов и т.п. Такой характер перемещения загрязняющих веществ объясняется тем, что на этих участках имеют место повышенные, по сравнению с плесовыми участками, стоковые скорости течения. Вследствие повышенной турбулентности на этих участках взвешенные частицы осаждаются медленнее, что в сочетании с более высокими скоростями течения приводит к большим расстояниям выноса. Значительные пространственно-временные неоднородности содержания взвешенных веществ по акватории объясняют, по-нашему мнению, наблюдаемую многими исследователями дисперсию реакций биоты на воздействие обнаруженных здесь гидрофобных загрязнителей – полихлорбифенилов (ПХБ) [6]. Описанный механизм объясняет и тот факт, что по содержанию ПХБ в донных отложениях зона загрязнения более протяженная, чем для воды и распространяется от г. Череповца на 52 км вниз по течению р. Шексны вплоть до д. Мяксы.

По содержанию ПХБ в бентосных беспозвоночных границы распространения загрязнения были такими же, как и для ДО. Пространственное распределение ПХБ в рыбах, в целом, соответствует зоне распределения этих соединений в ДО и бентосе.

Таким образом, учет характера сорбции гидрофобных соединений и изменчивости седиментационных свойств взвешенного вещества позволяют понять основные внутриводоемные процессы с их участием. Значительная часть наблюдаемых химико-биологических показателей обусловлена количественными и качественными характеристиками ВВ водного объекта, гидродинамическими особенностями водного объекта и процессами сорбции/десорбции.

Список литературы

1. Гутельмахер Б.Л. Метаболизм планктона как единого целого. Ленинград: Наука, 1986.
2. Никаноров А.М., Трунов Н.М. Внутриводоемные процессы и контроль качества поверхностных вод. Под ред. Бедрицкого А.И., Гидрометеиздат, 1999 г., с. 155.
3. Остапеня А.П. Сестон и детрит как структурные и функциональные компоненты водных экосистем. Автореф. дис.д-ра биол. наук. Киев, 1989.
4. Чуйко Г.М., Законнов В.В., Герман А.В., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б., Тиллитт Д.Э. Распределение полихлорированных бифенилов в экосистеме Рыбинского водохранилища при их локальном поступлении // В кн. Современное состояние водных биоресурсов: материалы научной конференции, посвященной 70-летию С.М. Коновалова (25–27 марта 2008 г., ТИПРО-Центр, г. Владивосток). Владивосток: ТИПРО-центр, 2008. С. 680-685.
5. Шелутко В.А., Урусова Е.С. Методические основы учета особенностей геоэкологической информации при оценке пространственно временной динамики загрязненности речных вод.
6. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С. К характеристике фитопланктона оз. Ханка. // Альгология. 1995. Т. 5, № 2. С. 166-174.

ПОСПИРОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДЕ ТАЕЖНЫХ РЕК СЕВЕРНОГО СИХОТЭ-АЛИНЯ

Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М.

*Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск,
iver@iver.as.khb.ru*

Леса занимают 66,7 % российской части бассейна Амура. Поэтому риск возникновения пожаров в Приамурье всегда высокий. В Хабаровском крае периодически, один раз в 22 года, лесные пожары достигают катастрофических размеров (1954, 1976 и 1998 гг.). С меньшей интенсивностью горели леса в 1968, 1978 и 1988 гг. Наиболее крупными были пожары в 1998 г., когда возникло 1378 очагов возгорания на площади свыше 2,0 млн. га.

Как стихийное бедствие пожары оказывают значительное воздействие на состояние атмосферы, увеличивая в ней содержание газов, взвешенных и растворенных веществ. С атмосферными осадками, выпадающими во время задымления воздуха, в русловую сеть поступает большое количество растворенных веществ. Много солей выносятся из обугленных растительных остатков и золы.

Влияние пирогенного фактора на качество вод малых горно-таежных рек изучалось в 1999–2014 гг. в бассейне р. Анюй, правобережного притока р. Амура, где площадь гарей в 1998 г. увеличилась на 187 тыс. га. Исследования проводились на реках, водосборы которых в различной степени были пройдены пожарами. Было выделено три типа водосборов. Водосборы, лесные массивы которых не были пройдены огнем (фоновый участок I). Водосборы, на которых гари были образованы верховыми повальными пожарами, обусловившими появление большого количества обугленной древесины (участок II). Водосборы, на которых гари были образованы валежными пожарами, вызвавшими полное выгорание растительного и почвенного покровов до подстилающих пород (участок III).

Пробы воды отбирались с поверхности в период с мая по октябрь 4-6 раз в год. Аналитические работы осуществлялись в Межрегиональном центре экологического мониторинга гидроузлов (РОСС RU.0001.515988) при Институте водных и экологических проблем ДВО РАН г. Хабаровск.

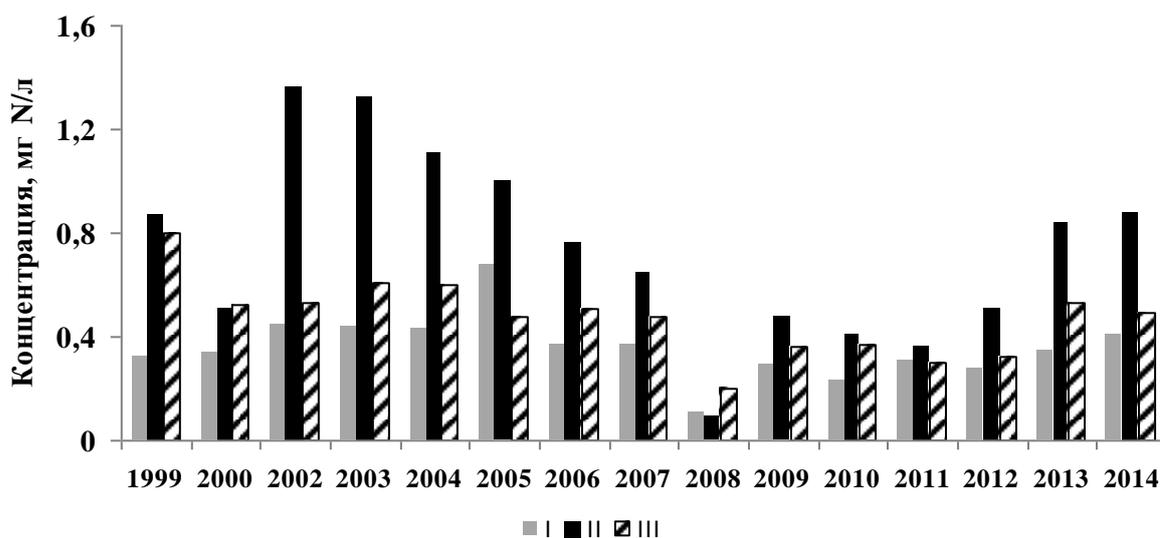
Основная масса растворенных веществ, образовавшихся в результате пожаров, поступила в воды поверхностного и грунтового стоков осенью 1998 г. с дождевым стоком и весной 1999 г. с талыми снеговыми водами, выщелачивающими зольные вещества с поверхности гарей. Несмотря на вымывание атмосферными осадками растительных остатков и золы, их влияние на химический состав речных вод проявлялось в течение длительного периода. Концентрации аммонийного азота и фосфора в водных вытяжках из растительных остатков и золы были выше, чем в воде рек [3].

Среди биогенных элементов наиболее кратковременное воздействие лесные пожары оказали на содержание аммонийного азота. Отмечается быстрое

увеличение его концентрации в почве после пожара, в последующие годы она быстро снижается из-за процессов нитрификации и других потерь. Поэтому концентрация этого вещества в воде большинства малых рек падает после первого пост пожарного увеличения стока. В бассейне р. Анюй в 1999 г. отмечалось повышение концентраций аммонийного азота как в воде рек, водосборы которых были пирогенно изменены, так и не пройденных пожарами. Содержание аммонийного азота во всех малых реках в это время достигало максимума в сентябре 0,37–0,47 мг/л и снижалось затем в октябре-ноябре до 0,17–0,30 мг/л. В последующие годы концентрация этого вещества в реках снизилась за счет процессов нитрификации и потребления растительностью. В период с 2000 по 2012 гг. сезонное повышение концентрации аммонийного азота до 0,35 мг/л отмечалось во время половодья в апреле-мае, в остальные месяцы не превышала 0,07 мг/л [4]. В 2013–2014 гг. концентрация аммонийного азота в воде малых таежных рек была ниже предела обнаружения (0,05 мг/л).

Наибольшее влияние лесные пожары оказывают на содержание нитратного азота. Повышенную концентрацию этого вещества в воде рек Йеллоустонского национального парка в течение длительного после пожарного периода отмечали многие исследователи [5, 7 и др.]. В бассейне р. Анюй на 10-й после пожарный год (2008) - наиболее засушливый за период наблюдений, в воде малых рек II участка среднегодовая концентрация нитратного азота составила 0,09 мг/л, III участка – 0,20 мг/л. Эти значения были самыми низкими за все годы наблюдений. По сравнению с 3-им пост пожарным годом снижение составило 15 и 2,7 раза соответственно (рисунок 1). В остальные годы концентрации нитратного азота превышали 0,36 мг/л. Такое поведение этого вещества могло быть обусловлено атмосферным переносом окислов азота из других охваченных природными пожарами районов Приамурья а, возможно, и их сорбцией обугленными растительными остатками с последующим вымыванием атмосферными осадками. Данное предположение основано на более высоком содержании нитратного азота в воде исследуемых рек по сравнению с реками фонового участка (в 2,6 раза) и рек восточных склонов Сихотэ-Алиня (в 11,2 раза). О влиянии атмосферного переноса окислов азота свидетельствует динамика содержания нитратного азота в воде р. Куптурку. В 1999-2002 гг. среднегодовая концентрация нитратного азота в реке не превышала 0,53 мг/л. В 2003 г в бассейне прошли интенсивные пожары, местами переходящие в верховые (горел усыхающий ельник и березняк, площадь гари составила 500 га). В результате концентрация нитратного азота в воде р. Куптурку в 2004 г. увеличилась в 1,73 раза по сравнению с 1999 г.

В воде рек II участка концентрации нитратного азота варьировали в пределах 0,72-0,96 мг/л, составляя в среднем 0,86 мг/л, III участка – 0,30-0,90 и 0,51 мг/л в среднем. Различия в содержании нитратного азота в водах рек II и III участков могут быть связаны с особенностями структурно-ландшафтных характеристик водосборов и количеством обугленных растительных остатков на водосборе, поглощающих окислы азоты из атмосферы.



I – водосборы не были пройдены огнем; II – водосборы пройдены верховыми пожарами; III – водосборы пройдены валежными пожарами.

Рисунок 1 – Динамика содержание нитратного азота в воде малых таежных рек бассейна р. Анюй в 1999–2014 гг.

Наиболее высокое за период наблюдений содержание нитратного азота отмечалось в воде рек II участка (до 1,76 мг N/л). Максимальные концентрации и количество зольных веществ наблюдались на 4–6-й после пожарные годы. Вплоть до 2015 г. содержание этой формы азота оставалось повышенным по сравнению с другими реками. Этому способствовало значительное задымление атмосферы бассейна р. Анюй в 2003 г. и ежегодное поступление окислов азота с атмосферным переносом из других охваченных пожарами районов Приамурья.

Повышенные концентрации нитратного азота в воде малых рек, водосборы которых не пострадали от пожаров, наблюдались в юго-западных штатах США [6]. Хотя эти пожары происходили в восточной части водосбора, увеличение концентраций соединений азота наблюдалось и в западной части, что указывает на воздушное рассеивание продуктов горения на примыкающих водосборах.

Сезонное распределение содержания нитратного азота в воде всех изучаемых рек имеет схожий характер. В многолетнем аспекте выделяется первый пост пожарный год. Ход сезонного распределения концентраций нитратного азота в 1999 г. во всех реках был одинаков – максимальная концентрация (до 1,31 мг/л) наблюдалась в сентябре, а наименьшая – перед ледоставом. В последующие годы ход кривой сезонного распределения изменился, наибольшее содержание стало отмечаться в октябре-ноябре.

Концентрация фосфора в воде таежных рек пирогенно измененных водосборов увеличилась в среднем в 2 раза по сравнению с фоновыми значениями. Такая ситуация сохранялась в течение всего периода наблюдений. Изучение обширных пожаров в Йеллоустонском национальном парке [7] свидетельствует о повышенной концентрации фосфора в воде рек, дренирующих гари этого парка, в течение пяти пост пожарных лет. Повышенное содержание фосфора в воде рек, водосборы которых были пройдены валежными пожарами, также со-

хранялось в течение длительного времени, до 2008 г. Отличительной особенностью вод этих рек являлось отсутствие выраженной сезонной динамики.

Исследования содержания подвижных форм фосфора в почвах гарей и подобных естественных аналогах бассейна р. Анюй, показали однотипный характер распределения подвижных форм фосфора по профилю буроземных почв, как горевших участков с пихтово-еловыми и елово-лиственничными лесами, так и фоновых со смешанными елово-пихтовыми лесами [4]. Составляя первые десятки миллиграммов фосфора на 100 г сухого вещества в верхних органогенных горизонтах, содержание их понижалось на порядок в гумусированных минеральных горизонтах и резко на два порядка снижалось в иллювиальных гумусо-железистых горизонтах. Это говорит о том, что в почвах буроземного типа развитых на кислых породах, фосфор биогенно аккумулируется в поверхностных горизонтах (подстилке и дерновом), где по мере минерализации органики он переходит в растворимые минеральные формы (фосфаты железа и алюминия, кальция, магния и др.).

Таким образом, основным путем обогащения водных потоков растворимыми формами фосфора вследствие пожаров является их вымывание из золы и обуглившейся подстилки с поверхностно-склоновым стоком (при весеннем снеготаянии и муссонных осадках). В бассейне р. Анюй максимальные количества фосфора в сезонном отношении отмечались во время осенних дождей после длительного засушливого периода. Поскольку в органогенных горизонтах и обугленной подстилке значительные количества фосфора содержатся в составе различных органических соединений, то; пока не возобновятся естественные биогеохимические потоки, он будет в значительной степени вовлекаться в геологический круговорот со стоком в реки бассейна. Интенсивность этого стока будет постепенно понижаться и придет к минимуму при восстановлении растительного покрова, истощении источников (зола) и вовлечении фосфора в биологический круговорот. Сколько для этого восстановления потребуются времени, будет определяться совокупностью всех перечисленных выше факторов на конкретном водосборе.

Появление в бассейне р. Анюй гарей оказало большое влияние на химический состав вод этой реки. До пожара в 1997-1998 гг., среднегодовая концентрация нитратного азота в речной воде составляла 0,24 мг/л, после пожара – 0,32 мг N/л, оставаясь повышенной в последующие годы: в 2002 г. – 0,36 (мг/л); в 2003 г. – 0,53 (мг/л). Предварительные расчеты показали, что после пожаров 1998 г. в первый пост пожарный год с квадратного километра гарей поступило 240 кг нитратного азота и 5,2 кг фосфора. На второй год различия в показателях стока этих веществ были значительно меньше: 170 кг нитратного азота и 1,7 кг фосфора. Учитывая крупные масштабы лесных пожаров 1998 г., можно говорить о значительном выносе биогенных веществ с гарей бассейна р. Анюй в р. Амур.

Таким образом, лесные пожары обуславливают повышение и широкий диапазон колебания содержания биогенных веществ в воде малых таежных рек в течение длительного периода времени. Наибольшее влияние пожаров на содержание нитратного азота отмечалось в 2002-2004 годы.

Список литературы

1. Форина Ю.А., Шестеркин В.П. Особенности химического состава речных вод восточного макросклона северного Сихотэ-Алиня // География и природные ресурсы. 2010. № 3. С. 81-87.
2. Форина Ю.А., Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Фосфор в воде таежных рек Северного Сихотэ-Алиня // Тихоокеанская геология. 2013. Т. 32. № 1. С. 116-119.
3. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Влияние крупных лесных пожаров на гидрохимический режим таежных рек Приамурья // География и природные ресурсы. 2002. № 2. С. 47–52.
4. Шестеркин В.П., Матрошилов Ю.А., Шестеркина Н.М. Влияние крупных лесных пожаров на химический состав почв и вод Приамурья // Природные ресурсы Забайкалья и проблемы природопользования: науч.-практ. конф. Чита: кн. изд-во, 2001. С. 149–150.
5. Bayley, S.E., Schindler D.W., Beaty K.G., Parker B.R., Stainton M.P. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: nitrogen and phosphorus. *Canadian J. of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1992. 29. pp. 584–596.
6. Lewis W.M. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. *Ecology*. 1974. 55. pp. 1120–1127.
7. Spenser, C.N., Gabel K.O., Hauer F.R. Wild re effects on stream food webs and nutrient dynamics in Glacier National Park, USA. *Forest Ecology and Management*. 2003. N. 178. pp. 141-153.

ТРАНСГРАНИЧНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОД СРЕДНЕГО АМУРА СОЕДИНЕНИЯМИ АЗОТА

Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М.

*Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, г. Хабаровск
iver@iver.as.khb.ru*

Амур – крупнейшая река Евразии. За последние 50 лет в китайской части бассейна Амура произошли значительные экономические преобразования: появились предприятия по производству пестицидов, минеральных удобрений, бумаги, аммиака, неорганических кислот и т.д. На многие километры протянулись каналы рисовых чеков, на 30% снизилась площадь заболоченных земель равнины Саньцзян. В провинции Хэйлунцзян с 1990 по 2000 гг. площадь пахотных земель увеличилась на 13%, использование минеральных удобрений - на 151% [1]. Численность населения китайской части бассейна Амура превысила 60 млн. человек.

Активизация хозяйственной деятельности в китайской части бассейна Амура привела к изменению характера и интенсивности природопользования и способствовала усилению негативного влияния на качество воды. Об ухудшении качества воды свидетельствуют появление в амурской воде ниже устья р. Сунгари водного гриба *Leptomitus lacteus* – индикатора сильного органического загрязнения (1991–1997 гг.), присутствие «химического» запаха в воде и ихтиофауне в зимнюю межень (1996–2010 гг.). Существует постоянный риск загрязнения, обусловленный как природными факторами: нефтепродуктами после катастрофического наводнения на Сунгари (1998 г.), так и техногенными: загрязнение нитробензолом после аварии на химическом комбинате в г. Цзилинь (2005 г.). Поэтому в Приамурье проблема качества вод р. Амур, на данный момент основного источника питьевого водоснабжения, является одной из приоритетных.

Исследования проводились в 1998–2015 гг. на р. Амур у г. Хабаровск в зимнюю межень на 5-6 равномерно распределенных по ширине реки станциях. На пограничных участках Амура, в районе сел Амурзет и Ленинское, исследования осуществлялись в 2006, 2008–2015 гг. на 3-х равномерно распределенных по ширине станциях в основные фазы водного режима. Пробы воды отбирались с поверхности. Аналитические работы осуществлялись по принятым в области мониторинга загрязнения окружающей среды методикам [2] в Межрегиональном центре экологического мониторинга гидроузлов при ИВЭП ДВО РАН (РОСС RU.0001.515988). В работе использовались значения предельно-допустимых концентраций рыбохозяйственных (ПДК_{р.х.}).

По результатам исследования значительные изменения химического состава воды р. Амур отмечаются в зимнюю межень. На пограничном участке в районе с. Ленинское наиболее контрастными стали различия в содержании растворенных веществ в китайской и российской частях основного русла Амура [4]. Так в 2000–2002 гг. превышение минерализации воды у китайского берега было в пределах 110 мг/л, в 2012–2014 гг. различие составляло более 130 мг/л.

Максимальные концентрации минеральных форм азота: аммонийного азота (до 6,2 ПДК), нитритного (до 2,5 ПДК) и нитратного (до 1,9 мг/л), отмечались в 2001 г. после техногенной аварии на химическом комбинате в г. Цзилинь (КНР). В российской части Амура на этом участке реки и выше по течению у с. Амурзет концентрации минеральных форм азота были на порядок ниже [5]. Неоднородность распределения минеральных форм азота по ширине сохраняется и в настоящее время. В марте 2014 г. концентрации аммонийного азота в китайской части Амура по сравнению с российской частью были выше в 13 раз, нитратного – в 5,7 раза. Содержание аммонийного азота превышало значение ПДК в 1,8 раза. За период наблюдений (1998-2015 гг.) отмечается перераспределение содержания минеральных форм азота и преобладание в последние годы в стоке окисленных форм. В 2013 г. содержание аммонийного азота по сравнению с 2001 г. уменьшилось 2,0-2,9 раза, нитратного возросло более чем в 10 раз (см. рисунок 1). Концентрации нитритного азота по сравнению с 2000–2001 гг. значения ПДК не превышали. В последние годы отсутствует химический запах у воды и амурской рыбы, что свидетельствует об определенном улучшении качества воды р. Сунгари, очевидно, за счет увеличения количества очистных сооружений.

В марте 2015 г. впервые за годы наблюдений на пограничном участке Амура наряду со снижением минерализации до 107 мг/л со 176 мг/л в 2012 г. и 162–168 мг/л в 2013–2014 гг. отмечалось низкое содержание аммонийного азота (рисунок 1). Такие изменения в содержании растворенных веществ свидетельствуют о трансформации химического состава вод р. Сунгари, возможно обусловленной регулированием реки ниже г. Харбин.

В районе Хабаровска наибольший сток аммонийного азота в р. Амур отмечался в феврале 2000 г. (270 т/сутки), нитратного (170 т/сутки) - в марте 2011 г.. Несколько ниже был сток нитратного азота в декабре 1998 г. (122 т/сутки) на спаде катастрофического паводка на р. Сунгари, а также в марте 2013 г. (150 т/сутки). Максимальным (порядка 200 т/сутки) мог быть сток нитратного азота в зимнюю межень 2014 г. вследствие высокой водности Амура после исторического наводнения летом 2013 г.

В период открытого русла значительные различия в распределении компонентов химического состава воды р. Амур на пограничных участках наблюдаются во время весеннего половодья. Также как и в зимнюю межень, наибольшие минерализация и концентрации нитритного и нитратного азота отмечались в китайской части Амура. Максимальная за период открытого русла концентрация нитратного азота (1,6 мг/л) наблюдалась в мае 2013 г., загрязнение вод нитритным азотом (до 4,2 ПДК) – в многоводном 2010 г., когда многие сельскохозяйственные угодья в бассейне р. Сунгари были затоплены. В мае 2010 г. содержание нитратного азота превышало содержание аммонийного в 2,6 раза. Сток этих веществ у Хабаровска в сутки составлял порядка 700 и 400 т соответственно. Загрязнение вод нитритным азотом наблюдалось также в мае 2006 г. (1,5 ПДК) и 2013 г. (2,9 ПДК). В 2013 г. в воде российской части Амура, по сравнению с китайской частью, содержание нитритного азота было ниже в 14,6 раза, нитратного – в 13,5 раза.

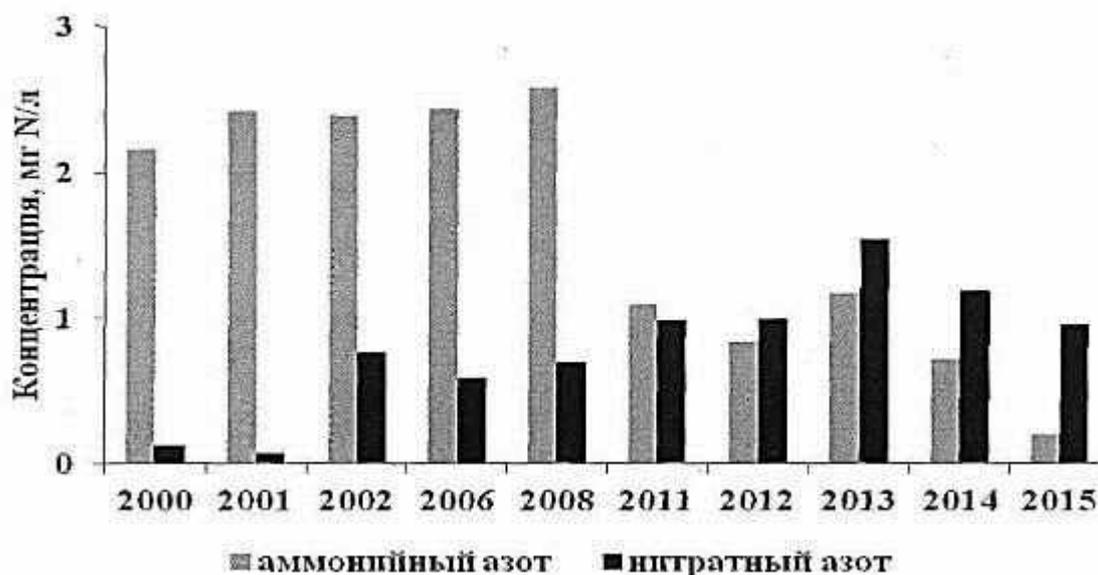


Рисунок – Содержание аммонийного и нитратного азота в воде р. Амур в зимнюю межень у с. Ленинское: 2000–2002 гг. на фарватере, 2006–2015 гг. - в китайской части

Повышенное содержание нитратного азота отмечается преимущественно в паводки, которые формируются в бассейне р. Сунгари. В июле 1998 г. содержание этой формы азота в воде р. Амур у г. Хабаровск составляло 0,56 мг/л, а сток 813 т/сутки. В августе повышенные концентрации нитратного азота (0,68 мг/л) сохранялись в течение месяца. На пике паводка концентрация нитратного азота достигала 0,96 мг/л, сток при расходе воды 31080 м³/с составил 2145 т/сутки. В 5,7 раза был ниже сток аммонийного азота. В 2009 г. пойма Амура у Хабаровска находилась под водой 68 дней, на пике паводка при расходе воды 31000 м³/с сток нитратного азота составлял в среднем 1473 т/сутки, аммонийного – 804 т/сутки. Повышенная водность и концентрации нитратного азота в течение всего паводка позволяют предполагать значительный вынос нитратного азота. Подобная ситуация отмечалась в начале августа 2010 г., когда на пике паводка максимальная концентрация нитратного азота в воде в китайской части Амура составляла 1,16 мг N/л, в российской части была ниже предела обнаружения. Максимальный сток аммонийного и нитратного азота ориентировочно составил 812 и 726 т/сутки соответственно. Во время исторического паводка 2013 г. при расходе воды 46100 м³/с максимальное содержание нитратного азота достигало 0,54 мг/л, а сток – 953 т/сутки. Сток аммонийного азота на пике этого паводка был ниже в 2,7 раза.

Повышенное содержание нитратного азота на пограничном участке сохраняется и в летнюю межень. В конце июня 2012 г. содержание нитратного азота в китайской части Амура достигало 1,26 мг/л, в то время как в российской части находилось ниже предела обнаружения. Содержание аммонийного азота в это время не превышало 0,36 мг/л.

Таким образом, повышенные концентрации минеральных соединений азота в воде р. Сунгари обуславливают на Среднем и Нижнем Амуре во все фазы водного режима значительный вынос нитратного азота, загрязнение вод в зимнюю межень аммонийным, в половодье – нитритным азотом. В последние годы отмечается определенное улучшение качества воды р. Сунгари, а соответственно и Среднего Амура в зимнюю межень.

Список литературы

1. Ганзей С.С. Трансграничные геосистемы юга Дальнего Востока России и Северо-Востока КНР. Владивосток: Дальнаука. 2004. 231 с.
2. РД. 52.18.596. Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей среды, с изменениями № 1 к РД 52.18.595-96.
3. Шестеркин В.П. Особенности химического состава воды р. Амур в дождевые паводки // Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и формирования качества вод России: матер. научно-практической конференции с международным участием. Ростов-на-Дону: ГХИ. 2010. С. 176–179.
4. Шестеркин В.П. Изменение химического состава речных вод в Хабаровском водном узле за столетие // Тихоокеанская геология. 2010. Т. 29. № 2. С. 112–118.
5. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Особенности качества воды р. Сунгари // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2009. № 1. С. 50–53.
6. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М., Форина Ю.А., Ри Т.Д. Трансграничное загрязнение Амура в зимнюю межень 2005–2006 гг. // География и природные ресурсы. 2007. № 2. С. 40–44.

ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ФОРМ ЖЕЛЕЗА УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ р. СЕВЕРНОЙ ДВИНЫ

Шорина Н.В.^{1,2}, Климов С.И.¹, Воробьева Т.Я.¹, Покровский О.С.¹,
Чупаков А.В.¹, Собко Е.И.¹

¹*Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск,
nvshorina@yandex.ru*

²*Северный (Арктический) федеральный университет, Архангельск*

Возросший интерес к арктическим и субарктическим водным системам связан с их важной ролью в регулировании биогеохимического цикла углерода и сопряженных элементов в высоких широтах (Tranvik et al., 2009). Известно, что на долю водного стока р. Северной Двины приходится 47 % от стока всей речной системы Белого моря, на период весеннего паводка приходится около 60 % годового гидрологического стока и 80 % годового стока речной взвеси (Система Белого моря, 2012). Присутствие железа в водных экосистемах оказывает большое влияние на миграцию фосфора, марганца и других макро- и микроэлементов (за счет сорбции их гидроксидами железа и железо-органическими комплексами). Биогеохимическое поведение железа и его воздействие на водные экосистемы определяется не только его общим содержанием, но и формами нахождения в водной среде (Варшал и др., 1979; Линник и др., 1986). Детальное исследование основных закономерностей годового распределения форм железа (растворенных и взвешенных) р. Северной Двины весьма актуально для изучения биогеохимических процессов в водных экосистемах. Устьевая область реки Северной Двины служит интегральным индикатором различных процессов, происходящих на обширной площади речного водозабора и на примыкающей морской акватории.

Ранее в работе (Шорина и др., 2014) были установлены пространственная неоднородность и повышенный фон в распределении железа по р. Северной Двине, что определяется естественными природными факторами. Показано, что основной формой существования железа в летний период в водах реки Северной Двины является растворенная форма, которая обусловлена транспортом железа в комплексах с растворенным органическим веществом (РОВ), в первую очередь, с гуминовыми и фульвовыми кислотами (Варшал и др., 1972; Левшина, 2006; Кулаков, 2010). Целью работы является выявление особенностей количественного и качественного распределения форм железа в годовом цикле с акцентом на период половодья в устьевой области р. Северная Двина.

Отбор проб воды осуществлялся батометром Нискина в зимние месяцы и поликарбонатным горизонтальным батометром Aquatic Research объемом 5 л в безледные периоды на реперной точке р. Северная Двина на малой воде с поверхностного горизонта (0,5 м) ежемесячно в течение 2013-2014 гг. (рисунок 1). Содержание форм железа определяли фотометрическим методом в лаборатории после фиксации проб воды феррозином в полевых условиях по методике, описанной в работах (Viollier, 2000; Bénézech, 2009).

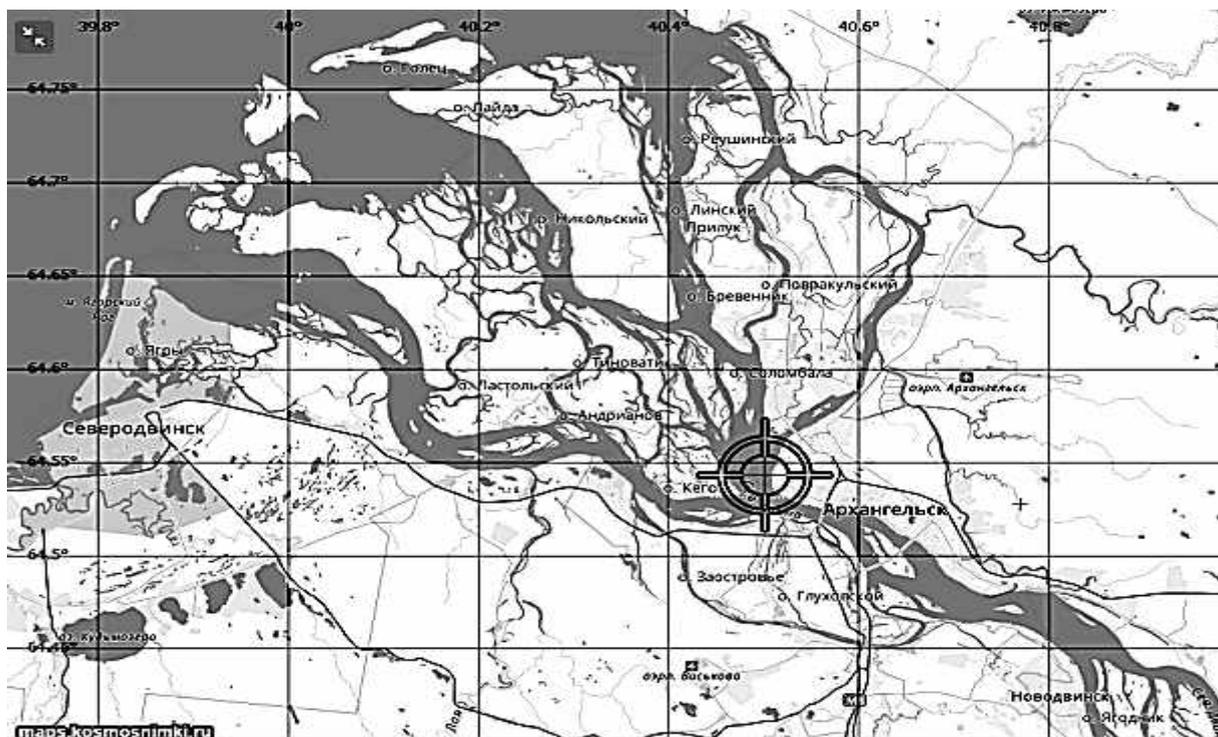


Рисунок 1- Расположение реперной точки отбора проб воды р. Северная Двина в 2013-2014 гг.

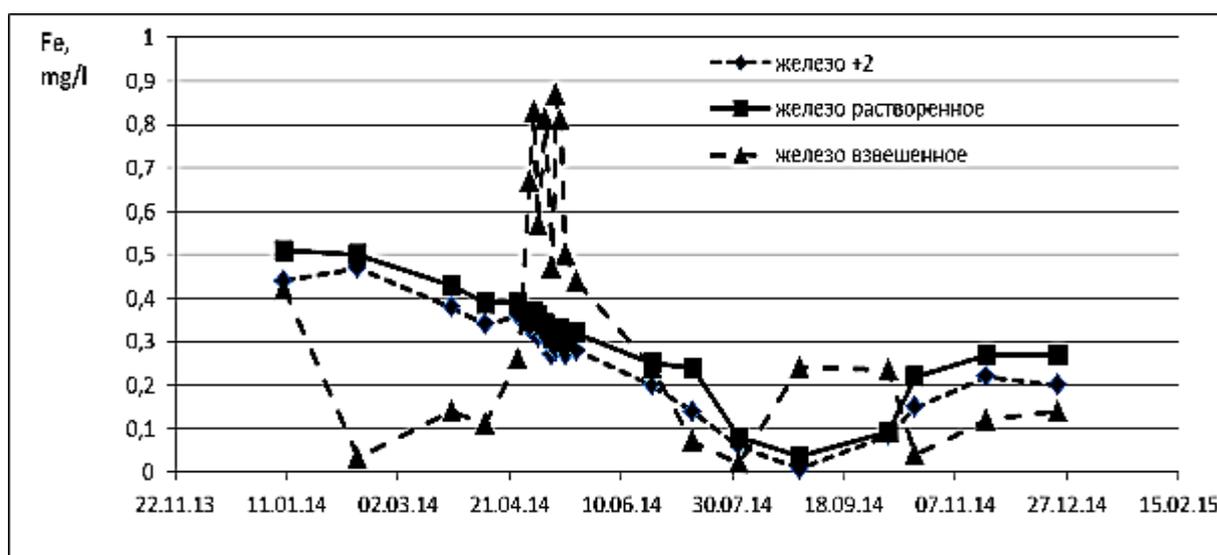


Рисунок 2 - Годовая динамика распределение форм железа р. Северной Двины за 2014 год

Анализ годовой динамики распределения железа (рисунок 2) по данным 2013-2014 гг. показал преобладание взвешенных форм железа в периоды половодья с максимумом значений в весеннее половодье (до 0,87 мг/л). Максимум концентраций взвешенного железа, приходящееся на периоды половодий обеспечивается активным поступлением его с поверхностным стоком с водосбора с болотными водами и за счет дренирования верхнего слоя почвы. Растворенные формы преобладают в меженьные периоды (зима, лето) с зимним максимумом (до 0,5 мг/л), когда все процессы замедлены и летним минимумом (до 0,04 мг/л), когда железо активно расходуется на внутриводоемные процессы.

Основной вклад в общие растворенные формы вносит железо (II), находящееся в комплексах с растворенным органическим веществом (РОВ), в первую очередь фульвокислотами (ФК). Данный эффект наблюдался нами только после разрушения органических комплексов. Отрицательное влияние содержания растворенных ФК на процесс окисления железа (II) показано в работе (Болдырев, 2011).

Таким образом, распределение железа имеет выраженный сезонный характер, с весенним максимумом с преобладанием взвешенных форм в весеннее половодье и летним минимумом с преобладанием растворенных форм. Основной вклад в общие растворенные формы вносит железо (II).

Работа выполнена при поддержке РФФИ «Север» № 14-05-98815, РФФИ № 13-05-00890, Программ УрО РАН №15-2-5-37и №15-15-5-24, темы ФНИР 0410-2014-0030 «Природные и антропогенные факторы, контролирующие изменения биотических и абиотических компонентов водных экосистем водосборного бассейна Белого моря».

Список литературы

1. Болдырев К.А. Геохимическое моделирование процессов внутрипластовой очистки подземных вод от железа и марганца. Автореф. дис. ... канд. тех. наук. Москва: ОАО «НИИ ВОДГЕО», 2011. 23 с.
2. Варшал Г.М. О формах существования кальция и редкоземельных элементов в речных водах / Г.М. Варшал, М.М. Сенявин, Р.Д. Ярцева // Очерки современной геохимии и аналитической химии. М.: Наука. 1972. С. 534-538.
3. Варшал Г.М. Изучение органических поверхностных вод и их взаимодействие с ионами металлов / Варшал Г.М., Кошечева И.Я., Сироткина И.С. и др. // Геохимия. 1979. № 4. С. 598–607.
4. Кулаков В.В. Геологические и биогеохимические предпосылки повышенного содержания железа и марганца в воде р. Амур / В.В. Кулаков, Л.М. Кондратьева, Е.М. Голубева // Тихоокеанская геология. 2010. Т. 29. № 6. С. 66-76.
5. Левшина С.И. Гумусовые кислоты в речных водах Приамурья // География и природные ресурсы. 2006. № 2. С. 101-105.
6. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 268 с.
7. Система Белого моря: В 3 т. М.: Научный мир, 2012. Т.2. 784 с.
8. Шорина Н.В. Распределение форм железа в устьевой области р. Северной Двины и Двинского залива Белого моря / Шорина Н.В., Шевченко В.П., Воробьева Т.Я., Покровский О.С., Широкова Л.С. // Вода: Химия и Экология. 2014. № 10 (76). С. 32-37.
9. Bénézeth, P., Dandurand, J.-L., Harrichoury, J.-C., 2009. Solubility product of siderite (FeCO₃) as a function of temperature (25–250 °C). Chem. Geol. 265 (1–2), 3–12.
10. Tranvik, L. J. et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. Limnol. Oceanogr. 54, 2009. P. 2298–2314.
11. Viollier P.W. The ferrozine method revisited: Fe(II)/Fe(III) determination in natural waters / Viollier, P.W. Inglett, K. Hunter, A.N. Roychoudhury, P. Van Cappellen // Appl. Geochem. 2000. V. 15. P. 785–790.

Раздел 3

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

РОЛЬ МИДИЙ В ЦИКЛАХ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОМ БАССЕЙНЕ

Доценко И.В.

*Институт наук о Земле Южного федерального университета,
irinageo@mail.ru*

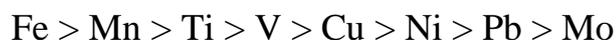
В Азово-Черноморском регионе средиземноморско-черноморская мидия (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) по распространенности среди двустворчатых моллюсков занимает одно из ведущих мест и является биофильтром, преобразующим потоки загрязняющих веществ (ЗВ), прежде всего тяжелых металлов (ТМ), а также биондикатором антропогенного воздействия на морскую среду [1]. Наиболее значительные скопления *Mytilus galloprovincialis* Lam. формирует в Черном море в виде своеобразного прибрежного пояса со значительной биомассой, и в существенно меньшей степени в Азовском море. Эти акватории отличаются друг от друга временем появления и распространения *Mytilus galloprovincialis* Lam., а также по физико-географическим и экологическим условиям (природным - морфологическим, литологическим, гидрологическим, гидрохимическим, биологическим и антропогенным), определяющим «сумму жизни» поэтому представляет большой научный и практический интерес исследовать геохимическую деятельность в перераспределении ТМ данного вида в региональном аспекте.

Двустворчатые моллюски в силу физиологических особенностей теснейшим образом взаимосвязаны с морской средой. Осуществляя фильтрацию, они практически непрерывно контактируют с морской водой, содержащей органическую и минеральную взвесь. Вместе с тем, высокие показатели биомассы и биопродуктивности, а также фильтрационный потенциал мидий, характеристикам которого уделялось внимание в настоящей работе, дает основание полагать, что в процессе жизнедеятельности эти моллюски могут существенным образом трансформировать геохимический фон среды обитания. Установлено, что мидии активно участвуют в перераспределении макрокомпонентов, широко распространенных в окружающей среде – N, Na, K, Ca, Mg, P, S, а также микроэлементного состава морских вод, взвеси, донных отложений. Их способность концентрировать тяжелые металлы привлекает все большее внимание в связи с проблемой загрязнения морской среды и, в частности, с возможностью их использования при проведении биомониторинга. *Mytilus galloprovincialis* Lam. отвечает всем требованиям, предъявляемым к видам-индикаторам – широкое распространение в районе исследования, высокая

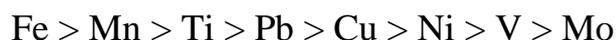
численность, интенсивный обмен веществ, относительно продолжительный жизненный цикл, высокая плодовитость, прикрепленный образ жизни, малый индивидуальный участок обитания, постоянный контакт с изучаемым компонентом природы, испытывающим антропогенное воздействие, легкость сбора массового материала в полевых условиях, чувствительность организма к изучаемому фактору, размеры, позволяющие легко проводить препарирование. Пропуская через тело воду, мидии накапливают ТМ, находящиеся как во взвешенной, так и в растворенной форме. Механизм накопления тяжелых металлов в отдельных органах и тканях моллюска может существенно отличаться и включать механический или фильтрационный захват взвешенных частиц гидроокисей металлов, хемосорбцию ионных форм элементов на слизистой поверхности или физиологическую фиксацию, сопряженную с необходимостью обеспечения организма соответствующими элементами. Способность моллюсков концентрировать тяжелые металлы оценивается отношением их содержания в организме к содержанию в окружающей среде, в частности, в воде. По сути, эта функция представляется как действие биогеохимического барьера, на котором задерживаются или накапливаются тяжелые металлы, прежде всего те, которых в окружающей среде относительно мало. В зависимости от степени накопления, тяжелые металлы можно подразделить на слабо концентрирующиеся, например Мо, концентрирующиеся в значительной степени – Cu, Ti, V, Ni и сильно концентрирующиеся – Mn, Fe [2, 3].

Наши исследования в Азово-Черноморском регионе в разные годы показали, что в мягких тканях наибольшие концентрации характерны для Fe, Mn, Ti, а минимальные для Pb, V, Mo. Характерно, что для некоторых металлов (Fe, Ni, Cu, Pb) отмечено превышение предельно допустимых величин, что, однако, не приводит к гибели организмов. По всей видимости, это происходит за счет нейтрализации токсичных ТМ путем их вероятной реакции со специальной группой белков – металлотионеинов, класса низкомолекулярных растворимых белков с высоким сродством к металлам.

Обобщенные сведения по средним концентрациям ТМ северо-восточного шельфа могут быть представлены в виде ряда:



Концентрации ТМ в телах мидий Азовского моря распределяются в порядке убывания следующим образом:



Различия в обозначенных последовательностях подтверждают вывод о существенной значимости для накопления ТМ внешних экологических факторов (значительные концентрации железа и марганца в водной толще и донных отложениях исследуемых нами акваторий и, как следствие активное их накопление в организмах, в десятки и сотни раз выше, чем многих других

металлов). Например, отношение концентрации железа к концентрации молибдена в мидиях северо-восточного шельфа Черного моря может достигать 470,16, Азовского моря – 406,16, северо-западной части Черного моря – 372,7 (таблица 1).

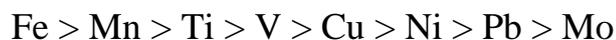
Вариации величин соотношения можно объяснить различиями в экологических условиях исследуемых акваторий не только в отношении концентраций и форм нахождения ТМ в морской среде, но и других гидрохимических показателей. В частности, эксперименты с родственным видом черноморской мидии – моллюском *Mytilus edulis* показали значимость величины солености воды для интенсивности поглощения ТМ. Было определено, что Cu быстрее аккумулируется при солености 15 ‰ [5], а Pb – при 35 ‰.

Таблица 1 – Отношение концентрации железа к концентрациям других микроэлементов в мягких тканях мидии исследуемых районов

Соотношение	Северо-западный шельф Черного моря	Северо-восточный шельф Черного моря	Азовское море	Для мягких тканей моллюсков [4]
Fe/Mn	3,49	24,14	4,02	7,42
Fe/V	286,14	66,04	266,7	-
Fe/Ti	21,35	26,79	14,93	-
Fe/Ni	99,44	121,32	57	20,1
Fe/Cu	14,01	82,36	45,65	16,9
Fe/Mo	372,7	470,16	406,16	-
Fe/Pb	109,67	132,19	43,87	27,2

Поступление какого-либо элемента в скелетную ткань моллюсков может осуществляться как трофически, через мягкие ткани, так и в результате прямого захвата (адсорбции) из воды [2]. Нами установлено, что концентрации ТМ в створках мидии в подавляющем большинстве случаев значительно ниже, чем в телах.

Соотношение средних концентраций металлов в раковинах мидии выглядит следующим образом:



Заметно, что, как и в случае с содержанием в телах моллюсков, наибольшие концентрации характерны для Fe и Mn, а наименьшие - Pb и Mo.

Региональные различия заключаются в том, что моллюски Азовского моря интенсивнее остальных аккумулируют в створках Fe, Ti, Mo и Pb, мидии северо-западной части Черного моря – Mn и V, северо-восточной части Черного моря – Ni и Cu.

С целью определения склонности к накоплению ТМ был проведен расчет отношения содержания железа к концентрациям других металлов. Полученные данные представлены в таблице 2. Заметно, что величины Fe/Ti и Fe/Cu во всех акваториях примерно равны. Для северо-восточного шельфа Черного и Азовского морей сходные соотношения характерны для Fe/Mn, а соотношение

Fe/V – на шельфе Черного моря в его северо-западной и северо-восточной частях.

Анализ коэффициентов накопления показал, что они изменяются в широком интервале значений – от 0,001 до $440 \cdot 10^3$, причем наибольшие значения наблюдаются для Fe и Mn, а наименьшие – Mo и Pb. Характерно, что эта особенность отмечается как для мягких тканей, так и для створок. Обнаружено, что коэффициенты накопления, как в мягких тканях, так и в раковинном материале снижаются по мере увеличения атомной массы металла [6,7], что на примере данного вида подтверждает зависимость коэффициента накопления ТМ от их физико-химических свойств, а также важность сорбционного источника поступления микроэлементов в организм.

Таблица 2 – Соотношение концентраций ТМ в створках средиземноморско-черноморских мидий с содержанием железа

Отношение	Северо-западный шельф Черного моря	Северо-восточный шельф Черного моря	Азовское море
Fe/Mn	1,09	18	32
Fe/V	37,66	67,77	371,68
Fe/Ti	8,33	5,72	10,82
Fe/Ni	345,24	18,85	1272,72
Fe/Cu	61,09	26,02	97,9
Fe/Mo	-	-	545,45
Fe/Pb	1380,97	143,38	329,41

Выявлены особенности распределения концентраций ТМ в онтогенезе мидий исследуемых акваторий, обусловленные региональными различиями содержания микроэлементов в морской среде, а также ряд общих закономерностей. Среди последних сходство последовательностей по убыванию концентраций, во-вторых снижение концентраций ТМ с увеличением размера моллюсков. Совсем иное распределение концентраций характерно для ртути. Как было показано ранее, ртуть имеет свойство накапливаться по мере увеличения размера мидии [8, 9, 10]. Зафиксировано снижение концентрации большинства металлов с увеличением размера особей. Обнаружен пик концентрации, в размерной группе, последующей за той, в которой был обнаружен максимум содержания в телах. Т.е. обнаружен «эффект запаздывания», который, по нашему мнению, связан с периодом времени (ориентировочно год), в течение которого тяжелые металлы их мягких тканей переходят в створки, обогащая их. Определено, что в целом для мягких и скелетных тканей мидий каждой из исследуемых акваторий соотношение концентраций ТМ сходно.

Изучение процессов накопления и уровней концентрации ТМ в мидиях является неотъемлемым при изучении биогеохимических процессов, в том числе и седиментационных. Перерабатывая огромное количество взвешенного материала, мидийные сообщества в Азовском море и на шельфе Черного моря осуществляют колоссальную работу по его преобразованию. Главным образом эта деятельность связана с вовлечением содержащихся во взвеси ТМ в

жизненный цикл моллюсков и дальнейший их транспорт в придонный горизонт водной толщи, иловые воды и поверхностный слой донных отложений. Используя сведения о площади распространения сообществ мидий, их биомассе, фильтрационной активности, переработке и усвоения взвеси, а также общего содержания взвешенного вещества в водной толще, концентрациях ТМ во взвеси, телах и створках мидий, рассчитаны потенциальные объемы перераспределения и осаждения ТМ в исследуемых акваториях. Определено, что роль популяции мидии в осаждении тяжелых металлов наиболее значительна на шельфе Черного моря. Здесь мидийные сообщества ежегодно могут способствовать осаждению до нескольких десятков тысяч тонн железа, марганца, меди, ванадия, титана, никеля, до десяти тысяч тонн свинца, нескольких тонн молибдена.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта НШ-5548.2014.5, проектов №№ 1334, 5.1848.2014/К.

Список литературы

1. Доценко И.В., Федоров Ю.А. Оценка осаждения тяжелых металлов мидией (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) в морских экосистемах (на примере Черного и Азовского морей). Ростов-на-Дону – Москва: ЗАО «Ростиздат» 2012. 224 с.
2. Биогеохимия океана / Под ред. А.С. Монины и А.П. Лисицына. М.: Наука, 1983. 370 с.
3. Демина Л.Л. Биогенная миграция микроэлементов в океане. Автореф. дис. докт. геогр. наук. Москва, 2010. 42 с.
4. Саенко Г.Н. Металлы и галогены в морских организмах. М.: Наука, 1992. 200 с.
5. Phillips DJN/ The common mussels *Mutilus Edulis*, as an indicator by zinc, cadmium, lead and copper effect of environmental variables on uptake of metals// *Mar. Biol.*, 1976, Vol. 38, № 1. P. 59-69.
6. Доценко И.В. К вопросу о связи коэффициентов накопления тяжелых металлов в мидиях Азовского моря с их атомной массой // Сборник трудов 3-й научно-практической конференции «Экологические проблемы. Взгляд в будущее». Ростов-н/Д: ЗАО «Ростиздат», 2006. с. 92- 96.
7. Доценко И.В., Федоров Ю.А., Михайленко А.В. Мидийные сообщества и их роль в трансформации потоков ртути в Азовском море // Геология морей и океанов. Материалы XIX Международной научной конференции (школы) по морской геологии. Т. 4. М.: Геос, 2011. С. 48-51.
8. Петухов С.А. Переходные и тяжелые металлы в морских экосистемах и промысловой ихтиофауне. Авт. дис. на соиск. канд. биол. наук. М.: 1982.-23с.
9. Федоров Ю.А., Денисов В.И., Величко М.Л., Ткаченко Ю.Ю. Ртуть в биоте // Экосистемные исследования Азовского моря и побережья, Т.IV Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2002, С. 384-395.

ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ НИЖНЕГО ДОНА И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Жукова С.В., Мирзоян А.В., Подмарева Т.И., Лутынская Л.А., Фоменко И.Ф.,
Бурлачко Д.С., Карманов В.Г., Шишкин В.М., Куропаткин А.П.
*Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства,
г. Ростов-на-Дону riasfp@aanet.ru*

Река Дон – наиболее крупный приток Азовского моря, формирующий материковый сток, который являясь основным элементом приходной части водного баланса, во многом определяет режим физико-химических и биологических параметров экосистемы моря. От величины годового стока р. Дон и объемов его внутригодового распределения зависят эффективность функционирования целого ряда хозяйственных отраслей, расположенных в бассейне реки, а также биологическая продуктивность Азовского моря. Экосистема Азовского моря обладает чрезвычайно высокой чувствительностью к внешним воздействиям, в том числе к климатическим и антропогенным изменениям.

Антропогенные преобразования в бассейне р. Дон начались в начале прошлого века с изменением русел малых и средних рек – притоков р. Дон, сооружением земляных дамб, создания запруд (во многих случаях несанкционированных) и пр., с целью сохранения стока, в основном, для полива сельскохозяйственных угодий в летний период.

В 1951 г. (при создании Волго-Донского судоходного канала) на р. Дон (в 309 км от устья) были сооружены Цимлянский гидроузел и Цимлянское водохранилище. Участок реки, расположенный ниже Цимлянской плотины, стал называться Нижним Доном (рисунок 1).



Рисунок 1 – Схема Нижнего Дона

Сток р. Дон, впадающей в Таганрогский залив Азовского моря, в замыкающем створе у станицы (ст.) Раздорской формируется с площади водосбора, составляющей 378000 км². Основным источником питания реки являются талые снеговые воды, на долю которых приходится около 70 % годового объема стока. В створе ст. Раздорской половодье начинается в среднем во второй дека-

де марта. Самое раннее начало половодья отмечалось в середине февраля 1904 г., самое позднее – во второй декаде апреля 1884 г. Максимальные расходы наблюдаются, в основном, в первой декаде мая. Наиболее высокие половодья отмечались в 1917 и 1942 гг. при максимумах расходов, соответственно составлявших 13500 и 13100 м³/с. Наибольший за период наблюдения годовой сток достигал 49.6 км³ в 1942 г., а наименьший – 10.7 км³ отмечался в 1954 г. (ГВК, 1986). По данным ФГБНУ «АзНИИРХ», основывающихся на информации по среднемесячным расходам воды р. Дон в створе ст. Раздорской, получаемой в рамках договоров с соответствующими подразделениями Росгидромета, за период 1952-2014 гг. среднегодовой сток р. Дон-ст. Раздорская составляет 21.1 км³, что отличается от нормы более чем на 6 км³. Очевидно, что отклонение величины бытового стока от нормы (составляющей по разным источникам 27.5-27.9 км³), есть не что иное, как средняя величина объемов безвозвратного водопотребления за период после создания Цимлянского ГУ.

Изменения гидрологического режима р. Дон, внесенные регулирующим действием Цимлянского гидроузла, выразились в срезке или полной аккумуляции весеннего половодья и устойчивом увеличении расходов и уровней в периоды летне-осенней и зимней межени. Во внутригодовом распределении стока по сезонам весенний сток сократился почти вдвое, а наибольший рост (почти в 3 раза) - отмечается осенью (Жукова и др., 2010, 2012).

Существенным образом изменился и сток взвешенных наносов (твердый сток) р. Дон. В период после зарегулирования (1952-2008 гг.) отмечается более чем трехкратное снижение среднегодовых расходов (или годового стока) взвешенных наносов, которые оцениваются величиной 46 кг/с (1.86 млн.т). В целом за весенний сезон снижение стока взвешенных наносов (в % от годового) превысило 20%, а в меженный период сток возрос примерно на 5-12 % (Жукова и др., 2012). Причиной столь значительного снижения твердого стока является перехват наносов сооруженными плотинами и водохранилищами на выше лежащих участках реки Дон и ее притоках.

С появлением Цимлянского водохранилища и созданием Донского водохозяйственного комплекса получили развитие такие отрасли как гидроэнергетика, судоходство, сельское хозяйство с развитой ирригационной сетью, промышленность, коммунальное хозяйство и др. Увеличение антропогенной нагрузки привели к нарушению устойчивости экосистем Нижнего Дона и Азовского моря. Наиболее ощутимые преобразования произошли на участке Нижнедонской поймы, многочисленные займища которой традиционно осваивались проходными и полупроходными рыбами Азовоморского бассейна в период нереста. Первые серьезные нарушения продукционных процессов в бассейне Азовского моря произошли уже в первой половине 30-х годов XX века в результате создания каскада Манычских водохранилищ, оказавших негативное влияние на естественное воспроизводство донских судака, леща, тарани и других рыб. Еще более тяжелые последствия для экосистем р. Дон и Азовского моря имело сооружение Цимлянской плотины, преградившей доступ преимущественно проходным рыбам к их традиционным местам нереста. В результате срезки

объемов весеннего половодья произошли радикальные ухудшения условий нереста полупроходных рыб на займищах, общей площадью 200 тыс. га, продуктивность которых в промысловом возврате достигала 500 тыс. ц. Неблагоприятная ситуация на нерестилищах определялась тем, что Правилами использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища (далее Правила), разработанными в 1965 г. и действующим до настоящего времени, на нужды рыбного хозяйства ежегодно гарантированно выделялось всего 0.3 - 1.75 км³ воды для обеспечения рыбхозов в пойме Нижнего Дона и на реках Сал и Маныч. Основная масса воды расходовалась на обеспечение водного транспорта, выработку электроэнергии, нужды сельского хозяйства, включая орошение. Если бы эти траты были сокращены, водные ресурсы р. Дон могли бы обеспечить обводнение нерестилищ в 45% случаев, т.е. один раз в два-три года. Требования рыбного хозяйства к водным ресурсам р. Дон, в частности, гидрограф рыбохозяйственных попусков, были разработаны еще в 60-х годах прошлого столетия (Дубинина, 1969, 1978). Гидрограф учитывал специфику гидрологического режима, площади и продолжительности затопления нерестилищ в период температур, благоприятных для нереста и развития личиночных стадий рыб, эффективность размножения различных видов рыб при различных сценариях водно-термического режима. Разработанные почти 50 лет назад требования рыбного хозяйства к водным ресурсам Цимлянского водохранилища вошли составной частью только в последние редакции Правил (2002, 2008, 2012 г.). Как записано в Правилах (2012 г.), «для обеспечения естественного воспроизводства рыбных запасов согласно проработкам ФГУП «АзНИИРХ», необходима, наряду с решением других проблем, организация регулярных весенних (март-май) рыбохозяйственных попусков, составляющих в створе ст.Раздорской: 14.2 км³ (в год 50 %-ной обеспеченности), 12.2 км³ (в год 60%-ной обеспеченности), 10.6 км³ (в год 75%-ной обеспеченности).

В то же время параграфом 30 «Основных положений Правил» определяется, что «в годы с высоким половодьем свободная емкость водохранилища должна использоваться для срезки максимальных сбросных расходов воды и уменьшения, тем самым, ущербов от весенних затоплений поймы Нижнего Дона», а § 41- Организация специальных рыбохозяйственных попусков из Цимлянского водохранилища осуществляется в соответствии с настоящими Правилами только после выполнения комплекса мероприятий на территориях, подлежащих периодическому затоплению». Согласно этим двум пунктам, становится очевидным, что *организация весенних рыбохозяйственных попусков полностью лимитируется необходимостью предотвращения наводнений.*

Анализ данных по стоку весеннего половодья р. Дон у ст. Раздорской за период 1952-2014 гг. показал, что за 63 года, прошедших после сооружения Цимлянской ГЭС, только четырежды (1963, 1979, 1981, 1994 гг.), т.е. в 6,7 % случаев, режим обводнения пойменных нерестилищ отвечал экологическим требованиям полупроходных и проходных рыб. Со времени последнего заливания донской поймы (1994 г.) прошло более 20 лет. Редкие обводнения поймы по-

влекли за собой изменение геоботанического облика займищ, их освоение другими отраслями хозяйства и частичное отмирание гидрографической сети. В пользу этого свидетельствуют и оценка эффективности естественного воспроизводства рыбных запасов полупроходных видов в годы залития поймы Нижнего Дона (Воловик и др., 2009): 1963 г. – 35–40 тыс. т в промвозврате, 1979 – 1981 гг. – 10–12 тыс. т, 1994 г. – 2–3 тыс. т.

Следовательно, значительные промежутки между залитием пойменных нерестилищ, превышающие жизненный цикл производителей, обуславливают не только прогрессирующе уменьшающийся промвозврат поколений, но и значительную деградацию качества нерестилищ, сводя к нулю естественное воспроизводство в бассейне. По сравнению с 30-ми годами XX века (период наиболее высокой рыбопродуктивности Азовоморского бассейна), уже к концу пятидесятых годов уловы проходных и полупроходных рыб Азово-Донского района снизились в 5 раз, к концу семидесятых – в 20, а в современный период – в 260 и 1700 раз соответственно проходных и полупроходных рыб. Если в период до зарегулирования уловы измерялись десятками тысяч тонн, то в последние годы – единицами и десятками тонн. Эти данные свидетельствуют о том, что Азово-Донской рыбопромысловый район по осетровым, азовским сельдям, основным частиковым полупроходным видам, также как и все Азовское море, утратили свое значение. Поэтапное разрушение целостности экосистемы бассейна Нижнего Дона (а, следовательно, и Азовского моря) происходило под воздействием целого ряда антропогенных факторов (рисунок 2), постоянное или периодическое влияние которых проявлялось с различной интенсивностью. При этом следствие влияния одних становилось причиной возникновения новых сбоев в звеньях сложного механизма экосистемы.

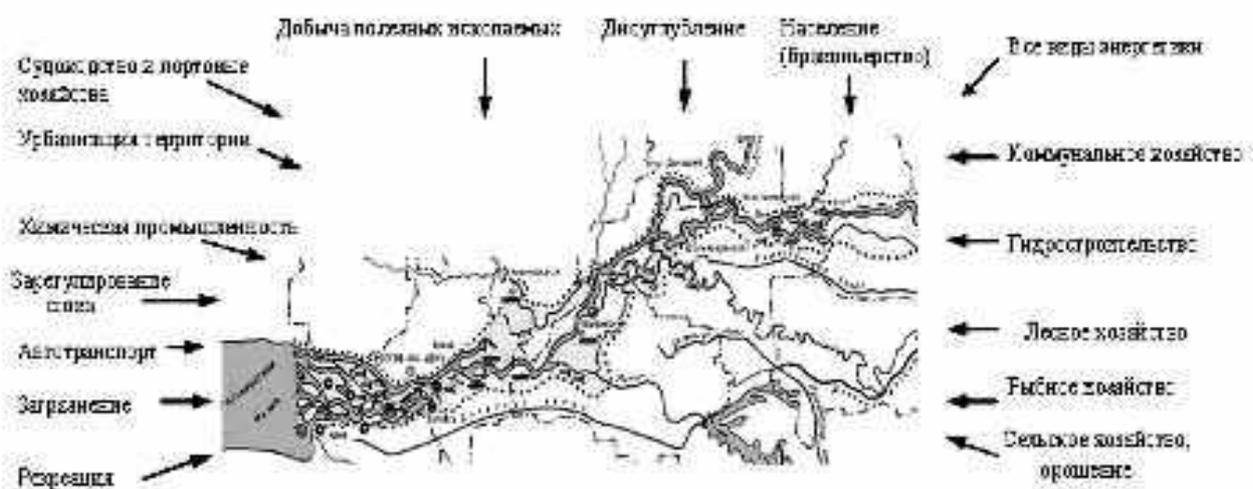


Рисунок 2 – Антропогенная деятельность в пойме Нижнего Дона

Из огромного перечня экологических последствий от воздействия антропогенных факторов в пойме Нижнего Дона наиболее существенны для экосистемы: снижение вероятности затопления поймы, нарушение условий естественного воспроизводства проходных и полупроходных рыб, гибель икринок

и молоди рыб, снижение нерестовых площадей, загрязнение, уничтожение естественных пойменных биоценозов, засоление, заболачивание, изменение видового биологического разнообразия, деградация поймы, потеря рекреационной значимости региона, изменение гидрологического, гидрохимического и гидравлического режимов реки и поймы.

В контексте создавшихся проблем необходимо подчеркнуть, что экосистема Нижнего Дона включает только три ключевых объекта, «жизнь» которых предопределена самой природой. Это – вода (водный сток), пойма (околоводный ландшафт) и рыба (водно-биологический ресурс). Единственной отраслью, благополучно существовавшей еще до создания Цимлянского водохранилища и не заинтересованной в изменении естественного режима стока р. Дон, является рыбное хозяйство, для которого сток весеннего половодья служит мериллом урожайности рыбных поколений и индексом экономической состоятельности. Не предъявляя требований к водным ресурсам в естественных условиях, а развиваясь в соответствии с законами природы, в ситуации зарегулированного режима рыбохозяйственная отрасль оказалась заложницей непомерно растущих интересов водного транспорта и сельского хозяйства, получивших приоритет в использовании донского стока. Для восстановления утраченных позиций рыбной отрасли, минимизации антропогенной нагрузки на экосистему Дона и Азовского моря в первую очередь, необходимо провести комплексный мониторинг всех объектов природного и социального назначения с целью уточнения и получения достоверной информации по хозяйственному использованию поймы; оценить эффективность каждого из видов хозяйственной деятельности, получившей развитие в пойме, с целью оценки ущерба, наносимого природной среде, и принятия решения о целесообразности проведения (ограничения или запрещения) этой деятельности; рассмотреть возможность демонтажа плотин и разблокировки части русел малых и средних рек, комплексное использование водных ресурсов которых утратило актуальность; разработать региональные «Схемы комплексного использования земельных, водных и биологических ресурсов поймы и дельты» с целью повышения эффективности их использования; оценить ущерб, причиненный рыбному хозяйству Нижнего Дона и Азовского моря от существования Донского водохозяйственного комплекса, разработать и утвердить в законодательном порядке Правила режима специального хозяйствования и использования земельного фонда на нерестилищах в пойме (в границах затопления 1994 г.) и дельте р. Дон; обратиться в Правительство РФ с целью поддержания выдвигаемых инициатив и возможного инвестирования ряда проектов (на конкурсной основе). Важным моментом в этой работе должна стать и деятельность, направленная на изменение гражданской позиции проживающего на пойменной территории населения, позволяющей воспринимать возможные наводнения как обычное природное явление, после которого, как говорили старожилы, возводящие свое жилье на сваях, «будут выше урожаи, будет больше рыбы!»

Список литературы

1. Бронфман А.М., Дубинина В.Г., Макарова Г.Д. Гидрологические и гидрохимические основы продуктивности Азовского моря, М.: Пищевая промышленность, 1979, 288 с.
 2. ГВК. Разд. 1. Поверхностные воды. Сер. 3. Многолетние данные. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Ч. I. Реки и каналы. Ч.2. Озера и водохранилища. Т.1 РСФСР. Вып. 3. Бассейн Дона. / Госкомгидромет, СК УГКС, УГКС ЦЧО.- Л.: Гидрометеиздат, 1986. - 559 с.
 3. Дубинина В.Г. Гидрологический режим поймы нижнего Дона и проблемы рыбохозяйственного использования водных ресурсов реки: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. - Ростов н/Д: РГУ, 1969. - 31 с.
 4. Дубинина В.Г. Рациональное использование водных ресурсов Дона с учетом рыбохозяйственных требований // Водные ресурсы №3, 1978.
 5. Жукова С.В. Оценка влияния на водные биоресурсы и среду их обитания при эксплуатации Цимлянского и Манычских водохранилищ/ Рыбохозяйственные проблемы строительства и эксплуатации плотин и пути их решения. Материалы заседания тематического сообщества по проблемам больших плотин и Научного консультативного совета Межведомственной ихтиологической комиссии, Москва, - WWF России, 2010 г. - с.47-67
 6. Жукова С.В., Сыроватка Н.И., Беляев А.Г., Шишкин В.М., Куропаткин А.П., Лутынская Л.А., Фоменко И.Ф. Дельта Дона: эволюция в условиях антропогенной трансформации стока. Ростов- на-Дону, 2009. 184 с.
 7. Правила использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища на р. Дон, Новочеркасск, Рукопись, 2012 г.
- Шикломанов И.А. Влияние хозяйственной деятельности на речной сток – М.: Гидрометеиздат, 1989. – 334 с.

ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ КРУПНЕЙШИХ ПРЭСНОВОДНЫХ ОЗЕР РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

Измайлова А.В.

Институт озероведения РАН, Санкт-Петербург, ianna64@mail.ru

Озерные воды являются важнейшей составляющей поверхностных водных ресурсов и характеризуются относительно легкой доступностью для эксплуатации. Необходимо отметить, что подавляющая часть озер на планете Земля характеризуется малыми размерами и содержит очень небольшие объемы воды. Вместе с тем, именно такие водоемы наиболее широко используются населением, проживающим в непосредственной к ним близости. В то же время основная часть водных ресурсов озер сконцентрирована в очень небольшом количестве крупнейших водоемов. Кроме хозяйственного использования, такие водоемы, благодаря громадным объемам содержащихся в них вод и в случае сохранения ими приемлемого качества, являют собой важнейший стратегический резерв пресных водных ресурсов нашей планеты.

Согласно классификации П.В. Иванова [1], крупнейшими озерами называют водоемы с площадью зеркала превышающей 1000 км^2 . Однако, поскольку в России всего 9 пресноводных озер такого размера и, в то же время, в 6 следующих по площади озерах (от 500 до 1000 км^2) содержится больше пресных вод, чем в категории водоемов с площадями зеркала от 1000 до 5000 км^2 , к крупнейшим озерам России имеет смысл относить все водоемы, превышающие по размеру зеркала 500 км^2 . Таким образом, на территории РФ находится 15 наиболее крупных пресных озер, в которых сосредоточено $24\,930 \text{ км}^3$ воды. Согласно новой оценке ИНОЗ РАН, во всех озерах РФ содержится около $25\,920 \text{ км}^3$ пресных вод. То есть, всего в 15 крупнейших пресных озерах концентрируется около 96% этой величины. В этой связи становится важным оценить современное качество данного ресурса и динамику его изменения в последние десятилетия, во многом предопределяющую и характер его дальнейших изменений.

Анализ динамики изменения экологического состояния вод, содержащихся в крупнейших озерах РФ, производился на уровень до начала существенного антропогенного влияния на водоемы (природные условия) и с 1950 по 2010 гг. через каждое десятилетие. При этом рассматривались изменения трофического статуса озерных вод и их токсической загрязненности. В основу проведенной оценки были положены справочные и литературные данные по качеству воды крупнейших пресноводных озер РФ, а также данные ежегодных Государственных докладов «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации». При определении статуса трофности каждого водоема чаще всего использовались оценки, приведенные в литературе, однако периодически возникала необходимость учесть изменения экологического статуса по акватории и с глубиной. При этом использовались данные по морфометрии водоема, батиметрические карты, учитывалось размещение основных источников загрязнения вдоль береговой линии. Ориентируясь на данные даже единичных измере-

ний концентрации биогенных веществ и оценки первичной продукции в разные годы, были произведены ретроспективные оценки трофности и токсической загрязненности для тех озер, комплексное изучение которых началось лишь во второй половине XX века.

В связи с тем, что границы между различными категориями трофности часто оказываются размытыми, и разные части озера могут характеризоваться различным уровнем трофности по разным показателям, для анализа изменений трофического статуса крупнейших озер была использована шкала, включающая наряду с категориями олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные и гипертрофные воды также переходные категории - олиготрофно-мезотрофные и мезотрофно-эвтрофные. В то же время для оценки динамики токсической загрязненности была выбрана не общепринятая шкала, основанная на оценке удельного комбинаторного индекса загрязненности вод (УКИЗВ), а шкала, ориентированная на учет изменений уровня загрязнения по акватории озера. Это связано с недостаточностью данных, характеризующих значительную вариабельность загрязнения по акватории крупных озер.

В силу того, что имеющихся данных измерений по акватории крупнейших озер чаще всего недостаточно для точных оценок объемов вод различной степени загрязненности, приводимые суммарные оценки экологического статуса водных масс носят лишь ориентировочный характер. Однако они дают убедительное представление о произошедших за полстолетия изменениях качества водных масс, содержащихся в крупнейших озерах.

Согласно проведенной оценке, с начала XX в. по настоящее время доля олиготрофных вод в крупнейших озерах РФ снизилась почти на 4 % процента. В естественном состоянии олиготрофные воды составляли 99,9 %, а мезотрофные – 0,1 %, в настоящее время на долю олиготрофно-мезотрофных и мезотрофных вод приходится 3,4 %, мезотрофно-эвтрофных и эвтрофных – 0,08 %, эвтрофно-гипертрофных – 0,05 и дистрофных – 0,01 % от общего объема вод. Изменение трофического статуса водных масс крупнейших озер РФ в динамике за 1950–2010 показано на рисунке 1. Поскольку основная масса озерной воды РФ сконцентрирована в озере Байкал, сохраняющем высокое качество вод по большей части акватории, на рисунке 1-б дана динамика изменения водных масс крупнейших озер без учета байкальской воды.

Процесс изменения трофического статуса крупнейших озер РФ начался еще в середине XX в., однако наиболее заметным он стал в 1970-е гг. К 1980 г. существенно повысился трофический уровень Ладожского озера, его вода на значительной части акватории достигла мезотрофного, а в прибрежной зоне – эвтрофного уровня. Повысилось содержание в ней фосфора; понизилась концентрация кислорода. К концу 1970-х гг. уровень развития фитопланктона в прибрежной зоне вырос по сравнению с 1960-ми гг. в 4–5 раз, зоопланктона - в 2,5 раза, бактериопланктона - в 3 раза. На отдельных участках в летнее время стало отмечаться «цветение» воды, обусловленное интенсивным развитием синезеленых водорослей. Из состава планктонных и бентосных сообществ начали выпадать наиболее чувствительные к загрязнению виды, все большую роль

стали приобретать организмы с широкой экологической валентностью. Однако изменение трофического статуса озера было неустойчивым, его возврат к исходному олиготрофному состоянию оставался возможен. Что и произошло к началу 1990-х гг. в результате принятия ряда природоохранных мер, а также благодаря начавшемуся в этот период спаду производства. Качество ладожской воды стало постепенно выправляться, началась медленная реолиготрофикация водоема. На сегодняшний день центральный и северный участки озера сохраняют исходные олиготрофные черты, а южные заливы характеризуются как олиготрофно-мезотрофные и мезотрофные [4]. Из-за высокой инертности водных масс процесс полного восстановления озера пока не завершен.

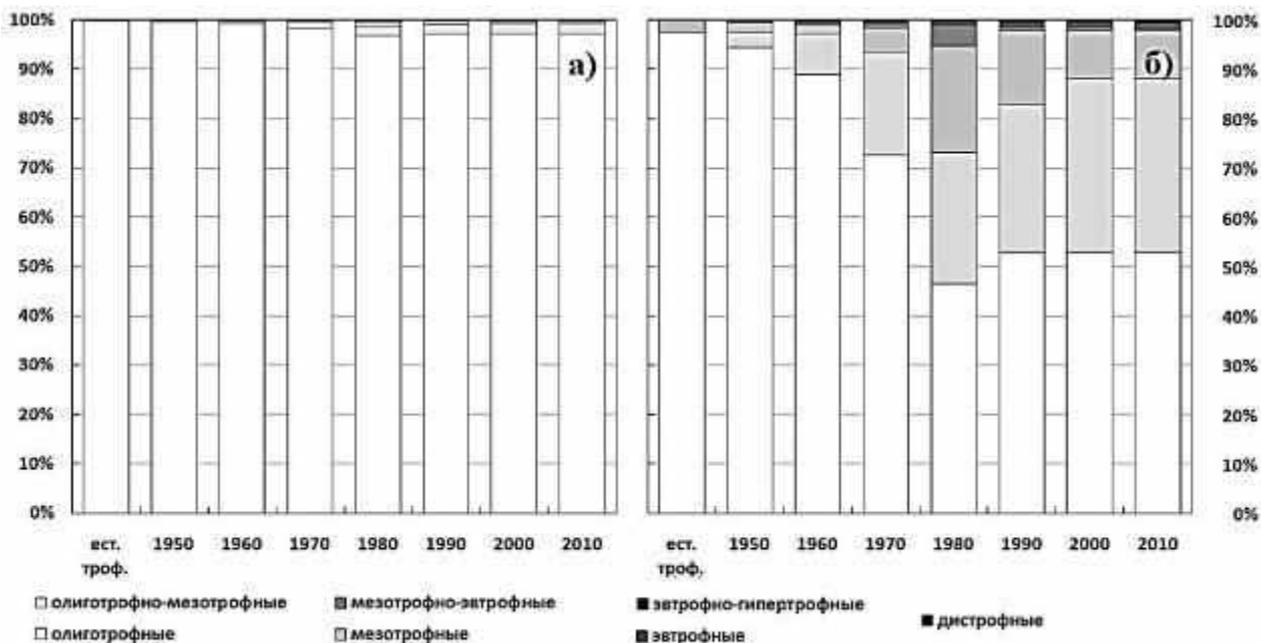


Рисунок 1 – Динамика изменения трофического статуса вод, содержащихся в крупнейших озерах РФ: а) все крупнейшие озера РФ; б) – без учета Байкала

Повышение трофического статуса затронуло и практически все крупнейшие мелководные озера РФ, характеризовавшиеся в 1950-х гг. как мезотрофные. В результате к настоящему времени озера Ханка, Ильмень и Белое достигли мезотрофно-эвтрофного уровня. Значительное ухудшение экологического состояния наблюдалось на Чудско-Псковском озере, часть которого - Чудское оз. к 1980-м годам перешло от мезотрофного к эвтрофному уровню, а оз. Псковское – от эвтрофного к гипертрофному. На 1980-1990 гг. приходится и катастрофическое ухудшение качества воды оз. Пясино, которое в связи с существенным снижением рН водоема в результате сброса в него части сточных вод горно-металлургического производства и других стоков г. Норильска перешло в дистрофное состояние.

К настоящему времени олиготрофный статус наряду с оз. Байкал сохранили озера Таймыр, Топозеро, Хантайское, Сегозеро и Пяозеро. На Онежском озере и Выгозере мезотрофный статус характерен лишь для относительно небольшой части прибрежной зоны.

Значительные изменения произошли и в уровне токсической загрязненности крупнейших озер. Динамика изменения токсической загрязненности водных масс за период 1950–2010 гг. представлена на рисунке 2.

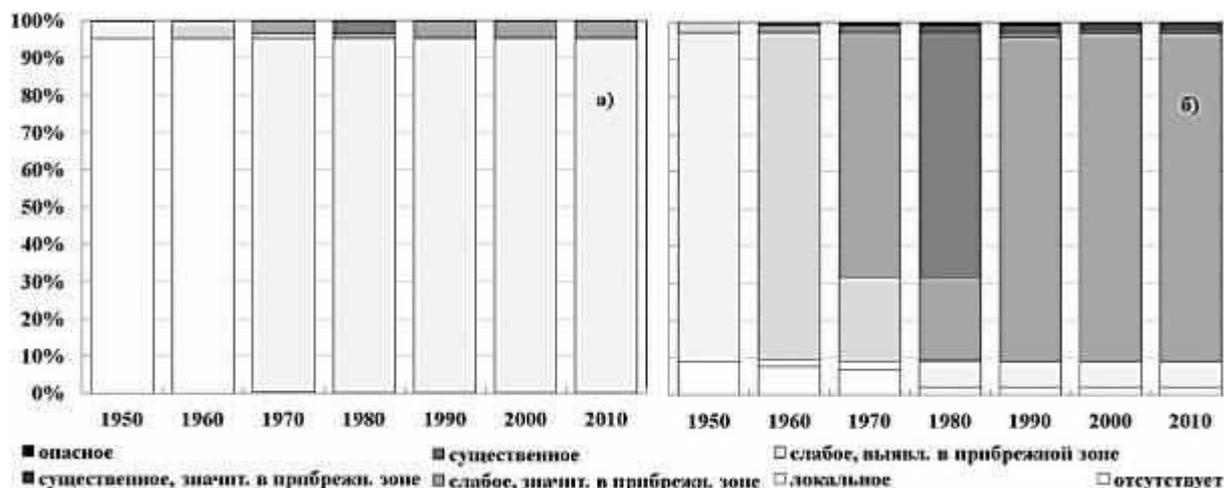


Рисунок 2 – Динамика изменения токсической загрязненности вод, содержащихся в крупнейших озерах РФ:

а) все крупнейшие озера РФ; б) – без учета Байкала

До 1950 г. более 95 % вод крупнейших озер РФ характеризовались как чистые. Наряду с оз. Байкал токсическое загрязнение фактически отсутствовало в водах оз. Таймыр, Хантайского, Топозере, Сегозере и Пяозере. Более загрязненными в это время были мелководные водоемы, а также часть оз. Имандра в которую с начала 1930-х гг. разгружались стоки предприятий горно-обогатительного производства. Заметное ухудшение качества озерной воды на большинстве крупных озер стало выявляться в 1960-е гг., что было связано с ускорившимся ростом промышленного производства по всей территории РСФСР. Загрязнение вод крупнейших озер токсикантами изначально наблюдалось в прибрежной зоне, уже в 1970-е гг. оно стало переходить и на часть глубоководной зоны. К началу 1970-х гг. токсическая загрязненность части прибрежных вод стала заметной и на оз. Байкал, в которое с 1966 г. стали поступать сточные воды Байкальского целлюлозно-бумажного комбината, в результате чего начали деградировать прилегающие территории озера.

К 1980-х гг. существенно ухудшилось качество воды Ладожского озера, токсическая загрязненность ряда его прибрежных территорий достигла опасных значений. На части акватории, особенно в приустьевых участках рек и вблизи выпусков сточных вод, отмечалось присутствие хлорорганических пестицидов, солей тяжелых металлов, нефтепродуктов и фенолов, нередко визуально наблюдалась нефтяная пленка. В воде и донных отложениях появились бензол, хлорфенолы, альдегиды, кетоны, спирты, терпеновые соединения, серосодержащие вещества. Концентрация высокомолекулярных соединений в ряде районов значительно превышали ПДК. В результате на отдельных загрязненных участках дна в полисапробных зонах исчезли многие типичные представители ладожской фауны. Под влиянием токсичных ксенобиотиков у некоторых планктонных и бентосных организмов появились различные морфологические отклонения от нормы (уродства) [3]. Лишь

в конце 1980-х гг., благодаря принятию ряда природоохранных мер, качество ладожской воды стало улучшаться.

Начиная с 1980-х гг. существенное токсическое загрязнение наблюдалось на мелководных озерах Ханка и Чудско-Псковском. На оз. Ханка к началу 1990-х гг. уровень загрязнения поднялся настолько, что Приханкайская низменность была объявлена зоной экологического кризиса [2]. Наибольшие концентрации здесь были отмечены для меди, цинка, алюминия и кадмия, другими загрязнителями явились нефтепродукты и фенолы. На рост токсического загрязнения озера повлияли также широко используемые в бассейне пестициды и ядохимикаты, применяемые для борьбы с сельскохозяйственными вредителями. Продолжилось токсическое загрязнение оз. Имандра, снизившееся лишь к 2000-м в связи с экономическим кризисом 90-х, повлекшим падение производства, а также благодаря усилению экологического законодательства.

С 1990-х гг. существенное токсическое загрязнение, связанное с активизацией деятельности Горно-металлургической компании «Норильский никель», наблюдается на оз. Пясино. В настоящее время озеро почти полностью лишено рыбы, вокруг него исчезли многие виды растений и животных, а его вода имеет зеленовато-серый оттенок. В последние годы «Норильским никелем» была разработана экологическая программа, которая, возможно, улучшит экологическую ситуацию оз. Пясино и окружающего его региона.

Однако, несмотря на существенную загрязненность ряда водоемов или их частей, общая загрязненность пресных вод, содержащихся в крупнейших озерах РФ, оставалась относительно невысокой (рисунки 1 и 2), прежде всего из-за огромных масс воды, сконцентрированных в гиполимнионах наиболее крупных озер.

В заключение необходимо отметить, что несмотря на значительное антропогенное давление, крупнейшие озера, прежде всего глубоководные, продолжают представлять собой важнейший резерв относительно чистых пресных вод РФ. В них сконцентрировано 24 930 км³ пресной воды, более 95 % которой (около 24 000 км³) характеризуется хорошим качеством. Поддержание высокого экологического статуса крупнейших озер позволяет сохранять значительные стратегические запасы чистой озерной воды даже при сильном загрязнении малых и средних водоемов.

Список литературы

1. Иванов П. В. Классификация озер по величине и по их средней глубине // Бюл. Ленингр. ун-та. – 1948. – № 21. – С. 29–36.
2. Молокоедова Е. А. Приморская погода: Экологическое состояние озера Ханка [Электронный ресурс]. – <http://www.primogoda.ru/article.aspx?id=29>
3. Румянцев В. А., Драбкова В. Г., Измайлова А. В. Великие озера мира. – СПб: Лема, 2012. – 370 с.
4. Rumyantsev V., Kudersky L., Izmailova A. Lake Ladoga. – 2009. – 64 p. Brief [Электр. ресурс].
http://rcse.edu.shigau.ac.jp/govpro/plan/2009list/11wlc13_wuhan/ilbm_expert_group_meeting/ilbm_lake_briefs_in_progress/06_aladi_ldoga_lake_brief_%28final_draft%29.pdf.

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ГИДРОБИОНТОВ КАК ИНСТРУМЕНТ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

Клишко О.К.

Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН,

Чита, Россия, amelik2@mail.ru

В современную эпоху развития биосферы повсеместно наблюдается рост антропогенного загрязнения водных объектов, вызывая изменение физико-химического состояния природной среды и нарушение экологического баланса водных экосистем. Поверхностные воды являются средой обитания для водных животных и необходимым ресурсом для всего живого на планете. Особое опасение вызывают экологические проблемы, связанные с интенсивной эксплуатацией минерально-сырьевых ресурсов и техногенным загрязнением природной среды. В составе техногенных потоков, поступающих в водную среду, тяжелые металлы (ТМ) относятся к наиболее опасным токсикантам. По характеру влияния на живые организмы они выделяются ярко выраженным кумулятивным эффектом и токсическим действием (11). Даже в малых концентрациях ТМ могут оказывать сильное токсическое воздействие на живые организмы в результате замещения необходимых для метаболизма микроэлементов, нарушать или подавлять жизненно важные функции (10). Проблема токсического загрязнения поверхностных вод ставит задачи оценки, контроля и прогноза изменения их качества для принятия мер по предотвращению или снижению неблагоприятных последствий загрязнений и экологического риска для водных экосистем.

В практике оценки качества вод наиболее перспективным объектом признаны донные беспозвоночные [12], используемые в качестве надежных биоиндикаторов [1, 2, 4, 5, 13, 15, 18]. В процессе жизнедеятельности они накапливают значительные концентрации ТМ, что позволяет оценивать экологическое состояние их популяций по показателю биоаккумуляции (ПБ) ТМ в широком диапазоне средовых градиентов [3, 4, 6, 7, 16, 17]. Содержание в водной среде отдельных токсичных элементов может и не превышать предельно допустимые концентрации (ПДК), однако в комплексе с определенными факторами среды, одни из них могут значительно усиливать токсическое воздействие других [14, 18, 19]. Поэтому наряду с нормативами ПДК, условно лимитирующими концентрации ТМ в водной среде, необходимо экологическое нормирование их техногенного поступления в водоемы по экологическому состоянию биоиндикаторов. Исследования в этом направлении актуальны и необходимы для разработки критериев оценки качества вод по состоянию гидробионтов и обоснования экологического нормирования техногенной нагрузки на водные объекты [9]. В настоящее время биогеохимические исследования становятся объективной необходимостью.

Выполненные нами многолетние исследования по биоаккумуляции химических элементов у донных беспозвоночных позволили выявить группы и виды животных, представляющих с одной стороны экологически значимый компонент водных экосистем, с другой – наиболее чувствительных к токсическому загрязнению вод тяжелыми металлами. К их числу принадлежат двусторчатые моллюски

(жемчужницы, перловицы, беззубки) и массовые почти во всех типах водных объектов амфибионтные насекомые (веснянки, ручейники, поденки, мошки, хирономиды). Исследуемые животные были собраны из 27 водных объектов, расположенных на территории Забайкальского и Хабаровского краев, Амурской и Иркутской областей России. Исследованиями были охвачены 19 водотоков, пересекающие территорию месторождений меди и золота, трансграничный участок р. Амур, р. Ангара, оз. Байкал, природные и антропогенно измененные реки и озера. Для оценки экологического состояния популяций гидробионтов был использован метод биогеохимической диагностики накопления ТМ с расчетом показателя их биоаккумуляции (ПБ). Определение концентраций Fe, Mn, Zn, Sr, Cr, Cu, Ni, Mo, Pb, Cd, Co, Hg и As в тканях организмов проводилось в институте тектоники и геофизики (ИТиГ ДВО РАН) методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS, прибор ELAN DRC II, Perkin Elmer, США). Содержание тех же элементов в водной среде определялось методом атомно-абсорбционной спектрометрии (AAS) в институте природных ресурсов, экологии и криологии (ИПРЭК СО РАН). Всего для анализа данных было использовано более 460 экз. разных видов моллюсков и 96 проб из выборок разных видов и групп насекомых навеской от 350 до 11960 мг сырой массы.

Для целей биогеохимической диагностики накопления ТМ у донных беспозвоночных и оценки экологического состояния их популяций хорошо зарекомендовал себя экспресс-метод расчета ПБ элементов, разработанный по данным проведенных ранее исследований (3, 4, 5, 16). Использовалась преобразованная формула расчета ПБ для исследуемых элементов:

$$\text{ПБ}_i = (K_i / K_{\text{Fe } 1}) \cdot K_{\text{Fe } 2} \text{ и суммарный ПБ} = \sum \text{ПБ}_i,$$

где K_i – концентрация исследуемого элемента и $K_{\text{Fe } 1}$ – концентрация железа в тканях организмов, $K_{\text{Fe } 2}$ – концентрация железа в водной среде.

В расчетах ПБ используются данные по концентрации Fe в тканях организмов и в воде относительно прочих ТМ, поскольку накопление Fe, как наиболее жизненно важного элемента, значительно превышало накопление прочих ТМ. В водной среде также концентрации Fe превышали концентрации прочих ТМ. По данным исследований была выявлена общая для исследованных групп животных закономерность повышения ПБ ТМ с ростом их суммарного содержания в водной среде. Зависимость ПБ (y) от суммарного содержания ТМ в среде (x), выражаемая уравнением степенного типа $y = ax^b$, позволяет количественно оценить уровни биоаккумуляции ТМ у гидробионтов в широком диапазоне содержания ТМ в водной среде (таблица 1). Варьирование параметров « a » и « b » в пределах 1,7-12,5% и высокий коэффициент корреляции (0,84-0,99), определяют высокую точность расчета значений ПБ. Используя параметры « a » и « b » в уравнении регрессии и получаемые в процессе мониторинга данные по содержанию ТМ в среде, можно рассчитать ПБ у гидробионтов в любом водном объекте и оценить их экологическое состояние без особых затрат.

Можно также рассчитать и прогнозные значения ПБ, чтобы предсказать недопустимый уровень ухудшения экологического состояния гидробионтов при усилении техногенной нагрузки и повышении загрязнения вод ТМ (рисунок 1).

Таблица 1 – Значения параметров «a» и «b» в уравнениях $y=ax^b$ для расчета ПБ (y); r – коэффициент корреляции, CV – коэффициент вариации.

x – содержание ТМ в среде (мг/л)	a	b	r	CV «a», %	CV «b», %
Фоновое (0.01-0.015)	0,176±0,0013	0,530±0,0235	0,989	7,3	4,4
Низкое (0.15-0.60)	0,775±0,0371	0,632±0,0403	0,932	4,8	6,4
Повышенное (0.61-1.50)	1,059±0,0075	1,521±0,0308	0,987	1,7	2,1
Высокое (1.51-1.90)	1,025±0,0103	1,571±0,1966	0,842	10,0	12,5

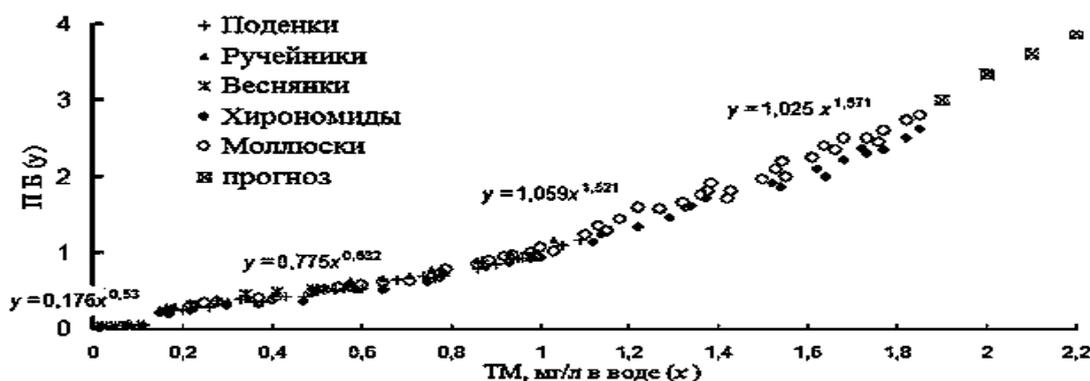


Рисунок 1 – Изменение ПБ у донных беспозвоночных в условиях фонового, низкого, повышенного и высокого содержания ТМ в водной среде

Выявлено, что повышенные значения ПБ коррелируют с частотой встречаемости различных проявлений патологии (ЧВП, %) у организмов в выборках проб. По сопряженным значениям ПБ и ЧВП у гидробионтов, обитающих в условиях с различным содержанием ТМ в среде, можно надежно оценить экологическое состояние их популяций, которое в свою очередь позволяет дать оценку степени загрязнения среды обитания, а также уровень техногенной нагрузки на экосистему (таблица 2).

Таблица 2 – Оценка качества вод и техногенной нагрузки на водоемы по экологическому состоянию популяций гидробионтов в условиях различного содержания ТМ в водной среде

∑ ТМ, мг/л в воде	ПБ		ЧВП, %	Экологическое состояние	Степень загрязнения среды	Техногенная нагрузка
	Значение	Уровень				
0,01-0,015	0,015-0,057	Фоновое	0	Хорошее	Очень чистая	Отсутствует
0,15-0,25	0,26-0,33	Низкий	1-3	Благополучное	Чистая	Допустимая
0,26-0,50	0,34-0,49	Значительный	4-6		Слабо загрязненная	
0,51-0,80	0,51-0,76	Повышенный	7-15	Неблагополучное	Загрязненная	Повышенная
0,81-1,50	0,77-1,95	Высокий	16-30	Опасное	Значительно загрязненная	Опасная
1,51-1,90	1,96-2,90	Очень высокий	31-50	Угрожающее	Грязная	Угрожающая
>2,0*	>3,0*	Критически высокий*	>50	Критическое*	Очень грязная*	Критическая*

ЧВП – частота встречаемости проявлений патологии, * - прогнозные данные.

По результатам полученных данных биогеохимической диагностики накопления ТМ у исследованных групп донных беспозвоночных в водных объектах с разным уровнем антропогенного воздействия, экологическое состояние их сообществ было оценено в градациях от хорошего и благополучного до опасного и угрожающего. Прогнозные данные при условии повышения содержания ТМ в водной среде указывают на ухудшение экологического состояния популяций гидробионтов до критического, т.е. вымирания. В условиях очень грязной водной среды при критическом уровне техногенной нагрузки, существует реальная угроза экологического риска для экосистемы и ее деградации.

Главной задачей экологического нормирования является предотвращение опасного уровня загрязнения водоемов, с целью сохранения разнообразия и функционирования биотической составляющей экосистем, самоочищаемого ресурса водной среды. В сообществах донных беспозвоночных двустворчатые моллюски и личинки амфибионтных насекомых, как эффективный природный биофильтр, очищают воду от органических и минеральных веществ, а также растворенных химических элементов. В процессе жизнедеятельности они накапливают в своих тканях высокие концентрации ТМ, осаждают их в донные отложения и выносят из водной среды с вылетом взрослых насекомых. Донные беспозвоночные могут выступать в роли информативного прибора-индикатора, выявляющего комплекс неблагоприятных экологических факторов, определить и оценить которые только химическими методами невозможно. Состояние их популяций по ПБ ТМ дает более объективную и информативную оценку качества вод по сравнению с нормативами ПДК. Для мониторинга и ограничения техногенного поступления ТМ в водоемы, а также обоснованного экологического нормирования предлагается использование ПБ ТМ, который может служить надежным критерием экологического нормирования техногенной нагрузки на водные объекты.

Список литературы

1. Безматерных Д.М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири // Экология, 2007. Вып. 85. С. 47–49.
2. Брень Н.Б., Домашлинец В.Г. Беспозвоночные как мониторы полиметаллического загрязнения вод // Гидробиол. Журн.. 1998. Т. 34. № 5. С.80–93.
3. Клишко О.К., Авдеев Д.В., Голубева Е.М. Особенности биоаккумуляции тяжелых металлов у моллюсков в аспекте оценки состояния окружающей среды. //Доклады АН, 2007. Т. 413, № 1. С. 132–134.
4. Клишко О.К. Экотоксикологическое состояние донных беспозвоночных как критерий оценки качества среды их обитания //Атропогенное влияние на водные организмы и экосистемы. Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок. Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии. Ч. 3. Борок: ИБВВ, 2008. С. 43–47.
5. Клишко О.К., Бердников Н.В, Авдеев Д.В, Борзенко С.В. Биогеохимический мониторинг тяжелых металлов в зоне геотехногенеза //Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий. Труды IV Всероссийского симпозиума и X Всероссийских чтений памяти акад. А.Е. Ферсмана. Чита: Поиск, 2008. С. 62–69.
6. Клишко О.К. Биогеохимический метод оценки состояния популяций донных беспозвоночных и экологического риска для водных экосистем //Сборник тезисов до-

кладов II Международной конференции «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем». С.-Пб, 2011. С. 86.

7. Клишко О.К. Оценка экологического состояния гидробионтов для ранней диагностики антропогенного изменения водоемов //Сборник тезисов докладов II Международной конференции «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем». С.-Пб, 2011. С. 87.

8. Клишко О.К. Фоновые данные по биоаккумуляции тяжелых металлов на территории Удоканского месторождения //Минералогия и геохимия ландшафта горно-рудных территорий. Труды IV Всероссийского симпозиума и X Всероссийских чтений памяти акад. А.Е. Ферсмана. Чита: Поиск, 2012. С. 53–58.

9. Клишко О.К., Бердников Н.В. Оценка экологического состояния гидробионтов и качества вод в условиях техногенного воздействия на экосистемы //Естественные и гуманитарные науки – устойчивому развитию общества. Международный сборник научных трудов, посвященный году Германии в России. М.: Альтекс, 2012. С. 65–71.

10. Немова Н.Н. Биохимические эффекты накопления ртути у рыб. М.: Наука, 2005. 162с.

11. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.

12. Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество вод. Минск: Белорусская наука, 2011. 329 с.

13. Яковлев В.А. Воздействие тяжелых металлов на пресноводный зообентос: следствия для сообществ //Экологическая химия, 2002. Вып. 11 (2). С. 117–132.

14. Borgmann U., Norwood W.P., Dixon D.G. Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyallea azteca* using saturation curves and biotic ligand model //Environmental Pollution, 2004. No. 131. P. 469–484.

15. Frank H., Gerstmann S. Declining populations of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) are burdened with heavy metals and DDT/DDE //Ambio, 2007. Vol. 36 (7) P. 571–574.

16. Klishko O.K. Method of biogeochemical diagnostics of heavy metals accumulation in mollusks (Unionidae) and estimation of their ecological condition (The case of the Amur river, Russia) Journal of Environmental Science and Engineering, 2013. Vol. 2 (2). P. 112–126.

17. Klishko O.K., Vshivkova T.S. The assessment of water quality on bioaccumulation of heavy metals in caddis larvae of *Rhyacophila* (Tricoptera: Rhyacophilidae) in natural and anthropogenic transformed streams //Abstract Book of 2nd Symposium of Bentological Society of Asia, 2014. Busan, Republic of Korea. P. 24.

18. Lagrana C.C., Apodaca D.C., David C.P. Chironomids as biological indicators of metals contamination in aquatic environment // Environmental Science and Development, 2011. Vol. 2 (4). P. 3–9.

19. Mahboob S. Environmental pollution of heavy metals as a cause of oxidative stress in fish: a review // Life Science Journal, 2013 (10). P. 336–347.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ УГЛЕРОДНЫХ СОРБЕНТОВ ИЗ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОТХОДОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ИОНОВ МЕДИ (II)

Лозинская Е.Ф., Митракова Т.Н., Верютина М.А., Лукьянчикова О.Н.
Курский государственный университет, Курск, Россия, t-mitrakova@rambler.ru

Важной экологической проблемой является загрязнение поверхностных вод ионами тяжелых металлов, токсическое воздействие которых на живые организмы приводит к нарушению протекания ферментативных реакций. Сточные воды машиностроительных предприятий – основной источник поступления тяжелых металлов в водоёмы. С точки зрения охраны гидросферы гальванические производства продолжают оставаться наиболее проблематичными из-за образования большого количества медьсодержащих стоков. Высокая токсичность элемента, особенно для водоемов рыбохозяйственного значения, определяет низкие допустимые концентрации, установленные для сброса. Из существующих способов очистки наиболее эффективным является сорбционный метод. В качестве сорбентов используют различные искусственные и природные пористые материалы, имеющие развитую поверхность (синтетические сорбенты, активированные угли, силикагели, цеолиты, глины). Основная практическая задача заключается в подборе материалов, имеющих невысокую стоимость, но обеспечивающих достаточную глубину очистки.

Сырьём для получения сорбентов могут служить плохо утилизируемые растительные отходы агропромышленного комплекса (например, шелуха гречихи, риса, пшеницы, лузга подсолнечника и др.). Ориентировочный объём подобных отходов составляет несколько сотен тонн в год, они большей частью вывозятся в отвалы, загрязняя окружающую среду. Использование отходов в качестве сырья позволяет решить сразу две экологические проблемы: утилизацию растительных отходов и очистку сточных вод [5].

Целью данной работы является изучение сорбции ионов меди (II) сорбентами из растительных отходов и оценены возможности их использования для очистки сточных вод гальванических производств. В работе использованы сорбенты марок ПУ-1, ПУ-2, изготовленные из отходов сельскохозяйственного производства [3], и активированный уголь АН-К4, полученный из антрацита [2]. Технологии приготовления сорбентов разработаны в МИТХТ им. М.В. Ломоносова. Характеристики исследуемых сорбентов приведены в таблице 1.

Таблица 1 – Физико-химические характеристики изучаемых сорбентов

Сорбент	Исходный материал	Удельная поверхность, м ² /г	Карбоксильная кислотность, ммоль-экв/г	Общая щелочность, ммоль-экв/г
ПУ-1	Шелуха гречихи	140	319,71	2,24
ПУ-2	Лузга подсолнечника	319	151,29	4,64
АН-К4	Антрацит	1207	109,60	1,87

Одним из важнейших факторов при сорбционном извлечении ионов из раствора является значение кислотности среды, влияющих как на форму, в которой находится в растворе сорбируемый ион, так и на состояние ионогенных групп сорбента. Зависимость степени сорбции от рН исследовали в диапазоне рН от 2 до 9 (рисунок 1), начальная концентрация ионов меди составляла 1 мг/дм³. Повышение степени сорбции меди на всех исследуемых сорбентах относится к интервалу рН 7,0-8,00 (в нейтральной и слабощелочной среде). Это коррелирует с минимальным валовым содержанием ионов меди в растворе [1].

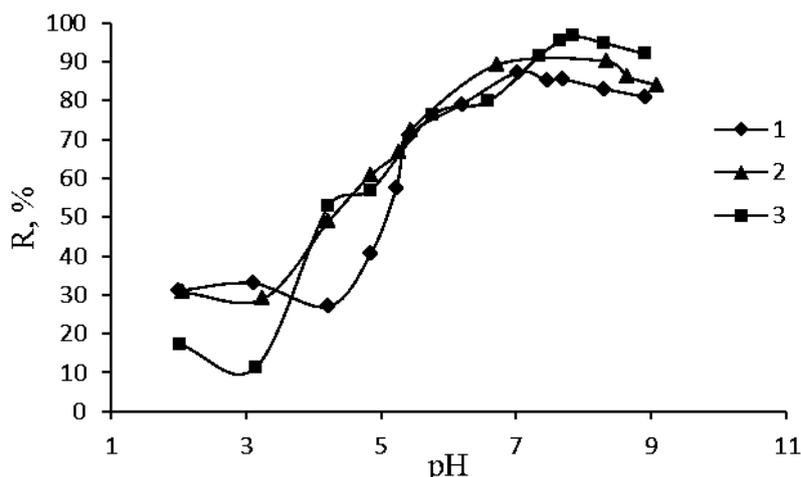


Рисунок 1 – Зависимость степени сорбции ионов меди (II) от рН среды: 1– ПУ-1; 2 – ПУ-2; 3 – АН-К4.

При оптимальном значении рН изучен характер распределения ионов Cu^{2+} в системе модельный раствор – сорбент. Исследование сорбции ионов меди (II) проводили в статических условиях при массовом соотношении модельный раствор : сорбент = 1000:1 в диапазоне концентраций ионов меди $1,57 \cdot 10^{-3}$ ммоль/дм³ до 0,47 ммоль/дм³. Время экспозиции составляло 24 часа. Содержание ионов меди в растворах до и после сорбции определяли экстракционно-фотометрически с диэтилдитиокарбаматом свинца [4].

Кривые зависимости равновесной концентрации меди в фазе сорбента от валовой равновесной концентрации Cu^{2+} в растворе представлены на рисунке 2. Изотермы сорбции ионов меди (II) на образцах, полученных из растительных отходов, относятся к L-типу, изотерма на активированном угле АН-К4 – H-типу. Экспериментальные данные были аппроксимированы с помощью уравнений Генри, Ленгмюра, Фрейндлиха. Основные термодинамические параметры сорбции, исследуемых образцов, приведены в таблице 2.

Таблица 2 – Основные параметры сорбции ионов меди (II) исследуемыми образцами

Сорбент	$K_G, \text{дм}^3/\text{г}$	$K_L, \text{дм}^3/\text{г}$	$A_{\text{пр}}, \text{ммоль}/\text{г}$	K_F	$1/n$
ПУ-1	2,77	57,76	0,07	0,42	0,65
ПУ-2	3,10	47,06	0,10	0,55	0,67
АН-К4	7,31	36,39	0,16	0,88	0,70

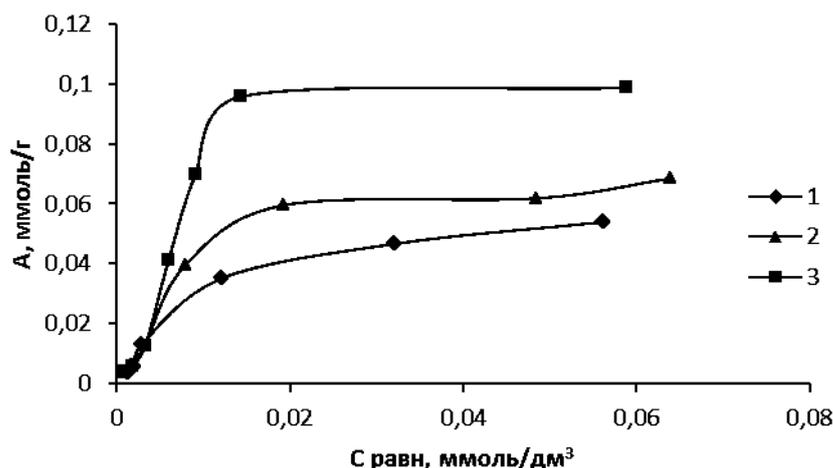


Рисунок 2 – Изотермы сорбции ионов меди (II) исследуемыми сорбентами ($T = 25 \pm 2^\circ\text{C}$): 1 - ПУ-1; 2 – ПУ-2; 3 – АН-К4.

Из исследуемых сорбентов лучшими сорбционными свойствами обладает активированный уголь АН-К4, сорбционная ёмкость (СОЕ) которого равна 0,16 ммоль/г. Из растительных сорбентов наибольшая СОЕ характерна для образца ПУ-2, которая превышает ёмкость сорбента ПУ-1 в 1,4 раза.

Изучение кинетики из 10 мл модельного раствора с оптимальным значением рН и концентрацией меди 1 мг/дм³ на 0,01 г сорбента показало, что процесс сорбции на всех изучаемых сорбентах протекает достаточно быстро, равновесие достигается через 3 мин, что имеет важное практическое значение для очистки воды (рисунок 3).

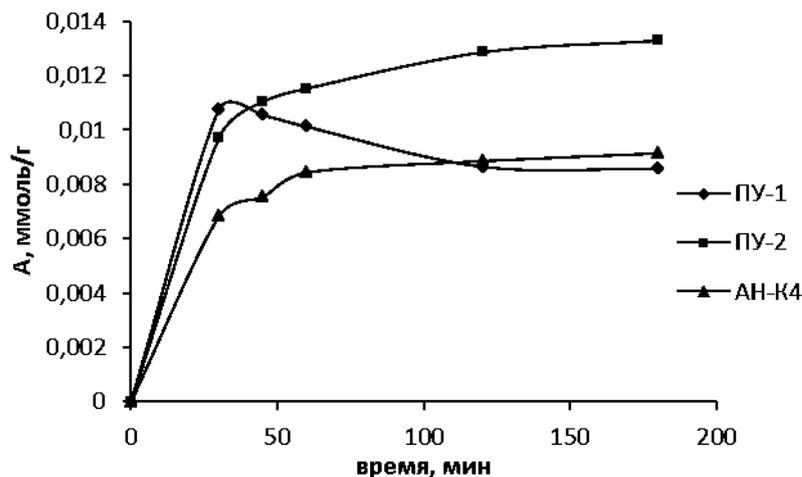


Рисунок 3 – Интегральные кинетические кривые сорбции ионов Cu^{2+} на сорбенте: 1 - ПУ-1, 2 – ПУ-2 и 3 – АН-К4.

Далее оценивали возможность использования представленных образцов для сорбционной доочистки сточных вод при разном массовом соотношении сорбент : раствор (1:1000; 1:500 и 1:200). В качестве модельных растворов использовали реальные сточные воды гальванического производства с различным содержанием ионов меди (0,082 мг/дм³ и 0,04 мг/дм³). К 100 см³ воды гальванического стока прибавляли ~0,1; ~0,2; ~0,5 г сорбента. Оставляли на 1 час. Затем отфильтровывали содержимое каждой колбы через фильтр «белая лента».

Содержание меди в фильтрате определяли экстракционно-фотометрически. Полноту извлечения ионов меди из сточных вод оценивали, рассчитывая, степень сорбции $R, \%$ по формуле (1):

$$R = \frac{C_0 - C_{равн}}{C_0} \cdot 100\% \quad (1)$$

где C_0 – исходная концентрация ионов меди (II) в сточной воде, мг/дм³;

$C_{равн}$ – концентрация ионов меди (II) в воде после сорбции, мг/дм³.

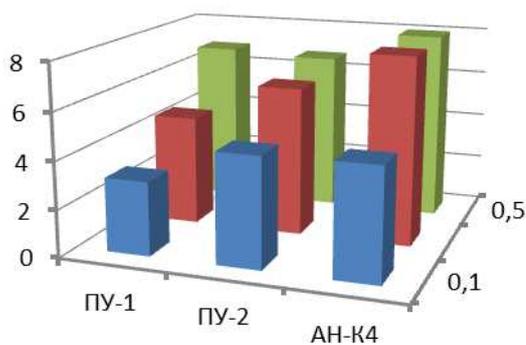
Результаты приведены в таблице 3. Особо следует отметить, что после очистки вода обладает хорошими органолептическими свойствами (отсутствует цветность, запах и т.д.).

Таблица 3 – Результаты экспериментального изучения сорбции ионов Cu^{2+} из сточных вод объемом 100 см³ исследуемыми образцами при массовом соотношении раствор: сорбент 1000:1, 500:1 и 200:1

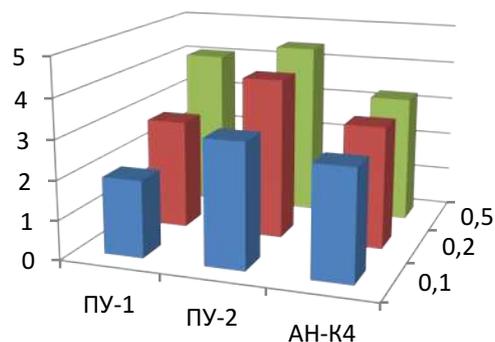
Масса, г	0,1		0,2		0,5	
	С равн, мг/дм ³	R, %	С равн, мг/дм ³	R, %	С равн, мг/дм ³	R, %
$C_0 = 0,82 \text{ мг/дм}^3$						
ПУ-1	0,19	77,30	0,13	83,57	0,12	84,94
ПУ-2	0,13	84,41	0,09	88,52	0,08	89,57
ПУ-3	0,15	81,70	0,10	87,33	0,08	87,98
АН-К4	0,17	79,26	0,10	87,41	0,09	88,02
$C_0 = 0,40 \text{ мг/дм}^3$						
ПУ-1	0,2	49,00	0,14	64,25	0,13	66,50
ПУ-2	0,13	68,25	0,10	75,50	0,09	77,50
ПУ-3	0,14	65,00	0,11	72,52	0,10	73,42
АН-К4	0,14	64,25	0,13	67,75	0,12	69,25

Из представленных данных видно, что с увеличением исходной концентрации ионов меди степень извлечения также повышается. Значимое влияние на полноту извлечения оказывает изменение массового отношения сорбент : раствор от 1:1000 до 1:500. Дальнейшее увеличение доли сорбента можно считать нецелесообразным. При этом независимо от исходной концентрации меди (II) в сточной воде, содержание меди в воде после сорбции остается неизменным. Из исследуемых сорбентов наибольшая степень извлечения у активированного угля АН-К4, из углеродных сорбентов, полученных из отходов переработки растительного сырья, наиболее перспективным для очистки сточных от ионов меди (II) является ПУ-2.

Для оценки эффективности сорбционной доочистки сточных вод использовали отношение исходной к остаточной концентрации $Cu(II)$ в исследуемом растворе $C_0/C_{равн}$. На рисунке 4 представлены диаграммы зависимости указанного параметра от соотношения масс раствор: сорбент. Наибольшее снижение концентраций характерно для активированного угля АН-К4.



а



б

Рисунок 4 – Зависимость кратности извлечения $C_0/C_{равн}$ ионов $Cu(II)$ из сточных вод гальванического производства а – $0,81$ мг/дм³, б – $0,40$ мг/дм³.

Применение исследуемых образцов для доочистки сточных вод гальванических производств позволяет снизить содержание ионов меди в 2-8 раз. Лучшими сорбционными свойствами обладает активированный уголь АН-К4, но недостатком данного образца является высокая стоимость и ограниченность запасов исходного сырья – антрацита – используемого для производства сорбента. Преимуществом использования всех сорбентов является отсутствие вторичного загрязнения воды и лёгкость утилизации отработанного материала. Значительным преимуществом сорбентов ПУ-1 и ПУ-2 является возможность утилизации растительных отходов, которые сейчас в большом количестве накапливаются в отвалах, вызывая загрязнение окружающей среды. Таким образом, учитывая все достоинства и недостатки исследуемых образцов, можно сказать, что использование сорбента ПУ-2, изготовленного из лузги подсолнечника, является перспективным для очистки стоков от ионов меди (II), а, следовательно, и предотвращения загрязнения поверхностных вод.

Список литературы

1. Марков В.Ф., Формазюк Н.И., Маскаева Л.Н., Макурин Ю.Н., Степановских Е.И. Извлечение меди (II) из промывных вод композиционным сорбентом Dowex Marathon C – гидроксид железа// конденсированные среды и межфазные границы. 2006. Т.8. №1. С.29-35.
2. Патент 2303569 РФ. Способ получения активированных углей / Хоанг Ким Бонг, В.С. Тимофеев, О.Н. Тёмкин, А.В. Тимошенко, О.Л. Калия, Г.Н. Ворожцов, Н.А. Кузнецова. – Оpub. 27.07.07.
3. Патент 2527095 РФ. Способ получения плавающего углеродного сорбента для очистки гидросферы от нефтепродуктов/ О.Л.Калия, Т.И. Полникова, Н.А. Кузнецова, Э.Р. Валитова, О.Н. Тёмкин, Хоанг Ким Бонг. – Оpub. 27.08.14
4. ПНД Ф 14.1:2.48-96
5. W.S. Wan Ngah, M.A.K.M. Hanafiah Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: A review // Biore-source Technology 99 (2008) 3935–3948.

СЕРОВОДОРОДНОЕ ЗАРАЖЕНИЕ ОТДЕЛЯЮЩИХСЯ ОТ БЕЛОГО МОРЯ ОЗЕР (ОЗ. КИСЛО-СЛАДКОЕ И НИЖНЕЕ ЕРШОВСКОЕ)

Лосюк Г.Н., Кокрятская Н.М.

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, г. Архангельск
e-mail: glosyuk@yandex.ru

После отступления последнего ледника Карельский берег Белого моря до сих пор продолжает подниматься со скоростью 4 мм в год [3]. Это приводит к отделению небольших заливов и лагун с образованием акваторий полностью или частично изолированных от моря. С марта 2012 г. в окрестностях Беломорской биологической станции им. Н.А. Перцова Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова (ББС МГУ), расположенной на берегу Кандалакшского залива Белого моря, проводится изучение нескольких таких отшнуровывающихся озер [2, 4]. В этих водоемах, находящихся на разных стадиях отделения от моря, формируется уникальная гидрохимическая структура, что делает возможным изучение их гидрологической эволюции.

Целью данного исследования является изучение формирования сероводородного заражения отделяющихся от Белого моря озер. В качестве объектов исследования были выбраны два озера: Кисло-сладкое и Нижнее Ершовское. Развитие гипоксии в стратифицированных соленых водах этих озер создает благоприятные условия для активизации процесса сульфатредукции и накопления сероводорода. Особый интерес исследованиям придавал тот факт, что в начале зимы 2011-2012 годов в результате штормового нагона в эти водоемы попало большое количество морской воды, что привело к существенным изменениям в их гидрологической структуре, вернув их на более раннюю стадию изоляции.

Исследования проводились в ходе экспедиционных работ с марта 2012 по июль 2014 г. Для химического анализа воду из разных слоев водоемов поднимали погружаемым насосом Mini Purger WP 4012. Сероводород определялся фотометрическим методом по РД 52.24.450-2010 на фотометре Эксперт 003 и йодометрическим методом по РД 52.10.742-2010.

Озеро Кисло-Сладкое расположено в 1,5 км от биостанции; оно небольшое: средняя глубина 1,5 м, максимальная – 4,7 м, ширина 90 м, длина – 170 м. Озеро лишено постоянного водообмена с морем, оно отделено от него небольшим порогом, высота которого не препятствует свободному стоку поверхностных вод; морская вода попадает в озеро эпизодически, только во время сильных приливов и нагонов.

Распределение температуры в озере (рисунок 1а) хорошо согласуется с климатическим сезоном. Отмеченный в июне 2013 г. подповерхностный максимум температуры (запас тепла) типичен для данного водоема [6, 7] и связан с тем, что верхний опресненный слой воды служит «парниковой крышей» для более плотного соленого слоя, хорошо прогревающегося от темного грунта.

В результате сильного нагона осенью 2011 г. в озеро попало большое количество морской воды и даже в марте 2012 г. соленость поверхностного слоя составля-

ла 26,2 ‰ (рисунок 1б). В дальнейшем поверхностный слой опреснялся за счет осадков и таяния снега (минимальная соленость около 6 ‰). В сентябре 2013 г. снова отмечена однородность распределения солености в озере по всей глубине (21,9 ‰ у поверхности и 23,8 ‰ у дна), что, скорее всего, связано с забросом морской воды во время высоких осенних приливов. Однако, в июле 2014 г. показатели вернулись к значениям января 2013 г. и соленость составила 13 ‰.

Значения pH (рисунок 1в) в верхних горизонтах смещены в слабощелочную область в сентябре 2013 г. и июле 2014 г. из-за активно идущих процессов фотосинтеза. В придонном горизонте pH меняется незначительно и остается около 7.

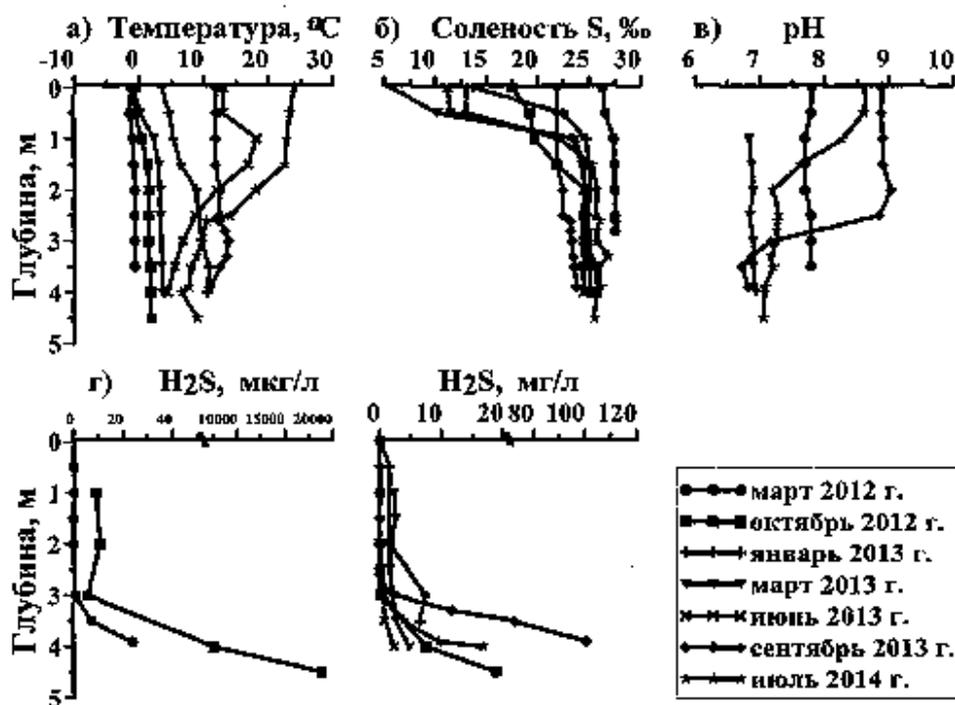


Рисунок 1 – Вертикальный профиль распределения температуры (а), солености (б), pH (в), содержания сероводорода H_2S (г) в озере Кисло-сладкое

После осенней промывки морской водой в марте 2012 года сероводород был обнаружен в небольшом количестве (28,3 мкг/л) только в придонном горизонте (рисунок 2 г), что значительно ниже значений, полученных ранее Шапоренко с соавторами [5] – 5,6-10,3 мг/л. Но уже в октябре этого года сероводород присутствовал в озере по всей водной толще с максимальным значением в придонном слое - 19 мг/л. Это связано с поступлением в озеро в летний период большого количества легкодоступного органического вещества, и вследствие его окисления, развитием гипоксии в придонном горизонте, что способствовало активизации процесса сульфатредукции. Подобное распределение сохранялось в озере и в последующий холодный период (в январе и марте) 2013 г. Летом и осенью 2013 г. и летом 2014 г. сероводород сохранялся только в глубинной водной массе (ниже 2,5 м). Однако, если в летние месяцы его содержание ниже этого горизонта составляло 2,3-16,7 мг/л, то в сентябре многократно возрастало, достигая 100,7 мг/л. Образование столь значительных количеств сероводорода осенью связано, скорее всего, с развитием благоприятных условий для процесса восстановления сульфатов, а именно сочетания

аноксигенных условий с поступлением в придонные соленые воды органических веществ, созданных в ходе фотосинтеза в течение вегетационного периода.

Озеро Нижнее Ершовское, длина 550 м, ширина 250 м, максимальная глубина — 2,5 м, связано протокой с пресным Верхним Ершовским озером и отделено от моря каменистым порогом, поступление морской воды через который возможно только во время сильных сизигийных приливов и штормов. Температура в озере (рисунок 2а) меняется в зависимости от климатического сезона. До поступления морских вод осенью 2011 года озеро Нижнее Ершовское рассматривалось как пресное, солоноватые воды присутствовали лишь в донных ямах. Однако, в марте 2012 г. уже на поверхности вода оказалась осолоненной до 0,9 ‰, а на глубине ниже 1 м соленость составила 16,4 ‰ [1]. В марте 2013 г. мощность слоя соленых вод несколько уменьшилась – их соленость начинала возрастать с глубины 1,5 м с 5,9 до 8,0 ‰ на глубине 2,5 м (рисунок 2б). В июле 2014 года в водоеме преобладали пресные воды и только в донных ямах воды присутствовали солоноватые (4,5-4,7 ‰) воды.

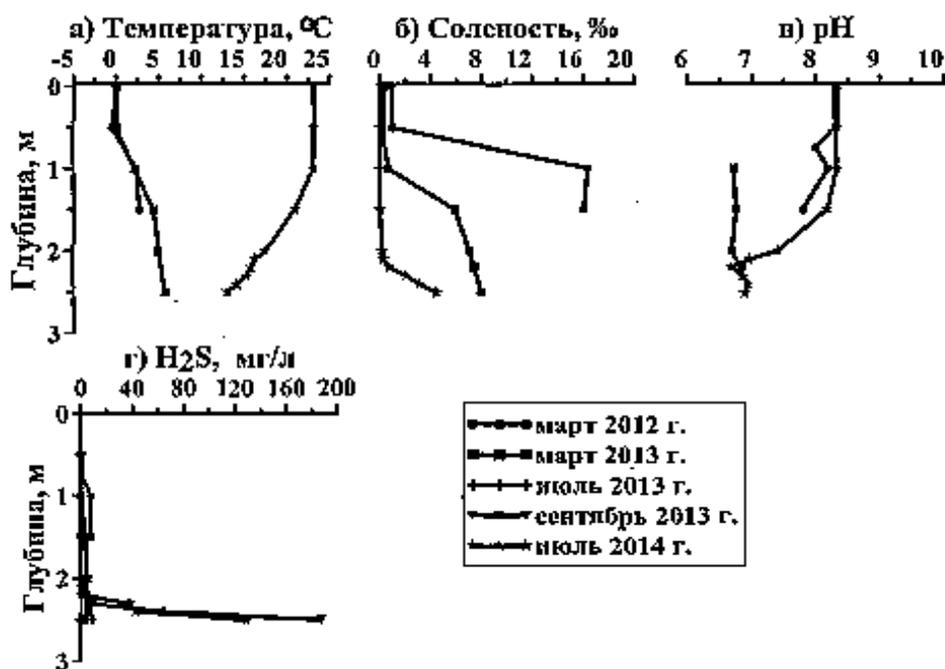


Рисунок 2 – Вертикальный профиль распределения температуры (а), солености (б), рН (в), содержания сероводорода H_2S (г) в озере Нижнее Ершовское

Значения рН в озере (рисунок 2в) в марте 2012 г. определялись порядка 8, что характерно для морских вод. В марте 2013 г. после опреснения верхних слоев водородный показатель сместился в нейтральную область ~ 7. В июле 2014 г. в верхних слоях до 1,5 м значения рН смещены также как и в озере Кисло-сладком в слабощелочную сторону за счет активно идущего процесса фотосинтеза.

Процесс восстановления сульфатов в озере проходит только в солоноватых придонных горизонтах (рисунок 2г), где в марте 2012 г. концентрация сероводорода составила 8,1 мг/л, в марте 2013 г. максимальное значение на глубине 2,0 м – 4,5 мг/л, в июле 2013 г. – 9,0 мг/л. Активизация процесса сульфатредукции связана с созданием благоприятных для этого процесса условий (развитием гипоксии в озере,

наличие сульфатов и поступление достаточного количества органического вещества). Максимальные значения содержания сероводорода также, как и в озере Кисло-сладком отмечено в сентябре 2013 г. (187,6 мг/л). В июле 2014 года сероводородный слой был также, как и в предыдущие годы прижат ко дну, мощность его не превышала 20-30 см, однако содержание сероводорода было очень высоким - до 128,8 мг/л. Сохранение с сентября прошлого года столь высоких концентраций сероводорода (в январе 2014 года величина этого показателя составляла немногим менее 100 мг/л) позволяет предположить наличие вертикальной стабильности водных масс этого озера несмотря на его малую глубину.

Таким образом, в результате проведенных исследований двух отделяющихся от Белого моря озер, в разной степени сохранивших связь с морем, было показано наличие в них сероводородного заражения с содержанием значительных количеств сероводорода в придонных горизонтах. В данных водоемах сложились благоприятные условия для активного протекания процесса восстановления сульфатов, а именно достаточное количество сульфатов, поступление легкодоступного органического вещества и развитие гипоксии. В концентрациях сероводорода отмечены не только межгодовые, но и сезонные колебания.

Список литературы

1. Кокрятская Н. М., Краснова Е. Д., Титова К.В., Лосюк Г.Н. Формирование сероводородного заражения отшнуровывающихся от моря озер (Кандалакшский залив Белого моря) // Морская биология, геология, океанология – междисциплинарные исследования на морских стационарах / Материалы научной конф. посвященной 75-летию Беломорской биологической станции МГУ, 27 февраля - 1 марта 2013, г. Москва, 2013. С. 123-126.

2. Краснова Е.Д., Пантюлин А.Н., Белевич Т.А., Воронов Д.А., Демиденко Н.А., Житина Л.С., Ильяш Л.В., Кокрятская Н.М., Лунина О.Н., Мардашова М.В., Прудковский А.А., Саввичев А.С., Филиппов А.С., Шевченко В.П. Комплексные исследования отделяющихся водоемов на разных стадиях изоляции от Белого моря в марте 2012 г. // Океанология. 2013. Т. 53. № 5. С. 714-717.

3. Краснова Е.Д., Пантюлин А.Н. Кисло-сладкие озера, полные чудес // Природа. 2013. №2. С. 39-48.

4. Пантюлин А.Н., Краснова Е.Д. Отделяющиеся водоемы Белого моря: новый объект для междисциплинарных исследований // Материалы XIX Международной научной конференции (Школы) по морской геологии, 14 – 18 ноября 2011, г. Москва, 2011. Т.3. С.241-245.

5. Шапоренко С.И., Корнеева Г.А., Пантюлин А.Н., Перцова Н.М. Особенности экосистем отшнуровывающихся водоемов Кандалакшского залива Белого моря // Водные ресурсы. 2005. Т.32. №5. С. 517-532.

6. Шапоренко С.И. Гидролого-гидрохимическая характеристика отшнуровывающихся водоемов района ББС (Кандалакшский залив Белого моря) // Труды Беломорской биологической станции, 2003. Т. 9. С.184–190.

7. Шапоренко С.И. Кисло-сладкие озера у Полярного круга // Природа. 2004. № 4. С. 22-30.

ПОЛИХЛОРИРОВАННЫЕ БИФЕНИЛЫ И ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ ПЕСТИЦИДЫ В РЫБАХ ПРОМЫСЛОВЫХ РАЙОНОВ АНГАРСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ: УРОВНИ И ОЦЕНКА РИСКОВ

Мамонтова Е.А., Тарасова Е.Н., Мамонтов А.А.

*ФГБУН Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, Иркутск, Россия,
elenam@igc.irk.ru*

Полихлорированные бифенилы (ПХБ), хлорорганические пестициды (ДДТ, ГХЦГ, хлордан, ГХБ и др.) – представители класса соединений, называемых стойкими органическими загрязнителями (СОЗ) [12,13]. Для них характерны устойчивость в окружающей среде, накопление по пищевой цепи, трансграничный перенос. СОЗ токсичны для человека и других живых организмов. Они оказывают комплексное воздействие на все органы и системы организма, вызывая нарушения развития, репродуктивные и иммунологические расстройства, эндокринные и другие нарушения, вызывают отдаленные эффекты, включая рак [12,13].

В водоемы СОЗ поступают путем атмосферного транспорта, с промышленными и хозяйственными сточными водами, со смывом СОЗ на твердых частицах и в растворе с прилегающих территорий [13]. Ангарский каскад водохранилищ – один из самых крупных в России и мире. Он включает Иркутское, Братское, Усть-Илимское и Богучанское водохранилища. На берегах Ангары и ее водохранилищ расположены потенциальные источники СОЗ, в том числе предприятия химической промышленности городов Усолье-Сибирское, Саянск, Братск, Усть-Илимск, Свирск, Ангарск [3]. Кроме того, в сельском и лесном хозяйстве в прошлом использовались хлорорганические пестициды [10].

Ангарские водохранилища являются основными рыбохозяйственными водоемами Иркутской области [1,4,7]. Около половины улова рыб на территории Иркутской области приходится на Братское и Усть-Илимское (40 и 4,5% от промышленного лова в области) [1]. До строительства плотин ГЭС промышленное значение имели 13 видов рыб. На ценные виды рыб (стерлядь, таймень, ленок, сиг и хариус) приходилось 20-30 % и более улова [4]. К настоящему времени произошло изменение условий обитания и видового состава рыб [7]. Основную долю в уловах составляют окунь и сорога (до 75 % в Братском и 92 % в Усть-Илимском вдхр) [7].

Цель настоящего сообщения - представить данные изучения СОЗ в пробах мышц окуня и сороги Ангарских водохранилищ.

Пробы рыб (сорога и окунь) для анализа были выбраны из уловов рыбопромысловых бригад (рисунок 1).

Каждая проба представляла собой сборную пробу, включающая 5 и более экземпляров рыб. Анализ хлорорганических пестицидов (ДДТ и его метаболиты, α - и γ -изомеры ГХЦГ и ГХБ) и от 29 до 49 конгенов полихлорированных бифенилов (ПХБ), включая 6 индикаторных ПХБ (ПХБ-28, ПХБ-52, ПХБ-101, ПХБ-138, ПХБ-138, ПХБ-180)) в пробах мышц рыб осуществлялся в лаборато-

рии ИГХ СО РАН, созданной в рамках проекта INTAS и успешно прошедшей международную интеркалибрацию [6]. До анализа пробы были лиофилизированы. Пробоподготовка образцов включала экстракцию в аппаратах Сокслета смесью ацетон:гексан (1:1) в течение 8 ч; очистку с использованием гелипроницающей хроматографии (Bio-Beads S-X3) и Al-Si-колонки; упаривание в токе азота до 0.1 мл. Анализ проводился с использованием газового хроматографа HP 5890 серия II с детектором электронного захвата. Качество анализа проверялось с помощью лабораторных бланков в каждой серии проб и с использованием сертифицированных референтных материалов ERM-BB350 и BCR-598.

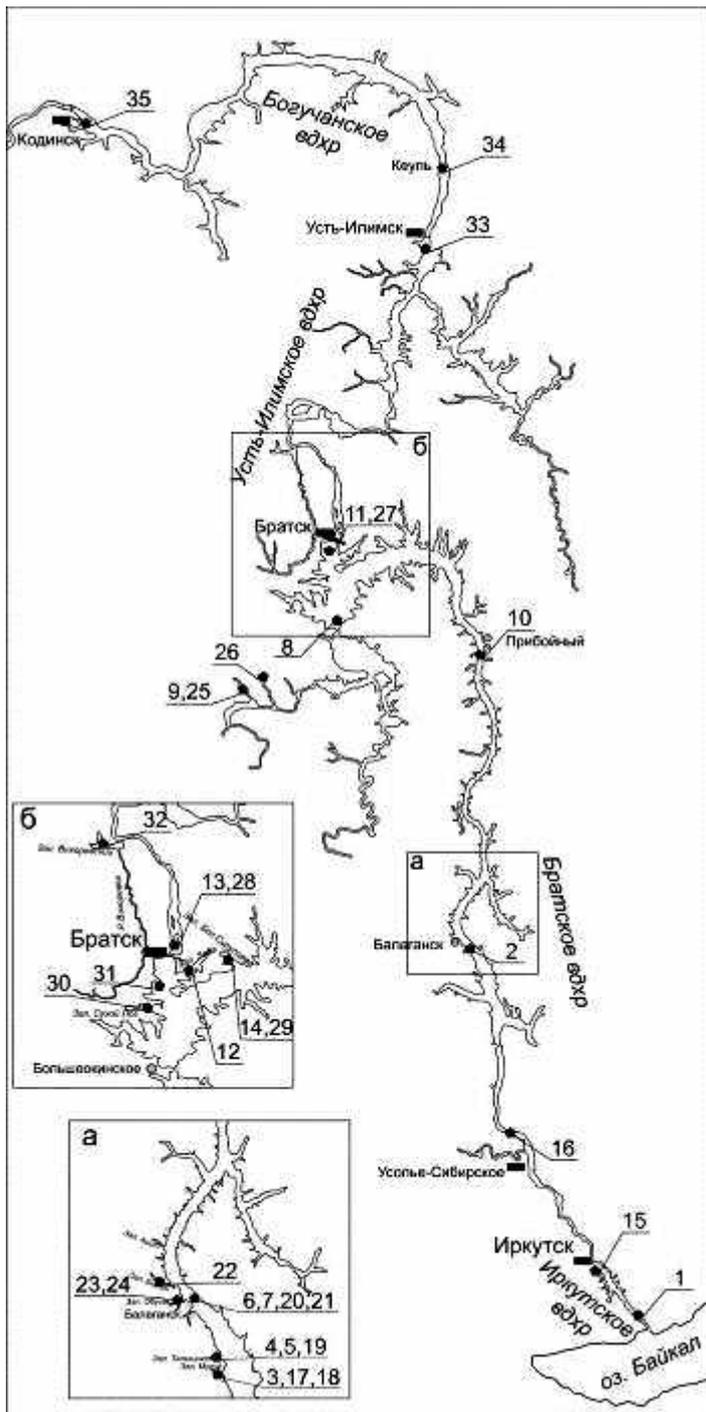


Рисунок 1 – Схема отбора проб рыб в Ангарских водохранилищах (Сорога:

- 1 - Иркутское вдхр., 1999;
- 2 – Балаганск, 1999; 3 – зал. Муруй, VI.2008; 4,5 – зал. Талькинка, VI и VIII.2008;
- 6,7 – 252-254 км, VI.2008 и VI.2009;
- 8 – Окинское расширение, VII.2009;
- 9 – зал. Ия, VII.2009; 10 – пос. Прибойный, 1998; 11 – Братск, 1999;
- 12 – зал. Зяба, VII.2009;
- 13 – нижний бьеф Братской плотины, VII.2009; 14 – зал. Сурупцева, VII.2009. Окунь:
- 15 – Ершовский зал., 2003;
- 16 – пос. Буреть, VI.2008; 17, 18 – зал. Муруй, VI.2008 и VI.2013;
- 19 – зал. Талькинка, VI.2008; 20, 21– 252-254 км, VI.2008 и VI.2009;
- 22 – зал. Бирит, VI.2008; 23, 24 – зал. Одиса, VI и VIII.2008;
- 25 – зал. Ия, VII.2009; 26 – пос. Покосное, VI.2013; 27 – Братск, 1999;
- 28 – нижний бьеф Братской плотины, VII.2009; 29 – зал. Сурупцева, VII.2009; 30 – зал. Сухой Лог, VI.2013; 31 – м. Бык, V.2013; 32 – Вихоревский зал., VI.2013; 33 – Усть-Илимск, 1999; 34 – пос. Кеуль, VIII.2013;
- 35 – выше плотины Богучанской ГЭС, VI.2013; 36 – г. Красноярск, XII.2008).

Концентрации СОЗ в пробах мышц окуня из Ангарских водохранилища составляют для суммы всех анализируемых ПХБ 690 (55-2625) нг/г липидов в том числе 6 индикаторных ПХБ – 260 (19-1114) нг/г липидов, ДДТ и его метаболитов – 230 (7,2-952) нг/г липидов, α и γ -изомеров ГХЦГ – 3,6 (1,8-7,1) нг/г липидов и ГХБ – 22 (8,8-46) нг/г липидов. В мышцах сороги концентрации СОЗ составляли: сумма всех ПХБ – 430 (58-860) нг/г липидов, сумма 6 индикаторных конгенов ПХБ – 140 (19-280) нг/г липидов, ДДТ и его метаболитов – 140 (33-280), суммы α и γ -изомеров ГХЦГ – 3,6 (1,6-5,0) нг/г липидов, ГХБ – 27 (5,1-42) нг/г липидов. В целом уровни изученных СОЗ в рыбах не превышают существующих в России ПДК для пресноводных рыб для потребления взрослым населением [11].

Получено, что концентрации в 2008-2009 гг. несколько снизились по сравнению с 1999-2003 гг. В 2013 г. уровни СОЗ были сопоставимы или несколько выше, чем уровни 2008-2009 гг. Наибольшие уровни в рыбах найдены ниже сброса сточных вод предприятиями Усоля-Сибирского до Балаганского рыбопромыслового района. Далее по степени уменьшения концентраций рыбы, выловленные в Вихоревском зал. Усть-Илимского вдхр., Иркутском вдхр, в районе плотины Братской ГЭС, Богучанском вдхр, в зал. Ия и Ока. Следует отметить, что концентрации в пределах одного промыслового района также могут различаться. Например, в Балаганском рыбопромысловом районе в зал. Бирит концентрации ПХБ были в 4-8 раз выше, чем в других заливах района и по основному руслу реки (рисунок 2).

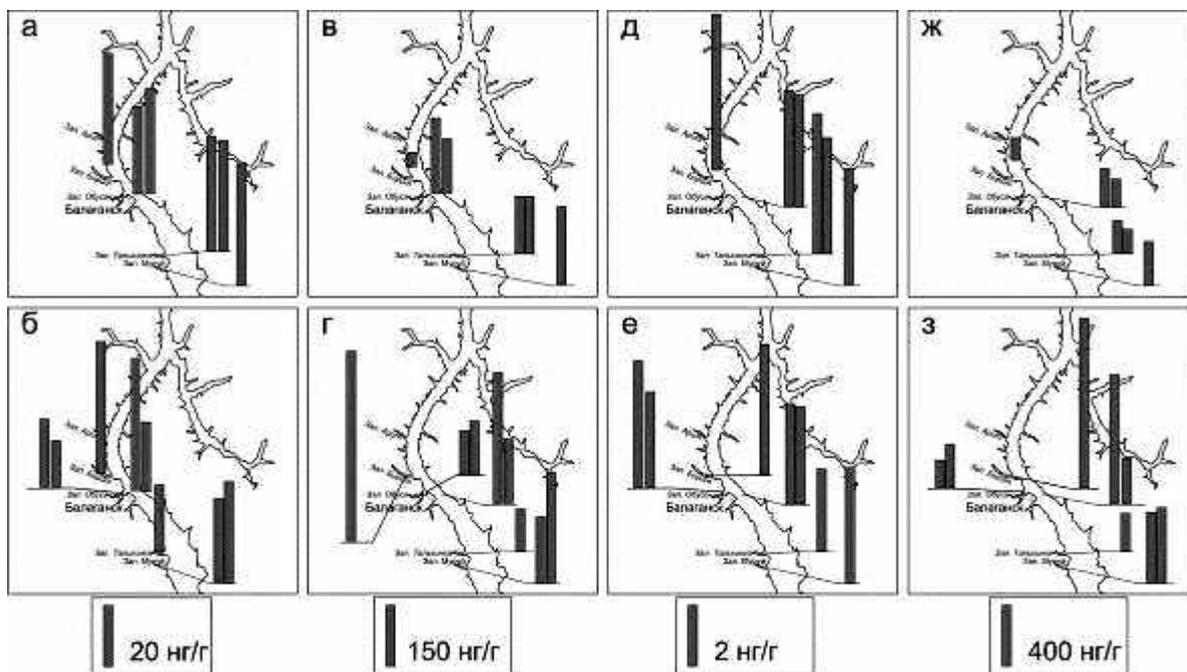


Рисунок 2 – ГХБ (а,б), *pp'*-ДДЭ (в,г), сумма ГХЦГ (д,е) и сумма 6 индикаторных ПХБ (ж,з) в мышцах сороги (а,в,д,ж) и окуня (б,г,е,з) из Балаганского промыслового района

Концентрации, выраженные в липидном весе, в окуне выше, чем в сороге, выловленных в одном районе. Концентрации, выраженные на сырой вес, выше

в сороге, чем в окуне, что обусловлено большим количеством липидов в мышцах сороги, чем в окуне.

Основной вклад в суточное поступление СОЗ в организм жителей области вносят продукты питания (до 95 %), а из продуктов питания – рыба и молоко и молочные продукты (45 и 35 %, соответственно) [5].

Показатели канцерогенного и неканцерогенного рисков (индивидуальный канцерогенный риск (ИКР) и индекс опасности (ИО), соответственно) для жителей региона в сценарии потребления окуня и сороги из Ангарских вдхр были рассчитаны в соответствии с «Руководством по оценке риска...» [9] с использованием Рекомендаций по рациональным нормам потребления пищевых продуктов [8]. Рекомендуемые величины потребления рыбы составляют 18-22 кг рыбы в год [8]. В расчетах использованы данные содержания ПХБ и ХОП в окуне и сороге Ангарских водохранилищ, представленные в настоящем исследовании.

Получено, что наибольшей нагрузке на организм и большому риску развития неканцерогенных и канцерогенных заболеваний подвержены жители Усоля-Сибирского и населенных пунктов ниже этого города (например, индивидуальный канцерогенный риск в Балаганске в 1999 составлял $4,2-5,2 \cdot 10^{-5}$; в 2008-2008 гг. этот показатель достигал $8,5 \cdot 10^{-6}-7,9 \cdot 10^{-5}$; приемлемым риском считается $1 \cdot 10^{-6}$ или 1 случай на 1 млн. населения). Наименьшие показатели рисков отмечены при потреблении рыбы из зал. Ия и Ока (индивидуальный канцерогенный риск в этом случае составляют $1,7-4,8 \cdot 10^{-6}$). Различается вклад отдельных соединений в показатели риска. Например, в Усолье-Сибирском и ниже по течению наибольший вклад вносят ПХБ (до 90-98%). В других районах доля ПХБ снижается и составляет примерно 70% в случае потребления рыбы из заливов Ия и Ока, 80-90% в районе Братска, 55% в районе Красноярска. При этом увеличивается значение ДДТ и ГХБ (около 10 % каждый в водохранилищах на территории Иркутской области и до 40% вносит ДДТ в районе Красноярска). Величины ИО выше единицы отмечается при потреблении рыбы из некоторых районов Ангарских вдхр в разные года исследования, в том числе из района Усть-Илимска в 1999 г., Балаганска в 2008-2009 гг.

В случаях потребления рыбы в семьях рыбаков наибольшее потребление рыбы увеличивается до 200-250 граммов в день [2]. Соответственно, увеличиваются и показатели ИО и ИКР. Наибольшие величины показателей рисков найдены в сценарии потребления рыбы, выловленной в одном из заливов в районе Балаганска. ИКР по этому сценарию составляют $260 \cdot 10^{-6}$, а ИО – 6,2 для органов и систем-мишеней (центральная нервная, эндокринная и иммунная системы, печень, развитие).

Таким образом, даже отсутствие превышения ПДК не гарантирует безопасности для здоровья населения при потреблении такого продукта как рыба. Проведенные исследования также указывают на неблагоприятную экологическую ситуацию в районах р. Ангары и Ангарских водохранилищ.

Работа выполнена при финансовой поддержке INTAS 2000-00140, РФФИ №№ 04-05-64870, 07-05-00697, 10-05-00663, 13-05-00375, 15-05-00896.

Список литературы

1. Винокуров М.А., Суходолов А.П. Экономика Иркутской области: В 4 т. – Иркутск: Изд-во БГУЭП, 2004. Т. 4 – 248 с.
2. Ефимова Н.В., Рукавишников В.С. Медико-экологическая оценка ртутной опасности для населения Иркутской области // Гигиена и санитария. 2001. № 3. С. 19–21.
3. Князев А.Д., Безруков Л.А., Кузнецов Г.И. Ангара – дочь Байкала. Иркутск: полиграфическая фирма «Улисс», 1994. 224 с.
4. Мамонтов А.М. Рыбы Братского водохранилища. Новосибирск: Наука, 1977. 249 с.
5. Мамонтова Е.А., Тарасова Е.Н. Хлорорганические соединения в продуктах питания и их потенциальная угроза здоровью населения Иркутской области. // В сб.: Центры оздоровительного питания – региональная политика здорового питания населения. Новосибирск: Сибмедиздат НГМУ, 2006. С. 162–165.
6. Полихлорированные бифенилы (ПХБ) в Байкальском регионе: источники, дальний перенос и оценка риска (результаты гранта INTAS 2000-00140) / Отв. Ред. М.И. Кузьмин. Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2005. 52 с.
7. Понкратов С.Ф., Панасенков Ю.В. Акклиматизация и воспроизводство ценных видов рыб в Ангарских водохранилищах. Иркутск: Изд-во ИГУ, 2008. 140 с.
8. Приказ Министерства здравоохранения и социального развития РФ от 2 августа 2010 г. N 593н "Об утверждении рекомендаций по рациональным нормам потребления пищевых продуктов, отвечающим современным требованиям здорового питания".
9. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М.: Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. 143 с. (Р 2.3.10.1920-04).
10. Савченков М.Ф., Игнатьева Л.П. Гигиена применения пестицидов в Сибири. Иркутск: Изд-во Иркутского ун-та, 1994. 184 с.
11. СанПиН 2.3.2.1078-01. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы "Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов".
12. Худолей В.В., Гусаров Е.Е., Клинский А.В., Ливанов Г.А., Старцев А.А. Стойкие органические загрязнители: Пути решения проблемы. СПб.: НИИХ СПбГУ, 2002. 363 с.
13. АМАР, 2004. АМАР assessment 2002: Persistent organic pollutants in the Arctic. Norway, Oslo. 2004. 309 p.

ОЦЕНКА СПОСОБНОСТИ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ К САМООЧИЩЕНИЮ НА ПРИМЕРЕ АКВАТОРИИ ЮЖНОЙ БУХТЫ СЕВАСТОПОЛЬСКОГО РЕГИОНА

Мезенцева И.В.* , Совга Е.Е.**

*Севастопольское отделение ФГБУ "ГОИН им. Н.Н.Зубова", Севастополь,
lab_sea_chem@mail.ru

** ФБУН Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь,
science-mhi@mail.ru

Одним из путей нормализации экологического состояния водных экосистем является оценка способности их к самоочищению путем расчета ассимиляционной емкости (АЕ) по отношению к конкретному (приоритетному) загрязняющему веществу или комплексу (ЗВ) для каждого водного объекта или его части.

Цель настоящей работы состоит в том, чтобы на примере акватории одной из бухт Севастополя показать возможность применения разработанной ранее методики расчета АЕ водной экосистемы на основании данных государственного фонового мониторинга.

Согласно [1, 2] АЕ – это способность морской экосистемы выдерживать добавление некоторого количества ЗВ без развития необратимых биологических последствий. АЕ имеет размерность потока вещества – массы вещества в единице объема, отнесенной к единице времени. При оценке АЕ максимальное затруднение вызывает расчет интегрального времени пребывания ЗВ в водной экосистеме, которое в значительной степени определяется физико-химическими свойствами конкретного ЗВ, гидродинамическими параметрами акватории и комплексом процессов (физических, химических, микробиологических), отвечающих за деструкцию ЗВ или его вынос за пределы исследуемой акватории.

В отличие от бокс-модели, предложенной в [1, 2], для оценки времени пребывания ЗВ в водной среде τ был предложен статистический метод [4]. Для чего была введена удельная скорость удаления ЗВ из экосистемы v .

$$\tau = \frac{C}{v},$$

где τ – время пребывания ЗВ в экосистеме; C – содержание ЗВ в воде; v – удельная скорость элиминации ЗВ из экосистемы.

Удельную скорость удаления ЗВ из экосистемы выбранного района, являющуюся случайной величиной, определяли через изменение концентрации ЗВ в воде в единицу времени.

$$v_n = \frac{C_n - C_{n+1}}{t_n - t_{n+1}},$$

где v_n – удельная скорость элиминации ЗВ из экосистемы в выбранный период убывания концентрации $[t_n, t_{n+1}]$; C_n и C_{n+1} – концентрации ЗВ в воде в момент времени t_n и t_{n+1} соответственно; $n = 1, \dots, N$; где N – объем выборки.

Итоговые формулы для оценки AE_{mi} , а также среднего значения \bar{A}_{mi} и среднеквадратичного отклонения $\sqrt{D[A_{mi}]}$ для водной экосистемы (m) по отношению к i -ому ЗВ выглядят так:

$$AE_{mi} = \bar{A}_{mi} \pm \sqrt{D[A_{mi}]},$$

$$\bar{A}_{mi} = \frac{Q_m \cdot C_{thri}}{C_{max i}} \cdot \bar{v}_i, \quad D[A_{mi}] = \left(\frac{Q_m \cdot C_{thri}}{C_{max i}} \right)^2 \cdot D[v_i],$$

где Q_m – объем воды в расчетной области; C_{thri} – пороговая концентрация ЗВ; $C_{max i}$ – максимальная в экосистеме концентрация ЗВ; v_i – скорость удаления ЗВ из экосистемы, среднее значение \bar{v}_i и дисперсия $D[v_i]$ которой определяются по [3].

Оригинальный алгоритм оценки АЕ экосистемы водного объекта, представленный на рисунке 1 [5], предполагает использование базы данных государственного или отраслевого мониторинга, не требует дополнительных целевых натуральных и лабораторных исследований, а потому более доступен для оценки самоочищающей способности конкретной водной экосистемы. Однако он ограничен рядом условий. Во-первых, необходимы достаточные ряды данных систематических наблюдений за содержанием рекомендованного для исследуемой акватории комплекса ЗВ, позволяющие рассчитать время его удаления. Репрезентативность базовых данных в соответствии с указанным алгоритмом может быть достигнута при использовании ежедекадных и ежемесячных наблюдений. В зависимости от частоты мониторинговых исследований временной ряд должен содержать наблюдения за период от трех до десяти лет. Во-вторых, исходя из различия гидрологических показателей, расположения и мощности источников поступления ЗВ может быть целесообразно проведение районирования акватории.

Результатом оценки способности водной экосистемы к самоочищению должно служить формирование практических рекомендаций по нормированию плановых сбросов приоритетных для исследуемой экосистемы ЗВ.

Выбранный для примера южный район Севастопольской бухты, к которому относится бухта Южная, характеризуется затрудненным водообменом с основной акваторией, по объему промышленных, бытовых и ливневых стоков лидирует среди других севастопольских бухт.

Сравнение гидрохимических характеристик Севастопольского взморья позволяет рассматривать Южную бухту как акваторию, на которой отмечены наиболее высокие концентрации биогенных элементов. Это может быть обусловлено как действием антропогенного фактора, так и влиянием субмаринной разгрузки. Поверхностные воды бухты (особенно в кутовой части) характеризуются максимальными концентрациями соединений азота. При этом по нитратам наблюдается более чем 20-ти кратное превышение над средними значениями, полученными для Севастопольской бухты [5].

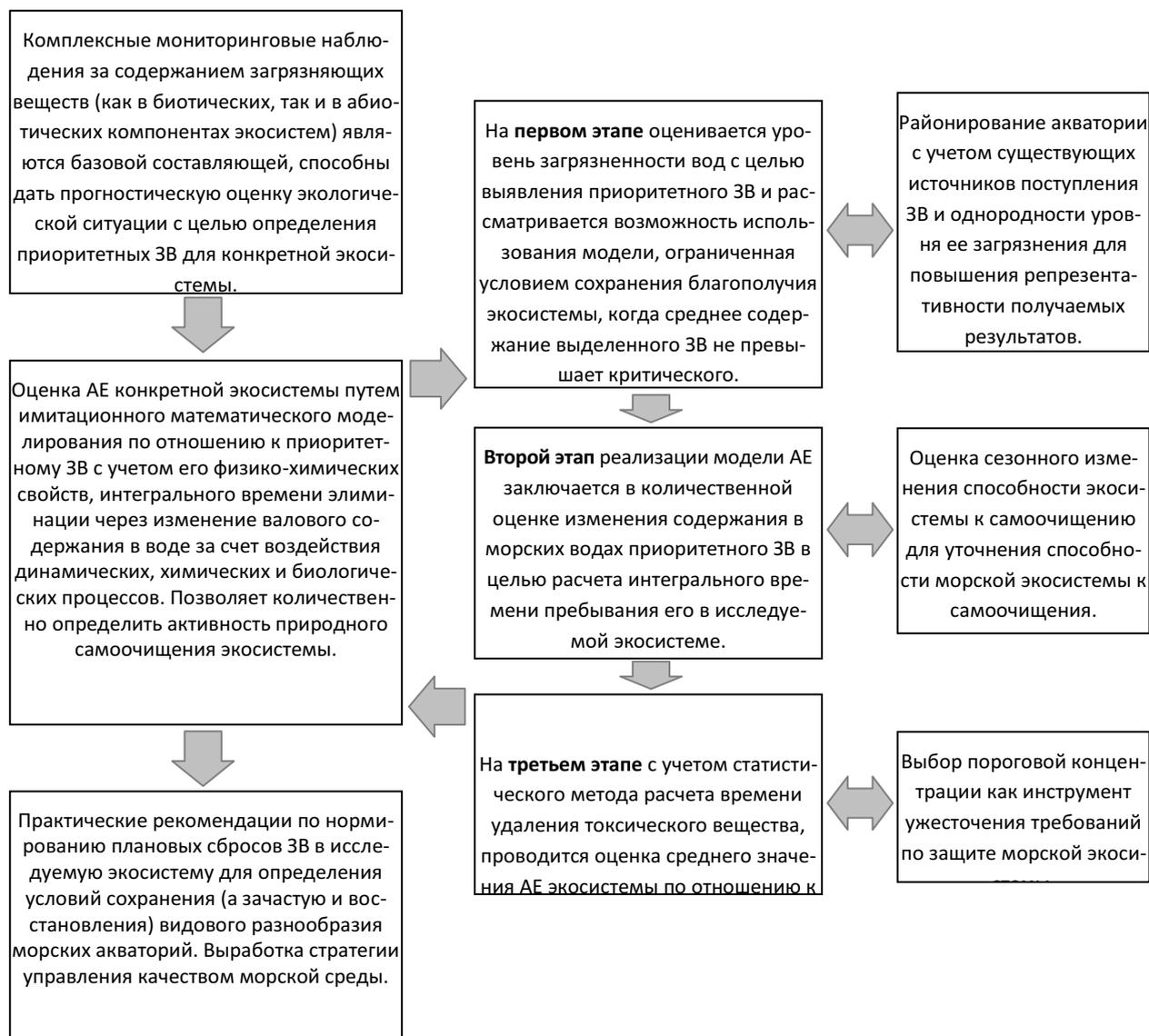


Рисунок 1 – Алгоритм расчета ассимиляционной емкости водной экосистемы

Для примера расчета АЕ использован массив данных, полученных в период 1998-2012 гг. Среднее содержание нитратов не превышало ПДК, величина которой была использована в качестве порогового значения.

Максимальное для нитратов значение удельной (в пересчете на 1 л) скорости удаления достигало 2,1 мкг/сут., превышая среднее в 4 раза.

Согласно полученной оценке способности исследуемой морской экосистемы к самоочищению количество поступающего за год в акваторию Южной бухты неорганического азота для нитратов не должно превышать 30 т (таблица 1).

Следует особо обратить внимание, что рассчитанное количественное ограничение сбросов ЗВ в акваторию допустимо только при равномерном, плановом поступлении загрязнения. В случаях аварийных залповых сбросов при оценке способности к самоочищению экосистемы следует ориентироваться на удельную (в пересчете на 1 л) величину АЕ, в нашем примере составляющую для нитратов – 8,12 мкг в сутки.

Таблица 1 – Ассимиляционная емкость экосистемы Южной бухты по отношению к нитратам

Характеристика	NO ₃
Количество определений	225
Пороговое значение концентрации, мкг/л	9100
Среднее содержание, мкг/л	13
Максимальная концентрация, мкг/л	140
Средняя (удельная) скорость удаления, мкг/сут.	0,49
АЕ (удельная), мкг/год	2960
Объем Южной бухты, м ³	10253990
АЕ, кг/год	30350

Таким образом, оценка ассимиляционной емкости экосистемы способствует выработке стратегии управления качеством водной среды. Выполненная по предлагаемому алгоритму оценка ассимиляционной емкости имеет следующие преимущества:

- 1) может быть основана на материалах базы данных государственного или отраслевого мониторинга без привлечения дополнительного финансирования;
- 2) может быть рассчитана для конкретного водного объекта либо его части;
- 3) может быть рассчитана для любого загрязняющего вещества или комплекса, определяемого в водах исследуемой водной акватории.

Нормирование плановых сбросов с учетом количественных ограничений для каждого конкретного объекта позволит улучшить экологическое состояние водных экосистем.

Список литературы

1. Израэль Ю. А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана.– М.: Гидрометеиздат, 1989.– 528 с.
2. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Об ассимиляционной емкости Мирового океана // Докл АН СССР.– 1983.– т.272, № 3.– С.702-705.
3. Совга Е.Е., Любарцева С.П., Мезенцева И.В. Оценка способности экосистемы акватории Одесского порта к самоочищению в отношении фенолов и нефтепродуктов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2010.– вып.22.– С.303-309.
4. Совга Е.Е., Мезенцева И.В. Содержание нефтепродуктов в морской воде в акватории порта Одесса в 1997 – 2006 гг. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008.– вып.17.– С.290-297.
5. Совга Е.Е., Мезенцева И.В., Хиара Т.В., Слепчук К.А. О перспективах и возможностях оценки самоочистительной способности акватории Севастопольской бухты // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2014.– вып.28.– С. 153-164.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Минакова Е.А. *, Мухаметшин Ф.Ф. **, Мухаметшина Е.Г. **, Шлычков А.П. ***

*Казанский (Приволжский) федеральный университет, ekologyhel@mail.ru

**ФГБУ «Средволгаводхоз», svvh@mi.ru

*** Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан, anatoliy.shlychkov@yandex.ru

Волга - крупнейшая река Европы, занимает пятое место по водности среди рек Российской Федерации. Бассейн р. Волги занимает около 1/3 Европейской территории России и простирается от Валдайской возвышенности на западе и до Урала на востоке. В пределах Республики Татарстан (РТ) функционирует самое крупное в Европе, а также крупнейшее водохранилище системы Волжско-Камского каскада - Куйбышевское. Водоохранилище было образовано в результате перекрытия р. Волги плотиной Куйбышевского гидроузла. Заполнение Куйбышевского водохранилища началось 31 октября 1955 г. и закончилось в мае 1957 г.

Куйбышевское водохранилище является водоемом сезонного регулирования и многоцелевого назначения, которое используется в интересах целого ряда отраслей экономики: промышленности и энергетики, питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения, здравоохранения, сельского, рыбного, лесного и охотничьего хозяйств, добыче полезных ископаемых, транспорта, рекреации, строительства, пожарной безопасности и др. [10].

Качество вод Куйбышевского водохранилища формируется под влиянием транзитного переноса загрязняющих веществ с вышележащих субъектов Российской Федерации, а также за счет сбросов недостаточно очищенных сточных вод промышленных и коммунальных предприятий и поверхностного стока с урбанизированной территории, примыкающей к акватории водохранилища [5, 12]. Основной вклад в загрязнение вод Куйбышевского водохранилища вносит транзитный перенос загрязняющих веществ с вышележащих субъектов Российской Федерации, основной сток загрязняющих веществ осуществляется по его русловой части. В тоже время на Куйбышевском водохранилище наблюдаются существенные колебания уровня воды, обусловленные процессами выравнивания зеркала водохранилища в период половодья, изменениями режима работы Куйбышевской ГЭС и ветровыми нагонами; при этом часть загрязняющих веществ может поступать из русловой части водохранилища на мелководья.

Кроме того, существенный вклад в загрязнение водных объектов вносит геологическая среда и аэротехногенное загрязнение [2-4]. И это далеко не полный перечень наиболее значимых факторов, которые обуславливают загрязнение водных ресурсов Куйбышевского водохранилища и его притоков.

На долю Волжского бассейна приходится более трети общего сброса сточных вод в Российской Федерации [1, 7, 9]. Однако, несмотря на высокую обеспеченность региона очистными сооружениями, эффективность их работы крайне низка, в результате чего в водные объекты поступает большое количе-

ство загрязняющих веществ. Практически все водные объекты бассейна р. Волги подвержены антропогенному воздействию, среднегодовые концентрации многих загрязняющих веществ превышают предельно допустимые, а качество воды большинства из них не отвечает нормативным требованиям. В настоящее время вклад антропогенной нагрузки в формирование качества водных ресурсов РТ уже соизмерим с природными факторами [8].

В целях получения информации о качестве вод на напряженных участках водопользования и на границах между субъектами Российской Федерации, которые примыкают к акватории Куйбышевского водохранилища, ФГБУ «Средволгаводхоз» Нижне-Волжского бассейнового водного управления, начиная с 2009 г., приступило к осуществлению контроля качества вод Куйбышевского водохранилища.

Работы по отбору проб воды и гидрохимическому анализу осуществляются гидрохимической лабораторией ФГБУ «Средволгаводхоз» Нижне-Волжского бассейнового водного управления в основные фазы водного режима: зимняя межень, половодье (на подъеме, пике и спаде), летняя межень, осенью перед ледоставом, а также при прохождении дождевого паводка. В 2009 г. наблюдения проводились на 8 постах, анализ отобранных проб выполнялся по 25 ингредиентам и показателям качества воды. В 2014 г. наблюдения за загрязнением вод Куйбышевского водохранилища уже проводились на 12 постах (рисунк 1), анализ отобранных проб выполнялся по 48 ингредиентам и показателям: температура, запах, прозрачность, мутность, цветность, электропроводность, водородный показатель, взвешенные вещества, растворенный кислород, сероводород, гидрокарбонаты, сульфаты, хлориды, фториды, калий, натрий, кальций, магний, жесткость, сухой остаток, железо общее, алюминий, кадмий, кобальт, марганец, медь, цинк, молибден, никель, ртуть, свинец, хром (III), хром (VI), хром общий, БПК₅, ХПК, нефтепродукты, анионные СПАВ, фенолы, формальдегид, жиры, аммонийный ион, нитраты, нитриты, фосфаты, фосфор общий, хлор активный.

По результатам гидрохимического анализа для всей группы ингредиентов рассчитаны средние годовые и средние значения ингредиентов в целом по Куйбышевскому водохранилищу за 2009 – 2014 гг., а также отношения этих величин к ПДК_{р.х.}

Для средних за 2009 – 2014 гг. значений ингредиентов выявлено превышение ПДК_{р.х.} по одиннадцати ингредиентам и установлено, что наблюдается снижение величины превышения ПДК_{р.х.} в следующем ряду:

Марганец => Взвешенные вещества => Фториды => Медь => Нефтепродукты => Железо общее => Никель => Алюминий => Фенолы (летучие) => Цинк => БПК₅.

Установлено, что наблюдается тенденция снижения загрязнения вод Куйбышевского водохранилища взвешенными веществами, аммонийными ионами (в пересчете на азот) и никелем. Так, содержание взвешенных веществ и аммонийного иона снизилось соответственно с 13,5 и 1,4 ПДК_{р.х.} в 2009 г. до 1,6 и 0,8 ПДК_{р.х.} в 2014 г., никеля – с 5,0 ПДК_{р.х.} в 2009 г. до 0,6 ПДК_{р.х.} в 2014 г.

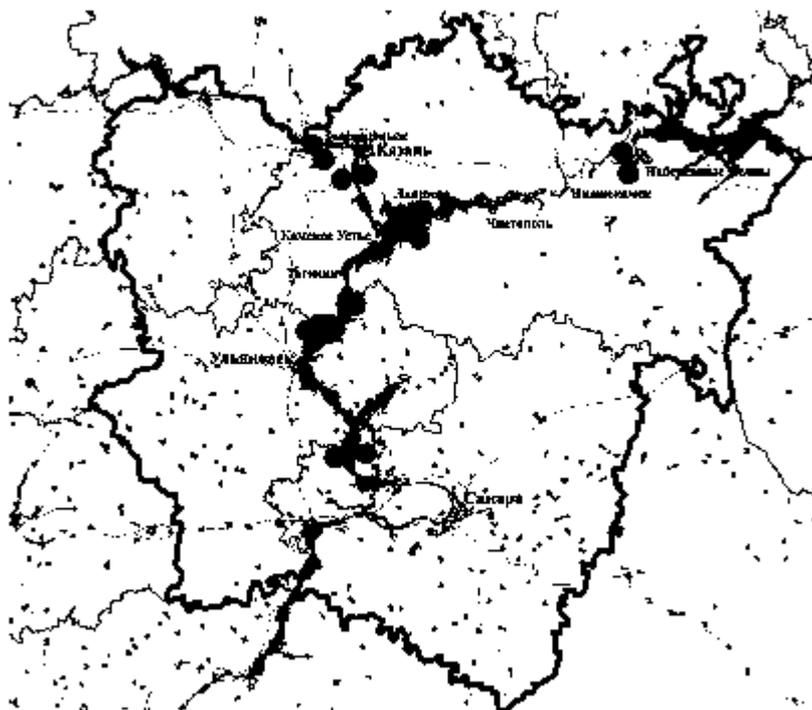


Рисунок 1 – Карта-схема расположения постов контроля качества воды Куйбышевского водохранилища ФГБУ «Средволгаводхоз»

В тоже время, зарегистрирован рост содержания фенола с 0,7 ПДК_{р.х.} в 2009 г. до 2,3 ПДК_{р.х.} в 2014 г. и цинка с 0,8 ПДК_{р.х.} в 2011 г. до 1,6 ПДК_{р.х.} в 2014 г. Кроме того, наблюдалось увеличение БПК₅ и ХПК от значений ниже предельно допустимых в 2009 г. до превышающих нормативы соответственно в 1,3 и 1,4 раза в 2014 г.

По остальным загрязняющим веществам существенной динамики не выявлено.

Оценка качества поверхностных вод выполнена с использованием удельного комбинаторного индекса загрязненности воды (УКИЗВ) [11]. Изменчивость значений индекса УКИЗВ за 2009 – 2013 гг. по пунктам контроля качества вод Куйбышевского водохранилища ФГБУ «Средволгаводхоз» Нижне-Волжского бассейнового водного управления приведена на рисунке 2.

Значения индекса УКИЗВ находились в интервале от 3,3 (пункт наблюдений № 5 в 2011 г) до 6,26 (пункт наблюдений № 1 в 2009 г.), а воды характеризовались как «грязные» (4 класса качества). Максимальное среднее значение индекса УКИЗВ по Куйбышевскому водохранилищу за 2009 – 2013 гг. наблюдалось в пункте наблюдений № 3 (5,47), а минимальное - 4,54, в пункте наблюдений № 10, что наиболее вероятно обусловлено как процессами разбавления, так и процессами самоочищения вод. Минимальное среднее значение индекса УКИЗВ за 2009 – 2013 гг. по Куйбышевскому водохранилищу, 3,83, было зарегистрировано в 2011 г., а максимальное - 5,44. в 2010 г. Следует отметить, что существенного улучшения или ухудшения качества вод Куйбышевского водохранилища за рассмотренный период с 2009 по 2013 гг. не наблюдалось.

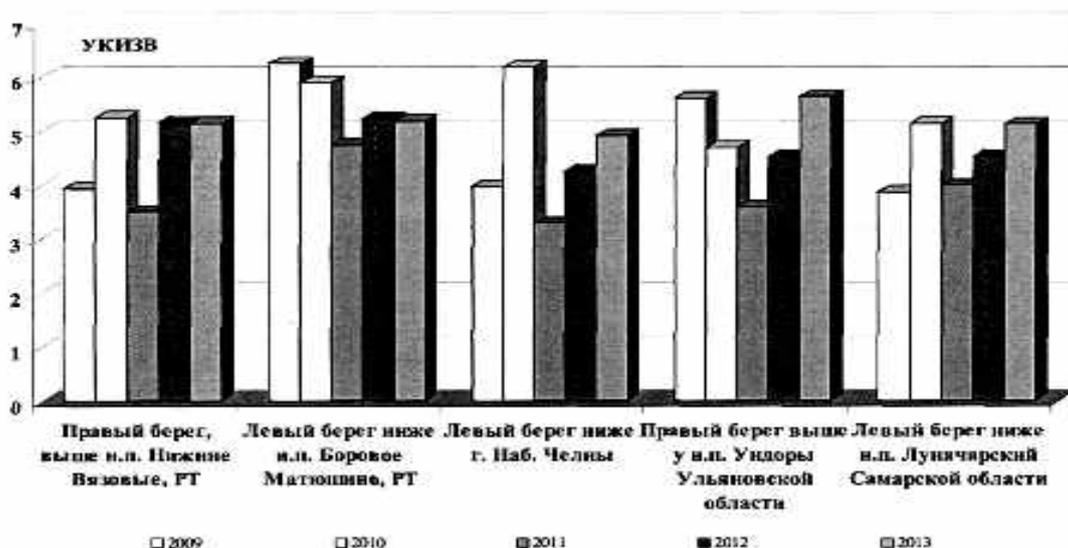


Рисунок 2 – Изменчивость удельного комбинаторного индекса загрязненности воды за 2009 – 2013 гг. по постам контроля качества воды Куйбышевского водохранилища ФГБУ «Средволгаводхоз»

Все изменения качества вод, как во времени, так и по акватории водохранилища наблюдались в пределах одного класса качества вод, что хорошо согласуется с наблюдениями ФГБУ «Управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды Республики Татарстан», которые проводятся на других постах [6].

Анализ полученных материалов показывает, что воды Куйбышевского водохранилища продолжают интенсивно загрязняться. Основной вклад в загрязнение вод вносят марганец, взвешенные вещества, медь, нефтепродукты, железо общее.

Главную ресурсную роль в загрязнении вод марганцем, медью и железом выполняет геологическая среда. Загрязнение вод взвешенными веществами и нефтепродуктами обусловлено сбросами недостаточно очищенных сточных вод промышленных и коммунальных предприятий и поверхностным стоком с урбанизированной территории.

В целях улучшения качества вод Куйбышевского водохранилища необходимо снижение диффузного сброса путем очистки сточных и талых вод с территории крупных промышленных комплексов, расположенных на водосборной площади Куйбышевского водохранилища, а также залесение и залужение водохранных зон. Кроме того, необходимо продолжить работы по дальнейшему совершенствованию очистки сточных вод промышленных и коммунальных предприятий, осуществляющих сбросы в Куйбышевское водохранилище и его притоки.

Список литературы

1. Бортник В. М., Кукса В. И., Салтанкин В. П. Современная геоэкологическая ситуация в Волго-Каспийском бассейне // Водные ресурсы. - 1997. - Т. 24, № 5. - С. 75.

2. Булка Г.Р., Латыпова В.З., Шлычкова Е.А., Шлычков А.П., Медь в поверхностных водах Республики Татарстан // Международная конференция. Экологическая геология и рациональное недропользование. Становление научного направления и образования. Санкт - Петербург. 1997. - С. 60 - 61.
3. Валетдинов А.Р., Валетдинов Р.К., Валетдинов Ф.Р., Горшкова А.Т., Шлычков А.П. Аэротехногенное загрязнение снежного покрова Республики Татарстан химическими элементами // Тезисы докладов Международной конференции «Экологические проблемы бассейнов крупных рек – 4» Тольятти, 2008. - С. 21.
4. Валетдинов А.Р., Валетдинов Р.К., Валетдинов Ф.Р., Горшкова А.Т., Шлычков А.П. Способ оценки аэротехногенного загрязнения снежного покрова химическими элементами // Проблемы природопользования, устойчивого развития и техногенной безопасности регионов. Материалы пятой Международной научно-практической конференции. Часть I. - Днепропетровск, 2009 г. - С. 191 - 192.
5. Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов / Материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. Москва, 30 марта 2011 г. / Ответственные редакторы: академик РАН Д.С. Павлов, член-корреспондент РАН Г.С. Розенберг, д.б.н. М.И. Шатуновский. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. 196 с.
6. Государственный доклад. «О состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан в 2013 году». - Казань: Изд-во «Фолиант», 2014. - 487 с.
7. Данилов-Данильян В.И. Водные ресурсы мира и перспективы водохозяйственного комплекса России. - М.: ООО «Типография ЛЕВКО», Институт устойчивого развития / Центр экологической политики России, 2009. - 88 с.
8. Качество поверхностных вод Российской Федерации в 2010 г. Ежегодник. Ростов-на-Дону. ГХИ. 2011.- 552 с.
9. Качество поверхностных вод Российской Федерации в 2011 г. Ежегодник. Ростов-на-Дону. ГХИ. 2012.- 552 с.
10. Куйбышевское водохранилище: экологические аспекты водохозяйственной деятельности / Под ред. В.З. Латыповой, О.П. Ермолаева. Казань: Изд-во «Фолиант», 2007. 320 с.
11. РД 52.24.643-2002 Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям Росгидромет. - СПб.: Гидрометеиздат, 2003. - 21 с.
12. Хубларян М. Г., Моисеенко Т. И. Качество воды //Вестник Российской Академии наук, 2009, том 79, № 5, С. 403-410.

ТЕХНОГЕННЫЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ,
СТОЧНЫХ ВОДАХ КРЫМА И В ОЗЕРЕ ДОНУЗЛАВ
В ПЕРИОДЫ 1999, 2002 – 2003 гг.

Рябинин А.И., Клименко Н.П., Боброва С.А., Мальченко Ю.А.
Севастопольское отделение федерального государственного бюджетного
учреждения «Государственный океанографический институт
им. Н.Н. Зубова», *sogoin@mail.ru*

Исследование микросодержания комплекса токсичных техногенных органических соединений в хозяйственно-питьевых, сточных водах Крыма и водах озера Донузлава выполнено по договору административно-хозяйственных организаций Крыма. В составе исследованного комплекса органических соединений содержались: гексахлорциклогексан (α,γ -ГХЦГ), алдрин, гептахлор (ГПХ), гексахлорбензол (ГХБ), дихлордифенилтрихлорметилметан (ДДТ) и его метаболиты ДДЭ, ДДД, полихлорбифенилы (ПХБ), кельтан, фенол, о,п-крезол, м-крезол, 2,4-дихлорфенол (2,4-ДХФ), 2,4,6-трихлорфенол (2,4,6-ТХФ), 2-нитрофенол (2-НФ), хлороформ, тетрахлоруглерод, 1,2-дихлорэтан, 1,1-дихлорэтилен. Анализ проб воды выполнялся методом газожидкостного хроматографического анализа [1,2]. Пробы вод отбирались в водохранилищах Крыма (Симферопольское, Аянское, Межгорное, Партизанское, Изобильненское, Загорское, Счастливое, Чернореченское), источников вод «Джур-Джур», «Узень-Баш», «Верес-чокрак», водозаборная колонка в г. Симферополе на ул. Карьерная, выпусков сточных вод (КОС «Новоозерное» и г. Евпатория), озера Донузлав и фоновые воды.

Содержание органических соединений в восьми водохранилищах Крыма в 1999 г. представлено в таблице 1.

Во всех пробах исследованных вод присутствие ДДТ, ДДД, 1,2-дихлорэтан и 1,1-дихлорэтилен не наблюдалось. Из данных таблицы видно, что наибольшие концентрации техногенных органических веществ наблюдались в Межгорном, Симферопольском, Загорском и Изобильненском водохранилищах (суммарная концентрация всех веществ составила от 577 до 6125 нг/дм³). А в водах Чернореченского водохранилища (г. Севастополь) сумма органических соединений составила 41 нг/дм³. Из диаграммы (рисунок 1) следует, что концентрации хлороорганических пестицидов – альдрина, гексахлорбензола, ДДТ и его метаболитов не превышали нижнего предела определения – 3 нг/дм³, а α,γ -ГХЦГ изменялись от 0,5 до 6 и 4 нг/дм³ соответственно, гептахлора от 1,1 до 20 нг/дм³ (Изобильненское водохранилище). Присутствие ПХБ – не обнаружено.

Для ряда районов (таблица 1) характерны относительно высокие концентрации фенолов и фенольных соединений (крезолы и др.). Так, в Симферопольском и Межгорном водохранилищах концентрация достигала соответственно 2,2 и 3,2 ПДК (ПДК = 1,0 мкг/дм³), а воды Аянского и Загорского водохранилища были близки к ПДК и составляли соответственно 0,5 ПДК.

Таблица 1 – Органические соединения в водах водохранилищ Крыма в 1999 г.

Органические вещества	Водохранилища							
	Концентрация, нг/дм ³							
	Симферопольское	Межгорное	Аянское	Партизанское	Изобильненское	Загорское	Счастливое	Чернореченское
α-ГХЦГ	1,2	1,0	0,5	0,5	0,8	0,5	0,5	5,9
γ-ГХЦГ	3,9	1,6	1,0	0,6	0,9	0,6	0,9	2,2
Алдрин	1,9	2,7	0,6	0,5	1,8	–	–	–
ГПХ	1,3	2,8	4,6	1,5	20	1,5	1,4	1,1
ГХБ	1,7	2,5	1,1	0,5	1,2	–	–	–
ДДЭ	0,9	0,8	–	–	1,9	–	0,9	–
ПХБ	–	–	–	–	–	–	–	2,0
Фенол	2227	3240	518	97	49	454	68	–
о, п-крезол	20	864	91	16	227	189	251	–
м-крезол	105	1680	25	50	76	94	21	–
2,4-ДХФ	40	56	21	10	132	26	45	–
2,4,6-ТХФ	22	34	27	6	45	91	64	30
2-НФ	15	20	18	8	21	38	26	–
Хлороформ	–	120	100	–	–	–	–	–
Тетрахлоруглерод	–	100	–	–	–	–	–	–
Σ- концентраций	2440	6125	341	191	577	895	479	41

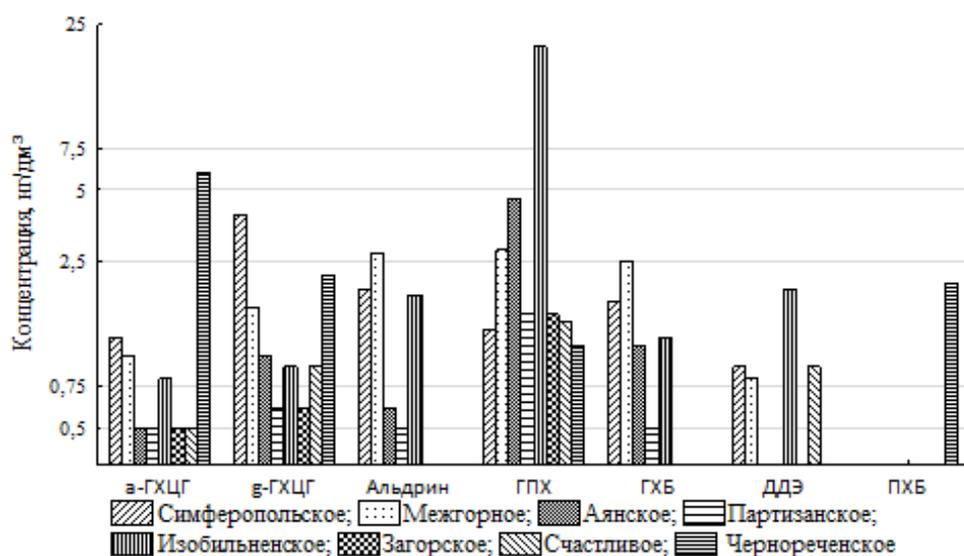


Рисунок 1 – Содержание хлорорганических пестицидов и ПХБ в водохранилищах Крыма в 1999 г.

Концентрации органических соединений в водах оз. Донузлав и сточных водах района Евпатории представлены в таблице 2 для пятнадцати показателей, а также даны суммы концентраций каждого водного объекта.

Таблица 2 – Органические соединения в водах оз. Донузлав и сточных водах г. Евпатория в 1999 г.

Органические вещества	Наименование объектов					
	Концентрация, нг/дм ³					
	г. Евпатория (фоновая зона)	оз. Донузлав (фоновая зона)	оз. Донузлав, лагуна	Выпуск КОС «НОВО-озерное»	Глубоководный выпуск КОС г. Евпатория	
пов.					прид.	
α-ГХЦГ	2,7	4,5	2,2	1,5	2,4	1,3
γ-ГХЦГ	9,3	19	8,0	7,7	10,4	10,6
Альдрин	1,7	6,7	1,1	2,5	1,3	2,3
ГПХ	3,0	10	1,7	4,2	1,5	3,8
ГХБ	1,4	2,2	1,4	1,2	1,5	1,2
ДДЭ	1,3	0	1,3	1,6	1,7	1,2
ПХБ	6,0	7,3	8,0	6,9	13	5,4
Фенол	24	61	76	81	38	14
о, п-крезол	1053	223	1569	2241	1096	459
м-крезол	13	53	88	420	265	63
2,4-ДХФ	42	32	32	474	–	85
2,4,6-ТХФ	273	25	114	210	–	545
2-НФ	60	47	13	59	–	41
Σ-концентраций	1470	491	1916	3511	1431	1233

Из этой таблицы следует, что ДДТ и ДДД в исследованных водах всех водохранилищах, как и в 1999 году (таблица 1) отсутствовали. Характерно, что фоновые воды оз. Донузлав были загрязнены в меньшей степени (490 нг/дм³) по сравнению со всеми остальными районами, представленными в таблице 2, а остальные аналогичные значения находились в пределах 1233 – 3511 нг/дм³. Как и в 1999 году воды водохранилищ загрязнены фенолами и фенольными соединениями (крезолами, хлорфенолами), концентрации которых достигают и превышают ПДК. Хотя в относительно малых концентрациях содержатся в водах ряд соединений α,γ-ГХЦГ, альдрин, ДДЭ, ПХБ, но достаточные для значимого загрязнения, т.к. их ПДК практически равны «0».

Результаты исследования органических соединений в 2002 и 2003 годах представлены в таблице 3.

Эти данные на примере повторного исследования вод Изобильненского и Межгорного водохранилищ позволяют выявить существование временной изменчивости содержания органических загрязняющих соединений в водах питьевого назначения. Из сравнения данных таблиц 1 и 3 следует, что воды Изобильненского водохранилища в 2002 г. по сравнению с аналогичным периодом 1999 г. были загрязнены больше (сумма органических соединений возросла с 577 до 2310 нг/дм³). Такой рост концентраций произошёл за счёт увеличения содержания фенола (49 – 490 нг/дм³), дихлорфенола (132 – 550 нг/дм³), трихлорфенола (45 – 960 нг/дм³). В то же время практически стало чистым Межгорное водохранилище (6125 – 1,5 нг/дм³).

Таблица 3 – Органические соединения в водах водохранилищ и источников Крыма в 2002 и 2003 гг.

Органические вещества	Концентрация, нг/дм ³					Водозаборная колонка ул. Карьерная, 2
	Водохранилища		Источники			
	Изобильненское (2002 г.)	Межгорное (2003 г.)	Джур-Джур (2003 г.)	Узень-Баш (2003 г.)	Вересчокрак (2003 г.)	
α-ГХЦГ	2,1	0,4	1,6	1,8	1,2	0,5
γ-ГХЦГ	1,8	0,6	1,3	1,9	0,8	0,8
ГПХ	1,9	–	2,3	2,6	0,9	–
ГХБ	0,6	0,5	0,8	0,7	0,5	0,7
Кельтан	0,8	–	1,8	1,0	0,6	–
Фенол	490	–	520	210	240	–
о, п-крезол	227	–	240	105	120	–
м-крезол	76	–	–	30	–	–
2,4-ДХФ	550	–	370	36	180	–
2,4,6-ТХФ	960	–	56	680	570	–
Σ-концентраций	2310	1,5	1194	1069	1114	2

Воды источников также загрязнены многими органическими соединениями, сумма которых лежит в пределах: 1066 – 1194 нг/дм³. Массы этих веществ состоят в основном из фенола и его производных, хотя постоянно присутствуют α,γ-ГХЦГ, гексахлорбензол, кельтан, величины ПДК которых, как правило, очень малы по сравнению с другими органическими соединениями.

Список литературы

1. Руководство по химическому анализу морских вод. РД 52.10.243–92 // Под ред. С.Г. Орадовского. – С.Пб.: Гидрометеиздат. – 1993. – 246 с.
2. Методика определения фенола (карболовой кислоты) на газожидкостном хроматографе в природных и сточных водах (КНД 211.1.4.025-95), г. Киев, 1995 г. – 12 с.

ФТОР В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ БАССЕЙНОВ СЕЛЕНГИ И АРГУНИ

Савенко А.В., Савенко В.С., Ткаченко О.В.

*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
Москва, Россия, Alla_Savenko@rambler.ru*

Участие фтора в физиологических процессах в организме человека является причиной большого интереса к геохимии этого элемента в природных водах, поскольку именно с водой человек получает до 90% всего потребляемого фтора. По гигиеническим нормам оптимальное содержание фтора в питьевой воде находится в интервале от 0.7 до 1.5 мг/л. При более низких концентрациях развивается кариес зубов, при высоких – флюороз. Поэтому в целях улучшения здоровья населения во многих странах проводят соответственно фторирование или дефторирование питьевой воды. В силу этого особое значение приобретает выделение территорий (биогеохимических провинций) с недостаточным или избыточным содержанием фтора в источниках питьевого водоснабжения.

Юго-Восточное Забайкалье и прилегающие районы Монголии и Северного Китая образуют крупную фтороносную биогеохимическую провинцию. В породах, составляющих литогенную основу ландшафтов, фтор представлен главным образом двумя акцессорными минералами (флюоритом CaF_2 и фторапатитом $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$), а также находится в форме изоморфной примеси в слюдах и амфиболах, где замещает гидроксил-ионы. Как собственные минералы фтора, так и порообразующие минералы – носители изоморфного фтора – в зоне гипергенеза неустойчивы и служат источником фтора поверхностных и подземных вод.

Интенсивность выщелачивания фтора зависит от водного режима и скорости эрозионных процессов, что приводит к значительной временной изменчивости содержания фтора в водах. Петрографическая неоднородность литогенной основы в свою очередь обуславливает пространственную неоднородность распределения фтора в водах. В силу этого для надежного выделения фторидных гидрохимических аномалий необходима максимальная пространственная детализация распределения фтора, а также проведение обследований одних и тех же территорий в разные сезоны.

В настоящем сообщении представлены данные о содержании фтора в поверхностных водах бассейнов Селенги и Аргуни. Пробы воды были отобраны в период повышенной водности, связанный с выпадением интенсивных дождей: в долине р. Селенги – в июле–августе 2011 г. во время комплексной экспедиции географического факультета МГУ; в долине р. Аргуни – в августе 2010 г. сотрудником кафедры гидрологии суши географического факультета МГУ М.А. Самохиным. Расположение точек отбора проб показано на рисунке 1.

В пробах воды измеряли содержание фтора потенциометрическим методом с использованием фторидного ионоселективного электрода в присутствии ацетатного солевого буфера [4], а также концентрацию гидрокарбонатов объемным ацидиметрическим методом и содержание остальных компонентов основного солевого состава методом капиллярного электрофореза. По сумме концентраций глав-

ных ионов рассчитывали минерализацию. Результаты определений приведены в таблице 1.

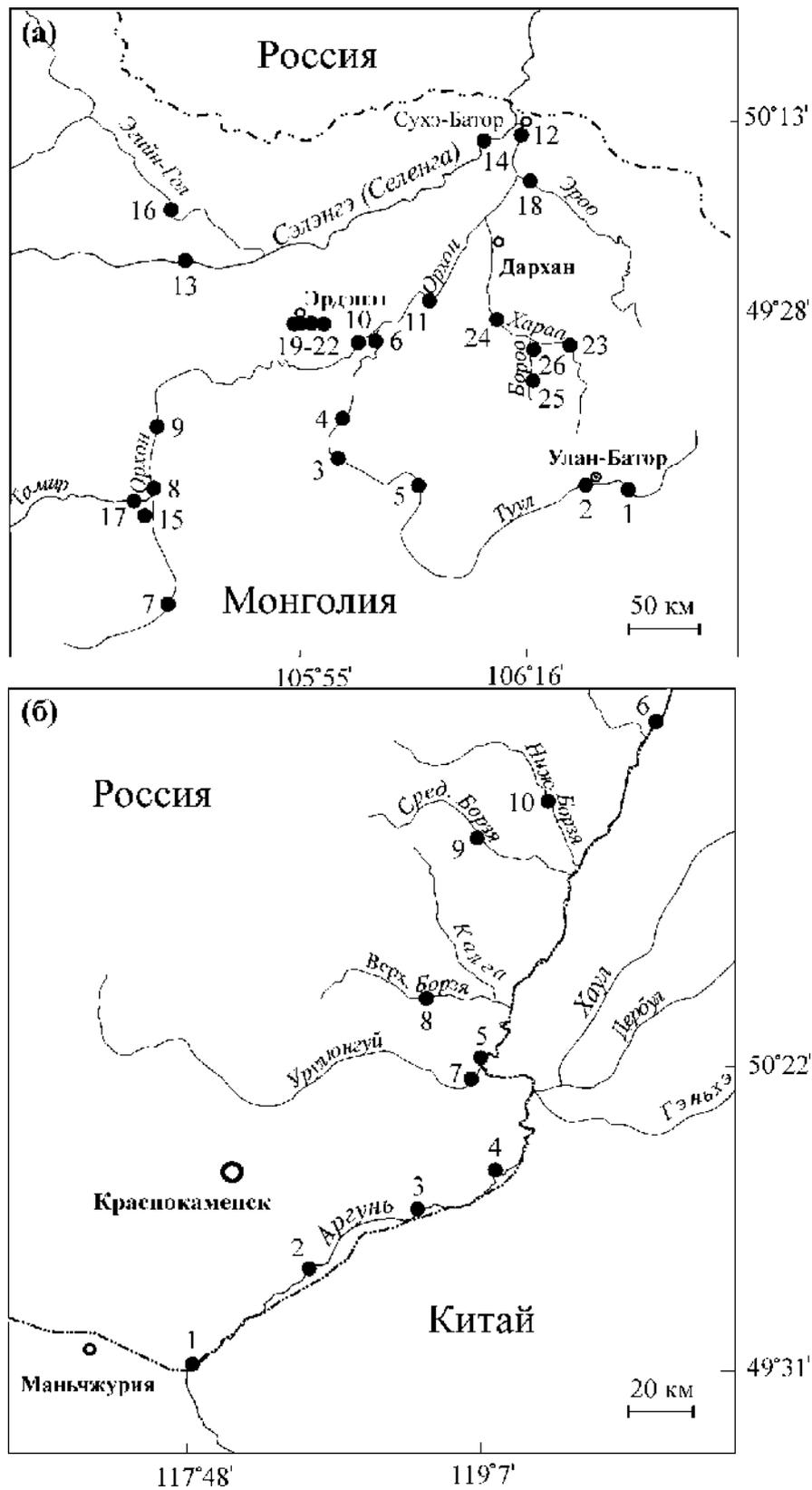


Рисунок 1 – Расположение точек отбора проб воды в бассейнах Селенги (а) и Аргуни (б)

Таблица 1 – Содержание фтора в поверхностных водах бассейнов Селенги и Аргуни

№ точки	Водный объект	Содержание фтора, мг/л	Минерализация, мг/л
Бассейн Селенги			
1	Р. Туул	0,08	44,9
2	То же	0,11	51,4
3	«	0,27	137
4	«	0,45	152
5	«	0,22	128
6	«	0,34	175
7	Р. Орхон	0,15	77,4
«	То же, через сутки	0,17	64,8
«	То же, через 2 суток	0,15	65,0
8	«	0,29	115
9	«	0,33	116
10	«	0,40	146
11	«	0,38	166
12	«	0,37	168
13	Р. Селенга	0,29	135
14	То же	0,24	172
15	Р. Старый Орхон	0,81	303
16	Р. Эгийн-Гол	0,18	189
17	Р. Тамир	0,33	116
18	Р. Эроо	0,17	62,2
19	Р. Хангалын*	1,80	609
20	То же	2,07	629
21	«	1,15	640
22	«	1,07	609
23	Р. Хараа	0,30	125
24	То же	0,39	175
25	Р. Бороо	0,69	294
26	То же**	1,21	342
Среднее арифметическое***		0,31	138
Среднее геометрическое***		0,27	123
Бассейн Аргуни			
1	Р. Аргунь	0,27	179
2	То же	0,27	176
3	«	0,33	193
4	«	0,29	176
5	«	0,58	268
6	«	0,24	155
7	Р. Урулюнгуй	1,51	527
8	Р. Верхняя Борзя	0,32	286
9	Р. Средняя Борзя	0,22	201
10	Р. Нижняя Борзя	0,33	439
Среднее арифметическое****		0,32	231
Среднее геометрическое****		0,31	218
Примечание - * В долине р. Хангалын разрабатывается месторождение медно-молибденовых руд и находится крупный промышленный город Эрдэнэт; ** ниже разработки месторождения золота Бороо-Гол; *** за исключением территорий, испытывающих сильное антропогенное воздействие (т. С19, С20, С21, С22 и С26); **** за исключением р. Урулюнгуй.			

В бассейне Селенги содержание фтора в воде большинства обследованных рек находится в пределах 0,08–0,45 мг/л. В р. Старый Орхон и верхнем течении р. Бороо концентрации фтора несколько выше (соответственно 0,81 и 0,69 мг/л). Максимальные концентрации фтора характерны для участков, испытывающих сильное антропогенное воздействие: в долине р. Хангалын, где разрабатывается месторождение медно-молибденовых руд и находится крупный промышленный город Эрдэнэт (1,07–2,07 мг/л), и в нижнем течении р. Бороо, где добыча золота сочетается с сельскохозяйственным освоением (1,21 мг/л). Вместе с тем разработка золота на месторождении Заамар в бассейне р. Туул существенного влияния на содержание фтора не оказывает. Среднеарифметическая и среднегеометрическая концентрации фтора в водах р. Селенги и ее притоков, за исключением территорий с интенсивной хозяйственной деятельностью, близки между собой и составляют соответственно 0,31 и 0,27 мг/л. В целом полученные данные находятся в том же диапазоне, что и содержание фтора в водах Юго-Восточного Забайкалья (0,10–1,51 мг/л [2]).

Распределение фтора в водах бассейна Аргуни также довольно однородное: его содержание изменяется от 0,22 до 0,58 мг/л при почти совпадающих среднеарифметическом и среднегеометрическом значениях, равных 0,32 и 0,31 мг/л и близких к таковым для бассейна Селенги. Однако в р. Урулюнгуй, на водосборе которой встречаются засоленные участки, концентрация фтора достигает верхнего предела экологического оптимума – 1,5 мг/л. Повышенные концентрации фтора в воде р. Урулюнгуй подтверждаются также в [1].

В обоих исследованных районах обнаруживаются тесные корреляционные связи содержания фтора с минерализацией, а также с концентрациями натрия, магния, сульфатов и в меньшей степени гидрокарбонатов и калия (таблица 2). Для хлоридов и кальция тесная корреляция с фтором имеется только в водах бассейна Селенги, тогда как в водных объектах бассейна Аргуни она практически отсутствует.

Таблица 2 – Коэффициенты корреляции содержания фтора с минерализацией (М) и концентрациями главных ионов

Район	<i>M</i>	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
Бассейн Селенги	0.92	0.83	0.85	0.76	0.94	0.61	0.91	0.86
Бассейн Аргуни	0.78	0.07	0.81	0.70	0.96	0.80	0.81	0.22
Бассейны Селенги и Аргуни	0.88	0.75	0.83	0.68	0.88	0.61	0.83	0.79

Тенденция увеличения концентрации фтора с ростом минерализации была зафиксирована и на сопредельных территориях: в Северо-Восточной Монголии [5], Юго-Восточном Забайкалье [1], Таджикистане [3]. Разные уровни содержания фтора обусловлены, по-видимому, принадлежностью водосборов к разным ландшафтным зонам. Это хорошо проиллюстрировано в [6], где установлено более низкое содержание фтора в поверхностных водах таежной зоны Прибайкалья (в среднем 0.30 мг/л) по сравнению с водами лесостепной зоны (в среднем 0.84 мг/л).

Таким образом, полученные результаты показали, что содержание фтора в поверхностных водах бассейнов Селенги и Аргуни находится в одном диапазоне значений при близких средних величинах (~0.3 мг/л) и обнаруживает тесную корреляцию с минерализацией, что отмечалось также для сопредельных территорий.

Список литературы

1. Замана Л.В. Фтор в водах рек Юго-Восточного Забайкалья // Фундаментальные проблемы изучения и использования воды и водных растворов. Иркутск: Ин-т географии СО РАН, 2005. С. 74–75.
2. Кашин В.К., Иванов Г.М. Фтор в природных водах Забайкалья // Водные ресурсы. 1999. Т. 26. № 4. С. 502–505.
3. Пати́на Д.Л., Пачаджанов Д.И. Фтор в некоторых природных водах Таджикистана // Геохимия. 1973. № 2. С. 250–256.
4. Савенко В.С. Введение в ионометрию природных вод. Л.: Гидрометеопиздат, 1986. 77 с.
5. Филиппова Г.Р., Власов Н.А., Богданова Л.Л. и др. К изучению фтора в природных водах Северо-Восточной Монголии // Гидрохимич. материалы. 1980. Т. 77. С. 37–40.
6. Яновский Л.М., Ломоносов И.С. Гидрохимические параметры фторидов в Прибайкалье // Фундаментальные проблемы изучения и использования воды и водных растворов. Иркутск: Ин-т географии СО РАН, 2005. С. 333–336.

ИССЛЕДОВАНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В НЕВСКОЙ ГУБЕ ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Светашова Е.С., Екимова С.Б.

Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства (ФГБНУ «ГосНИОРХ»), sveteka007@mail.ru

Финский залив представляет собой мелководный водоем, глубоко врезанный в сушу, с солоноватой водой и значительным материковым притоком. Невская губа расположена в восточной части Финского залива и является дельтой р. Невы. Приток р. Невы достигает 95 % общего притока вод в Финский залив на территории России, водосбор ее включает в себя водную систему Онежское озеро – р. Свирь – Ладожское озеро – р. Нева.

Состояние экосистемы Финского залива в значительной степени определяется воздействием антропогенных факторов. Процессы самоочищения в нем происходят медленно и улучшение состояния его акватории возможно только путем сокращения антропогенной нагрузки.

К числу наиболее опасных для окружающей среды веществ, поступающих главным образом в результате антропогенного воздействия, относятся ионы тяжелых металлов (ТМ). О нарастании антропогенной нагрузки по ТМ в последние годы свидетельствует то, что, согласно литературным данным, в верхних слоях донных отложений в Балтийском море концентрации ТМ значительно выше, чем в глубоких слоях.

В настоящей работе представлены некоторые результаты исследований, проведенных в акватории Невской губы за последние три года. Отбор проб воды, донных отложений и отлов рыб проводили вблизи островов Елагин, Крестовский, Петровский и Белый. Эти острова расположены в акватории Невской губы в направлении с севера на юг, соответственно, и находятся практически в пределах Санкт-Петербурга – густонаселенного города с высокоразвитой промышленностью.

В 2012 г. пробы воды и донных отложений у островов Елагин и Крестовский отбирали по три раза – в июле, августе и октябре; у островов Петровский и Белый – один раз в октябре. В 2013 г. пробы отбирали во всех точках по четыре раза – в июне, июле, августе и октябре; в 2014 г. – во всех точках по два раза – в июне и в августе. Отлов рыб производили в 2013 и 2014 гг. в июне, июле, августе и октябре.

В пробах воды и донных отложений определяли концентрации кадмия, свинца, меди, цинка и марганца. В мышечных тканях рыб определяли концентрации нормируемых в пищевой рыбе элементов – кадмия, свинца, меди, цинка, мышьяка и ртути [Гигиенические..., 1997; Гигиенические ..., 2001]. Анализ проб осуществлялся атомно-абсорбционным методом, согласно утвержденным методикам [М 03-505-119-08; М 02-902-125-2005; М 02-1009-08; ГОСТ Р 53183-2008].

Оценка степени загрязненности проб воды осуществляется сравнением обнаруженной концентрации ТМ с утвержденным нормативом – предельно допустимой концентрацией (ПДК) в воде рыбохозяйственных водоемов [Перечень... 1999].

Для донных отложений утвержденные нормативы содержания ТМ отсутствуют, поэтому оценка степени загрязненности донных отложений производили условно путем сравнения с известными из литературных источников усредненными концентрациями в почвах [Бреховских и др., 2006].

Оценка степени загрязненности тканей рыб осуществляется сравнением обнаруженной концентрации ТМ с допустимой остаточной концентрацией (ДОК) в пищевой рыбе [Гигиенические... 2002, Гигиенические... 1997].

Таблица 1 – Концентрации тяжелых металлов в пробах воды (в числителе приведены средние значения, в знаменателе – диапазоны изменения)

Место отбора пробы	Год отбора пробы	Концентрация, мг/л			
		Pb	Cu	Zn	Mn
Остров Елагин	2012	<u>0,002</u> 0,001-0,005	<u>0,003</u> 0,002-0,004	<u>0,003</u> 0,002-0,006	-
	2013	<u>0,003</u> 0,002-0,007	<u>0,003</u> 0,002-0,007	<u>0,014</u> 0,003-0,018	<u>0,009</u> 0,003-0,019
	2014	<u>0,009</u> 0,003-0,015	<u>0,005</u> 0,002-0,008	<u>0,069</u> 0,045-0,093	<u>0,009</u> 0,006-0,012
Остров Крестовский	2012	<u>0,002</u> 0,001-0,004	<u>0,002</u> 0,001-0,005	<u>0,008</u> 0,002-0,016	-
	2013	<u>0,003</u> 0,002-0,005	<u>0,004</u> 0,002-0,007	<u>0,017</u> 0,007-0,030	<u>0,006</u> 0,003-0,019
	2014	<u>0,009</u> 0,003-0,015	<u>0,005</u> 0,002-0,007	<u>0,087</u> 0,086-0,088	<u>0,012</u> 0,007-0,016
Остров Петровский	2012	0,003	0,003	0,009	-
	2013	<u>0,004</u> 0,002-0,012	<u>0,004</u> 0,001-0,014	<u>0,012</u> 0,002-0,027	<u>0,009</u> 0,001-0,015
	2014	<u>0,002</u> 0,001-0,003	<u>0,004</u> 0,001-0,007	<u>0,074</u> 0,051-0,131	<u>0,013</u> 0,008-0,018
Остров Белый	2012	0,003	0,003	0,009	-
	2013	<u>0,003</u> 0,002-0,008	<u>0,003</u> 0,001-0,008	<u>0,016</u> 0,002-0,030	<u>0,014</u> 0,004-0,029
	2014	<u>0,004</u> 0,003-0,006	<u>0,003</u> 0,002-0,004	<u>0,072</u> 0,028-0,116	<u>0,038</u> 0,007-0,070
ПДК в воде рыбохозяйственных водоемов		0,006	0,001	0,010	0,010

Результаты анализов проб воды приведены в таблице 1. Концентрация кадмия во всех пробах воды была ниже предела определения, поэтому содержание кадмия в воде не обсуждается.

Согласно таблице 1, в воде наблюдается увеличение концентраций анализируемых ТМ от 2012 г. к 2014 г. Особенно это касается цинка, средняя концентрация которого в 2014 г. превысила ПДК в 7- 9 раз; концентрация марганца в пробах 2014 г. либо близка к ПДК, либо выше ПДК в 1,3-3,8 раза. В большинстве

проб воды, отобранных в июне, концентрации ТМ были выше, чем в пробах, отобранных в октябре.

В таблице 2 представлены результаты анализов проб донных отложений.

Таблица 2 – Концентрации тяжелых металлов в пробах донных отложений

Место отбора пробы	Год отбора пробы	Концентрация ТМ, мкг/г сухого веса				
		Cd	Pb	Cu	Zn	Mn
Остров Елагин	2012	<u>1,08</u> 0,16-2,25	<u>7,27</u> 1,69-17,55	<u>12,47</u> 1,41-32,91	<u>42,85</u> 6,38-110,7	-
	2013	<u>2,15</u> 0,59-3,25	<u>20,10</u> 3,38-31,0	<u>41,80</u> 7,75-66,3	<u>204,5</u> 59,1-312,7	<u>100,4</u> 66,7-142,7
	2014	<u>0,92</u> 0,84-1,00	<u>8,41</u> 6,19-10,62	<u>17,18</u> 12,41-22,0	<u>105,0</u> 98,8-111,2	<u>74,6</u> 52,2-97,0
Остров Крестовский	2012	<u>0,13</u> 0,03-0,19	<u>2,58</u> 0,91-3,47	<u>1,42</u> 1,77-0,98	<u>8,27</u> 5,29-10,49	-
	2013	<u>0,32</u> 0,08-0,98	<u>3,60</u> 1,52-14,85	<u>5,40</u> 1,57-14,85	<u>24,0</u> 44,3-13,2	<u>80,7</u> 20,9-166,8
	2014	<u>0,74</u> 0,08-1,44	<u>4,88</u> 1,51-8,24	<u>13,04</u> 1,57-24,50	<u>83,8</u> 16,5-151,0	<u>69,1</u> 30,9-107,3
Остров Петровский	2012	0,25	8,77	15,1	73,8	-
	2013	<u>0,17</u> 0,07-0,26	<u>5,60</u> 2,32-9,84	<u>6,10</u> 2,00-14,57	<u>63,4</u> 25,0-123,4	<u>80,5</u> 36,2-157,4
	2014	<u>0,13</u> 0,09-0,16	<u>3,27</u> 2,47-4,07	<u>3,38</u> 2,73-4,02	<u>38,5</u> 37,0-40,1	<u>47,2</u> 38,1-56,3
Остров Белый	2012	0,69	8,14	19,19	63,4	-
	2013	<u>0,65</u> 0,20-1,25	<u>9,80</u> 2,16-20,91	<u>15,50</u> 2,41-34,86	<u>87,0</u> 2,61-141,1	<u>54,3</u> 29,8-111,2
	2014	<u>0,52</u> 0,34-0,69	<u>4,19</u> 1,95-6,43	<u>5,50</u> 3,59-7,41	<u>63,5</u> 47,0-80,1	<u>32,2</u> 23,7-40,6
Усредненная концентрация в почвах		0,35	35	30	90	1000

В большинстве проб донных отложений наблюдается превышение концентрации кадмия в сравнении с усредненными значениями в почвах: у о. Елагин в 2,6-6,1 раза, у Крестовского о. в 2 раза в 2014 г., у о. Белый в 1,5 – 1,9 раза. Концентрация цинка в донных отложениях у о. Елагин превышает условный норматив в 2,3 раза в 2013 г. и в 1,2 раза в 2014 г. Средние концентрации свинца, меди и марганца в донных отложениях были ниже принятого норматива. В донных отложениях, отобранных вблизи о. Петровский, средние концентрации всех анализируемых ТМ не превышали принятых нормативов. Проследить изменение концентрации ТМ в донных отложениях по годам, как это сделано выше в пробах воды, не представляется возможным. Это объясняется тем, что накопление ТМ в донных отложениях в значительной степени зависит от их структуры. В наших исследованиях донные отложения, отобранные в разные годы в одном и том же месте, имели различную структуру.

Некоторые усредненные результаты анализов мышечных тканей рыб представлены в таблице 3.

Таблица 3 – Концентрации тяжелых металлов в мышечных тканях рыб

Год вылова	Вид рыбы	Концентрация ТМ, мкг/г сырого веса					
		Cd	Pb	Cu	Zn	As	Hg
2013	окунь	0,001	<u>0,10</u> 0,02-0,16	<u>1,11</u> 0,39-1,84	<u>4,49</u> 0,22-23,30	<u>0,23</u> 0,05-0,53	<u>0,81</u> 0,03-0,32
	ерш	0,001	<u>0,08</u> 0,04-0,14	<u>0,75</u> 0,45-1,77	<u>8,04</u> 1,2-23,0	<u>0,26</u> 0,07-0,58	<u>0,23</u> 0,10-0,36
	плот-ва	0,001	<u>0,08</u> 0,04-0,12	<u>3,19</u> 0,68-23,0	<u>12,00</u> 0,45-59,22	<u>0,24</u> 0,04-0,68	<u>0,16</u> 0,09-0,36
2014	окунь	<u>0,004</u> 0,001-0,011	<u>0,04</u> 0,02-0,07	<u>0,54</u> 0,25-0,86	<u>16,53</u> 10,5-25,1	<u>0,03</u> 0,02-0,05	<u>0,14</u> 0,04-0,19
	ерш	<u>0,005</u> 0,001-0,011	<u>0,07</u> 0,03-0,16	<u>0,77</u> 0,31-1,30	<u>21,05</u> 14,0-31,2	<u>0,05</u> 0,04-0,06	<u>0,12</u> 0,09-0,14
	плот-ва	<u>0,006</u> 0,001-0,012	<u>0,04</u> 0,01-0,15	<u>0,73</u> 0,23-1,56	<u>37,19</u> 13,8-101,5	<u>0,03</u> 0,02-0,06	<u>0,08</u> 0,06-0,12
ДОК в пищевой рыбе		0,2	1,0	10,0	40	1,0	0,3 (не хищная) 0,6 (хищная)

Согласно представленным в таблице 3 результатам, концентрации ТМ в мышечных тканях рыб в большинстве случаев значительно ниже допустимых в пищевой рыбе.

Список литературы

1. Бреховских В.Ф., Казмирук Т.Н., Казмирук В.Д. Донные отложения Иваньковского водохранилища. М.: Наука, 2006. 175с
2. Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.3.2.560-96. М., 1997.
3. Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.3.2.1078-01. М., 2001
4. Методика количественного химического анализа М 03-505-119-08. Определение металлов в питьевой, минеральной, природной, сточной воде и в атмосферных осадках атомно-абсорбционным методом.
5. Методика количественного химического анализа М 02-902-125-2005. Определение металлов в почвах и донных отложениях атомно-абсорбционным методом.
6. Методика количественного химического анализа М 02-1009-08. Определение металлов в пробах пищевых продуктов и пищевого сырья атомно-абсорбционным методом с элетротермической атомизацией.
7. Перечень рыбохозяйственных нормативов предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение, М.: ВНИРО, 1999.
8. Продукты пищевые. Определение следовых элементов. Определение ртути методом атомно-абсорбционной спектроскопии холодного пара с предварительной минерализацией пробы под давлением. ГОСТ Р 53183-2008.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПРИТОКОВ РЕКИ ДЕБЕД

Симонян А.Г., Пирумян Г.П.

Ереванский государственный университет, Ереван, Армения,

Sim-simov@mail.ru

Для оценки качества поверхностных вод в роли комплексного показателя качества воды используются Индекс загрязнения воды (ИЗВ), Малайзийский индекс качества воды (МИКВ), Орегонский индекс качества воды (ОИКВ), Канадский индекс качества воды (КИКВ) и Удельно-комбинаторный индекс качества воды (УКИКВ) [1, 2]. В последние годы для комплексной оценки качества поверхностных вод сотрудниками кафедры экологической химии ЕГУ предлагается использовать синергический информационный индекс (СИИ) [3, 4].

Целью работы является оценка с помощью синергического информационного индекса качества воды притоков реки Дебед, Дзорагет, Марцигет и Ахтала.

Река Дзорагет протекает на севере Армении, по северо-западной части Лорийской области, в том числе через город Степанаван. Длина реки 67 км. В устье реки Дзорагет расположен створ № 10 (мониторинговые посты). Марцигет - правобережный приток р. Дебет - имеет длину 29 км, впадает в реку Дебед у поселка Туманян. Ахтала - левобережный приток - впадает в реку Дебед у поселка Ахтала[5].

Методы исследования. В понимании структурной организации и закономерностей развития экологических систем вообще и, в частности, для водных систем большую роль имеет синергическая теория информации. Для оценки структурной организации системы, Вяткиным введено понятие *R*-функции [6], которая характеризует структурную организацию дискретных систем соотношением порядка и хаоса, мерами которых являются геоэкологическая синтропия - *I* и энтропия - *S* [3, 4].

Значения *R*-функции говорят о том, что и в какой мере преобладает в структуре системы - хаос или порядок. Если $R > 1$, то в структуре системы преобладает порядок, в противном случае, когда $R < 1$ – хаос. При $R = 1$ хаос и порядок уравниваются друг друга, структурная организация системы является равновесной. В гидроэкологических системах могут идти процессы как с возрастанием, так и с уменьшением энтропии. Загрязненность водных систем можно представить как систему гидрохимических показателей, концентрация которых превышает ПДК. Для расчета значений *I*, *S* и *R* определяются показатели, превышающие ПДК и кратность превышения каждого показателя – *m*. Далее оценивается общая сумма превышений ПДК (*M*): $M = \sum m$, вычисляется произведение $m \log_2 m$, определяется сумма $\sum m \log_2 m$, рассчитывается геоэкологическая синтропия (*I*): $I = \frac{\sum m \log_2 m}{M}$. Энтропия (*S*) рассчитывается по

формуле: $S = \log_2 M - I$. В заключение определяется R -функция, которая для гидроэкологических систем в работе [3] называется СИИ: $СИИ = I/S$

Результаты и их обсуждение. Исследования показали, что воды рек Дзорагет, Марцигет и Ахтала загрязнены некоторыми металлами. Так, в воде реки Ахтала регулярно превышаются ПДК меди, ванадия, алюминия, железа, марганца и цинка. Как отмечалось выше, для расчета значений СИИ определяются параметры, превышающие ПДК, и вычисляется кратность превышения каждого параметра – m . (см. таблицу 1)

Таблица 1 – Синергический информационный индекс (СИИ) воды рек Дзорагет, Марцигет и Ахтала

Река	Дзорагет		Марцигет		Ахтала	
	m	$m \log_2 m$	m	$m \log_2 m$	m	$m \log_2 m$
SO_4^{-2}	0	0	0	0	12	43.000
Cu	8	24	12	43.000	12	43.000
V	12	43	8	24	0	0
Al	8	24	12	43.000	12	43.000
Fe	0	0	0	0	4	8
Mn	0	0	0	0	12	43
Zn	0	0	0	0	12	43
M	28		32		64	
$\sum m \log_2 m$	91		110		223	
I_{Σ}	3.25		3.4375		3.4843	
S	1.555		1.56		2.5157	
СИИ	2.1		2.2		1.385	
ИЗВ	1.52		1.23		30.94	
КИКВ	80.86		78.2		41.36	
УКИКВ	1.42		1.35		3.59	

Качество воды р. Марцигет, Дзорагет и Ахтала комплексно оценено также с помощью других индексов качества воды: ИЗВ, КИКВ и УКИКВ.

Анализ полученных данных свидетельствует о том, что СИИ имеет прямолинейную зависимость с канадским индексом качества воды и обратную зависимость с индексом загрязненности воды и удельно-комбинаторным индексом качества воды.

$$СИИ = (0.57004 \pm 0.23982) + (0.01983 \pm 0.00347) \cdot КИКВ, R=0.98507, N=3$$

$$СИИ = (2.18584 \pm 0.0485) - (0.0259 \pm 0.0027) \cdot ИЗВ R=0.99457, N=3$$

$$СИИ = (2.63224 \pm 0.07016) - (0.34776 \pm 0.02971) \cdot УКИКВ R=0.99637, N=3$$

Впервые с помощью синергического информационного индекса оценено качество воды р. Марцигет, Дзорагет и Ахтала. Установлена корреляция между СИИ и другими индексами качества воды.

Полученные данные свидетельствуют о том, что качества воды рр. Дзорагет и Марцигет - 2-ого и 3-ого класса загрязнения. А качество воды р. Ахтала по ИЗВ - 7-ого класса загрязнения, а по КИКВ - 5-ого класса загрязнения. Причиной загрязненности воды рек является высокое содержание металлов.

Список литературы

1. Никаноров А.М. Организация и функционирование мониторинга качества воды р. Северский Донец на территории России и Украины. Ростов-на-Дону: Гидрометеиздат, 2004, 374с.
2. Маргарян Л.А., Минасян С.Г., Пирумян Г.П. Использование нового комплексного метода оценки качества питьевой воды для реки Гехарот //«Экология и безопасность жизнедеятельности» VIII Меж. конф.– Пенза.– 2008. С.186-188.
3. Симонян Г.С. Оценка состояния гидроэкологических систем в свете синергической теории информации //Материалы Всероссийской научно-практической конференции. Экологическая безопасность и природопользование: наука, инновации, управление.– Махачкала, АЛЕФ,2013. – С.275-280.
4. Симонян Г.С. Анализ состояния нефтяных систем в свете синергической теории информации // Современные наукоемкие технологии . – 2014.– №4. С. 108-113.
5. Саркисян В.О. Воды Армении. Ер. ЕГУАС, 2008, 208с.
6. Вяткин В.Б. Хаос и порядок дискретных систем в свете синергической теории информации. // Научный журнал КубГАУ [Электронный ресурс]. – Краснодар, КубГАУ. – 2009. – №47(1): сайт-URL: <http://ej.kubagro.ru/2009/03/pdf/8.pdf>

КЛОСТРИДИИ: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ, СВЯЗЬ С ГИДРОХИМИЧЕСКИМИ ПОКАЗАТЕЛЯМИ, МЕТАНОМ И СЕРОВОДОРОДОМ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ ВОСТОЧНОГО ДОНБАССА

Федоров Ю.А.* , Морозова М.А.** , Трубник Р.Г.*

*Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, fed29@mail.ru

**Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства,
г. Ростов-на-Дону, morozova.q@mail.ru

Значительное изменение физико-химической обстановки в воде и донных отложениях водных объектов Восточного Донбасса является характерным результатом воздействия шахтных вод на подземные и поверхностные воды. Так, в работах [4, 13] впервые была установлена четкая обратная гиперболическая связь между содержанием сульфатных ионов и значениями рН в подземных водах. Каких-либо сведений о связи клостридий с уровнем содержания метана и сероводорода в опубликованной литературе не встречено.

Это обстоятельство, а также то, что данные микроорганизмы, по мнению [14] могут участвовать в образовании метана и сероводорода в аквальных ландшафтах и служить показателем фекального загрязнения и послужило основанием для проведения оригинальных экспериментальных исследований на малых реках и водоемах Восточного Донбасса.

Клостридии (лат. Clostridium) относятся к спорообразующим анаэробам, широко распространены в природе. Метаболически весьма разнообразны, оптимальная температура для роста 10-65 °С [8].

В РФ количественный учет сульфитредуцирующих клостридий предусмотрен при исследованиях почвы, лечебных грязей, питьевой воды, источников централизованного хозяйственно – питьевого водоснабжения и открытых водоемов[7]. Их наличие свидетельствует о некогда имевшем место фекальном загрязнении, так как споры позволяют им длительное время сохраняться в окружающей среде [12]. Следует отметить, что сульфитредуцирующие клостридии вовлекаются в раневые процессы и представляют серьезную опасность для живых организмов, так как являются возбудителями газовой гангрены [1, 6, 10].

Согласно нормативным документам [5] для количественной оценки присутствия *Cl. perfringens* используется перфрингенс-титр - минимальное количество почвы, в котором могут быть обнаружены эти микроорганизмы. Важно отметить, что в результате фекального загрязнения в почве появляется большое количество представителей нормальной микрофлоры человека и животных, многие из которых становятся практически постоянными обитателями почв и донных отложений, в частности *Cl. perfringens*.

Обнаружение *Cl. perfringens* основано на выявлении способности этого микроорганизма на железо-сульфитном агаре и среде Вильсон-Блер восстанавливать тиосульфат натрия ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) до сульфида натрия (Na_2S), который, взаимодействуя с хлорным железом, приводит к образованию аморфного сульфида железа (FeS), имеющего черный цвет [2,3,10].

В период с 8 по 9 октября 2014 г. состоялась экспедиция, в ходе которой было отобрано 30 проб донных отложений на 7 станциях, расположенных в пределах малых рек и водоемов Восточного Донбасса (рисунок 1).



Рисунок 1 – Карта-схема расположения станций отбора проб

Анализ данных показал, что на всех станциях в донных отложениях присутствуют споры *Cl. Perfringens*.. Это свидетельствует не только о высокой их устойчивости во внешней среде, но и о длительном антропогенном прессинге на водоемы и водотоки.

Значения рН на станциях отбора проб варьировались от 7,27 до 7,84 и характеризовались как слабощелочные. На всех станциях, кроме №5 (отстойник шахты Аютинская), величины Eh изменялись в пределах от - 315 до -11,7 мВ, что указывает на доминирование анаэробной обстановки в донных отложениях и благоприятные условия для развития клостридий.

По данным собственных исследований, количество спор сульфитредуцирующих клостридий в донных осадках имеет тенденцию к возрастанию с ростом значений рН, в то время как с уменьшением значений окислительно-восстановительного потенциала существенно улучшаются условия для роста и развития данных микроорганизмов [11].

Нами были построены регрессионные модели зависимости количества сульфитредуцирующих клостридий от уровней содержания метана и сероводорода в донных отложениях. Показана зависимость между количеством клостридий и концентрации сероводорода, коэффициент корреляции (r) составил 0,35 ($P > 0,05$) (рисунок 2). В свою очередь, установлены средние значения коэффициента корреляции ($r = 0,52$) ($P < 0,01$) между количеством клостридий и концентрацией метана в пробах (рисунок 3).

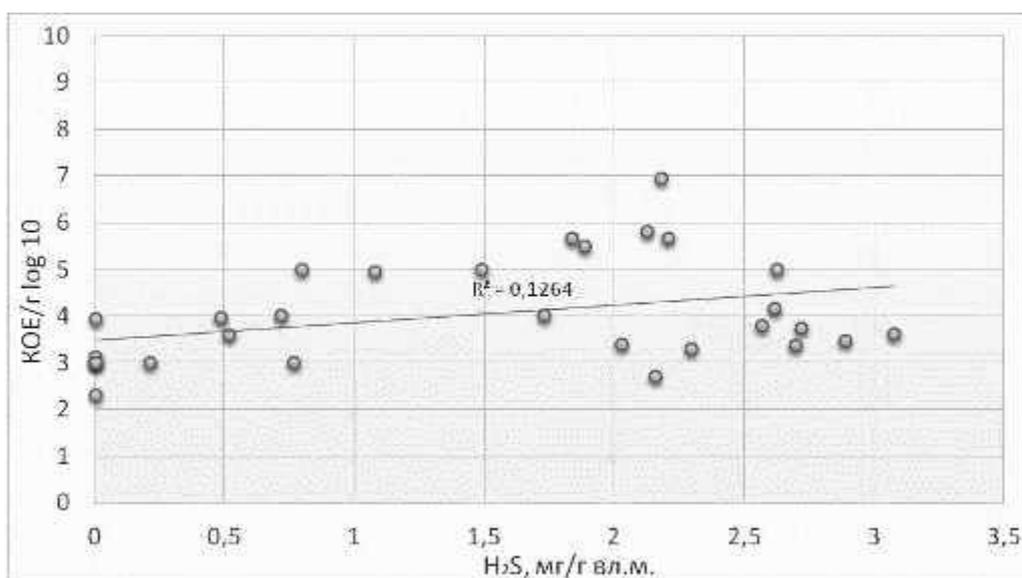


Рисунок 2 – График зависимости сульфитредуцирующих клостридий (КОЕ/г) от H₂S по всем станциям

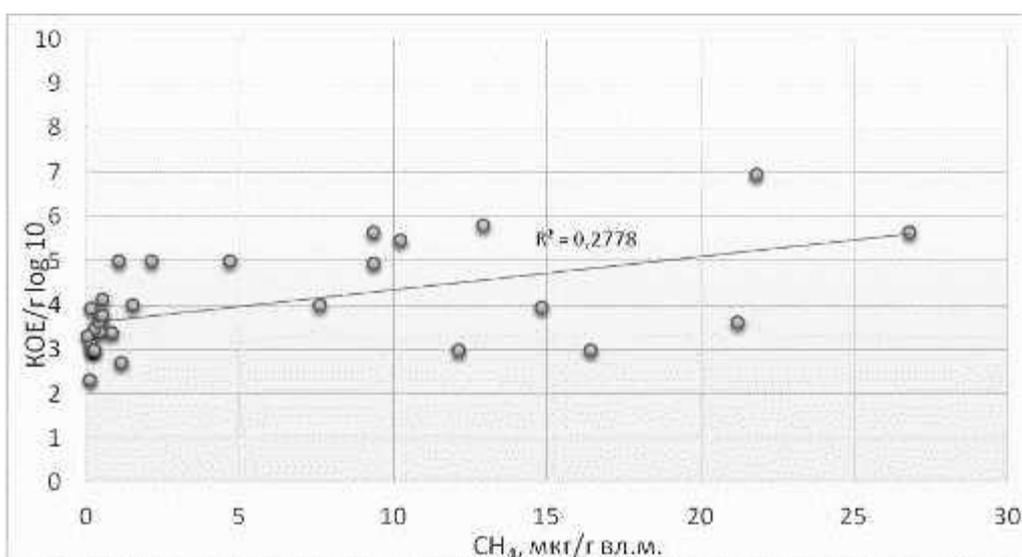


Рисунок 3 – График зависимости сульфитредуцирующих клостридий (КОЕ/г) от CH₄ по всем станциям

При фекальном загрязнении почвы *Cl. perfringens* обнаруживают в титре 0,01 г. Однако в действующих правилах не нашли отражения целый ряд важных аспектов, без которых невозможно гарантировать гигиеническую безопасность водных объектов. Донные отложения, как и почва, принимают на себя колоссальное количество загрязняющих веществ.

По результатам наших исследований только в пределах станции № 7 (р. Глубокая, выше г. Каменск-Шахтинский) все исследованные донные отложения по значению перфрингенс-титра можно охарактеризовать как сильно загрязненные, на остальных станциях как загрязненные (таблица 1).

Таблица 1 – Оценка санитарного состояния донных отложений по перфрингенс-титру

№ станции	Место отбора проб	Перфрингенс-титр
1	Устье р. Грушевка, х. Веселый (N 47°27'18,5" / E 39°59'37,6")	0,0001
2	Отстойник шахты Южная (N 47 °41'25,4" / E 40°08'05,3")	0,001
4	Артемовское водохранилище, г. Шахты (N 47 °45'45,9" / E 40°17'41,2")	0,0001
5	Отстойник шахты Аютинская (N 47 °38'53,9" / E 40°10' 36,8")	0,001
6	Устье р. Аюта, (N 47°34'00" / E 40°06'49,9")	0,0001
7	р. Глубокая, севернее г. Каменск- Шахтинский (N 48°25'42,4" / E 40°16'35,4")	0,00001

Таким образом, наличие выраженной связи между количеством клостридий, метаном и сероводородом указывает на возможное участие сульфитредуцирующих клостридий в образовании метана и сероводорода в аквальных ландшафтах, что позволяет по-новому осмыслить метаболический цикл данных газов в донных отложениях и сульфидных лечебных грязях пресноводных и морских экосистем, находящихся в зоне антропогенного влияния.

Относительно невысокие значения корреляции могут указывать на возможное влияние других факторов и процессов (например, низких температур), влияние которых затушевывают тесноту связи. Само же наличие сульфитредуцирующих клостридий в донных отложениях водных объектов Восточного Донбасса свидетельствует о воздействии на них хозяйственно-бытовых сточных и шахтных вод.

Работа выполнена при финансовой поддержке НШ-5548.2014.5, № 1334 и №5.1848.2014/К.

Список литературы

1. Билетова Н.В., Корнелаева Р.П. и др. / Санитарная микробиология М.: Пищевая промышленность, 1980. 352 с.
2. ГОСТ 10444.9-88 Продукты пищевые. Метод определения *Clostridium perfringens*
3. ГОСТ 29185-91 Продукты пищевые. Методы выявления и определения количества сульфитредуцирующих клостридий
4. Гриненко В.А., Федоров Ю.А. Исследования взаимосвязи изотопного состава серы сульфатов с химическим составом шахтных вод Восточного Донбасса // Водные ресурсы. 1990. №6. С.152-161.

5. Методические указания по санитарно-микробиологическому исследованию почвы (утв. Минздравом СССР 04.08.1976 N 1446-76) (с изм. от 07.02.1999).

6. Морозова М.А., Федоров Ю.А. Роль сульфитредуцирующих клостридий в патологии у рыб // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки, 2015. № 1.

7. МУК 4.2.1018-01 Методические указания по санитарно-микробиологическому анализу питьевой воды.

8. Определитель бактерий Берджи. 2 т. Т. 2 / под ред. Дж. Хоулта [и др.]; пер. с англ. под ред. Г. А. Заварзина. 9-е изд. М. : Мир, 1997. 426 с.

9. Пученкова С., Виннов А. Сульфитредуцирующие клостридии в упакованной рыбной продукции // Продовольча індустрія АПК, 2011. № 5 (13). С. 32-34.

10. Руководство по медицинской микробиологии. Общая и санитарная микробиология / Под ред. Лабинской А.С., Волиной Е. Г. М., 2008. 1080 с.

11. Тымчук С. Н., Ларин В. Е., Соколов Д. М. Наиболее значимые санитарно-микробиологические показатели оценки качества питьевой воды // Водоснабжение и санитарная техника. 2013. № 11. С. 8-14.

12. Федоров Ю.А. Стабильные изотопы и эволюция гидросферы. М.: МО РФ Центр «Истина», 1999. С.370.

13. Федоров Ю.А., Гарькуша Д.Н., Афанасьев К.А. Метан и сероводород в лечебных сульфидных грязях (на примере озера Большой Тамбукан) // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2014. №3. С. 102-109.

14. Трубник Р.Г., Федоров Ю.А., Морозова М.А. Распределение сульфитредуцирующих клостридий в донных отложениях водных объектов Восточного Донбасса и их связь с гидрохимическими показателями // Сборник трудов научной конференции студентов и молодых ученых с международным участием «Актуальные проблемы наук о Земле». Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2015. С. 247-250.

ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ МЕТАЛЛОВ В ВОДОТОКАХ САНКТ-ПЕТЕРБУРГА

Фрумин Г.Т.

*Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, gfrumin@mail.ru*

Принятая в России система контроля и регламентирования качества водной среды рыбохозяйственных водоемов основана на установлении ПДК загрязняющих веществ в воде путем выполнения по определенной схеме экспериментов с гидробионтами - представителями разных уровней и звеньев водной экосистемы. ПДК - это экспериментально установленное и официально утвержденное максимально допустимое постоянное содержание в воде вредного вещества и его метаболитов, при котором в водоеме не возникают последствия, снижающие его рыбохозяйственную ценность или затрудняющие его рыбохозяйственное использование.

Сравнительный анализ токсикологических данных по веществам, для которых установлены ПДК, показывает, что в большинстве случаев (около 90 %) наиболее слабыми звеньями, по которым идет нормирование и которые определяют конечные результаты установления ПДК, являются планктонные ракообразные (главным образом дафнии), развивающаяся икра, личинки и молодь рыб и одноклеточные водоросли [1]. Аналогичный вывод получен по материалам многочисленных работ с морскими организмами [2].

В последние десятилетия система ПДК подвергается справедливой и аргументированной критике, и наметилась тенденция к оценке состояния водных объектов с точки зрения не потребностей конкретного природопользователя, а с позиций сохранения структуры и функциональных особенностей гидроэкосистемы, так как «необходимо научиться прогнозировать отклик экосистемы в целом на совокупное внешнее воздействие, а не какого-либо ресурсного звена, обуславливающего практический интерес потребителя» [3]. Систематизация основных аргументированных претензий к действующей системе ПДК приведена в ряде работ [4; 5; 6; 7; 8; 9; 10].

В частности, Федеральные ПДК не учитывают специфику функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность) и биогеохимических провинциях (естественные геохимические аномалии с различным уровнем содержания природных соединений), а значит, и их токсикорезистентность. Так, разные биогеохимические провинции (и отдельные водоемы) отличаются друг от друга по содержанию в поверхностных водах свинца в 2000 раз, никеля — в 1350, цинка — в 500, меди — в 10000, хрома — в 17000 раз. Неучет этого влияет на величины ПДК, рекомендуемые в масштабах всего государства и неприемлемые для регионов с низким фоновым содержанием данного элемента. Как правило, не исследуется региональная специфика самоочищающей способности экосистем, применяются единые ПДК для экосистем в различных климатических и биогеоценотических условиях. В некоторых регионах страны природный фон кон-

центраций ряда химических веществ, например металлов, весьма высок и превышает ПДК в несколько раз.

В июле 1985 г. Верховный Совет СССР после рассмотрения вопроса об охране природы в нашей стране принял постановление, в котором, в частности, Государственному комитету СССР по гидрометеорологии и другим министерствам и ведомствам было поручено провести в 1986–1990 гг. комплекс научных исследований с целью перевода всей системы государственного контроля загрязнения окружающей среды на экологическую основу. Было предложено разработать принципиально новый подход к нормированию антропогенных воздействий, основанный на экологическом нормировании техногенных загрязнений различных элементов географической оболочки.

Экологическое нормирование призвано ограничить антропогенные воздействия рамками экологических возможностей и нацелено на оптимизацию взаимодействия человека с природой, на оптимизацию использования возобновляемых природных ресурсов. В общем виде экологическое нормирование предусматривает:

- учет при оценке последствий антропогенного воздействия множественности путей загрязнения и самоочищения элементов биосферы;
- поиск «критических» звеньев биосферы и факторов воздействия;
- развитие подходов к нормированию воздействий с учетом их влияния на природные экосистемы.

Основным критерием при определении допустимой антропогенной нагрузки является отсутствие снижения продуктивности, стабильности и разнообразия экосистемы. Гибель отдельных организмов в этом случае не представляется критической.

В связи с изложенным цель данного исследования заключалась в оценке экологически допустимых концентраций металлов в реках Санкт-Петербурга.

В исследовании были использованы первичные данные мониторинга с 1990 г. по 2013 г., регулярно проводимого Санкт-Петербургским центром по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды с региональными функциями (СЗ УГМС). Для установления экологически допустимых концентраций (ЭДК) металлов в основных водотоках Санкт-Петербурга был использован подход Д.Г. Замолодчикова [11].

Согласно Д.Г. Замолодчикову, современные статистические методы предоставляют возможность при достаточно большом наборе данных определить значения «выпадающие» из данного распределения. Верхнюю границу «выпадающих» значений, рассматриваемую как экологически допустимую концентрацию (ЭДК), можно найти по следующей формуле:

$$\text{ЭДК} = \text{ВК} + 1,5(\text{ВК} - \text{НК}),$$

где ВК – верхняя квартиль распределения,
НК – нижняя квартиль распределения.

Верхняя граница «выпадающих» значений рассматривается как экологически допустимый уровень для тех факторов, с возрастанием значений которых связано ухудшение экологического состояния.

Отличительной чертой рассмотренного подхода к экологическому нормированию допустимых уровней нагрузок на экосистемы является то, что анализу подвергается воздействие антропогенных факторов на реальные экосистемы, причем основой для такого анализа служат интегративные характеристики экосистем - экологические модификации. Согласно Д.Г. Замолотчикову, взаимодействие различных внешних факторов может существенно изменить картину влияния, однако в оценку ЭДК по данному бассейну входит сложившийся в нем характер взаимодействия факторов, что приводит к существенному различию ЭДК по одному фактору в разных бассейнах.

Для математико-статистической обработки данных были использованы табличные процессоры Excel и Surfer 8.

Результаты расчетов величин ЭДК и величины ПДК для рыбохозяйственных водных объектов (ПДК_{РХ}) поверхностных вод суши приведены в таблице 1. Как следует из данных, приведенных в таблице, величины ЭДК для железа, меди, свинца, марганца и цинка больше величин соответствующих ПДК. Для никеля и кобальта, напротив, величины ЭДК для всех рассмотренных водотоков меньше величин ПДК.

Таблица 1 – Величины рыбохозяйственных ПДК и экологически допустимые концентрации металлов в водотоках Санкт-Петербурга, мкг·дм⁻³

Водоток	Fe	Cu	Pb	Mn	Cd	Ni	Zn	Co
ПДК	100	1	6	10	1	10	10	10
Большая Нева	203	8,5	6,6	18,3	0,7	3,2	35,0	4,4
Рукав Малая Нева	180	9,3	6,8	12,1	0,7	3,5	54,7	4,0
Рукав Большая Невка	251	10,3	6,7	19,4	0,7	3,1	52,9	4,0
Рукав Малая Невка	203	8,5	6,9	20,0	0,7	2,6	50,7	4,0
Охта	1765	14,2	8,5	252	0,9	4,5	35,1	4,0
Славянка	218	13,9	13,9	63,2	1,2	6,0	41,3	4,0
Мойка	205	8,0	6,6	22,1	0,7	3,5	27,4	4,3
Черная Речка	228	12,8	8,7	24,2	0,9	6,5	49,8	5,5
Фонтанка	175	10,8	7,8	29,0	0,7	3,6	46,0	3,8
Тосна	1022	14,0	8,2	34,4	0,8	3,4	87,1	4,4
Мга	1929	13,1	9,6	112	0,9	4,3	67,5	4,0
Ждановка	195	11,0	6,9	30,0	0,7	3,9	48,4	5,0
Карповка	203	12,7	8,5	27,4	1,1	2,8	34,6	4,3
Ижора	270	11,8	14,3	36,2	1,2	6,9	52,8	3,2
Обводный канал	200	7,5	8,1	31,4	0,7	4,7	46,1	3,8

Список литературы

1. Методические рекомендации по установлению предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов, М.: ВНИРО, 1985, 88 с.
2. Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана, М.: Пищевая промышленность, 1979, 304 с.
3. Дмитриев В.В. Экологическое нормирование состояния и антропогенных воздействий на природные экосистемы, Вестник Санкт-Петербургского университета. Сер. 7, Вып. 2 (№14), 1994, С. 60-70.
4. Абакумов В.А., Сущеня Л.М. Гидробиологический мониторинг пресных вод и пути его совершенствования. В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума, Л.: Гидрометеиздат, 1991, С. 41-51.
5. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем, Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994, 280 с.
6. Волков И.В., Заличева И.Н., Шустова Н.К., Ильмаст Т.Б. Есть ли экологический смысл у общефедеральных рыбохозяйственных ПДК? Экология, № 5, 1996, С. 350-354.
7. Пых Ю.А., Малкина-Пых И.Г. Об оценке состояния окружающей среды. Подходы и проблемы, Экология, № 5, 1996, С. 323-329.
8. Форощук В.П. Водоохранная деятельность и экологическое нормирование качества водной среды, Гидробиологический журнал, том 25, № 1, 1989, С. 36-41.
9. Никаноров А.М., Тарасов М.Н., Трунов Н.М., Клименко О.А., Матвеева Н.П. Проблема нормирования качества поверхностных вод и натурное экологическое моделирование. В сборнике научных трудов «Экологическое нормирование и моделирование антропогенного воздействия на водные экосистемы». Вып. 1, Л.: Гидрометеиздат, 1988, С. 5-9.
10. Фрумин Г.Т. Оценка состояния водных объектов и экологическое нормирование, СПб.: Синтез, 1998, 96 с.
11. Замолотчиков Д.Г. Оценка экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы. В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. XV, СПб.: Гидрометеиздат, 1993, С. 214-233.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ БАССЕЙНА РЕКИ ЧЕРЕК КАБАРДИНО-БАЛКАРСКОЙ РЕСПУБЛИКИ

Чигирова Л.Б., Гегиев К.А., Батчаев И.И.

ФГБУ «Высокогорный геофизический институт», г. Нальчик, oei.vgi@yandex.ru

Как известно, формирование микроэлементного состава речных вод происходит под влиянием как природных, так и антропогенных факторов. Так основными источниками природного загрязнения реки Черек являются месторождения как рудного, так и нерудного происхождения. Так, в верховье реки имеются залежи железа, свинца, золота, меди, олова, цинка, мышьяковые и урановые руды и др., а также нерудные - карбонатные породы, пемза, уголь, пепел и еще множество пород, которые попадая в речную сеть негативно воздействуют на экологическое состояние воды [6].

Подверженность антропогенному воздействию реки Черек в основном связана с добычей строительного и поделочного камня, строительством каскада электростанций, выбросами сточных вод жилищно-коммунального хозяйства, а также объектов по переработке сельхозпродукции, стоками промышленных предприятий, отходами животноводства, со стоком бытовых сточных вод, смывом с прилегающих селитебных территорий и т.д. В последнее время в связи с изменением климатических условий и увеличением транспортных средств также стал важен такой источник загрязнения вод, как атмосферные осадки.

Река Черек образуется от слияния р. Черек - Безенгийский (58 км) и р. Черек - Балкарский (54 км) (рисунок 1,2). На равнине р. Черек, растекается по широкой пойме, образуя рукава и притоки Урвань, Белая речка, Нальчик, Сукансу. Река характеризуется относительно низкой способностью к самоочищению, из-за большой скорости течения, низкой температуры воды (2° - 16°), бедности животного и растительного водного мира. Высокая мутность, низкая прозрачность воды делают затруднительным ее использование в качестве источника хозяйственно-питьевого водоснабжения. Естественным процессом является быстрая транспортировка загрязняющих веществ и нарастание минерализации по ходу течения реки. Для р. Черек характерна высокая насыщенность растворенным кислородом [7].

Наблюдение за гидрохимическим состоянием р. Черек проводилось в следующих створах: фон выше и ниже сброса сточных вод с ОС МУП ЖКХ «Насып»; с. Старый Черек; выше г. Майский; выше сброса сточных вод ОС МП «Водоканал» г. Майский; ниже сброса сточных вод ОС МП «Водоканал» г. Майский; ниже г. Майский; ниже с. Урвань на р. Урвань; с. Октябрьское – устье.

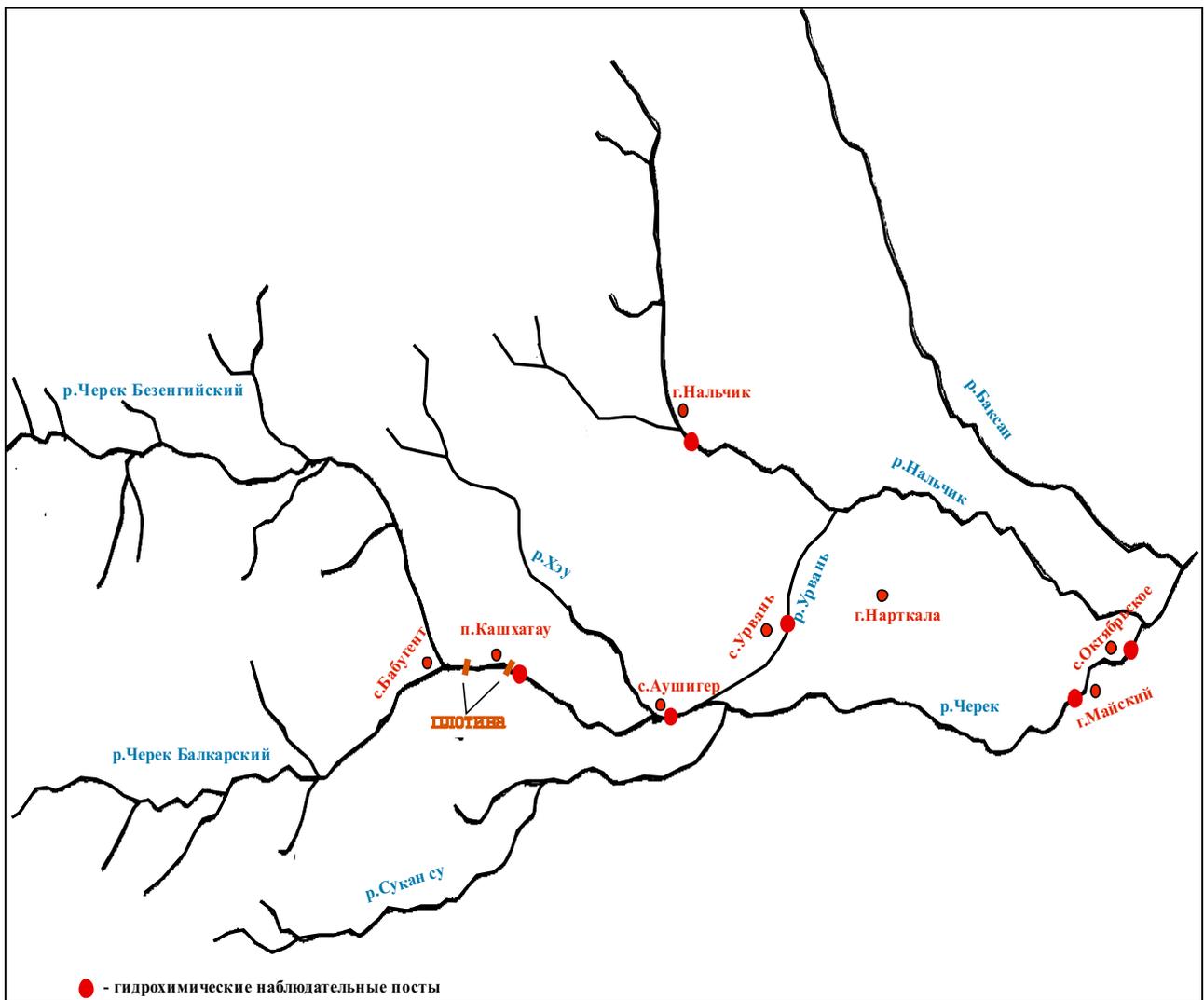


Рисунок 1 – Схема гидрологической сети реки Черек



Рисунок 2 – Отложения песчанно-каменного материала в месте слияния рек Черек-Безенгийский и Черек-Балкарский

Установление условий сброса сточных вод и водоохраные мероприятия по различным видам хозяйственной деятельности должны обеспечивать нормативное качество воды в контрольных створах. Исходя из нормативов качества воды водного объекта, определяются величины допустимых сбросов веществ (НДС) и микроорганизмов. Величины НДС разрабатываются и утверждаются для действующих и проектируемых организаций-водопользователей, величины НДС устанавливаются с учетом предельно допустимых концентраций (ПДК) веществ в местах водопользования, ассимилирующей способности водного объекта и оптимального распределения массы сбрасываемых веществ между водопользователями, сбрасывающими сточные воды. Если нормативы качества воды в водных объектах не могут быть достигнуты из-за воздействия природных факторов, не поддающихся регулированию, то величины НДС определяются исходя из условий соблюдения в контрольном пункте сформировавшегося природного фонового качества воды [5].

Качество воды реки Черек (выше г. Майский) оценивается в диапазоне «слабо загрязненная» - «очень загрязненная». Критического уровня загрязнения достигали соли железа, а также содержание аммонийного азота в диапазоне от 1 до 2 ПДК [4].

Увеличение уровня концентрации загрязняющих веществ в воде реки Черек можно наблюдать при впадении р. Урвань, несущей в себе сточные воды с очистных сооружений городов Нарткала и Нальчик. Вблизи водотока чувствуется запах барды, переходящий в жаркое время в гнилостный, что свидетельствует о высоком органическом загрязнении реки недостаточно очищенными сточными водами, содержащими отходы спиртового производства. В толще воды в течение года наблюдаются хлопьевидные взвеси, на дне реки на камнях и корягах видны нитчатые обрастания.

Сброс сточных вод в р. Черек производился следующими объектами: МУП «Насып» п. Кашхатау, МП «Водоканал» г. Майский, ООО ИПК «Майский», г. Майский, МУП «Аушигер-Сервис» с. Аушигер, в недостаточно-очищенных сточных водах которых повышено содержание нефтепродуктов, аммонийного азота, фосфатов, взвешенных веществ и т.д.

Одной из важных экологических проблем бассейна р. Черек является ухудшение состояния запасов водных биологических ресурсов, связанное в первую очередь с уменьшением естественного стока реки в результате забора воды на сельскохозяйственные и промышленные нужды, отсутствием на водозаборах и сбросах с оросительных систем рыбозащитных сооружений, препятствующих и предупреждающих гибель молоди рыб и взрослых особей, зарегулированность рек плотинами гидроузлов, непреодолимыми для проходных видов рыб. Последнее из перечисленных, по существу, это простой ступенчатый канал на гидроузле длиной около сотни метров, который можно было бы построить и в настоящее время [1]. Эти факторы в итоге могут привести к утрате рекой рыбохозяйственного значения.

Как показывает практика в последние десятилетия в горных и предгорных районах Кабардино-Балкарии наблюдается существенная активизация экзоген-

но-склоновых явлений, в том числе и селевых процессов [3]. Сотрудниками ФГБУ «ВГИ» под руководством профессора Анахаева К.Н. в бассейне р.Черек были выявлены более 20 оползне-эрозионно-селевых участков, а также разработаны защитные мероприятия. Селевые потоки, возникающие в бассейне р.Черек понижают экологическую устойчивость водотока, ведут к деформации русла, изменению объемов стока и физико-химических свойств воды тем самым негативно воздействуя на водную биоту верхнего течения рек Черек Безенгийский и Черек Балкарский.

Решение всех вышеизложенных и многих других проблем экологии бассейна р.Черек практически невозможно без комплексного подхода к охране водного объекта, своевременного принятия необходимых мер по природоохранным и природовосстановительным мероприятиям, также без дополнительных мероприятий по снижению сбросов, реконструкции и усовершенствованию технического состояния очистных сооружений, улучшению санитарного состояния территории, т.е. снижению количества несанкционированных свалок сельскохозяйственных и бытовых отходов обычно устраиваемых в водоохраных зонах реки.

Список литературы

1. Анахаев К.Н. «Вернет ли «снегопад» лосося?» // «Кабардино-Балкарская правда» от 09.06.1994 г.
2. Анахаев К.Н., Гегиев К.А., Батчаев И.И., Чигирова Л.Б. «Отчет НИР по теме: 1.1.6.1 «Натурные обследования оползне-селевых участков на федеральной автодороге Урвань-Уштулу». ФГБУ «ВГИ», Нальчик. 2014. 18 с.
3. Анахаев К.Н., Макитов У.И. «Методические рекомендации об условиях возникновения повышенной селевой опасности на территории Северного Кавказа (на примере КБР) (проект)». ФГБУ «ВГИ», Нальчик. 2014. 48 с.
4. «Обзор загрязнения рек бассейна реки Терек на территории КБР в 2014 году». Филиал ФГБУ «Северо-Кавказское УГМС» (Кабардино-Балкарский ЦГМС). Нальчик, 2014. 3 с.
5. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Минприроды РФ. 2008. 22 с.
6. Чигирова Л.Б. Воздействие селевого потока по ручью Жырчы-кол на экологическое состояние реки Черек Безенгийский // Сб. докладов I-я Междунар. Молодежная научная конференция «Молодежь в науке: новые аргументы». Липецк, 2015. С.90-93.
7. Чигирова Л.Б., Пшеноков М.П. О состоянии гидрохимического режима реки Черек // Сб. статей Межрегиональной научно-практической конференции: Обеспечение охраны, улучшения и восстановления поверхностных водных объектов в Западно-Каспийском бассейновом округе. Пятигорск, 2011. С.52-56.

О ФАКТОРАХ РАЗВИТИЯ ЗИМНИХ ЗАМОРНЫХ ЯВЛЕНИЙ В Р. ВОЛГА

Шапоренко С.И.

Институт географии РАН, Москва, ser-shaporenko@yandex.ru

Массовая гибель животного населения в водоемах и реках вызывается резкими нарушениями естественного для его обитания гидрохимического режима. Охватывая различные по размерам акватории, заморы могут быть инициированы поступлениями ядовитых антропогенных и эндогенных веществ или обусловлены резким снижением концентрации растворенного кислорода и наступлением асфиксии у аэрофильных животных. В последнем случае причиной выступает, как правило, совокупность гидрометеорологических факторов, к которой добавляется загрязнение органическими веществами.

Заморные явления связаны с формированием в изолированной водной толще или участке русла реки стагнационной зоны, в которой баланс между процессами продуцирования и потребления кислорода смещается в сторону последнего. В результате постепенного истощения кислорода на дыхание и окисление мертвой органики гидробионты сначала испытывают угнетение от его нехватки, затем гибнут отдельные особи некоторых видов, начиная с наиболее чувствительной молодежи. После перестройки химического режима в сторону анаэробнобиоза, сопровождающегося на последней стадии накоплением в воде метана, сероводорода, марганца и др., практически все животные организмы погибают. Летние стагнационные зоны формируются в нижних слоях водной толщи при устойчивой термической стратификации, а зимние – при ледоставе, прерывающем газообмен с атмосферой.

В р. Волге и ее притоках заморы фиксировались всегда и происходили чаще всего зимой. После зарегулирования реки каскадом водохранилищ и потери рекой былого рыбопромыслового значения, в значительной степени утрачен интерес к исследованиям заморы и вызывающих их причин, отсутствуют публикации, посвященные анализу этих явлений. Между тем, проблема заморы напрямую связана с сохранением экологического потенциала главной в европейской части России реки, угроза которому создается не только ростом антропогенной нагрузки на водосбор, но и в связи с отмечаемыми колебаниями климата в регионе. В данной работе, опираясь на предложенные ранее объяснения возникновения конкретных заморы, отмечена частная роль отдельных гидрологических и метеорологических процессов, ответственных за формирование заморных явлений в зимнее время, которые развиваются на фоне многолетних тенденций антропогенного загрязнения.

Заморные явления охватывали наиболее обширные пространства на Волге зимой 1939-40 гг., сток которой был еще слабо зарегулирован. Затем они продолжились и в 1941-42 гг. Б.А. Скопинцев в поисках причины заморы на Средней Волге проанализировал ход уровня воды в районе г. Саратова (пункт измерения не назван) за период с 1931 по 1939 г. и высказал предположение о том, что заморы обусловлены в первую очередь экстремально низкими уровнями воды [5]. За этот период уровень воды (в условных отметках) понизился с 137

до -54 в январе, с 62 до - 86 в феврале и с 25 до -86 в марте. При низких уровнях река дренирует наиболее глубокие подземные воды, весьма бедные кислородом. Из-за низкого уровня уменьшается запас кислорода в водной толще. Дальнейшее его потребление в период ледостава приводит к образованию сначала дизаэробных (начальная стадия восстановительных условий, когда начинается восстановление нитратов), а затем и анаэробных условий. Сравнение хода уровня в районе г. Саратова со среднемесячными расходами воды в створе Волгограда выявляет их соответствие. Коэффициенты корреляции по трем месяцам составили соответственно 0,86, 0,84 и 0,60 (критическое значение коэффициента корреляции Пирсона составляет 0,59 при уровне значимости 0,01), что позволяет в дальнейшем анализе использовать этот створ.

Вывод о приоритетном значении уровня поддержал А.П. Щербаков, который в это время проводил работы в районе будущего Рыбинского водохранилища [8]. Он отметил наиболее напряженный кислородный режим в р. Молога, в которой заморы наблюдались и зимой 1940/41 гг., чему способствовали загрязненные промышленные сточные воды в ее приток Чагодошу. Он впервые указал на благоприятную роль для аэрации прохождения водного потока через плотины новых Иваньковского и Угличского водохранилищ.

Анализ изменчивости расходов показывает, что указанные заморы приходятся на один из периодов минимальной водности, наблюдавшейся по всей длине Волги за весь период наблюдений (годовой сток 160,5 км³ в створе Волгограда в 1937 г. и 3,6 км³ в створе плотины Иваньковского водохранилища в 1939 г.). Средние январские расходы в 1939 г. были синхронно близки к минимальным в обоих створах (1120 и 21 м³/с соответственно). Примерно сходные по объему стока были периоды с минимумами в Волгограде в 1921, 1967 и 1975 гг., но при этом среднемесячные расходы в январе-марте были значительно выше. Низкие расходы воды в зимние месяцы были также в 1908 и 1909 гг., несколько выше в 1898, 1902, 1921, 1940 и 1941 гг. Для Иваньковского водохранилища период 1937-1941 гг. оказался наиболее депрессивным по кислороду из-за маловодности, что вызывало массовые миграции рыбы в канал им. Москвы [3]. С 1960 г. при полной зарегулированности зимние среднемесячные расходы в устье Волги выросли и ниже 4 тыс. м³/с не опускались.

Подъем уровня воды каскадом водохранилищ, по распространенному мнению, положительным образом сказался на кислородном режиме Волги. Однако не в такой степени, чтобы исключить заморы. Режим уровня в качестве неблагоприятного фактора проявляется не только в многолетней динамике, но и в сезонном ходе. Сбросы и падение уровня в конце зимы приводят к образованию по периферии водоемов небольших, отчлененных от основной водной массы мелководных акваторий, в которых часто из-за кислородного дефицита гибнет преимущественно молодь рыб. Кроме того, происходит «подтягивание» заморных вод к центру. Данный фактор сохраняется и в настоящее время.

Резкий дефицит кислорода в бассейне Куйбышевского водохранилища развился в марте 1956 г., хотя к тому времени уровень воды во вновь построенном водоеме уже был поднят на 6 м. Он охватил пространство на протяжении

свыше 1000 км по Волге и Каме, местами произошли заморы рыбы, преимущественно стерляди и осетра. Как показывают собственные расчеты, расходы воды в зимние месяцы в этот год были ниже расходов в предыдущие два года, ниже средних многолетних за период 1879-2010 гг. Однако они были близки к средним за 1879-1933 гг. (2,8-2,9 тыс. м³/с). Баранов И.В. в качестве причины возникновения аномально низкой концентрации кислорода зимой высказал предположение, что питание подземными водами сказывается даже при высоком уровне воды [1]. Их приток вызван уменьшением количества атмосферных осадков во вторую половину лета 1955 г. по сравнению с таким же периодом предыдущего года. В качестве иллюстрации гипотезы он привел данные по Тетюшской гидрометстанции.

Проверка его гипотезы показала, что такое соответствие имело место в Волге только в период до ее полной зарегулированности. Наиболее существенная связь суммы осадков проявляется с величинами расходов за февраль и март (а также суммой за эти месяцы) при коэффициентах корреляции 0,36-0,38 ($P < 0,01$). После постройки Куйбышевского водохранилища корреляция существенно ослабевает. При коррелировании массивов данных с 1954 г. она отсутствует (коэффициент около 0). Хотелось бы отметить существенную связь расходов воды в створе Волгограда в ноябре с суммой осадков по г. Казани за теплый период. Для периода с 1926 по 1939 гг. получен наиболее высокий коэффициент корреляции 0,74 ($P < 0,01$). Затем он снижается и для периода полного зарегулирования коэффициент корреляции $r = 0,35$ ($P < 0,01$). Для декабря соотношение осадки/сток проявляется гораздо слабее.

Причиной развития глубокого дефицита кислорода в районе Куйбышевского водохранилища было скорее не пониженное количество осадков летом 1955 г., а разложение затопленной наземной растительности, выщелачивание почв и другие процессы, происходящие в первые годы эксплуатации водохранилищ. Эти процессы наблюдались во всех случаях создания искусственных водоемов, всегда фиксировалась кислородная депрессия с падением концентраций кислорода, нередко до нулевых значений. Биохимический фактор развития заморных явлений в начальные годы существования водохранилищ проявлялся практически на всех волжских водохранилищах при вводе их в эксплуатацию [2, 9]. Его продолжительность ограничивалась 3-4 годами, после чего кислородный режим постепенно улучшался до определенного квазистационарного «уровня равновесия».

Иваньковское водохранилище служит примером того, когда улучшение кислородного режима после первых лет эксплуатации не приводит к полному исключению развития заморных явлений [3]. В этом водоеме долго проявлялись факторы маловодности, низкого стояния уровня при замерзании, значительной сработки, питания грунтовыми водами, особенно после устья Шоши, где помимо прочего, заметно влияние поступления эндогенных флюидов по проходящему здесь разлому. Во многих глухих заливах водохранилища продолжали накапливаться в огромных количествах растительные остатки; в них зимой наблюдались заморы рыб [4]. В этом водоеме зимний кислородный ре-

жим заметно улучшился только за счет эксплуатации Конаковской ГРЭС и с уменьшением сработки в начале 1970 г.

Влияние антропогенного загрязнения на содержание кислорода, особенно в зимнее время, отмечалось в большинстве исследований, и гораздо чаще, чем физических факторов. Приток органических веществ усиливает потребление кислорода, несмотря на низкие температуры. Следует отметить, что сбросы промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод в Волгу осуществлялись всегда. До середины 20 в. сточные воды почти не очищались; во второй половине прошлого века постепенно увеличивалась доля очищенных сточных вод, но одновременно возрастал суммарный объем сточных вод. Оценка работы очистных сооружений в докладах Минприроды оценивается как крайне неэффективная. Образование водохранилищ увеличило разбавление сточных вод, но, с другой стороны, способствовало задержке загрязненных вод в районах выпуска, а при ветрах определенных румбов они стали распространяться и против течения реки [9].

Анализ ежегодных обзоров состояния и качества водной среды, выпускаемых ГГИ, показал, что за последний 20-30-летний период статистически значимые тренды в изменении среднегодовых концентраций органических веществ в волжских водах не выявляются как в низовье (Верхнее Лебяжье), так и верхнем течении (Дубна). Наблюдается обратное соотношение величины годового водного стока и среднегодового показателя БПК₅ с максимальным коэффициентом корреляции в устье р. Ока ($r = -0,39$ при $P < 0,01$). В течение многолетнего периода (без учета водности) органические вещества (по ХПК и БПК₅) остаются основными загрязняющими веществами. Превышения предельно допустимых значений по этим показателям в низовье Волги в 2012 г. составляли соответственно 88 и 50 %. Для верховьев р. Волга в ежегодных обзорах также среди приоритетных показателей загрязнения указывается ХПК. С точки зрения стимулирования развития заморных явлений, загрязнение органическими веществами по всей длине реки в целом остается стабильным, а учет его как фактора (при исследовании конкретных заморов) необходим в пределах водохранилища и даже его отдельных плесов.

Еще одним возможным фактором развития заморных явлений может быть температура. Чем непродолжительнее осенняя конвекция и чем раньше замёрзает водоем, тем меньший запас кислорода остается подо льдом. Продолжительный ледостав также уменьшает запас кислорода до вскрытия льдов. Быстрота образования анаэробной зоны в гипolimнионе зависит от динамики охлаждения за весь осенний период [7]. При заполнении Цимлянского водохранилища зимой 1952/53 гг. отсутствовали заморы в основной акватории благодаря длительному холодному периоду (с отрицательной температурой воздуха) с высокой ветровой деятельностью перед ледоставом [6]. Выявленные для озер закономерности должны проявляться и в водохранилищах. Если принять за показатель суровости зимы сумму отрицательных температур воздуха с декабря по март, в данном случае по МС Казань, то наиболее низкие значения приходятся на 1942 г. ($-62,7$ °C). Зимние условия наиболее заморного периода с 1939

до 1942 гг. были суровыми и по другим показателям: средняя температура января в 1940 и 1942 гг. снижалась соответственно до рекордных $-20,7$ и $-21,4$ °С. В 1941 г. наблюдалась экстремально низкая средняя температура апреля ($-0,4$ °С). Сумма градусодней зимнего сезона 1941/42 гг. была рекордной за период наблюдений с 1925 по сегодняшний день. Экстремально суровым был также сезон 1955/56 гг. с показателем $-62,0$ °С для суммы температур за декабрь-март. Вполне правомерно температурный фактор рассматривать в качестве дополнительной предпосылки развития заморных явлений.

Рассмотренные гидрометеорологические факторы гидрохимических процессов, которые приводят к развитию дизаэробных и анаэробных условий и гибели гидробионтов в р. Волга, можно считать универсальными в области распространения димиктических водоемов. Дальнейшая систематизация параметров среды с привязкой к характеристикам наблюдавшихся заморозов позволит подойти к разработке приемов прогнозирования вероятности неблагоприятных событий в будущем.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант 13-05-41437 РГО-а) и ОНЗ РАН (проект 10).

Список литературы

1. Баранов И.В. Термические и гидрохимические условия зимовки рыб в Горьковском и Куйбышевском водохранилищах в первый год их существования // Рыбное хозяйство, 1957. № 12. С. 65-70.
2. Водохранилища мира. М.: Наука, 1979. 288 с.
3. Мейснер Е.В. Зимний кислородный режим Иваньковского водохранилища и канала им. Москвы в связи с годовыми различиями в их эксплуатации // Волга-1. Проблемы изучения и рационального использования биологических ресурсов водоемов. Матер. Первой конф. по изуч. водоемов бассейна Волги. Куйбышев: Куйбышевское книжное изд-во, 1971. С. 42-46.
4. Потапова А.А., Мосолов Л.П. Санитарно-эпидемиологическое значение зарослей гидрофитов на мелководьях водохранилищ // Гигиена водохранилищ (Тр. научн. конф., 24-28 июня 1958 г.). М.: МЕДГИЗ, 1961. С. 185-190.
5. Скопинцев Б.А. Подледный зимний гидрохимический режим р. Волги в связи с замором зимой 1939 г. // ДАН СССР, 1940. Т. 26. № 7. С. 678-681.
6. Фесенко Н.Г., Рогожкин В.И., Фесенко Е.Л., Шейкин М.С. Режим растворенных газов и гидробиология Цимлянского водохранилища в период зимней стагнации // Гидрохим. мат-лы, 1955. Т. 25. С. 98-114.
7. Шапоренко С.И. Влияние метеорологических условий на развитие анаэробных процессов в димиктических водоемах в зимний период (на примере оз. Глубокое Рузского района Московской области) // МиГ, 2005. № 9. С. 84-92.
8. Щербаков А.П. Гидрохимический режим Волги, Мологи и Шексны в районе Рыбинского водохранилища // Тр. биол. ст. «Борок», 1950. Вып. 1. С. 7-34.
9. Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.

Раздел 4

НАУЧНЫЕ И ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ МОНИТОРИНГА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ

СОГЛАСИЕ И КОНФЛИКТНОСТЬ ВЕДОМСТВЕННЫХ ИНТЕРЕСОВ В РЕГИОНАЛЬНОМ ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ

Дмитриева В.А., Нефедова Е.Г.

*Воронежский государственный университет, Воронеж, Россия,
verba47@list.ru, nefedovaeugenia@rambler.ru*

На региональном уровне экологический мониторинг поверхностных водных объектов имеет сложную структуру и представлен несколькими ведомствами [1]. Несмотря на наличие единой общей цели наблюдений – получения сведений о качестве воды, каждое из ведомств имеет собственные специфические задачи, которые существенно различаются. Зачастую это приводит к возникновению конфликтности в сфере мониторинга. Вскрытие таких противоречий очень важно для выявления связанных с ними проблем в функционировании наблюдательной сети и ее дальнейшей оптимизации.

Особенности деятельности отдельных ведомств и характер интересующей их информации определяют расположение створов каждого из них. Совокупность створов всех ведомств, в свою очередь, формирует мониторинговую сеть в целом. В качестве примера рассмотрим особенности регионального мониторинга качества поверхностных вод, сложившегося на территории Воронежской области (рисунок).

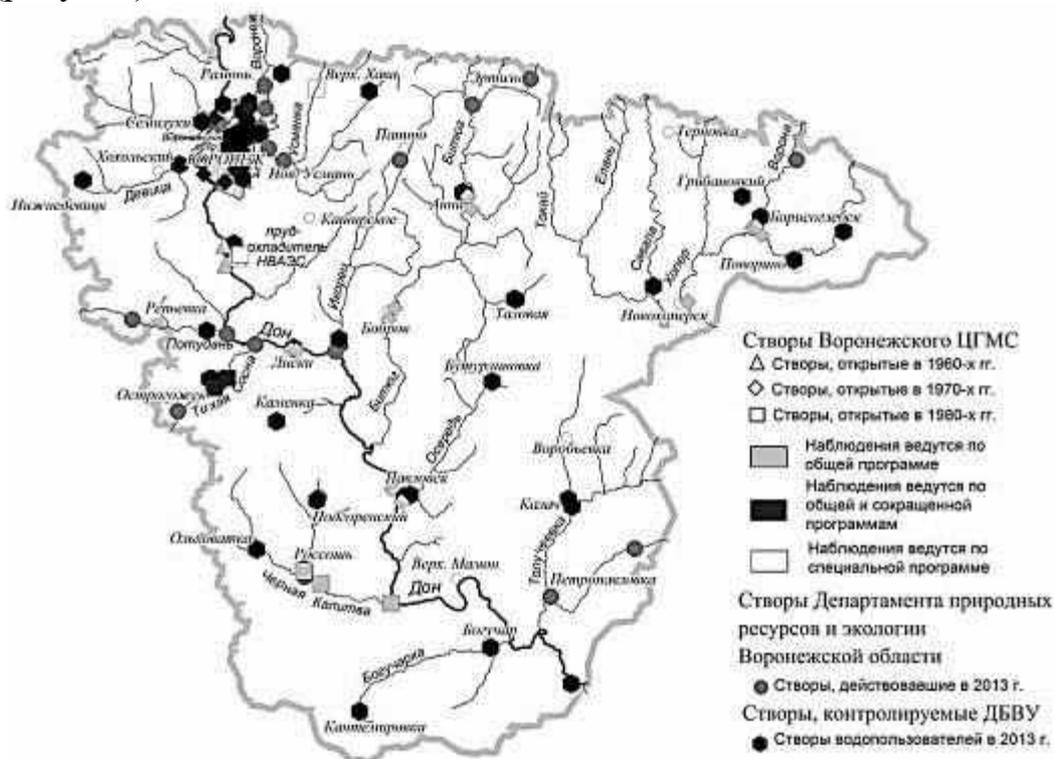


Рисунок – Сеть мониторинга Воронежской области

В пределах области сеть наблюдений за качеством поверхностных вод сформирована створами Воронежского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (ЦГМС), Департамента природных ресурсов и экологии Воронежской области (далее Департамент), Управления Роспотребнадзора по Воронежской области (Роспотребнадзор) а также створами водопользователей [2, 3, 4, 5].

Несмотря на специфичность задач каждого из ведомств, в их функционировании как звеньев регионального мониторинга есть некоторое согласие. Прежде всего, ведомственные программы при всей их несхожести включают в определение одни и те же химические компоненты: взвешенные вещества, хлориды, сульфаты, ХПК, азот аммонийный, фосфаты, железо общее, медь, цинк, фенолы, нефтепродукты, нитрит-ион, нитрат-ион. Кроме того, все они в той или иной мере проводят контроль содержания в воде легкоокисляемых органических веществ, однако при этом анализируются разные формы: БПК₅ (ЦГМС и Департамент) или БПК_{полн} (водопользователи).

Согласие в интересах ведомств значительно реже усматривается и в том, что один и тот же водный объект курируется несколькими ведомствами. Так, на реках Ворона и Тихая Сосна наблюдения проводятся двумя ведомствами – ЦГМС и Департаментом; Воронежское водохранилище и р. Дон охвачены наблюдениями ЦГМС и значительного числа водопользователей. Тем не менее, в силу специфики деятельности различных ведомств получаемая ими информация разнится даже в случае совпадения объектов наблюдений.

Однако, несмотря на некоторое пересечение интересов, в деятельности ведомств гораздо больше разобщенности, чем согласованности. Прежде всего, это вызвано различием задач ведомств при организации наблюдений, которое в свою очередь определяет различия в программах, расположении створов и сроках отборов проб.

Так, наблюдения Воронежского ЦГМС позволяют отслеживать изменения качества воды на участках, наиболее значимых с хозяйственной точки зрения и своевременно выявлять угрозы стабильному и качественному водоснабжению. Такой подход обуславливает расположение створов на средних и крупных водных объектах вблизи населенных пунктов и проведение наблюдений по трем типам программ в зависимости от размера водного объекта, его народнохозяйственного назначения, качества воды и других факторов [5].

Департамент осуществляет мониторинг качества поверхностных вод на средних реках, не охваченных наблюдениями Воронежского ЦГМС. В целом эти водные объекты, менее затронуты хозяйственной деятельностью человека, чем водотоки и водоемы, курируемые ЦГМС. Принцип расположения створов также отличается: контролируется качество воды и химический состав донных отложений в верхнем и нижнем течении. Это позволяет отследить помимо основных поллютантов преобладающие в водном объекте процессы: ассимиляцию загрязнений под действием естественной самоочищающей способности по течению реки или, напротив, загрязнение вод и донных отложений под воздействием источников, сосредоточенных по берегам водного объекта и на водосборе [2].

Расположение створов водопользователей зависит исключительно от местоположения водопользователя и формирует наиболее пеструю картину (см. рисунок). Тем не менее, большая часть створов наблюдений (как и водопользователей) тяготеет к городскому округу г. Воронеж, обуславливая повышенное внимание к Воронежскому водохранилищу и р. Дон. В задачи водопользователей входит отслеживание воздействия сточных вод на качество воды в водных объектах. Набор определяемых компонентов изменяется в зависимости от состава сточных вод. Анализ влияния сточных вод каждого конкретного водопользователя на водный объект позволяет предвидеть возможные аварийные ситуации, приводящие к ухудшению качества воды и принять своевременные меры по ликвидации неблагоприятных последствий [4].

Наблюдения Роспотребнадзора направлены на определение качества воды на водных объектах в местах, расположенных в черте населенных пунктов в зонах рекреационного водопользования. При этом анализ воды проводится не только по санитарно-химическим, но и по микробиологическим показателям [3], что отсутствует в программах других ведомств.

Нетрудно заметить, что наблюдения, проводимые различными ведомствами, слабо согласуются между собой, как в плане контролируемых водных объектов, так и в отношении набора определяемых показателей. Это порождает чрезвычайную пестроту и несопоставимость получаемой ими информации, что затрудняет формирование целостных представлений о качестве поверхностных вод на региональном уровне.

Один из аспектов конфликтности в современной системе наблюдений обусловлен также различными подходами ведомств к контролю качества поверхностных вод. Ведомственные структуры, проводящие регулярные наблюдения качества природных вод по установленным программам, не контролируют редко появляющиеся, не характерные для сточных вод загрязняющие вещества. Этим целям, а именно, возможному поступлению специфических загрязняющих веществ должны служить наблюдения, проводимые водопользователями, хорошо осведомленными о составе отводимых ими сточных вод. При этом предполагается, что если поступающее в водный объект со сточными водами загрязняющее вещество не превышает ПДК, то водному объекту не грозит экологический ущерб. Получается, что содержание поллютанта в водном объекте не исключается, однако, дальнейшее его воздействие на водные экосистемы не оценивается. Стоит отметить, что эта проблема лежит не только в плоскости организации экологического мониторинга водных объектов, но также в плоскости системы нормирования качества природных вод и нагрузок на водные объекты, контроля и анализа.

Другой аспект конфликтности в деятельности ведомств, осуществляющих мониторинг, заключается в том, что современное расположение створов наблюдений в большинстве случаев не позволяет выявить конкретный источник ухудшения качества воды. Этим целям отчасти служат лишь створы водопользователей. При этом остается острой проблема дополнительного поступления загрязняющих веществ из неорганизованных источников загрязнения, которые не контролируются ни одним из ведомств. В итоге современная сеть наблюдений зачастую позволяет

лишь констатировать изменение качества воды, но получаемой информации недостаточно, для того чтобы вычленив долю воздействия каждого из источников загрязнений и принять необходимые меры по компенсации негативных последствий.

Для преодоления конфликтности в деятельности ведомств, составляющих современную сеть мониторинга, в первую очередь необходимо согласовать их деятельность таким образом, чтобы створы различных ведомств функционировали слаженно и скоординированно, формируя целостную региональную систему экологического мониторинга, а не разрозненные сети ведомственных наблюдений. Это не означает, что следует полностью нивелировать специфику отдельных ведомств, желательно лишь максимально согласовать программы, сроки и места отбора проб, а на основе результатов наблюдений сформировать единую базу данных, доступную всем ведомствам.

Кроме того, необходимо оптимизировать расположение пунктов наблюдений таким образом, чтобы повысить надежность выявления конкретных источников ухудшения качества воды. Отчасти этому будет способствовать повышение координации между ведомствами и водопользователями, но для того, чтобы более полно решить эту проблему, необходимо организовать также отдельные наблюдения диффузных источников поступления поллютантов.

Таким образом, существующие противоречия в деятельности ведомств, составляющих основу регионального мониторинга качества поверхностных вод, приводят к снижению эффективности наблюдений. Для решения сложившихся проблем необходима оптимизация расположения створов наблюдений и повышение согласованности в работе ведомств.

Список литературы

1. Дмитриева В.А., Нефедова Е.Г. Региональный мониторинг качества поверхностных вод: проблемы и пути решения // Вода: химия и экология. 2014. № 11. С. 107-114.
2. Доклад о состоянии окружающей среды на территории Воронежской области в 2012 году. Воронеж: Департамент природных ресурсов и экологии Воронежской области, 2013. 98 с.
3. Доклад о состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Воронежской области в 2012 году. Воронеж : Управление Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека по Воронежской области, 2013. 147 с.
4. Дорожкин Е.В. Информационный бюллетень о состоянии водных объектов, дна, берегов водных объектов, их морфометрических особенностей, водоохраных зон водных объектов, количественных и качественных показателей состояния водных ресурсов, состояния водохозяйственных систем, в том числе гидротехнических сооружений по Донскому бассейновому округу за 2012 г. Книга 1. Ростов-на-Дону, 2013. 247 с.
5. Ежегодник качества поверхностных вод Российской Федерации за 2012 год / Под ред. А.М. Никанорова. Ростов-на-Дону, 2013. 487 с.

К ВОПРОСУ О «РЕЧНОЙ ДОКТРИНЕ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ»

Жукова С.В., Шишкин В.М., Куропаткин А.П., Лутынская Л.А., Фоменко И.Ф.,
Подмарева Т.И., Карманов В.Г., Бурлачко Д.С.

*Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства
г. Ростов-на-Дону, riasfp@aanet.ru*

Авторы проектно-аналитического доклада «Речная доктрина Российской Федерации» (Институт демографии, миграции и регионального развития), как сказано в аннотации, выдвигают новую идеологию социально-экономического и геополитического развития России, в ее основе – «комплексная реконструкция речной сети с образованием в перспективе объединенной системы глубоководных коммуникаций, использованием водной энергии и решением всех существующих в стране водных проблем».

Однако, как показывает многолетняя практика использования водных ресурсов, эксплуатируемых в условиях зарегулирования речного стока, к сожалению, многие существующие проблемы водного хозяйства страны не только не решаются, но, зачастую, усугубляются.

Известно, что водохранилища и пруды (малые водохранилища) играют определенную положительную роль в водообеспечении населения (особенно сельского), рыбоводстве, использовании в рекреационных целях. Но в гидролого-экологическом отношении строительство водохранилищ имеет отрицательные последствия. Поэтому при всестороннем анализе, по мнению целого ряда ученых, строительство больших водохранилищ на реках часто признается скорее ошибкой, чем достижением успеха в использовании водных ресурсов. Опыт эксплуатации гигантских водохранилищ США, СССР, Канады и других стран убедил, что спад в развитии и уничтожение рыболовных промыслов, сельскохозяйственное загрязнение, заиление, эвтрофикация водохранилищ и пр. последствия привели к осознанию нецелесообразности строительства крупных водных объектов (В.А. Семенов, 1997).

По данным этого же автора при заполнении водой чаши водохранилищ в зонах постоянного или периодического затопления оказалось большое количество населенных пунктов, ценных сельскохозяйственных земель, лесных угодий. При строительстве водохранилищ на территории СНГ пришлось создать свыше 150 крупных инженерных узлов. Ими защищено 180 населенных пунктов, в результате чего предотвращено затопление около 200 тыс. га сельскохозяйственных угодий. Но это составляет лишь 6% использовавшихся в сельском хозяйстве земель, ушедших под воду. При эксплуатации водохранилищ значительная часть воды теряется на испарение с водной поверхности, что приводит к уменьшению речного стока. Но если на реках Сибири (Енисей, Обь) это уменьшение не превышает 5 % - 8 %, то на реках южных районов оно достигает 25 % - 30%. Отрицательное влияние больших водохранилищ сказывается и на экологии околородных природных систем в результате подтопления водохранилищами. В равнинных районах площадь подтопления обычно изменяется от 10 % -15 % до 30 % -40 % площади самого водо-

хранилища. В районах избыточного увлажнения основное отрицательное влияние подтопления выражается в заболачивании местности. В засушливых районах подтопление сопряжено с опасностью засоления почв. Помимо этого, создание крупных водохранилищ приводит и к изменению микроклимата в прибрежных районах.

Неоспоримым фактом является деградация водных и околоводных экосистем больших рек, происшедшая в результате создания водохранилищ. Под влиянием регулирования стока водохранилищами, изъятия его на орошение, другие нужды сельского хозяйства и промышленности происходят существенные изменения гидрологического и гидрохимического режима и малых рек. Кроме существенного уменьшения величин среднего годового стока использование ресурсов поверхностных вод сопровождается перераспределением его в течение года (уменьшение в периоды половодий и паводков), спрямлением речных русел, увеличением густоты водопроводящей сети при проведении осушительных мелиораций, изменением стока взвешенных наносов, аккумуляруемого водохранилищами, и т.д. Все это, наряду с загрязнением воды, оказывает существенное влияние на экологические системы водных объектов суши (рек, озер, морских устьев рек).

Исключительно важно подчеркнуть, что, вследствие гидротехнического строительства, существенно изменились экологические естественные взаимосвязи в пойменных экосистемах. Зарегулирование речного стока, на протяжении многих десятилетий, стало основным фактором разрушения природных экосистем в поймах и дельтах рек. Следствием этих эволюционных изменений является возникновение экологических проблем, которые часто приводят к настоящим катастрофам (Авакян и др., 1987, Коронкевич, Малик, 1992 и др.). Последствия масштабных гидротехнических преобразований в долинах крупных рек, таких как Волга, Кама, Днепр, Дон, Шексна и др., отмечаются на расстоянии до 100 км по течению и в полосе до 5-10 км вглубь обоих берегов реки (Авакян и др. 1987). Экологические изменения, вызываемые крупными (высоконапорными) гидротехническими сооружениями приводят как к гибели пойменных экосистем, так и к ухудшению здоровья населения (Плисак, Огарь, Султанова, 1989, Новикова и др. 2005). Влияние на пойменные территории низконапорных гидротехнических сооружений (НГС) с подпорным уровнем менее 10 м, которые значительно чаще встречаются на европейском континенте не изучено, поскольку часто нарушения имеют неявно выраженный характер, ограничены в пространстве (поймой), отличаются затяжными и длительно протекающими процессами. Установлено, что при создании низконапорных гидротехнических сооружений происходят медленнотекущие (20-50 лет) изменения в цепи экологических связей пойменных территорий (Кузьмина, 2003). Выявлен механизм трансформации пойменных экосистем, в том числе флористических комплексов. Доказано, что основными факторами их преобразований являются изменения режима речного стока и грунтовых вод, приводящие к изменению амплитуды колебания уровня грунтовых вод (УГВ) в пойме. Поэтому в последнее время сохранение пойменных экосистем рассматривается как международная проблема. Тот факт, что во всем мире

пришли к пониманию необходимости разработки новых подходов к выделению и сохранению заповедных территорий в поймах и дельтах, поскольку простые меры охраны против прямого антропогенного воздействия (вырубок, перевыпаса, загрязнения, пожаров и пр.) не способны сохранить экосистемы пойм в условиях зарегулирования стока внушает определенный оптимизм.

Свидетельством кардинальных изменений в политике управления водным хозяйством, проявлением понимания существующей реальной опасности подрыва экосистем рек, морей, их биоресурсов, стремлением минимизировать ущерб природным ресурсам в целом являются новые редакции Правил использования водных ресурсов (ПИВР) крупных водохранилищ европейского юга России, в которых рыбное хозяйство впервые признано полноправным участником Схем комплексного использования водных ресурсов. В частности, применительно к нашему региону в Проекте ПИВР Цимлянского водохранилища (редакция 2012 г.) требования рыбного хозяйства к водным ресурсам учтены включением гидрографа весенних рыбохозяйственных попусков, разработанных для оптимизации естественного воспроизводства проходных и полупроходных рыб Азовоморского бассейна В.Г.Дубининой еще в 1969 г. Однако, по-прежнему вероятность организации рыбохозяйственных попусков остается низкой или осуществимой только в случае формирования паводков (половодий) невысокой обеспеченности, объемы которых водохранилище не сможет удержать. Помимо этого, в соответствии с Правилами, осуществление рыбохозяйственных попусков возможно только после проведения системы противопаводковых мер на территориях затопления и введения режима особого хозяйствования, что в условиях отсутствия правового статуса пойменной территории, крайне высокой застроенности и значительных ущербов от затопления (ущерб от затопления поймы половодьем 1994 г. оценивался величиной 22 млрд. руб. в ценах того периода) фактически отрицает возможность организации весенних попусков.

Строительство Цимлянского водохранилища и многолетнее регулирование стока р. Дон резко привели к изменению не только гидрологического режима, но и экологических условий Нижнего Дона и Азовского моря. Цимлянская плотина отрезала все нерестилища белуги, 75 % - 80% нерестилищ осетра и рыбака, до 50 % нерестилищ севрюги, сельди и чехони. Урожайность сенокосных угодий поймы Дона упала в 3-5 раз, а отдельные участки вовсе деградировали. Отсутствие условий для естественного воспроизводства рыб на протяжении последних 20 лет предопределило потерю былой рыбной славы Донского края.

Произведенная рядом авторов (Бронфман и др., 1979) оценка потерь рыбного хозяйства от гидростроительства и безвозвратных изъятий стока на уровне 1977 г. позволила им сделать вывод, что «рыбное хозяйство Азовского бассейна за 25 лет зарегулирования и преобразования режима стока рек потеряло не менее 1.4 млрд. руб.», или в среднем за год ущерб составлял 57 млн. руб. (в ценах того периода). Общие размеры ущерба были сопоставимы с капитальными вложениями в мероприятия, необходимые для сохранения и поддержания уни-

кальной экосистемы Азовского моря, а также почти на порядок превышали вложения средств на строительство Волго-Донской водной магистрали (общая смета строительства которой оценивалась в 175 млн. руб).

Серьезные сбои в экосистемах бассейнов Нижнего Дона и Азовского моря не единичны. Подобная ситуация складывается в Волго-Каспийском бассейне и других регионах бывшего СССР (особенно, в аридных зонах), попавших под воздействие таких антропогенных факторов как гидростроительство и безвозвратное водопотребление. Почти полное истощение водных ресурсов рек Амударьи и Сырдарьи привело к деградации не только Аральского моря, но и прилегающих к морю дельт этих рек, которые отличались разнообразием животного мира, имели важное хозяйственное значение. Например, площадь озер, богатых прежде рыбой и ондатрой, в дельте Сырдарьи сократилась с 14,9 тыс. до 400 га, а в дельте Амударьи - с 60 тыс. до 10 тыс. га. Зарегулирование стока р. Или Капчагайским водохранилищем (Южный Казахстан) и увеличение использования стока рек на орошение привели к экологической катастрофе в дельте р. Или и озере Балхаш (В.А. Семенов, 1997).

Предлагаемая в «Речной доктрине» концепция превращения всех крупных рек России в каскады водохранилищ в целях создания объединенной системы глубоководных коммуникаций может обернуться окончательным подрывом устойчивости экосистем и крупнейшей экологической катастрофой.

Глубокие и необратимые преобразования пойменных ландшафтов, водной среды и катастрофическое снижение рыбохозяйственных потенциалов Нижнего Дона, Азовского моря, Волги, Каспийского моря и т.д., стремление восстановить утраченные позиции рыбного хозяйства выдвигают необходимость проведения научно-обоснованной оценки эколого-рыбохозяйственной ситуации в бассейнах рек и морей России, а также исключительно осторожных и взвешенных подходов при принятии управленческих решений, определении стратегии и тактики развития водохозяйственного комплекса страны, особенно на ближайшую или отдаленную перспективу.

Естественно, это касается и «Речной доктрины Российской Федерации», экологический базис которой, не подкрепленный теорией экологических рисков, на данном этапе не внушает уверенности в возможности восстановления природных экосистем, решении задач в области продовольственной и экологической безопасности страны, устойчивого развития ее регионов.

С позиций рыбного хозяйства дальнейшее вмешательство в природу недопустимо!

Ставя под сомнение необходимость планируемой реконструкции речных экосистем, считаем необходимым напомнить, что на протяжении последних 20-30 лет вопросы целесообразности создания Цимлянского водохранилища и ВДСК получили широкий резонанс. Выдвигались различные предложения даже о спуске Цимлянского водохранилища, превращения его в польдер и т.д. Подобные предложения выдвигались и в отношении каскада Волжских водохранилищ.

В Мировой практике примеры демонтажа плотин уже имеются. Восста-

новление экосистем предпринималось в странах, где развитие национального законодательства потребовало введения более высоких стандартов в области минимизации воздействия хозяйственной деятельности на окружающую среду. В Соединенных Штатах и Франции плотины выводятся из эксплуатации для восстановления параметров речных экосистем, зачастую связанных с проходными видами рыб (лососевыми) и при условии продления лицензии на дальнейшую деятельность по восстановлению биопродуктивности реки. На сегодняшний день в Соединенных Штатах демонтировано 467 плотин, 28 из которых являлись крупными плотинами с высотой более 15 метров. Причины демонтажа были самыми разными: соображения безопасности, восстановление рыбных запасов, финансовые аспекты или снос несанкционированных сооружений (Белая книга по проблемам больших плотин, 2010).

По нашему мнению, разработанный проект «Речной доктрины» направлен, в наибольшей степени, на решение водотранспортных проблем, идущих на протяжении всего периода эксплуатации водохранилищ вразрез с интересами рыбного хозяйства и не соответствуют гражданской позиции в деле охраны природных ресурсов, сохранения водных экосистем и их биологического разнообразия.

Список литературы

1. А.Б. Авакян, В.П. Салтанкин, В.А. Шарапов. - М.: Мысль, 1987. - 325 с.: ил. - (Природа мира).
2. Бронфман А.М., Дубинина В.Г., Макарова Г.Д. Гидрологические и гидрохимические основы продуктивности Азовского моря, М.: Пищевая промышленность, 1979, 288 с.
3. Коронкевич Н.И., Малик Л.К. Основные подходы к географо-экологическому прогнозированию влияния гидротехнического строительства на природную среду // Энергет. стр-ва, 1992, № 6, с. 39-48.
4. Кузьмина Ж.В. Оценка влияния изменений водного режима на динамику наземных экосистем в долинах европейских рек // Биогеография. №11. 2003. С.99-109.
5. Кузьмина Ж.В. Оценка последствий изменения режима речного стока для пойменных экосистем при создании малых гидротехнических сооружений на равнинных реках // Метеорология и гидрология. 2005а. №8. С.89-103.
6. Новикова Н.М., Браславская Т.Ю., Кузьмина Ж.В., Подольский С.А. Методология и методы изучения и оценки трансформаций экосистем в условиях изменения водного режима территорий // Оценка влияния изменения режима вод суши на наземные экосистемы. М.: Наука, 2005. С.27-40.
7. Продуктивность и структура лугов пустынной зоны / Плисак Р.П., Огарь Н.П., Султанова Б. М. — Алма-Ата: Наука. Казахской ССР, 1989.
8. Семенов В.А. Гидрология в решении экологических проблем // Соросовский образовательный журнал, 1997, № 8, с. 66-71.

РОССИЙСКО-КИТАЙСКИЙ МОНИТОРИНГ КАЧЕСТВА ВОД ТРАНСГРАНИЧНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БАССЕЙНА р. АМУР

Запевалов М.А. *, Дугина И.О. **, Иванова Е.Г. **, Семькина Г.И. ***,
Журавлева Ю.А. ****, Ковшик О.В. *****

* ФГБУ «НПО «Тайфун», Обнинск, Калужской обл., zapevalow@mail.ru

** ФГБУ «Дальневосточное УГМС», Хабаровск, cms@dvugms.khv.ru

*** ФГБУ «Приморское УГМС», Владивосток, sem@primrogoda.ru

**** ФГБУ «Забайкальское УГМС», Чита, cms_center@mail.ru

***** Амурский ЦГМС – филиал ФГБУ «Дальневосточное УГМС», Благовещенск, klms-gu@yandex.ru

После инцидента с загрязнением реки Сунхуацзян (Сунгари) в ноябре 2005 года, обусловленного сбросами в воду опасных химических веществ в результате аварии на нефтехимическом заводе в г. Цзилинь (КНР), Китай и Россия ускорили процесс сотрудничества в сфере охраны водных ресурсов.

31 мая 2006 года был подписан Меморандум о взаимопонимании между Министерством природных ресурсов Российской Федерации (МПР РФ) и Государственным управлением по охране окружающей среды КНР по вопросам сотрудничества в области совместного мониторинга трансграничных водных объектов.

Стороны в течение первого года после подписания Меморандума разработали и утвердили «План совместного мониторинга качества воды трансграничных водных объектов» и совместно координируют его реализацию. С этой целью была создана Совместная российско-китайская координационная комиссия и Совместная рабочая группа экспертов, которая ежегодно (обычно в конце отчетного года) обсуждает результаты мониторинга за прошедший год, на основе которых дает согласованное заключение о качестве воды в пограничных реках и принимает программу мониторинга на следующий год.

С российской стороны участниками программы являются четыре региональные лаборатории ФГБУ «УГМС» Росгидромета: Дальневосточного УГМС (г. Хабаровск, г. Благовещенск), Приморского УГМС (г. Владивосток), Забайкальского УГМС (г. Чита). С китайской стороны работы проводят шесть лабораторий: в провинции Внутренняя Монголия (станция мониторинга г. Хулунбуир) и в провинции Хэйлунцзян (станции мониторинга городов Хэйхе, Цзямуся, Сяньцзян, Цзиси, и Муданьцзянь).

Методическое сопровождение работ осуществляют с российской стороны ФГБУ НПО «Тайфун» (г. Обнинск), с китайской стороны – Главная станция мониторинга окружающей среды (г. Пекин).

Ежегодная Программа совместного российско-китайского мониторинга (СРКМ), включает в себя:

– согласованные створы совместного наблюдения, этапы отбора проб (как правило, отбор проводят на 9 створах четыре раза в год в основные гидрологические фазы) (рисунок 1, таблица 1);

– перечень контролируемых показателей качества вод (в зависимости от расположения створов контролируются от 30 до 40 показателей) и донных отложений (пять показателей);

– организацию отбора проб (какая сторона предоставляет судно для отбора проб);

– обмен данными мониторинга и их оценку;

– контроль качества выполнения химических анализов - обмен шифрованными пробами и результатами их анализа;

– координацию работ (действия сторон в случае разногласий).

Отобранные в ходе совместных экспедиционных работ пробы воды и донных отложений российская и китайская стороны анализируют отдельно в своих лабораториях по методикам, принятым сторонами. Отбор проб воды и донных отложений оформляется актами, подписываемыми представителями обеих сторон. Результаты анализов оформляются по согласованным формам.

Ежегодный объем измерений в 2007-2009 годах составлял около 4300 определений, в 2010-2014 годах увеличился до 5800 определений. В состав контролируемых показателей входят основные гидрохимические показатели, тяжелые металлы, а также ряд специфических загрязняющих веществ, которые потенциально могут присутствовать в воде (пестициды, ПХБ, хлорфенолы, фталаты, летучие органические соединения).

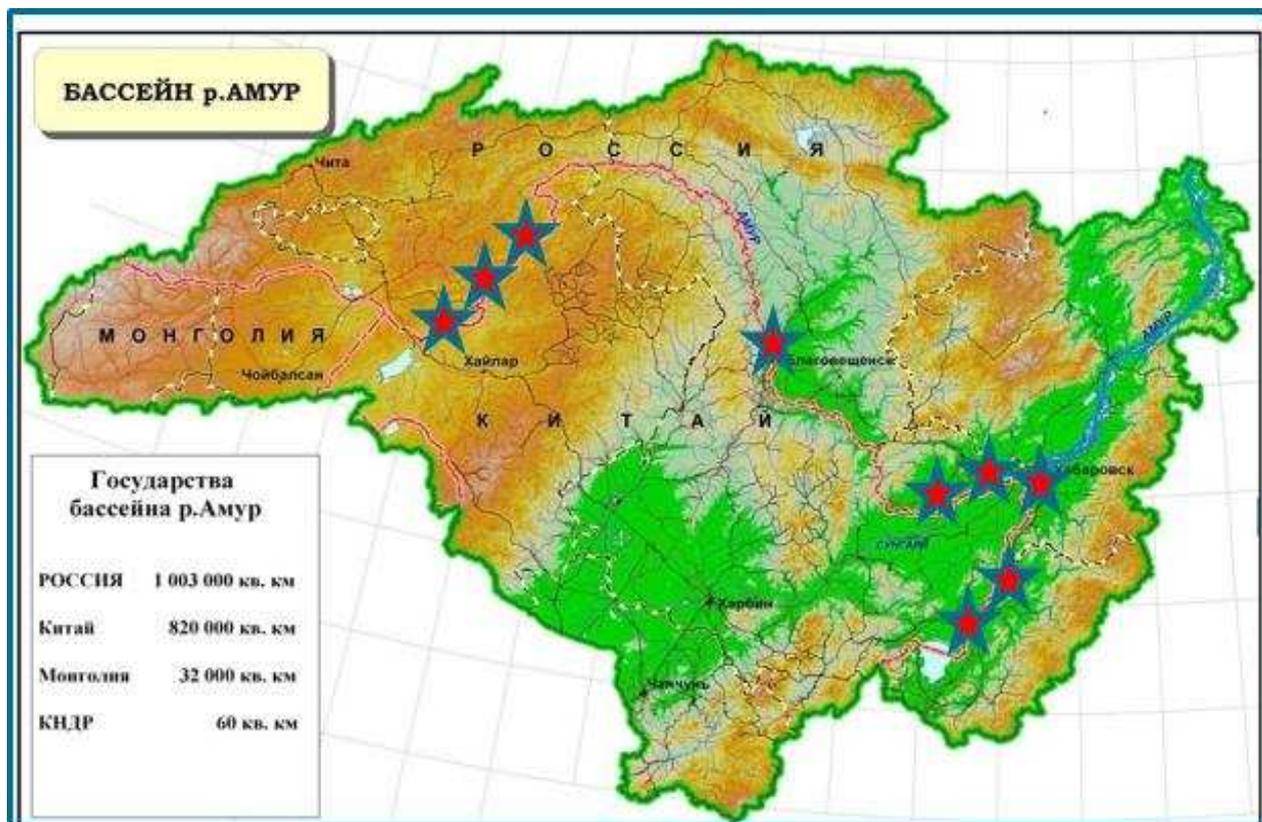


Рисунок 1 – Расположение контрольных створов наблюдений СРКМ

Таблица 1 – Контрольные створы наблюдений СРКМ

№ п/п	Название водного объекта	Местоположение	Привязка контрольного створа
1	р. Аргунь	Забайкальский край (Россия), автономный район Внутренняя Монголия (КНР)	с. Молоканка – с. Агуруту
2			с. Кути – с. Хэйшаньтоу
3			с. Олочи – с. Шивэй
4	р. Амур	Амурская область (Россия), провинция Хэйлунцзян (КНР)	ниже г. Благовещенска – г. Хэйхэ
5	р. Амур	Еврейская автономная область (Россия), провинция Хэйлунцзян (КНР)	1 км выше с. Амурзет – г. Миншань
6	р. Амур	Еврейская автономная область (Россия), провинция Хэйлунцзян (КНР)	с. Нижнеленинское – с. Тунцзяндунган
7	р. Уссури	Хабаровский край (Россия), провинция Хэйлунцзян (КНР)	7 км выше с. Казакевичево – 2 км выше заставы Усучжэнь
8	оз. Ханка	Приморский край (Россия), провинция Хэйлунцзян (КНР)	Исток р. Сунгача - Лунванмяо
9	р. Раздольная	Приморский край (Россия), провинция Хэйлунцзян (КНР)	Место на российско-китайской границе - Саньчакоу

Обмен результатами анализов проб воды и донных отложений между сторонами производится руководителями российской и китайской частей Рабочих групп в течение 30 дней после каждого отбора проб. Стороны обмениваются Отчётами о проведении совместного отбора проб и анализа данных о качестве вод трансграничных водных объектов и Отчётами о проведении совместного отбора проб и анализа данных о донных отложениях трансграничных водных объектах. Обмен результатами производится в рабочем порядке по факсимильной связи и по электронной почте.

В конце календарного года обе стороны совместно дают оценку проведенному мониторингу. Каждая из сторон выпускает свой собственный отчет о результатах мониторинга, в котором дает оценку качества воды в соответствии с национальным законодательством и используя принятые в каждой стране нормативы качества вод на основе собственных данных мониторинга.

В случае расхождения результатов мониторинга, рабочая группа экспертов организует рассмотрение и подготовку предложений по обеспечению сходимости данных для последующего рассмотрения на Координационной комиссии и принятия соответствующих мер сторонами.

Использование сторонами национальных методик анализа и национальных нормативов качества вод приводит к определенным расхождениям в

количественных показателях в оценке результатов российско-китайского мониторинга трансграничных вод.

Для получения сопоставимых результатов стороны используют практику обмена шифрованными пробами (ШП). Обычно такой обмен осуществляют во время второго этапа работ (май). Перечень показателей ШП согласовывается на этапе подготовки и обсуждения программы мониторинга на очередной год и включает обычно не менее четырех показателей, по которым наблюдаются наибольшие расхождения в результатах анализа российских и китайских лабораторий за прошедший год. Подготовку и рассылку ШП проводит независимая третья сторона: с российской стороны ФГБУ «НПО «Тайфун», с китайской стороны Главная станция мониторинга окружающей среды.

Контроль качества проводится методом добавок ШП к реальным образцам проб воды. Оценку результатов анализа ШП каждой из сторон проводит противоположная сторона на основе информации о заданных концентрациях в пробах и согласованного подхода к оценке качества результатов контроля.

Для решения возникающих при осуществлении совместного мониторинга методических вопросов с 2012 года стороны ежегодно проводят совместные технические конференции специалистов, на которых проводится обмен мнениями по конкретным вопросам мониторинга. Первая техническая конференция состоялась в РФ (Обнинск, октябрь 2012 г.), вторая в КНР (Харбин сентябрь 2013 г.), третья снова в РФ (г. Сочи, октябрь 2014 г.). По результатам обсуждений в решениях конференций формулируются конкретные предложения по совершенствованию работ в рамках СКРМ, которые обсуждаются на заседаниях совместной рабочей группы экспертов и затем включаются в план мониторинга на очередной год и становятся обязательными для выполнения сторонами.

Результаты многолетнего российско-китайского совместного мониторинга позволяют сформулировать ключевые вопросы, требующие согласованного подхода при выполнении работ по мониторингу трансграничных рек:

1. *Нормативы показателей качества вод (ПДК)*. Необходимо использование согласованного списка нормативов, по мнению российской стороны это должны быть наиболее жёсткие нормативы.

2. *Методики измерений*. Необходима разработка согласованного списка рекомендуемых методик для проведения мониторинга.

3. *Оценка качества воды (по комплексному показателю загрязнённости)*. Необходима выработка общего подхода по оценке качества вод на основе результатов, полученных в ходе мониторинга (например, на основе расчета индексов УКИЗВ).

Совместный российско-китайского мониторинг качества трансграничных водных объектов является успешным проектом, реализуемым сторонами с целью получения согласованных оценок динамики качества вод бассейна р.Амур. За прошедшие годы накоплен уникальный опыт международного сотрудничества в практической области, который целесообразно тиражировать и распространять на другие трансграничные водные объекты.

НОВАЯ КОМПЬЮТЕРНАЯ GIS СИСТЕМА ДЛЯ ОБРАБОТКИ И АНАЛИЗА БИОФИЗИЧЕСКИХ ДАННЫХ В ЭКСПЕДИЦИОННЫХ УСЛОВИЯХ

Мельников В.В.¹, Чепыженко А.А.², Чепыженко А.И.²

Институт природно-технических систем, Россия, Севастополь¹

Морской гидрофизический институт, Россия, Севастополь²

dr.melnikov.v@gmail.com, annacher87@yandex.ru, ecodevice@yandex.ru

Разработана компьютерная программа “CONDOR GIS”, позволяющая в несколько раз увеличить скорость обработки данных гидробиофизического комплекса «КОНДОР». Использование новой методики позволяет автоматически считывать данные зонда, строить базу данных, осуществлять выборку необходимых данных, строить разрезы и карты распределения гидрофизических и биофизических параметров. Новый метод и программное обеспечение могут быть использованы при выполнении регионального биофизического мониторинга и при выполнении работ на борту научно-исследовательского судна.

Материал и методы

Зонд «Кондор» предназначен для оперативных исследований биофизических (ОВВ, РОВ) и гидрологических (температура, соленость, давление, скорость и направление течения) свойств вод прибрежной зоны моря - акваторий портов, заливов, бухт с целью изучения качества водной среды, их экологического состояния, протекающих в их пределах абразионно-аккумуляционных процессов, взаимообусловленности гидрологических, гидродинамических и биофизических характеристик водной экосистемы. В его основу положены спектрофотометрические методики определения вещественного состава, рекомендованные Агентством по охране окружающей среды США (USEPA) – (Optical properties of turbidity standards/ J,Ronald V,Zaneveld, Richard W,Spinrad, Robert Bartz/ School of Oceanography, Oregon state University, Corvallis, Oregon 97331/ SPIE Vol, 20B-Ocean Optics 6/ 1980, Bellingham, WA 98225 USA). Подобные мультипараметрические комплексы широко применяются при мониторинге взвешенного вещества в природной среде в Европе и США как ведущими производителями гидрооптических приборов (WET Labs, Chelsea Technologies Group), так и научно-исследовательскими организациями (в частности - Woods Hole Oceanographic Institution). В портативном зонде «Кондор» (вес 4,2 кг) наряду с традиционным СТД - каналами и измерителем течений были включены оптические каналы показателя ослабления света (ВАС) в трех диапазонах видимого спектра: синевioletовом (405 нм), зеленом (532 нм) и красном (660 нм). Дискретность измерений по глубине составляет 10 см, частота измерений – 15 Гц. Многократные (> 10) зондирования выполнялись в фотическом (0 – 100 м) слое водной толщи с интервалом в 2,5 – 4 мин в зависимости от задач эксперимента. Из-за ветрового дрейфа судна вертикальные профили получались через каждые 10 – 60 м. Полученные реализации дали возможность составить по трансекте ветрового дрейфа двумерную матрицу изменчивости биофизических и гидрологических полей и

определить статистические характеристики рядов распределения по вертикали и горизонтали. Дискретность измерений характеристик комплексом «КОНДОР» при зондировании «вниз» со скоростью $1,2 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$ составляла 0,1 м.

Результаты

Программа обработки данных CONDOR GIS гидробиофизического зонда «КОНДОР» позволяет автоматически инсталлировать оригинальные данные зонда без предварительной обработки. Программа анализирует данные по каждому параметру на наличие ошибок, которые регистрируются как выход за допустимые пределы измерений или координат станции. Полученный массив данных по определенному алгоритму преобразуется в базу данных, в которую можно вводить данные многих рейсов и анализировать их совместно, либо по отдельности. Выборка данных может быть осуществлена по номеру рейса, номеру зондирования, географической широте, долготе, году, месяцу, дню, времени в разных диапазонах и в режиме комплексного поиска.

Анализ полученного материала осуществляется в виде построения профилей данных, средних профилей, разрезов, как по времени, так и пространству, карт каждого из параметров по отдельным глубинам, осреднённых карт по слоям, карт максимумов и минимумов данных, карт расчётных параметров на основе совместного анализа нескольких параметров.

Программное обеспечение для выполнения данных работ состоит из трех взаимосвязанных компонентов: базы данных «Condor GIS», программы «Гидролог 5» (автор к.г.н. В.Н. Белокопытов, МГИ РАН) и программы «Golden Software Surfer-8». Данный комплекс программ выполняет работу по следующему алгоритму: 1. программа «Condor GIS» импортирует данные зонда «КОНДОР», анализирует ошибки, формирует базу данных, обеспечивает выполнение запросов пользователя и готовит данные для программы «Гидролог 5»; 2 - программа «Гидролог 5» обрабатывает данные для построения профилей, разрезов и карт и передает эти данные в программу «Golden Software Surfer-8»; 3 - программа «Golden Software Surfer-8» выполняет расчеты и строит разрезы и карты заданных параметров.

Программа обработки данных гидробиофизического зонда «КОНДОР», представляет собой прикладной пакет, разработанный в программной среде FileMaker Pro 11. Данная программа имеет собственный инсталлятор, интуитивно понятный интерфейс и встроенную систему помощи.

Система поиска данных работает следующим образом: в разделе «Зонды» имеется значок линзы, при нажатии на который включается режим поиска. Поиск может осуществляться в трех режимах: простой поиск по заданному параметру или диапазону данных или времени, поиск с добавлением данных к уже имеющимся и поиск с вычитанием данных.

Вся информация о возможных вариантах поиска отражена на дисплее. При нажатии на кнопку «Результат» пользователь получает информацию по сделанному запросу в разделе зонды. В этом же разделе находится кнопка «Карта», при нажатии на которую начинается процесс обработки данных для построения карт и разрезов. При этом данные запроса извлекаются из базы данных и экс-

портируются в папку Data (которая автоматически очищается после каждого запроса к карте).

После завершения процесса подготовки данных программа “Condor GIS” автоматически запускает программу «Гидролог 5». Это позволяет выполнять динамические расчёты, строить профили и карты по температуре, солёности, плотности, скорости звука, энергии, тепло- и солёзапаса (верхняя часть меню). Кроме того можно строить профили, разрезы и карты по биолюминесценции, мутности, флуоресценции, ФАР и исследовать их вертикальные и горизонтальные градиенты

В качестве примера представления экспедиционных данных, как результата совместного применения базы данных «Condor GIS», программы «Гидролог 5» и программы «Golden Software Surfer-8», приведем результаты одной из комплексных океанографических съёмок акватории Севастопольской бухты реализованной 21.10.2014 г (рисунки 1 и 2).

Особенности вертикальной и горизонтальной структуры вод Севастопольской бухты определяются двумя основными факторами - притоком более солёных, теплых и чистых по гидрофизическим характеристикам (ОВВ, РОВ) вод с внешнего рейда и стоком р. Черная, отличающегося повышенными значениями ОВВ, РОВ, более низкими значениями солёности и температуры. Кроме доминирующих факторов, на акваторию бухты попадают многочисленные поверхностные, промышленные и хозяйственно-бытовые стоки. Вклад каждого из источников определяет особенности строения полей каждой из исследуемых характеристик.

В вертикальных профилях солёности, общего взвешенного и растворенного органического веществ отчетливо проявляются особенности водообмена между водами Севастопольской бухты и внешнего рейда (открытые воды Черного моря). Солёность вод в открытой части моря составила 17,9 ЕПС. По мере приближения к кутовой части бухты, отмечается незначительное снижение значений солёности от 17,9 до 17,81 ЕПС (рисунок 1б).

Концентрация общего взвешенного вещества изменялась от 0,5 до 4 мг/л, увеличиваясь в восточном направлении, к кутовой части бухты, где впадает река Черная, играющая основную роль в процессе поступления и распределения суммарной взвеси на акватории Севастопольской бухты (рисунок 1в).

Концентрация растворенного органического вещества антропогенного происхождения изменялась в пределах 0,5- 4,5 мг/л. Наибольшие концентрации наблюдались как в кутовой части Севастопольской бухты, что также обусловлено стоком реки Черная, а также в примыкающей к молу акватории восточной части Севастопольской бухты – это бухты Мартынова, Александровская, Артиллерийская, Константиновская) (рисунок 1г).

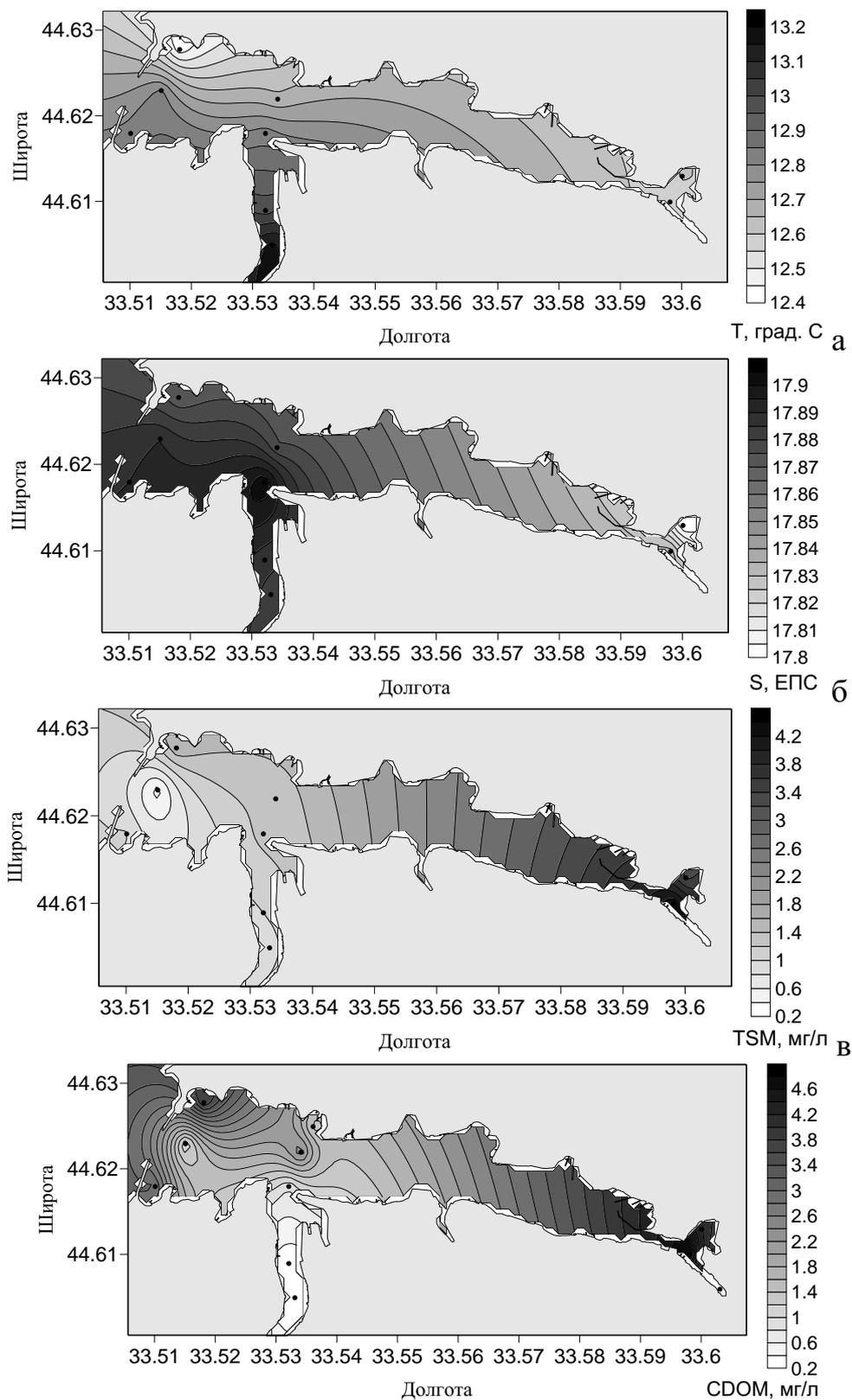


Рисунок 1 – Карты пространственного распределения основных гидрологических (температура, соленость) – а, б, и гидрохимических (ОВВ, РОВ) – в, г, характеристик в верхнем 5 м слое глубин - а-в, и в придонной области - г.

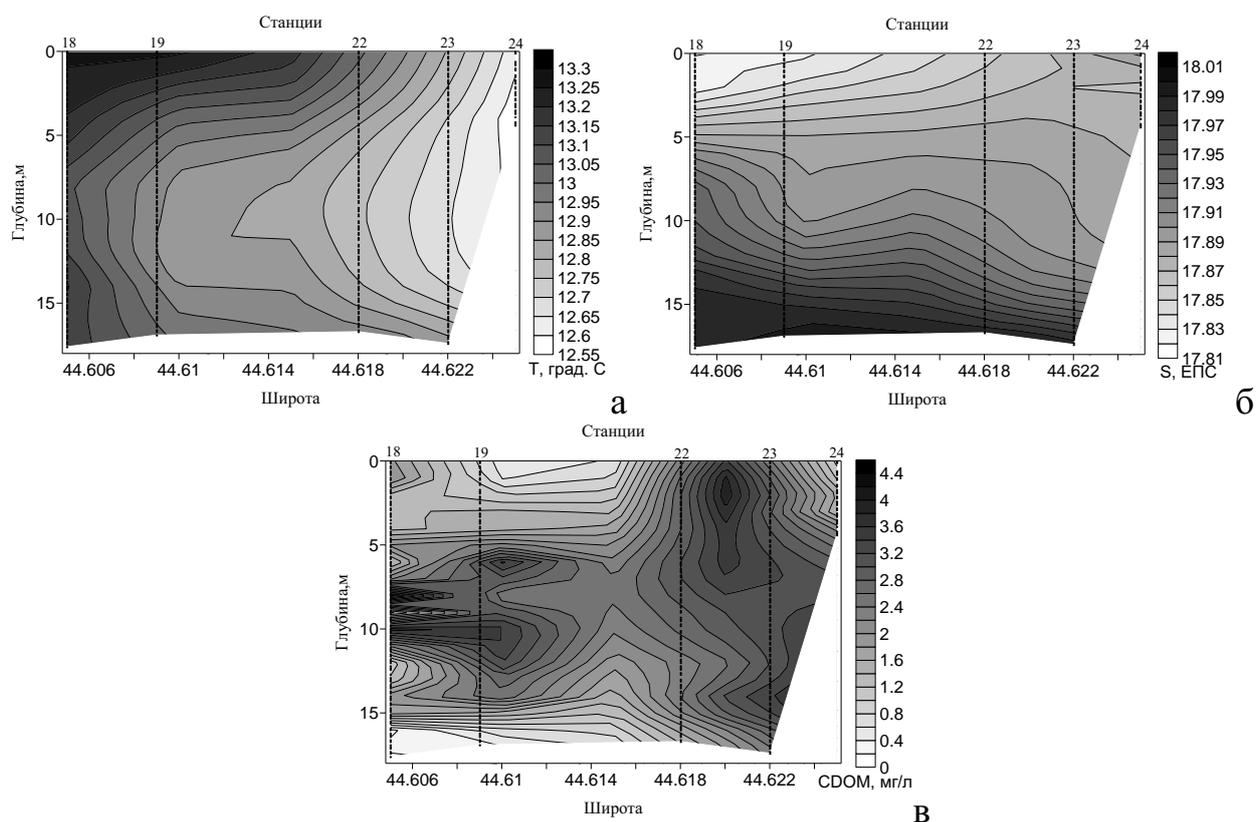


Рисунок 2 - Особенности вертикальной структуры вод на разрезе ст. 18 – 24 (Южная бухта – бухта Северная).

Хорошо идентифицируется максимум температуры на всем диапазоне глубин для кутовой части Южной бухты (рисунок 2а). При этом структура вод в поле солёности хорошо стратифицирована по глубине, изменяясь равномерно от 17,82 ЕПС в верхнем слое вод до 18 ЕПС в придонной области, что говорит о незначительном водообмене в пределах Южной бухты (рисунок 2б).

Вертикальная структура вод в поле растворенных органических веществ (РОВ) имеет сложное строение, позволяя идентифицировать максимумы и минимумы концентрации РОВ, место расположение которых обусловлено нахождением специфического набора факторов, определяющих природопользование в пределах бухты Южная – причальными стенками военных судов и городского водного транспорта, прохождением транспортных линий городского и прогулочного водного транспорта, деятельностью предприятий, расположенных в непосредственной близости к урезу воды, расположения выходов сточных вод.

Выводы

1. Разработана новая эффективная методика обработки биофизических данных в экспедиционных условиях.
2. Использование данной технологии во много раз ускоряет обработку данных и существенно расширяет возможности для мультидисциплинарного анализа.
3. Данная методика и новое компьютерное программное обеспечение в перспективе могут быть использованы для экспрессных мониторинговых исследований состояния экосистемы Черного моря.

ПЕРСПЕКТИВНОСТЬ СОЧЕТАНИЯ ПРАВОВОГО И НОРМАТИВНО-ТЕХНИЧЕСКОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

Розенталь О.М., Серенькая Е.П.

*Институт водных проблем Российской академии наук, Москва,
orosental@rambler.ru*

Проектом Федерального закона «О стандартизации в Российской Федерации» предусмотрена двухуровневая система нормативных документов, по которой нормативно-правовые акты всех уровней устанавливают общие требования безопасности, а национальные стандарты расшифровывают алгоритмы выполнения этих требований. Такова практика развитых экономик, например, стран Евросоюза, где Директивы ЕС № 2000/60/ЕС об установлении рамок общеевропейской политики в водной сфере, 91/271/ЕС по обращению с городскими сточными водами, 96/61/ЕС по предупреждению и сокращению степени загрязнения, 98/83/ЕС по качеству воды для потребления человеком и др. [11] опираются на большое количество стандартов. Типичный пример – дополнение требований национальных законов о воде стандартами ИСО 24510 «Деятельность, связанная с услугами питьевого водоснабжения и удаления сточных вод» и стандартами системы ХАССП (Hazard Analysis and Critical Control Points) [1] по предложению канадской Ассоциации по стандартизации (CSA), и Ассоциации по водоснабжению и водоотведению (CWWA).

В существующей ныне одноуровневой системе документов управления водным фондом их излишняя стабильность тормозит модернизацию, внедрение новых режимов и методов водоснабжения и водоотведения, применение нового гидротехнического оборудования, веществ, материалов и технологий. Использование стандартов снимает эту трудность, обеспечивая стабильность законодательной базы, притом, что технические комитеты по стандартизации рекомендуют необходимые национальные стандарты, а нормативно-правовые акты (НПА) устанавливают лишь общие требования, сформированные по результатам долговременного прогнозирования развития водопользования, не замыкаясь на сиюминутных соображениях.

Очень часто «то, что не является стандартизованным непригодно для экономического применения» [3,9,11-13]. Для России это можно проиллюстрировать на примере развития системы санитарно-эпидемиологических требований к предельно допустимой концентрации загрязняющих веществ в питьевой воде, где в последние годы происходило расширение количества регламентирующих показателей от 31 в ГОСТе 2874-82 до 2000 в СанПиН 2.1.4.1074-01.

Страны мира публично провозглашают собственные стратегии стандартизации. Так, в [15] опубликована «Национальная стратегия стандартизации Соединенных Штатов Америки», где сформулированы 12 принципов развития национальной стандартизации. В развитых экономиках принципы стандартизации пересматриваются каждые пять лет с учетом новых вызовов времени, требующих надлежащей настройки деятельности по стандартизации. Таковы стан-

дарты ISO/IWA 6:2008 "Руководящие указания для управления предприятиями питьевого водоснабжения в условиях кризиса" и «Руководство по безопасности для водных коммунальных предприятий» американской Ассоциации водных работ (AWWA) в поддержку норм законодательства по противодействию терроризму.

Снижение коррупционных рисков при отказе от избыточной детализации требований в правовых актах продемонстрируем на примере. Пусть в секторе возведения гидротехнического сооружения имеется предприятие, которое стремится «вытолкнуть» из этого сектора других участников, используя методы недобросовестной конкуренции. Такой игрок заинтересован регламентировать детализированные требования так, чтобы их не могли выполнить другие пользователи. Однако, у него пропадает интерес, если манипулировать можно лишь общими требованиями безопасности. Например, такая общая норма, как «Деформации конструкции гидротехнических сооружений при нагрузке не должны превышать критических значений» не может быть предметом манипулирования, а конкретная норма «Деформации конструкции гидротехнических сооружений при нагрузке не должны превышать 10 тонн на квадратный метр» вполне пригодна для этого. Перенос такой нормы из НПА в стандарт снижает коррупционную емкость регулирования, поскольку стандартизация - процесс коллективной работы всех заинтересованных лиц. Именно так принимали, например, вышеупомянутый стандарт ISO/IWA 6:2008, чтобы ответить на срочные вызовы времени. Для этого был организован симпозиум, на который прибыли представители канадской, немецкой, французской, австрийской ассоциаций водоснабжения, институтов стандартов Израиля и Палестины, Технического комитета по стандартизации ИСО/ТК 224 «Менеджмент в сфере водоснабжения и водоотведения» и другие заинтересованные стороны.

Целесообразность переноса детального регулирования требований водопользования из НПА в стандарты касается трансграничного переноса вод. Если такое регулирование осуществляется исключительно в НПА с заданием в них конкретных нормативов, то это приводит к формированию колоссальных противоречий между странами, совместно использующими водные объекты. В настоящее время разработка водных требований даже в странах СНГ осуществляется без взаимных консультаций. Поэтому, чем больше правовых документов будет принято с конкретными характеристиками в них, тем больше проблем возникнет при совместном водозаборе, в том числе в условиях трансграничного переноса вод. Для снятия проблем необходима детализация правил водохозяйственной деятельности в межгосударственных и международных стандартах.

Снижение административного давления на водопользователей определяется правилами доказывания соблюдения требований правовых актов. В соответствии с Федеральным законом РФ от 03.10.2014 г. №279 «О ратификации Договора о Евразийском экономическом союзе» «применение на добровольной основе стандартов ... является достаточным условием соблюдения требований...». При этом «неприменение стандартов ... не может рассматриваться как несоблюдение требований...», но в таком случае «оценка соответствия

осуществляется на основе анализа рисков». Другими словами, если водопользователь принимает двухуровневую систему управления и следует требованиям стандартов, то при государственном контроле (надзоре) доказываемое отсутствие нарушений установленных требований. Эта процедура, осуществляемая контролирующим органом, подобна так называемому браковочному контролю [6]. При одноуровневом же управлении, при котором стандарты не применяются, доказываемое выполнение требований. Такая процедура, уже выполняемая водопользователем, подобна приемочному контролю [2,7,13]. Статистический анализ, выполненный авторами, позволил сопоставить затраты на эти две схемы контроля на примере оценки соответствия сточных вод установленным требованиям по правилам [4].

О качестве воды судили по выборкам с риском несоответствия воды установленным требованиям 0,1. Тогда, если проверяется выборка из 10 проб, то допустима одна несоответствующая. Из 50-ти – 5, из 100 – 10. Это – в том случае, когда государственный водный контроль выясняет, нет ли несоответствия воды установленным требованиям. Другое дело – доказывание соответствия. Тогда, как показывает анализ, с доверительной вероятностью 0,1 необходимо выполнить уже большее число измерений, а именно при $R_H=R_{зад}=0,9$: для обнаружения 1-го несоответствия - 46 (вместо 10), 5-ти несоответствий - 100 (вместо 50), 10-ти -150 (вместо 100). При этом, чем жестче правила, предъявляемые контролирующим органом, тем заметнее увеличение числа измерений вследствие ошибок выборки. Экономия же на количестве контрольных проб оборачивается повышением рисков ошибочных заключений, что и должно стимулировать предприятия к использованию стандартизованных правил выполнения установленных требований, поскольку это позволяет существенно ограничить количество измерений.

Возможна и более полная оценка влияния стандартизации на объем контроля, который по плану «приемки» оказывается всегда более трудоемок, чем по плану браковки. Соответственно, и правило «если нарушений не обнаружено, то установленные требования выполняются» не эквивалентно правилу «если требования выполняются, то нарушений не обнаружено». В системе одноуровневого контроля последнее более надежно свидетельствовало бы о выполнении установленных требований.

Замена не стандартизованных методик выполнения установленных требований стандартизованными изменяет ситуацию, повышая достоверность таким образом, что менее трудоемкий план оказывается и более надежным. С другой стороны, опора на стандартные (унифицированные) правила работы менее затратна, чем использование не стандартных правил, поскольку, как следует из приведенного анализа, требует меньшее количество измерений, иногда на порядок. Это позволяет водопользователям проще и при меньших расходах продемонстрировать соответствие своей деятельности установленным требованиям. Если же водопользователь, следуя архетипу, сложившемуся после принятия 184-ФЗ О техническом регулировании, воспользуется своим правом следовать нестандартным методом (в рамках одноуровневой системы регламентирующих

документов), он может столкнуться с серьезными затратами при доказывании выполнения установленных требований.

Заключение

В рамках «Нового подхода» развитыми экономиками принята двухуровневая система документов, регламентирующих правила водопользования. При этом:

- нормативно-правовые акты содержат наиболее принципиальные и общие требования, инвариантные к быстрым изменениям в научно-технических и технологических областях водохозяйственной деятельности и действующие долго-временно,

- что касается технических деталей – норм, частных требований и правил, относится в национальные стандарты.

Такая парадигма разделения существенных и детализированных требований между правовыми актами и стандартами, взаимодополняющими друг друга, обеспечивает оптимальную форму управления в различных отраслях экономики. При этом не всегда удается выделить роль собственно стандартизации, однако, некоторые элементы влияния этой деятельности на макроэкономические показатели в ведущих странах установлены. Так, из таблицы 1 видно, что стандартизация особенно эффективно повышает производительность труда и снижает частоту нарушения установленных правовыми актами требований, в том числе водопользования.

Таблица 1 - Степень влияния стандартизации на макроэкономические показатели

Показатель	DIN 1999 Герма- ния	DIN 2010 Герма- ния	DTI Вели- кобри- тания	SCC Канада	CIE Ав- стралия	AFNOR Фран- ция
Вклад в ВВП, %	0,9	0,7	0,3	0,2	0,8	0,8
Влияние на производи- тельность труда, в %	30,1	-	13,0	17,0	-	27,1
Снижение частоты нарушения нормати- вов, %	8	12	6	6	12	15

Этим определяется ведущая роль стандартов для сбалансированного экономически эффективного и экологически безопасного развития, как это отмечено Комиссией европейского сообщества в документе «Принципы европейской политики по международной стандартизации» [14].

Экономическую эффективность стандартизации в области охраны и использования водных ресурсов можно оценить в модели предельной эффективности двухуровневой системы водохозяйственного управления. Если, например, благодаря перечисленным в работе эффектам двухуровневой системы управления будут вдвое снижены сверхнормативные сбросы сточных вод, то ущербы, причиняемые населению из-за загрязнения воды, составят по оценке [5] в стоимостном отношении 1-2 % валового регионального продукта, а по [8] -

\$100 тыс. на каждые 1000 человек. Изложенное позволяет считать, что стандартизация водопользования в рамках принципа презумпции соответствия правовых актов и стандартов [10,16] отвечает интересам стратегического управления водными ресурсами, будет способствовать встраиванию водных отношений в рыночную экономику и выполнению положений Водной стратегии Российской Федерации до 2020 года.

Список литературы

1. Александровская Л.Н., Розенталь О.М. Эффективность ХАССП // Методы оценки соответствия. 2009. №8. С. 26-30.
2. Аронов И.З., Версан В.Г., Чайка И.И. Стандартизация: по закону или по понятиям? // Стандарты и качество. 2012. №10. С. 8-14.
3. Веблен Т. Теория делового предприятия. М.: «Дело», 2007. 288 с.
4. Постановление Правительства РФ от 21 июня 2013 г. № 525 «Об утверждении Правил осуществления контроля состава и свойств сточных вод». «Собрание законодательства Российской Федерации», 01.07.2013. № 26, С. 3347.
5. Ревич Б.А., Сидоренко В.Н. «Экономические последствия воздействия загрязненной окружающей среды на здоровье населения. Пособие по региональной экологической политике» / Под. ред. В.М. Захарова, С.Н. Бобылева. М.: Акрополь, ЦЭПР, 2007. 56 с.
6. Чейз Р.Б., Эквилайн Н.Д., Якобс Р.Ф. Производственный и операционный менеджмент. М.: Вильямс, 2001. 704 с.
7. The Economic Impact of Standardization. Technological Change, Standards Growth in France. AFNOR. June, 2009.
8. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Report for Business: Executive Summary, London, 13 July 2010. – 13 p.
9. The Empirical Economics of Standards. DTI Economics Paper, № 12, London, 2005.
10. Farrel J., Saloner G. Standardization, Compatibility and Innovation.//Rand Journal, 1985, №16.
11. Journal Officiel des Communautés Européennes, n° L 327, 22/12/2000, p. 1-73.
12. Peter Swann G.M.. Report for UK Department of Business, Innovation and Skills (BIS), Version 2.2, 27 May 2010.
13. Standards, Innovation and the Australian Economy. Standards Australia, 2005.
14. http://europa.eu.int/comm/enterprise/standards_policy/international/sec20011296_en.pdf.
15. expert.gost.ru/NAV.php?!D/html
16. www.itn.int/net/pressoffice/press_releases/2012.

Аннотации к статьям

Раздел 1

УДК 551.464.621:551.464-385(262.54) Александрова З.В., Баскакова Т.Е., Долженко С.В. Закономерности формирования кислородного режима и некоторые методические аспекты развития придонной гипоксии в Азовском море.

Основной особенностью кислородного режима Азовского моря является практически ежегодное возникновение в летний период придонной гипоксии.

В эвтрофных водоемах, каким является Азовского моря, сочетание окислительной деградации массы органических веществ в водной толще и илистых донных отложениях с замедленным вертикальным водообменом, обуславливает резкую вертикальную стратификацию водных масс с высокой степенью насыщения поверхностного и нередко наблюдаемым острым дефицитом кислорода в придонном горизонтах.

К числу наиболее значимых факторов, определяющих различия в масштабах распространения придонной гипоксии, относятся прежде всего скорость первичного продуцирования органического вещества в донных отложениях и общая вертикальная устойчивость вод.

В результате многолетних исследований формирования летом кислородного режима выполнена попытка прогнозирования потенциально заморозопасных площадей в летний период 2015г. в юго-восточной части Азовского моря.

Ключевые слова: кислородный режим, насыщение кислородом, дефицит кислорода, площадь гипоксии в придонном слое, анаэробный распад органического вещества, окислительно-восстановительные процессы биохимическое потребление кислорода поверхностным слоем донных отложений, органический углерод.

УДК 551.464.621:551.464-385(262.54) Aleksandrova Z.V., Baskakova T.E., Dolzhenko S.V. Regularities in the oxygen regime development and some methodical aspects concerning near-bottom hypoxia in the sea of Azov.

The main specific feature of the oxygen regime in the Sea of Azov is the hypoxia that appears in the bottom water layers practically every summer.

In eutrophic waterbodies (the Sea of Azov is among them) the combination of oxidative degradation of organic matter in the water column and silt bottom sediments with the slow vertical water exchange results in a sharp vertical stratification of water masses characterized by high oxygen saturation of the surface layer and very often by its acute deficiency in the near-bottom layers.

The rate of primary production, organic matter in bottom sediments and total vertical water stability are the most significant factors that determine the scale of hypoxia expansion.

The results of long-term studies of the oxygen regime formation have allowed us to make some predictions concerning the areas in the south-eastern Azov Sea with fish-kill phenomena for the summer of 2015.

Keywords: oxygen regime, oxygen saturation, oxygen deficiency, hypoxia in the near-bottom layer, anaerobic degradation, organic matter, redox processes, biochemical oxygen demand, surface layer, bottom sediments, organic carbon

УДК. 556.555.8:504.064:550.461 Аниканова М.Н., Матвеев А.А., Аджиев Р.А. Ионный состав воды озера Байкал по продольному разрезу и в районе БЦБК

В статье рассмотрена многолетняя динамика сульфат-ионов и общий солевой состав воды оз. Байкал

Ключевые слова: сульфаты, солевой состав, хлориды, минерализация

УДК 556.555.8:504.064:550.461 Anikanova M.N., Matveev A.A., Adzhiev R.A. Salt composition of waters of lake Baikal in the longitudinal incision and in the baikal pulp paper mill

The article describes the long-term dynamics of sulfate ions and the total salt content of water Lake. Baikal

Keywords: salt composition, sulfates, chlorides, mineralization.

УДК. 556.555.8:504.064:550.461 Аниканова М.Н., Якунина О.В., Аджиев Р.А. Биогенные элементы в воде озера Байкал (2013 – 2014 гг.).

Показано распределение биогенных элементов по глубине и акватории озера. Приведены данные концентрации биогенных элементов в районах расположения портов южного Байкала, истока р.Ангара, авандельты р. Селенга, трассы БАМ и станциях продольного разреза.

Ключевые слова: биогенные элементы, фосфор фосфатный, соединения азота, фитопланктон, концентрация.

УДК 556.555.8:504.064:550.461 Anikanova M. N., Yakunina O.V., Adzhiev R. A. Biogenic elements in the water of lake Baikal (2013 – 2014).

The distribution of biogenic elements in depth and the water area of the lake is shown in the article. The article includes data of the concentration of biogenic elements in the areas of the ports of southern Baikal, the source of the Angara river, the avandelta of the Selenga river, BAM trails and stations of longitudinal section.

Keywords: nutrients, phosphate, nitrogen compounds, phytoplankton concentration.

УДК 556.551.47 Вецлер Н.М. Растворенное органическое вещество в Паратунских озерах (Камчатка).

Показано, что летний и годовой максимум концентрации растворённого органического вещества (РОВ) в Паратунских озёрах приурочены к периодам интенсивного развития фитопланктона. Наибольшее количество РОВ в озерных водах отмечено в период с октября по декабрь, когда помимо автохтонной органики повышению его концентрации способствует поступление аллохтонного ОВ от разложения отнерестовавшей нерки и с поверхностным стоком. Сезонная динамика содержания РОВ и биомасса зоопланктона имеют однонаправленный характер изменений. Наличие прямолинейной связи между этими показателями, очевидно, вызвано сезонными колебаниями численности бактериопланктона, являющимся связующим звеном в трофической цепи между РОВ и зоопланктонными организмами. Установлено, что оз. Ближнее отличается более повышенным содержанием органического вещества. Средняя концентрация РОВ в этом водоеме за 2003–2010 гг. составила 3,3 мг/л и превысила показатель, полученный для оз. Дальнее (3,0 мг/л).

Ключевые слова: растворенное органическое вещество, сезонная и многолетняя динамика концентрации ров, камчатка, паратунские озера, нерестово-нагульные водоемы нерки, численность фитопланктона, биомасса зоопланктона.

УДК 556.551.47 Vetsler N.M. Dissolved organic substance in Paratunka lakes (Kamchatka).

It has been demonstrated that summer and annual maximal concentrations of dissolved organic substance (DOS) in Paratunskiye Lakes correlate with the periods of intense development of phytoplankton. The maximal concentrations DOS observed in the lake waters is from October to December, when the increased concentration results from autochthonous organics and allochthonous organic substances from decomposition of sockeye salmon carcasses and surface drainage. The seasonal dynamics of the DOS concentration and zooplankton biomass show same one trend. Most likely such direct correlation between these parameters is due to seasonal fluctuations of the abundance of bacterial plankton, which is a trophic link between the DOS and the zooplankters. It is found, that the concentration of the DOS in the lake Blizhneye is higher (3,3 mg/l for the period 2003–2010), comparing Dalneye Lake (3,0 mg/l).

Keywords: dissolved organic substance, seasonal and long-term dynamics of dos concentration, kamchatka, paratunskiye lakes, sockeye salmon spawning and nursery lakes, phytoplankton abundance, zooplankton biomass.

УДК 556.02.637 Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С. Факторы формирования пространственно-временного распределения содержания метана в водных экосистемах.

Проанализировано влияние разнообразных биологических, физико-химических, физико-географических, геологических и антропогенных факторов и процессов на формирование уровня содержания метана в водоемах и водотоках суши. Выполнена оценка их значимости.

Ключевые слова: метан, факторы, процессы, вода, донные отложения, потоки, концентрации

УДК 556.02.637 Gar'kusha D.N., Fedorov Yu.A., Tambieva N.S. Factors of formation of spatial and temporal distribution of methane in aquatic ecosystems.

The influence of a variety of biological, physical and chemical, physical and geographical, geological and anthropogenic factors and processes on the formation of the level of methane in the lakes and rivers of the land. The evaluation of their significance is implemented.

Keywords: methane, factors, processes, water, bottom sediments, flows, concentration.

УДК: 556.579 Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Серяков С.А., Чекмарева Е.А. Современная гидрохимическая оценка водоемов-охладителей Калининской АЭС

Проведены исследования гидрохимического режима водоемов-охладителей Калининской АЭС (озер Песьво и Удомля) осенью 2009 и 2010 гг. и в различные сезоны 2014 г. Установлено, что химический состав воды озер-охладителей практически однороден, только в районе выпуска сточных вод от г.

Удомля отмечаются повышенные концентрации ряда ингредиентов (аммонийный азот, общий фосфор). По классификации О.А. Алекина воды озер Удомля и Песьво относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы. В воде водоемов зафиксированы повышенные значения цветности, перманганатной окисляемости, высокие концентрации меди (0,029-0,038 мг/дм³) и цинка (до 0,02 мг/дм³), которые определяются природными факторами, в частности значительной заболоченностью, прилегающих к озерам территорий, и водосборов притоков. Не выявлено влияние Калининской АЭС на содержание загрязняющих веществ в воде исследованных водоемов.

Ключевые слова: минерализация воды, биогены, органическое вещество, тяжелые металлы, водоемы-охладители, Калининская АЭС

УДК: 556.579 Grigorieva I.L., Komissarov A.B., Seryakov S.A., Chekmariova E.A. The modern hydrochemical assessment of cooling ponds of kalinin nuclear power plant

There was research of hydrochemical mode of cooling ponds of Kalinin NPP (Udomlya and Pesvo) in autumn 2009 and 2010 and in different seasons 2014. It was established that chemical composition of water of cooling ponds was uniform. However in the place of waste water discharge from the Udomlya town was increased concentration of phosphorus and ammonium. According to the Alekin classification the water of cooling ponds was belong to the hydrocarbonate-calcium group. High values of chromaticity, oxidability, copper and zinc were caused by natural factors. There was no influence of Kalinin NPP to the content of pollutants.

Keywords: mineralization, nutrients, organic substances, heavy metals, cooling ponds, Kalinin NPP.

УДК 627 Гусев Е.М., Кочарян А.Г. Определение гидрохимических параметров переноса меди для гумусового горизонта почв водосбора Иваньковского водохранилища.

Работа, носящая в значительной мере методический характер посвящена экспериментальному определению гидрохимических параметров переноса тяжелых металлов (на примере меди) для пахотной территории водосбора Иваньковского водохранилища. Была поставлена серия опытов с почвенными монолитами, через которые сверху пропускался раствор $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ с постоянной скоростью, определяющей коэффициентом фильтрации почвы и с постоянной во времени концентрацией меди. На нижней границе определялась динамика концентраций меди в различных формах ее соединений. Разработана модель процессов массообмена в почвенном профиле, позволившая с использованием полученных в экспериментах данных методом решения обратной задачи рассчитать гидрохимические параметры переноса меди в почве в различных ее формах.

Ключевые слова: Иваньковское водохранилище, влаго- и массоперенос, медь, почвенный горизонт, моделирование, эксперимент.

УДК 627 Gusev Y.V., Kocharyan A.G. The assessment of hydrochemical parameters of transport of copper to the humus horizon of soils of the Ivankovo reservoir catchment.

The work, which is largely methodological devoted to the experimental determination of hydrochemical parameters of transfer of heavy metals (for example copper) for the plough land of catchment area of the Ivankovo reservoir. A series of experiments with soil monoliths, through which was passed a solution of $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ with a constant speed, depending on water conductivity of the soil and constant in time the concentration of copper, were performed. On the lower boundary the dynamics of the concentrations of copper in various forms of its compounds was determined. The model of mass transfer processes in the soil profile was developed. It allowed using experimental data and the solution method of the inverse problem to calculate the hydrochemical parameters of the transport of copper in soil in various forms of copper.

Keywords: the Ivankovo reservoir, water- and substance transfer, copper, soil horizon, modeling, experiment.

УДК 556.551.4 Дмитрева Н.С. Особенности формирования ионного стока с заболоченного водосбора р. Парабель (Средняя Обь)

Оценены средние сезонные и средние многолетние концентрации макроэлементов и их пространственно-временные изменения с репрезентативного заболоченного водосбора с учетом генетической разнородности источников питания реки в разные фазы водного режима. Исходными материалами для исследований послужили данные многолетних гидрометрических и гидрохимических наблюдений Росгидромета за 13 лет (1997–2009 гг.). Анализируются различия количественных показателей концентраций макрокомпонентов в зависимости от фазы водного режима. Проведен сравнительный анализ расчетов фоновых концентраций разными методами: средним арифметическим, средним взвешенным арифметическим. Распределение средних содержаний главных ионов в речных водах в целом является вполне объяснимым и хорошо коррелирует с интенсивностью водообмена.

Для концентраций ионов $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ за период наблюдений с 2002 по 2009 гг. характерна значимая тенденция на увеличение.

Ключевые слова: фоновые концентрации, ионно-солевой состав, речные воды, заболоченный водосбор, Западная Сибирь.

УДК 556.551.4 Dmitreva N.S. Features of formation the runoff of ions with wetland basin of river Parabel (Middle Ob)

The long-term average concentration of macro-ions of representative catchment wetland in the light of the genetic heterogeneity of power sources of the rivers in the different phases of water regime is estimated. The change of ion-salt structure of a surface water is considered based on data of Federal Service for Hydrometeorology and Environmental Monitoring (1997- 2009). The differences of quantitative indicators and concentrations of macro-ion flow in different phases of the water regime is analyzed. Distribution of the average contents of the main ions in the waters of the river as a whole is quite clear and well-correlated with the intensity of water exchange. A comparative analysis of the calculations of the background concentrations by various methods – the arithmetic mean, weighted average arithmetic – is presented. For the concentration of ions $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ in the observation period from 2002 to 2009 a statistically significant tendency to increase is installed.

Keywords: background concentrations, ion-salt structure, Water River, wetland catchment, Western Siberia.

УДК 556.55 Ефимова Л.Е., Фролова Н.Л., Краснова Е.Д., Телегина Е.А., Телегина А.А., Ефимов В.А. Гидрохимические особенности водоемов западного побережья Белого моря: от морских лагун к меромиктическим озерам

Представлены результаты гидрохимических исследований малых озер западного побережья Белого моря. Показано, что в зависимости от площади водосборного бассейна и контакта с морскими водами отделившиеся от моря водоемы могут развиваться как в сторону опреснения их вод, так и в сторону осолонения. Получены показатели химического состава воды сложившегося меромиктического водоема. Анализ гидрологической эволюции малых озер позволит использовать их в качестве натурной модели для оценки вероятных экологических последствий искусственного отделения морских акваторий при строительстве дамб и приливных электростанций.

Ключевые слова: озеро, гидрохимические особенности, химический состав воды, Белое море, меромиктический водоем, биогенные элементы, кислородный режим

УДК 556.55 Efimova L.E., Frolova N.L., Krasnova E.D., Telegina E.A., Telegina A.A., Efimov V.A. Specific features of the hydrochemistry of water bodies on the western coast of the White sea: from sea lagoons to meromictic lakes

Results of hydrochemical researches of small lakes on the western coast of the White Sea are presented. It is shown that, depending on the watershed area and the level of isolation from seawaters, the water bodies separated from the sea can develop both towards desalting of their waters and toward their salinization. The water chemistry of the newly formed meromictic lake is determined. The analysis of hydrological evolution of such lakes will allow them to be used as a natural model of sea water areas such as gulfs, lagoons, etc. artificially separated as a result of construction of dams and tidal power stations. This, in turn, will provide an opportunity to estimate the possible environmental consequences of such construction.

Keywords: lake, hydrochemical conditions, water chemistry, the White Sea, meromictic lakes, biogenic elements, oxygen regime.

УДК 556.5 Заславская М.Б., Ефимова Л.Е. Сезонная изменчивость стока растворенных веществ в арктические моря России

Выполнены расчеты составляющих ионного стока крупных и средних арктических рек России за многолетний период. Показано, что показатели стока сульфатов и хлоридов – репрезентативные индикаторы загрязнения. Установление временной границы между современным и фоновым содержанием этих параметров качества воды позволяет судить о степени антропогенного нарушения природного гидрохимического фона.

Выявлено, что пространственная дифференциация ионного стока определяется природными факторами. В период весеннего половодья доля ионного стока и его составляющих увеличивается по направлению с запада на восток и с уменьшением площади водосбора рек.

Ключевые слова: река, ионный сток, фоновая концентрация вещества, сезонная изменчивость стока, качество воды

УДК 556.5 Zaslavskaya M.B., Efimova L.E. Seasonal variability of dissolved-solid yield in the arctic seas of Russia

The calculations of the components of the ion flow of large and medium arctic rivers of Russia for a long-term period were executed. It is shown that the flow of sulfates and chlorides are representative indicators of pollution. The establishment of the temporary border between the modern and the background content of these water quality parameters allows to judge about the degree of anthropogenic disturbances of the natural hydrochemical background.

It is revealed that the spatial differentiation of the ion flow is determined by natural factors. In the period of spring flood, the proportion of ionic runoff and its components increases in the direction from West to East and with the reduction of the catchment area of the rivers.

Keywords: river, ionic runoff, the background concentration, seasonal variability of runoff, water quality.

УДК: 556.114.7 Зобкова М.В., Ефремова Т.А., Сабылина А.В., Лозовик П.А., Качественный и количественный состав автохтонного и аллохтонного органического вещества природных вод Карелии

Исследование автохтонного и аллохтонного органического вещества на примере водных объектов Карелии показало, что основное отличие водоемов связано с содержанием в них аллохтонного органического вещества при малой изменчивости автохтонного. Установлены закономерности содержания и распределения гумусовых веществ, углеводов, липидов и белков в составе автохтонного и аллохтонного органического вещества.

Ключевые слова: автохтонное и аллохтонное органическое вещество, гумусовые вещества, углеводы, липиды, белки.

УДК: 556.114.7 Zobkova M.V., Efremova T.A., Sabylina A.V., Lozovik P.A. Qualitative and quantitative composition of autochthonous and allochthonous organic matter natural waters Karelia.

Autochthonous and allochthonous organic matter research in water bodies of Karelia was determined that main difference of basins connect with various allochthonous organic matter concentration. The regularities of the content and distribution of humic substances, carbohydrates, lipids, proteins and proteins as part of autochthonous and allochthonous organic matter were established.

Keywords: Autochthonous and allochthonous organic matter, humic substances, carbohydrates, lipids, proteins.

УДК: 556.551:556.531 Игнатьева Н.В. Особенности динамики биогенных элементов в карбонатных водах в условиях урбанизированного ландшафта (на примере Дудергофской системы, г. Санкт-Петербург).

Исследована сезонная и межгодовая динамика фосфора и азота в карбонатных водах озерно-речной системы, расположенной в урбанизированном ландшафте, различные участки которой в разной степени подвержены антропогенному воздействию. Показано, что комплексное антропогенное воздействие приводит к нарушению естественной сезонной динамики и соотношения форм биогенных элементов. Однако повышенная природная минерализация карбонатных вод создает высокую буферную емкость, обеспечивающую относительную устойчивость системы по отношению к внешним негативным воздействиям.

Ключевые слова: озерно-речная система, карбонатные воды, биогенные элементы, урбанизированная территория, антропогенное влияние, загрязнение.

УДК: 556.551:556.531 Ignatyeva N.V. Features of nutrient dynamics in calcareous waters in urban landscape (by the example of Duderhof system, St. Petersburg).

Seasonal and interannual dynamics of phosphorus and nitrogen in calcareous waters of lake – river system have been studied. The parts of aquatic system located in urban area are subjected to anthropogenic influence to a variable extent. It is shown that integrated anthropogenic influence in resulted in disturbances in natural seasonal dynamics and relationship between forms of nutrients. However, high natural major ions content in calcareous waters induces high buffer capacity which provides relative tolerance of the aquatic system for external negative influence.

Keywords: lake–river system, calcareous waters, nutrients, urban area, anthropogenic influence, pollution.

УДК 628.113 Кирпичникова Н.В. Роль диффузных источников загрязнения в формировании качества воды водных объектов: методы расчета и ранжирования

Рассматривается временная динамика и современное состояние двух классов источников загрязнения: контролируемых и неконтролируемых. Представлены многолетние эксперименты на водосборах водных объектов, специфика организации и проведения. Выделены основные факторы формирования поверхностного смыва на фрагментах водосбора: города, промышленные площадки, сельскохозяйственные территории.

Рассмотрены основные методы расчета поступающих загрязнений от неконтролируемых источников загрязнения, имеющих, в основном, диффузный характер: экспликационный метод, идентификации, материального баланса, имитационного моделирования. Представлено ранжирование источников загрязнения в разные временные интервалы.

Ключевые слова: источники загрязнения, качество воды, поверхностный смыв, временная динамика.

УДК 628.113 Kirpichnikova N.V. Diffusion sources of pollution forming water quality: methods of calculation and ranging

The article presents the temporal dynamics and current state of the two classes of sources of pollution - controlled and uncontrolled. The long-term experiments on water catchments bodies are presents. Main factors of surface runoff in the catchment area of the city passages, industrial sites, and agricultural lands are allocated. Basic methods of calculating pollution coming from uncontrolled sources of pollution, mainly diffuse were considered. These methods include explicative method, identification, material balance and simulation modeling. In this article, moreover in different time intervals ranging sources is presented.

Keywords: sources of pollution, quality of water, surface runoff, long-term dynamic.

УДК 502.5:504.5:547.91 (262.5+262.54) Корпакова И.Г., Ларин А.А., Павленко Л.Ф., Скрыпник Г.В. Генезис углеводородов в воде и донных отложениях Азовского и Черного морей

Представлены результаты исследований компонентного состава углеводородов, выделенных из воды и донных отложений Азовского и Черного морей. Обсуждены типы хроматограмм парафиновых углеводородов, характерных для углеводородов различного генезиса. Рассчитаны индексы «техногенности» и «пирогенности» ПАУ, идентифицированных в воде и донных отложениях Азовского и Черного морей.

Ключевые слова: нефтяные и биогенные углеводороды, ПАУ, критерии происхождения

УДК 502.5:504.5:547.91 (262.5+262.54) Korpakova I.G., Larin A.A., Pavlenko L.F., Skrypnik G.V. Genesis of hydrocarbons in water and bottom sediments of the Azov and Black seas

Component composition has been studied of hydrocarbons separated from the water and bottom sediments of the Azov and Black Seas and the results are presented. Types of chromatograms of paraffinic hydrocarbons typical of hydrocarbons of different genesis are discussed. Indices are calculated of 'man-made' and 'pyrogenous' PAHs identified in the water and bottom sediments of the Azov and Black Seas.

Keywords: petroleum and biogenic hydrocarbons, PAH, origin criteria.

УДК 556.461 Кремлева Т.А., Паничева Л.П. Карбонатная система малых озер Западной Сибири.

В работе приведены результаты изучения состава карбонатной системы 120 малых озер Западной Сибири. Установлено, что большинство озер Западной Сибири являются пересыщенными по CO₂. Самое высокое содержание гидрата диоксида углерода – в озерах средней тайги (63-61°сев. широты).

Ключевые слова: Малые озера, карбонатная система, закисление

УДК 556.461 Kremleva T.A., Panicheva L.P. The carbonate system of small lakes in Western Siberia.

The paper presents the results of study of the composition of the carbonate system 120 small lakes of Western Siberia. Found that the majority of Western Siberian lakes are supersaturated in CO₂. The highest content of hydrate of carbon dioxide in lakes of the middle taiga (63-61°North. the latitude).

Keywords: Small lakes, carbonate system, acidification.

УДК 553.975:504.062.4(502.05) Лапина Е.Е. Особенности химического состава дренажных и карьерных вод выработанных верховых торфяников (Тверская область).

Проанализированы результаты исследований гидрохимического режима Шумновского выработанного верхового болота за период 2001 - 2013. Тип карьерных вод меняется (от HCO₃-Ca до SO₄-Ca-Na), дренажный сток обычно имеет HCO₃-Ca состав.

Ключевые слова: выработанное верховое болото, сплавина, гидрохимический режим.

УДК 553.975:504.062.4(502.05) Lapina E.E. Chemical composition features of drainage and career water cutover bogs (Tver region).

Results of studies of 2001-2013 Shumnovo cutover bog hydrochemical regime were analyzed.

Type of career water changes from HCO₃-Ca to SO₄-Ca-Na, the drainage flow has HCO₃-Ca compose.

Keywords: cutover bog, vegetation cover, hydrochemical regime.

УДК 504.45.36.2.054(282.256.16.38) Лобченко Е. Е., Лавренко Н. Ю., Гончаров А. В. Пространственно-временные изменения содержания в воде р. Пышма соединений металлов

Показано перераспределение в водной экосистеме р.Пышма соединений металлов: железа, меди, цинка, марганца. В результате изменения гидрологических условий, физико-химических парамет-

ров и других естественных и антропогенных факторов соединения металлов в воде речного бассейна р.Пышма могут выводиться из водной среды и вновь в нее поступать, приводя к вторичному загрязнению. Миграция металлов из взвешенных веществ и донных отложений чаще всего проявляется в районах интенсивного антропогенного воздействия.

Ключевые слова: межгодовая динамика, среднемноголетние сезонные концентрации, антропогенное влияние, миграция, взвешенные вещества, донные отложения.

УДК 504.45.36.2.054(282.256.16.38) Lobchenko E. E., Lavrenko N. Yu., Goncharov A. V. Spatial-temporal changes of contents in the water of the river Pyshma metal compounds

Shows redistribution in the aquatic ecosystem r.Pyshma metal compounds as iron, copper, zinc, manganese. As a result of changes in hydrological conditions, physical and chemical parameters and other natural and anthropogenic factors, compounds of metals in the water of the river basin r.Pyshma can be derived from the aquatic environment and re-do it, causing secondary pollution. The migration of metals from the suspended matter and bottom sediments is most often seen in areas of intensive anthropogenic influence.

Keywords: interannual dynamics, mean annual seasonal concentrations, anthropogenic influence, migration, suspended matter, bottom sediments.

УДК 504.45.064.36.2.054(282.247.412.2) Лобченко Е. Е., Минина Л. И., Лямперт Н. А., Ничипорова И. П., Листопадова Н. Н. Динамика уровня загрязненности поверхностных вод бассейна р. Москва

На основании анализа многолетних изменений содержания отдельных загрязняющих веществ оценена динамика качества поверхностных вод бассейна Москвы. Показано – высокий уровень загрязненности воды бассейна обусловлен большой антропогенной нагрузкой сточными водами предприятий крупных городов с развитой промышленностью. Выявлены тенденции участвовавших случаев снижения растворенного кислорода в воде рек Москва, Пахра, Рожая, Нерская; возрастание минерализации воды, сульфатных и хлоридных ионов в воде по течению р.Москва; накопление в водной среде аммонийного и нитритного азота, фосфатов.

Ключевые слова: качество воды, гидрохимическое формирование, антропогенный фактор, критические загрязняющие вещества, компонентный состав.

УДК 504.45.064.36.2.054(282.247.412.2) Lobchenko E. E., Minina L. I., Lyampert N. A., Nichiporova I. P., Listopadova N. N. Dynamics of the level of contamination of surface waters of the basin of Moscow

Based on the analysis of long-term changes in the content of certain pollutants evaluated the dynamics of surface water quality basin of Moscow. Results - a high level of contamination of the pool water due to high anthropogenic load wastewater enterprises of large cities with developed industry. The trends of increased instances of reduction of dissolved oxygen in the water of the rivers Moscow, Pahra, Rozhaya, Nerskaya; increase in salinity, sulfate and chloride ions in the water flow Moscow river; accumulation in the aquatic environment of ammonium and nitrite nitrogen, and phosphates.

Keywords: water quality, hydrochemical formation, anthropogenic factor, the critical pollutant, component composition.

УДК 504.45.064.36.2.054(282.247.366) Лобченко Е. Е., Минина Л. И., Первышева О. А., Ничипорова И. П. Динамика среднесезонных концентраций биогенных элементов в воде Маньчских водохранилищ

На основании изучения динамики среднемноголетних сезонных концентраций аммонийного, нитритного, нитратного азота и соединений минеральных форм фосфора, избыточное содержание которых способствует антропогенному эвтрофированию водоемов и соответственному ухудшению качества воды, показана необходимость дальнейшего изучения этих процессов в тесной взаимосвязи с пространственно-временными закономерностями сезонного изменения водного стока и содержания в воде загрязняющих веществ.

Ключевые слова: водохранилище, сезонные концентрации, аммонийный азот, нитритный азот, нитратный азот, фосфор, эвтрофирование, самоочищение.

УДК 504.45.064.36.2.054(282.247.366) Lobchenko E. E., Minina L. I., Pervysheva O. A., Nichiporova I. P. Dynamics of average seasonal concentrations of nutrients in water Manych reservoirs

Based on the study of the dynamics of mean annual seasonal concentrations of ammonium, nitrite, nitrate nitrogen and compounds mineral forms of phosphorus, excessive contents of which contributed to anthropogenic eutrophication of water bodies and related deterioration of water quality, shows the need for further study of these processes in close relationship with the spatial-temporal patterns of seasonal changes of water flow and the content of pollutants in the water.

Keywords: reservoir, seasonal concentrations, ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, phosphorus, eutrophication, self-purification.

УДК 504.45.064.36.2.054:556.531.4(282.247.3) Лобченко Е.Е., Минина Л. И., Чернова Т. В. Особенности формирования химического состава и динамика изменения качества воды рек Черноморского побережья России

Изучено формирование водного стока и химических веществ малых рек Черноморского побережья, особенность которых обуславливает уязвимость экосистемы рек побережья при интенсивном хозяйственном освоении территорий их бассейнов. Для некоторых рек характерно весенне-летнее половодье и паводки в течение всего года, а также формирование схода селевых потоков. Влияние быстрого кратковременного подъема уровня воды в экстремальных условиях сказывается на изменении химического состава воды рек.

Ключевые слова: водный сток, сток химических веществ, паводки, половодье, экстремальные ситуации, качество воды.

УДК 504.45.064.36.2.054:556.531.4(282.247.3) Lobchenko E. E., Minina L. I., Chernova T. V. Features of formation of the chemical composition and dynamics of changes in water quality of rivers of the Black sea coast of Russia

Studied the formation of water runoff and chemical substances of small rivers of the Black Sea coast, a feature that determines the vulnerability ecosystems of the rivers in the coastal areas of intensive economic development of their basin. Some of the rivers is characterized by spring and summer high water and flood during the whole year, as well as the formation of mudflows. The impact of quick of short-term rise of water level in extreme situations affecting the change in the chemical composition of river waters.

Keywords: water runoff, runoff of chemicals, high water, flood, extreme situations, water quality.

УДК 504.45.064.2 Лобченко Е. Е., Ничипорова И. П., Гончаров А. В., Исаев В. А. Природные и антропогенные изменения кислородного режима рек

Проведен анализ многолетних (1988-2007 гг.) наблюдений за содержанием растворенного в воде рек кислорода. Выявлены сезонные различия изменения кислорода в реках равнинных областей, горных и полугорных районов. С помощью кластерного анализа выделено 6 типов кислородного режима рек, различающихся по среднегодовому содержанию растворенного в воде кислорода и по размаху его внутригодовых колебаний. Показано, то кислородный режим большинства рассматриваемых рек в настоящее время формируется в основном под влияние естественных природных факторов.

Ключевые слова: растворенный в воде кислород, водосборный бассейн, фотосинтетическая аэрация, фотосинтез, сезонные изменения.

УДК 504.45.064.2 Lobchenko E. E., Nichiporova I. P., Goncharov A. V., Isaev V. A. Natural and anthropogenic changes in the oxygen regime of rivers

The analysis of long-term (1988-2007) observing dissolved in the water of the rivers of oxygen. Identified seasonal differences changes of oxygen in the rivers of the lowlands, the mountainous and semi-mountainous areas. Using cluster analysis identified 6 types of the oxygen regime of the rivers, which differ in the average content of dissolved oxygen and scope of its intra-annual fluctuations. It is shown, that the oxygen regime of most of the rivers at the present time is formed mainly under the influence of natural factors.

Keywords: dissolved oxygen, drainage basin, photosynthetic aeration, photosynthesis, seasonal changes.

УДК 551.491.4+502.4 Потапова Т.М. Особенности формирования гидрохимического состава олиготрофных болот в фоновых и нарушенных условиях.

Проведена оценка микроэлементного состава вод олиготрофных болот на примере естественного верхового болотного массива Ламмин-Суо, находящегося на территории Выборгского района Ленинградской области. Установлены фоновые и пороговые содержания таких элементов как железо, марганец, цинк, свинец, медь, хром, кадмий в водах болотных микроландшафтов и дренирующих ручьев. Показано, что уровень содержания ряда микроэлементов (железа, цинка, никеля, хрома) в болотных водах значительно выше по сравнению с водами открытых водотоков.

Ключевые слова: верховое болото; микроэлементный состав; тяжелые металлы; болотные воды.

УДК 551.491.4+502.4 Potapova T.M. The peculiarities of the hydrochemical composition of the riding boggy waters in the natural and broken conditions.

The estimation of microelement waters composition of the riding bogs on the example of the natural Lammin-Syo bog in Leningrad region is done. The background and limit concentration of iron, manganese,

zinc, copper, lead, cadmium, chromium in the boggy and stream waters are estimated. It is shown, that quantity of such microelements as iron, zinc, nickel, chromium exceed its level in the open stream waters.

Keywords: riding bog; water quality; microelement composition; heavy metals; boggy waters.

УДК 504.064.36:550.4:678.742(282.256.341) Резников С.А., Лукьянова Н.Н., Аджиев Р.А., Богущ И.В. Новые данные о содержании полициклических ароматических углеводородов в донных отложениях и зообентосе озера Байкал

Приведены результаты наблюдений проведенных на оз. Байкал в 2011-2014 гг по изучению содержания полициклических ароматических углеводородов в донных отложениях и зообентосе в районах сильного антропогенного воздействия на озеро, в которых впервые также было определено различные содержание ПАУ в зообентосе.

Ключевые слова: Полициклические ароматические углеводороды, донные отложения, озеро Байкал, бывший целлюлозно-бумажный комбинат, авандельта реки Селенга, Байкало-Амурская магистраль, зообентос

УДК 504.064.36:550.4:678.742(282.256.341) Reznikov S.A., Lukyanova N.N., Adzhiev, R. A., Bogush I. I. New data on the content of polycyclic aromatic hydrocarbons in the bottom sediments and zoobenthos of lake Baikal.

The results of observations conducted on the lake. Baikal in 2011-2014 for the study of the content of polycyclic aromatic hydrocarbons in bottom sediments and zoobenthos in areas of strong anthropogenic impact on the lake, which first was also, identified various PAHs content in the zoo benthos.

Key words: Polycyclic aromatic hydrocarbons, bottom sediments, lake Baikal, former pulp and paper mill, delta front river Selenga, Baikal-Amur railway, zoobenthos.

УДК. 631.95 Симонян Г.С., Исаханян М.С., Пирумян Г.П. Влияние животноводства иджеванского района на гидрохимические показатели воды реки Агстев

Обсуждается влияние скотоводства Иджеванского района на загрязнения воды реки Агстев. Показано, что смывы навоза проходят в дренаж и проникают в речную воду, что приводит к увеличению содержания в речной воде азота, фосфора и органических соединений.

Ключевые слова: вода, река Агстев, скотоводство, загрязнение, навоз.

УДК. 631.95 Simonian G.S, Isakhanyan M.S., Pirumyan G.P. Influence of animal husbandry the ijevan region on hydrochemical indicators of water Aghstev river

Discusses the influence of animal husbandry the ijevan region on the aghstev river water pollution. It is shown that the washings from manure in drains and penetrate into the river water, which leads to an increase in content of nitrogen, phosphorus and organic compounds in river water.

Keywords: water, river Aghstev, herding, pollution, manure.

УДК. 556.114.7. Смирнов М.П., Ковалева Е.М., Мельникова Н.М., Ковалев А.А. Органические вещества и минерализация речных вод гор с лесо-луговыми типами вертикальной поясности СНГ.

В статье анализируются пространственно-временные характеристики органических веществ (РОВ, аквагумус), щелочно-кислотных условий (рН) и минерализации (Σ_m) речных вод природных провинций и стран гор с лесо-луговыми типами вертикальной поясности СНГ. Работа основана на результатах многолетних экспериментальных гидрохимических исследований и наблюдений на сети гидрометслужбы.

Ключевые слова: Растворенные органические вещества, цветность, перманганатная и бихроматная окисляемость воды, гуминовые и фульвокислоты, реакция воды, природные страны и провинции, реки.

УДК. 556.114.7. Smirnov M.P., Kovaleva E.M., Melnikova N.M., Kovalev A.A. Organic Matter and Mineralization of River Water of Mountains with forest-meadomy Types of Vertical Zoning in CIS.

The article analyzes the spatial-temporal characteristics of the organic matter (DOM, guaguas), alkaline-acidic conditions (pH) and salinity (Σ_m) natural river water provinces and countries, mountains with forest-meadomy types of the vertical zonation of the CIS. The work is based on the experimental results of long-term hydrochemical studies and observations network of the hydrometeorological service.

Key words: Dissolved organic matters, chrominance, permanganate and bichromate oxidizability of water, humic and fulvic acids, the reaction of water, nature of the country and the province, the river.

УДК 543.31+550.47 Тарасова Е.Н., Мамонтова Е.А., Мамонтов А.А. Многолетняя изменчивость химического состава вод истока реки Ангары как отражение состояния экосистемы озера Байкал

Исследована сезонная и межгодовая изменчивость компонентов трофического статуса (Сорг, Норг, Рорг, кремния, взвешенного вещества и хлорофилла-а) и ионного состава (бикарбонаты, сульфаты, хлориды, кальций, магний, натрий и калий) в истоке Ангары с 1950 гг. Показано, что содержание и закономерность сезонных изменений указанных компонентов, а также тренды их среднегодовых величин в многолетнем масштабе в истоке Ангары обусловлены биологическими и гидрологическими процессами, а также антропогенными факторами, происходящими в озере Байкал, и они отражают современное состояние экосистемы озера.

Ключевые слова: исток р. Ангары, компоненты трофического статуса и ионного состава, многолетние наблюдения, тренды, оз. Байкал.

УДК 543.31+550.47 Tarasova E.N., Mamontova E.A., Mamontov A.A. The long-term variability of water chemical composition of the Angara River headwater stream as the reflection of the condition of the Lake Baikal ecosystem

The study addressed seasonal and interannual variations in the components of the trophic status (organic carbon, nitrogen and phosphorus; silica; suspended matter; and chlorophyll-a) and ionic composition (bicarbonates, sulfates, chlorides, calcium, magnesium, sodium, and potassium) in the headwater streams of the Angara River since the 1950s. The results show that the concentrations and seasonal variations of these components and long-term trends of their mean annual concentrations resulted from the interplay of biological, hydrological, and anthropogenic processes operating in Lake Baikal and reflect the current ecological state of the lake.

Keywords: Angara headwaters, components of the trophic status and ionic composition, long-term observations, trends, Lake Baikal.

УДК 550.47 Титова К.В., Кокрятская Н.М., Панова Т.А. Процесс сульфатредукции в воде гидрографически связанных озер Нижнее и Верхнее (Архангельская область), отличающихся степенью антропогенной нагрузки

В работе рассмотрены факторы, влияющие на протекание процесса сульфатредукции в воде и донных отложениях двух гидрографически связанных малых озер Архангельской области, отличающихся степенью антропогенной нагрузки.

Ключевые слова: Соединения серы, сульфатредукция, малые озера.

УДК 550.47 Titova K.V., Kokryatskaya N.M., Panova T.A. The process of sulfate reduction in water-related hydrographically Nizhnee and Verhnee Lakes (Arkhangelsk region), differing in the degree of anthropogenic load

The paper discusses the factors that influence the course of the process of sulfate in the water and sediments associated hydrographically two small lakes of the Arkhangelsk region, differing in the degree of anthropogenic load

Keywords: Sulfur compounds, sulfate reduction, small lakes.

УДК 556.555.6+574.632: 597.554.3+504.45.064:628.39 Чуйко Г.М., Законнов В.В., Комов В.Т., Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Лобус Н.В. Пространственное распределение полихлорированных бифенилов и ртути в донных отложениях Рыбинского водохранилища

Представлены данные о количественном и качественном составе полихлорированных бифенилов (ПХБ) и содержании ртути в донных отложениях (ДО) Рыбинского водохранилища (58°30' с.ш., 38°20' в.д., Россия). Показано, что содержание ПХБ и ртути в ДО водохранилища имеет пространственно неоднородный характер. Их наибольшие уровни зарегистрированы в черте промышленной зоны г. Череповца. Содержание загрязняющих веществ снижается до фоновых уровней вниз по течению вдоль бывшего русла р. Шексны к центру водохранилища. Максимальные значения обоих загрязняющих веществ зарегистрированы в Шекснинском плесе водохранилища в промышленной зоне г. Череповца - >31091.1 и 255 мкг/кг с.м., а минимальное – ПХБ в Волжском плесе, ртути в Моложском соответственно 18.7 и 17 мкг/кг с.м. Профили ПХБ в районе г. Череповца состоят из 4-ХБ – 6-ХБ, где доминируют 5-ХБ, что соответствует по составу коммерческим смесям Арохлор 1254 и Со-вол. Это указывает на локальный источник ПХБ и текущее их поступление в водохранилище. При удалении от города на 31 км вниз по течению вдоль бывшего русла р. Шексны и в других частях во-

дохранилища состав ПХБ меняется: снижается доля 5-ХБ и 6-ХБ, а доля 4-ХБ и 3-ХБ возрастет. Такое изменение профиля ПХБ свидетельствует об их анаэробной микробиологической деградации в результате длительного нахождения в окружающей среде.

Ключевые слова: ПХБ, ртуть, содержание, состав, пространственное распределение, донные отложения, Рыбинское водохранилище, Россия.

УДК 556.555.6+574.632: 597.554.3+504.45.064:628.39 Chuiko G.M., Zakonov V.V., Komov V.T., Brodsky E.S., Shelepchikov A.A., Lobus N.V. Spatial distribution of persistent organic pollutants (pop) in ecosystem of the Rybinsk reservoir.

The data on quantitative and qualitative composition of polychlorinated biphenyls (PCBs) and mercury content in bottom sediments (BS) in the Rybinsk reservoir (58°30'N, 38°20'E, Russia) are presented. It has been shown that the content of PCBs and mercury in the bottom sediments of the reservoir has a spatially inhomogeneous character. Highest levels of the contaminants are recorded in the precincts of the industrial area of Cherepovets. The content of pollutants is reduced to background levels downstream along the former riverbed Sheksna to the center of the reservoir. The maximum values of both pollutants are recorded in the Sheksna reach of the reservoir in the industrial area of Cherepovets - >31091 and 255 µg/kg dw respectively, and the minimum - in the Volga reach for PCBs and in the Mologa reach for mercury - 18.7 and 17 µg/kg dw respectively. PCB profiles near Cherepovets consist of 4CB – 6CB, where 5-CB are dominated and correspond to the composition of the commercial mixture Aroclor 1254 and Sovol. This indicates there is the local source of PCBs and their current runoff in the reservoir continues. At a distance of 31 km from the Cherepovets downstream along the former riverbed of the Sheksna and in other parts of the reservoir the composition of PCBs changes: shares of 5-CB and 6-CB are reduced, and shares of 4-HB and 3-HB are increased.

Keywords: PCB, mercury, content, composition, spatial distribution, bottom sediments, Rybinsk reservoir, Russia.

Раздел 2

УДК 556.16:556.114(54-128)(234.9+479.24) Абдуев М.А. Методика расчета среднесуточного ионного стока горных рек Азербайджана

Полученные данные о среднесуточном ионном стоке горных рек Азербайджана послужили основой для исследования его распределения и усовершенствования методики расчета в зависимости от среднегодового стока воды, средней высоты и площади водосбора.

Ключевые слова: ионный сток, горных рек, гидрохимии рек, морфометрические показатели, среднегодовой сток воды, средней высоты водосбора площадь водосбора.

УДК 556.16:556.114(54-128)(234.9+479.24) Abduev M.A. Method of calculation of the average annual runoff of mountain rivers ion Azerbaijan

The findings of the ionic term average runoff of mountain rivers of Azerbaijan formed the basis for the study of its distribution and improving methods of calculation depending on the mean annual runoff, the average height and the catchment area.

Keywords: ion flow, mountain streams, rivers hydrochemistry, morphometric parameters, the average water flow, the average height of the catchment area of the catchment.

УДК 911.2:550.461(282.247.367) Бердников С. В., Сорокина В. В., Поважный В. В., Ткаченко А. Н., Ткаченко О. В. Сезонная и пространственная динамика концентраций общей взвеси, биогенных элементов и тяжелых металлов в дельте Дона в 2012-2014 гг.

В статье представлены результаты экспедиционных исследований геохимической структуры устья реки Дон в 2012-2014 гг. в различные гидрологические сезоны: весеннее половодье, летняя, осенняя и зимняя межень. Отобраны и проанализированы 85 проб воды, взвеси и 65 проб донных отложений на содержание в них тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Pb, Cr, Cd и др.) и биогенных элементов. Выявлены современные особенности пространственно-временной динамики тяжелых металлов и биогенных элементов в дельте Дона.

Ключевые слова: дельта реки Дон, речной сток, общая взвесь, биогенные элементы, тяжелые металлы.

УДК 911.2:550.461(282.247.367) Berdnikov S. V., Sorokina V. V., Povazhnyy V. V., Tkachenko A. N., Tkachenko O. V. Seasonal and spatial dynamics of total suspended matter, nutrients and heavy metals concentrations in the Don Delta in 2012-2014.

The paper presents results of the field studies of the geochemical structure of the Don River mouth area in 2012-2014 in different hydrological seasons: spring floods, summer, autumn and winter low water periods. About 85 samples of water, suspended matter and 65 samples of bottom sediments have been collected

and analyzed for heavy metals (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Pb, Cr, Cd etc.) and biogenic elements content. Contemporary features of spatial-temporal dynamics of heavy metals and nutrients in the delta of the Don are revealed.

Keywords: river Don Delta, river run-off, total suspended solids, nutrients, heavy metals.

УДК 504.453 Газаев Х-М. М., Атабиева Ф.А., Кучменова И.И., Жинжакова Л.З. Исследование химического состава воды высокогорных рек северного склона центральной части Большого Кавказа.

Для рек северного склона центральной части Большого Кавказа, на примере, р. Чегем и р. Черек-Безенгийский, исследован химический состав воды. Охарактеризована пространственно-временная изменчивость химического состава воды рек на разных высотных отметках. Отмечена также проблема отсутствия гидрологических постов в высокогорной части, изучаемых рек.

Ключевые слова: Кабардино-Балкарский высокогорный заповедник, высокогорные водосборы, химический состав, р.Чегем, р.Черек-Безенгийский.

УДК 504.453 Gazaev H-M.M., Atabieva F.A., Kuchmenova I.I., Jinjakova L.Z. The study of the chemical composition of water of the rivers mountainous central part of the northern slope of the Greater Caucasus.

The rivers of northern slope of the central part of the Greater Caucasus, in the example, and r.Chegem r. Cherek-Bezengi, studied the chemical composition of water. Characterized by the spatial and temporal variability of the chemical composition of the water of the rivers at different elevations. Noting also the problem of lack of hydrological stations in the high part of the studied rivers.

Keywords: Kabardino-Balkar mountainous nature reserve, alpine catchments, chemical composition, r. Chegem, r. Cherek-Bezengi.

УДК 504.455; 504.45.058 Ершова А.А., Морева О.Ю., Чупаков А.В., Неверова Н.В., Воробьева Т.Я. Климов С.И. Трансформация различных форм азота в пресноводном озере Масельское (Кенозерский национальный парк)

В работе представлены результаты многолетних исследований пространственно-временной динамики неорганических и органических форм азота в стратифицированном озере Масельское (южная часть Кенозерского национального парка).

Ключевые слова: Цикл азота, стратифицированные водоемы, гидрохимия, водные экосистемы.

УДК 504.455; 504.45.058 Ershova A.A., Moreva O.Yu., Chupakov A.V., Neverova N.V. Vorobyeva T.Y. Klimov S.I. The transformation of different forms of nitrogen in freshwater lakes Maselgskoe (Kenozero National Park)

The results of long-term seasonal studying of spatial-temporal dynamics of nitrogen inorganic and organic forms in the stratified lakes Maselgskoe of Kenozero national park are presented.

Keywords: nitrogen cycle, stratified water bodies, hydrochemistry, aquatic ecosystems.

УДК 556.114.6 Лукьянова А.Н. Особенности гидрохимического режима малых рек в бассейне р.Заячья (Архангельская область)

Исследован состав вод р. Заячья и ее притоков в разные фазы водного режима на протяжении 2013-2014 гг. Выявлены различия в минерализации, солевом составе и содержании биогенных элементов в водах главной реки и ее притоков. Установлена взаимосвязь гидрохимического режима рек и ручьев с ландшафтом водосбора, площадью бассейна, и расходом воды.

Ключевые слова: малые реки, минерализация и солевой состав вод, гидрохимический режим, фазы водного режима.

УДК 556.114.6 Lukianova A.N. Specific hydrochemical conditions of small rivers in the Zayachia river basin (Arkhangelsk region)

Chemistry of the Zayachia river water and water of its tributaries in various water conditions was analyzed on the basis of the results of field survey conducted in 2013-2014. Differences in mineralization, salt concentration and biogenic elements content in the water of the main river and its tributaries were found. Interrelation between hydrochemical conditions of rivers and streams, landscaping conditions in the watershed, watershed area and water consumption was determined.

Keywords: small rivers, mineralization and salt concentration, hydrochemical conditions, phases of water conditions.

УДК 504.455; 504.45.058 Морева О. Ю., Ершова А. А., Чупаков А.В., Неверова Н.В., Климов С.И. Сезонные исследования содержания биогенных элементов озер Кенозерского национального парка

В данной работе представлен сравнительный анализ содержания биогенных элементов озер Сяргозеро и Наглимозеро, расположенных на юго-западе Архангельской области во время зимней и летней стратификации вод.

Ключевые слова: Биогенные элементы, стратифицированные водоемы, гидрохимия, водные экосистемы.

УДК 504.455; 504.45.058 Moreva O. Yu., Ershova A. A., Chupakov A. V., Neverova N.V., Klimov S. I. Seasonal studies of nutrient elements Kenozero Lakes National Park

This paper presents a comparative analysis of the content of nutrients and lakes Syargozero Naglimozero located in the south-west of the Arkhangelsk region during winter and summer water stratification.

Keywords: nutrients, stratified water bodies, hydrochemistry, aquatic ecosystems.

УДК 504.456.054 Реутова Т.В., Дреева Ф.Р., Реутова Н.В. Уровни содержания и распределение примесей в речных водах горной части Кабардино-балкарской республики

Определен диапазон существующих концентраций ионов Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- и тяжелых металлов (Cd, Ag, Pb, Cr, Ni, Mo, Cu, Zn, Mn) в водных объектах, принадлежащих бассейнам четырех основных рек Кабардино-Балкарии (Малка, Баксан, Чегем и Черек) и различающихся по происхождению (ледниковые реки и талые стоки, родники и реки с преимущественно подземным питанием, моренные и карстовые озера). Выявлены некоторые закономерности территориального распределения компонентов химического состава в водах рек, формирующихся в разных геоморфологических условиях в различных высотных поясах. Антропогенное загрязнение мало выделяется на фоне природных процессов. Может быть, только присутствие Pb в Приэльбрусье и NO_3^- и NH_4^+ на многих участках рек связано с антропогенным воздействием.

УДК 504.456.054 Reutova T.V., Dreeva F.R., Reutova N.V. Content levels and distribution of impurities in river waters of mountainous area of Kabardino-balkarian republic

The range of present concentrations of ions Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- and heavy metals (Cd, Ag, Pb, Cr, Ni, Mo, Cu, Zn, Mn) in water streams of various genesis (glacial and melting streams, springs and rivers of underground feeding, morainic and karstic lakes) belonging to basins of four main rivers of Kabardino-Balkaria (Malka, Baksan, Chegem, Cherek) is determined. Some regularities in spatial distribution of chemical components in river waters forming in different geomorphologic conditions at differing altitudes are revealed. Anthropogenic pollution exceeds natural background at small degree. May be only the presence of Pb in National Park "Prielbrusie" and NO_3^- so as NH_4^+ in certain sites is related with anthropogenic impact.

УДК 627:574(262.5) Соловьёва О.В., Тихонова Е.А. Роль массовых видов черноморских моллюсков в формировании потоков нефтяных углеводородов в условиях портовых акваторий

Проведён комплексный анализ процессов накопления нефтяных углеводородов массовыми видами моллюсков прибрежной зоны моря и их участия в процессах самоочищения портовых акваторий. Полученный состав углеводородов свидетельствует о присутствии в моллюсках как автохтонных, так и аллохтонных углеводородов. Исследованные моллюски принимают активное участие в их трансформации и имеют разную способность к их накоплению, о чём свидетельствует полученный диапазон n-алканов – самый широкий в абре (до C_{36}) и почти одинаковый в нассариусах и мидиях (до C_{23} и C_{24} соответственно). Моллюски, обитающие на исследованных гидротехнических сооружениях, извлекают из морской воды значительное количество (3,1 т/г.) нефтяных углеводородов, в том же числе n-алканов в диапазоне C_{12} - C_{24} .

Ключевые слова: портовые акватории, гидротехнические сооружения, прибрежная зона, нефтяные углеводороды, самоочищение, макрозообентос.

УДК 627:574(262.5) Soloviova O.V., Tikhonova E.A. The role of mass species of Black Sea mollusks in the formation of a flow of oil hydrocarbons in conditions of port water areas

A comprehensive analysis of the petroleum hydrocarbons accumulation processes by the dominant coastal zone mollusks species and their participation in the self-purification processes harbors has done. The resulting oil hydrocarbons composition indicates the presence in shellfish of autochthonous and allochthonous hydrocarbons. Studied mollusks are actively involved in their transformation and have different ability in their accumulation. It is evidenced by the resulting range of n-alkanes - the widest diapasons were in *A.segmentum* (up to C_{36}) and almost identical diapasons – in *N.reticulatus* and mussels (up to C_{23} and C_{24} , respectively). Mollusks, which inhabited the studied hydrotechnical structures, extracted the significant amount oil (3.1 tons/year) of oil hydrocarbons, including n-alkanes in the range C_{12} - C_{24} .

Keywords: port water areas, hydrotechnical structures, coastal zone, oil hydrocarbons, self-purification, macrozoobenthos.

УДК 504.4.054 Федоров Ю. А., Дмитрик Л. Ю., Галушко М.П. Поведение железа на геохимических барьерах в системе «шахтные воды-река-водоем»

На основании анализа литературных данных и материалов собственных натуральных исследований представлены уровни содержания железа и значения pH в системе «шахтные воды – река – водоем» на примере территории Восточного Донбасса. Рассчитаны регрессионные модели, описывающие связи между водородным показателем с одной стороны и содержанием растворенного железа с другой. Установлены значения pH, при которых на геохимических барьерах происходит интенсивное осаждение гидроокислов железа.

Ключевые слова: железо, шахтные воды, геохимический барьер.

УДК 504.4.054 Fedorov Yu.A., Dmitrik L.Yu. Galushko M.P. Iron behaviour on geochemical barrier in "mine waters-the river-the waterbody" system.

Summary: Levels of the content of Fe and pH in the water of system "The mine waters – the river – the waterbody" on example of East Donbass territory are presented on the basis of the literary data analysis and materials of own researches. Regression models is calculated describing the relationship between the pH value on the one hand and dissolved iron content of the other. In the article was identified the pH value with the intense precipitation of iron hydroxides on the geochemical barriers.

Keywords: iron, mine waters, geochemical barrier.

УДК 556.545 Федоров Ю.А., Савицкий В.А., Коробов В.Б., Лещев А.В., Овсепян А.Э. Кислород в воде зоны смешения река Кянда – Онежский залив Белого моря.

В статье проанализированы результаты изучения поведения кислорода в устьевой области реки Кянда, полученные во время комплексных экспедиционных исследований, проведенных в июле-августе 2014 г. Приведены данные о содержании кислорода и его растворимости в Онежском заливе Белого моря и в пределах 8-ми километрового участка реки, представленные для четырех фаз водного режима – прилив, отлив, убывающая и прибывающая вода.

Ключевые слова: малые реки, физико-химические параметры воды, содержание кислорода в воде, Онежский залив, зона смешения, приливно-отливные явления.

УДК 556.545 Fedorov Yu.A., Savitskiy V.A., Korobov V.B., Leshyev A.V., Ovsepyan A.E. Oxygen in the «River Kyanda – Onega Bay of the White Sea» mixture zone waterbody.

The results of studying of oxygen behavior in estuarial area of the river Kyanda received during the complex of field researches conducted in July-August, 2014 are analyzed in this article. The data on the content of oxygen and its solubility in water are provided for the Onega Bay of the White Sea and within an 8-kilometer river stretch. This data is submitted for four phases of the water regime – high tide, low tide, waning and waxing water.

Keywords: small rivers, the physical and chemical parameters of water, the oxygen content in the water, Onega Bay, mixing zone, tidal processes.

УДК 556.541 Федоров Ю.А., Савицкий В.А., Коробов В.Б., Овсепян А.Э. Физико-химическая характеристика воды по разрезу река Кянда – Онежский залив Белого моря

Статья посвящена анализу результатов комплексных экспедиционных исследований на реке Кянда, проведенных в июле-августе 2014 г. Целью работ являлось исследование физико-химических параметров воды одной из малых рек Онежского залива Белого моря. Изучено распределение значений солёности, плотности, водородного показателя и окислительно-восстановительного потенциала в Онежском заливе, реке Кянда и ее притоках во время четырех фаз водного режима – прилив, отлив, убывающая и прибывающая вода и проанализированы зависимости между этими показателями. Подобные широкомасштабные и комплексные исследования выполнены впервые для малых рек Онежского залива.

Ключевые слова: малые реки, физико-химические параметры воды, Онежский залив, устьевые области рек, приливно-отливные явления.

УДК 556.541 Fedorov Yu.A., Savitskiy V.A, Korobov V.B., Ovsepyan A. The physical and chemical characteristics of water in the profile: river Kyanda – Onega Bay of the White Sea.

The article analyzes the complex field research results on the river Kyanda conducted in July-August 2014. The purpose of this work was research of the waters physical and chemical parameters on the one of the small rivers flowing into Onega Bay of White Sea. The distribution of values of salinity, density, pH and redox potential in the Onega Bay waterbody, in the river Kyanda and its stream tributaries was studied during the four phases of water regime – high tide, low tide, waning and waxing water. In addition, the relationship between these parameters was analyzed. Such large-scale and comprehensive investigations are first-time-performed for the small rivers of the Onega Bay.

Keywords: small rivers, the physical and chemical parameters of water, Onega Bay, estuarial areas of the rivers, tidal processes.

УДК 556.561+556.565 Харанжевская Ю.А. Антропогенная бассейновая трансформация химического состава природных вод на заболоченных территориях Западной Сибири (на примере болота Темное).

В статье проведен анализ антропогенной бассейновой трансформации состава природных вод на примере болота Темное. Исследования показали, что в результате освоения торфяного месторождения и добычи торфа происходит изменение характера водно-минерального питания болота и отмечено снижение в составе болотных вод многих биогенных элементов. Коэффициент бассейновой трансформации по тяжелым металлам достаточно низкий, что говорит о существенном поступлении их с атмосферными осадками, максимальный отмечен по свинцу.

Ключевые слова: болотные воды, химический состав, трансформация, болото Темное, Западная Сибирь.

УДК 556.561+556.565 Kharanzhevskaya Y.A. Anthropogenic transformation of the waters chemical composition in wetlands of Western Siberia (for example Temnoe mire)

The article analyzes the transformation of the water chemical composition for example Temnoe mire. Studies have shown that peat cutting contributed to decrease as part of nutrients the bog water. Factor basin transformation of heavy metals is quite low, which indicates a significant entry of atmospheric precipitation, the maximum recorded on lead.

Keywords: Water, mire, chemical composition, transformation, Temnoe mire, Western Siberia.

УДК 551.435.1(282.247.367) Хорошевская В.О. Географические особенности формирования элементного состава речных вод бассейна нижнего Дона и западного Приазовья

С целью изучения географических особенностей формирования элементного состава речных вод в районе Восточного Донбасса в 2013 г. проведены исследования в реках бассейна Нижнего Дона (рр. Дон, Северский Донец, Кундрючья) и р. Миус бассейна Западного Приазовья. Анализ полученных данных позволил выявить реки с повышенным содержанием суммы микроэлементов и группы элементов, характерных для исследуемых водных объектов. Получены данные по превышению ПДК растворенных форм ванадия, никеля и молибдена. Установлены связи повышенного содержания урана с содержанием пентавалентного ванадия.

Ключевые слова: Географические особенности, микроэлементы, валовые формы, растворенные формы, речной бассейн, Нижний Дон, Западное Приазовье.

УДК 551.435.1(282.247.367) Khoroshevskaya V.O. Geographical features of forming element of river water basin and western lower don azov

To study the geographical features of the formation of the elemental composition of the river water in the area of the Eastern Donbass in 2013, studied in the rivers of the Lower Don (pp. Don, Seversky Donets, Kundryuchya) and p. Mius Basin West Azov region. Analysis of the data revealed the river with a high content of trace elements and the sum of a group of elements characteristic of the studied water bodies. The data on the maximum permissible concentration of dissolved vanadium, nickel and molybdenum. Established links with the increased content of uranium content of pentavalent vanadium.

Keywords: Geographical features, trace elements, the gross form, dissolved form, the river basin, the Lower Don, Azov Sea West.

УДК 556.535.8 Чуйко Г.М., Трунов Н.М. Взвешенные вещества и перенос гидрофобных соединений в поверхностных водах.

В докладе рассматривается многоплановое участие взвешенных веществ (ВВ) во внутриводоемных процессах. Подчеркивается особая роль взвешенных веществ как гидродинамических носителей многих загрязняющих веществ в водной среде, в том числе таких опасных как полихлорированные бифенилы (ПХБ) и хлорорганические пестициды (ХОП).

Ключевые слова: Гидрофобные органические соединения, взвешенные вещества, трассерный эксперимент, адсорбция, полихлорированные бифенилы, хлорорганические пестициды, перенос адсорбированных загрязнителей.

УДК 556.535.8 Chuiko G.M., Trunov N.M. Suspended solids and hydrophobic compounds transfer in surface waters

The participation of suspended solids in various processes in a water body is considered in the paper. It is emphasized that the suspended solids play a special role as a hydrodynamic carrier of various pollu-

tants in a water body, including such dangerous pollutants as Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides.

Keywords: Hydrophobic (water fearing) organic compounds (HOC), suspended solids, tracer experiment, adsorption, Polychlorinated Biphenyls (PCBs), organochlorine pesticides, the transfer of adsorbed pollutants.

УДК 556.531.4 Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Поспирогенные изменения содержания биогенных веществ в воде таежных рек Северного Сихотэ-алиня

Рассмотрены поспирогенные изменения содержания биогенных веществ в воде таежных рек Северного Сихотэ-Алиня. Изучена многолетняя динамика (1999-2015 гг.) влияния лесных пожаров на химический состав речных вод. Повышенный уровень концентраций нитратного азота отмечен в воде рек, дренирующих гари после верховых пожаров.

Ключевые слова: Северный Сихотэ-Алинь, таежные реки, лесные пожары, биогенные вещества.

УДК 556.531.4 Shesterkin V.P., Shesterkina N.M. Postpyrogenic changes of biogenic substances content in taiga rivers water of the Northern Sikhote-alin

Postpyrogenic changes of biogenic substances content in taiga rivers water of the northern Sikhote-Alin are discussed. The long-term dynamics (1999-2015) of impact of forest fires on the chemical composition of the river water are studied. Increased levels of nitrate nitrogen concentrations were in the water of the rivers draining burned-out forest after crown fires.

Keywords: Northern Sikhote-Alin, taiga rivers, forest fires, nutrients.

УДК 556.531.4 Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Трансграничное загрязнение вод среднего Амура соединениями азота.

Рассмотрено трансграничное загрязнение вод Амура. В зимнюю межень 2012-2015 гг. показано преобладание среди минеральных форм азота окисленных форм, снижение концентрации аммонийного азота в 2013 г. по сравнению с 2001 г. в 2,9 раза. В период открытого русла отмечается загрязнение вод Амура нитритным азотом в половодье в 2006, 2010 и 2013 гг., повышенные концентрации и сток нитратного азота в паводки.

Ключевые слова: Средний Амур, трансграничное загрязнение, минеральные формы азота.

УДК 556.531.4 Shesterkin V.P., Shesterkina N.M. Transboundary water pollution of the middle Amur by nitrogen compounds

Transboundary water pollution of the Amur River are discussed. In the wintertime 2012-2015 nitrogen oxidized forms prevailed among the mineral forms. Concentration of ammonia nitrogen in 2013 reduced compared to 2001 by 2.9 times. During the open channel the Amur River water was polluted by nitrite nitrogen in the floods in 2006, 2010 and 2013, was high concentrations and runoff of nitrate nitrogen in floods.

Keywords: Middle Amur, transboundary pollution, mineral forms of nitrogen.

УДК; 550.424.6 Шорина Н.В. Временная динамика распределения форм железа устьевой области р. Северной Двины

В статье представлены результаты изучения временной динамики форм железа устьевой области р. Северной Двины. Показано, что распределение железа имеет выраженный сезонный характер, с весенним максимумом с преобладанием взвешенных форм в весеннее половодье и летним минимумом с преобладанием растворенных форм. Основной вклад в общие растворенные формы вносит железо (II), находящееся в комплексах с растворенным органическим веществом (РОВ), в первую очередь фульвокислотами (ФК).

Ключевые слова: устьевая область р. Северная Двина, растворенное и взвешенное железо, железо (II), растворенное органическое вещество.

УДК; 550.424.6 Shorina N.V. Temporal Distribution of forms of iron River mouth area Northern Dvina

The article presents the results of a study temporal dynamics forms of iron river mouth area Northern Dvina. It is shown that the distribution of iron is seasonal, with a peak in the spring with a predominance of suspended forms in the spring floods and summer minimum with a predominance of dissolved forms. The main contribution to total dissolved form makes iron (II), located in complexes with dissolved organic matter (DOM), especially fulvic acids (FA).

Key words: River mouth area Northern Dvina, dissolved and suspended iron, iron (II), dissolved organic matter.

Раздел 3

УДК: 577.118574.5 Доценко И.В. Роль мидий в циклах микроэлементов в Азово-Черноморском бассейне.

Выполнен анализ роли двустворчатых моллюсков средиземноморско-черноморских мидий *Mytilus galloprovincialis lam.* в циклах микроэлементов в Азово-Черноморском бассейне. Выявлены особенности распределения концентраций тяжелых металлов в онтогенезе мидий исследуемых акваторий. Определена значительная роль популяции мидии в осаждении тяжелых металлов на шельфе Черного моря. Здесь мидийные сообщества ежегодно могут способствовать осаждению значительных объемов микроэлементов.

Ключевые слова: микроэлементы, тяжелые металлы, двустворчатые моллюски, накопление, седиментация.

УДК: 577.118574.5 Dotsenko I.V. The role of mussels in cycles of trace elements in the Azov-Black sea basin.

The analysis of the role of bivalve mollusks of the Mediterranean-Black sea mussels *Mytilus galloprovincialis lam.* in cycles of trace elements in the Azov-black sea basin. Peculiarities of distribution of heavy metal concentrations in the ontogeny of mussels studied areas. The significant role of populations of mussels in the deposition of heavy metals in the Black sea shelf was determined. Here mussel community each year can promote the deposition of significant amounts of trace elements.

Keywords: trace elements, heavy metals, bivalve mollusks, accumulation, sedimentation.

УДК 502.51:504.6:626 (282.247.367) Жукова С.В., Мирзоян А.В., Подмарева Т.И., Лутынская Л.А., Фоменко И.Ф., Бурлачко Д.С., Карманов В.Г., Шишкин В.М., Куропаткин А.П. Эколого-рыбохозяйственные проблемы нижнего Дона и пути их решения

В результате антропогенного преобразования поймы Нижнего Дона существенно изменился режим реки и околоречного пространства, большая часть которого составляет нерестовый фонд для естественного воспроизводства проходных и полупроходных рыб Азово-Донского рыбопромыслового района. Отсутствие весенних рыбохозяйственных попусков, чрезвычайная застроенность донской поймы привели к деградации экосистем Нижнего Дона и Азовского моря. Предлагается система мер для решения первоочередных задач по восстановлению экосистем.

Ключевые слова: антропогенное преобразование, сток реки, пойма, весенние рыбохозяйственные попуски, экосистема Нижнего Дона, восстановление экосистемы.

УДК 502.51:504.6:626 (282.247.367) Zhukova S.V., Mirzoyan A.V., Podmareva T.I., Lutynskaya L.A., Fomenko I.F., Burlachko D.S., Karmanov V.G., Shishkin V.M., Kuropatkin A.P. Environmental and fisheries problems of the lower Don and ways of their solution

As a result of anthropogenic transformation of the Lower Don, the hydrologic regime of the river itself and the area adjacent to it where migratory and semi-migratory fishes of the Azov-Don Basin primarily spawn, have changed significantly. The absence of spring fishery releases and a lot of constructions in the floodplain have caused the ecosystem degradation in the Don and Azov Sea. A system of measures on the ecosystem restoration has been proposed.

Keywords: anthropogenic transformation, flow of the river, floodplain, spring fishery releases, the ecosystem of the Lower Don, ecosystem recovery.

УДК: 55.043, 556.551 Измайлова А.В. Динамика изменения качества воды крупнейших пресноводных озер Российской Федерации.

В статье представлена динамика изменения качества воды крупнейших озер РФ с 1950 по 2010 гг, степени их эвтрофирования и токсического загрязнения.

Ключевые слова: Евтрофирование, токсическое загрязнение, водные ресурсы озер

УДК: 55.043, 556.551 Izmailova A.V. Dynamic of water quality changes in Russian great freshwater lakes.

The dynamic of water quality changes in Russian great freshwater lakes from 1950 till 2010, theirs eutrophication and toxical contamination degrees, are presented in this article.

Keywords: Eutrophication, toxical contamination, lake's water resources.

УДК 549+551.4(075.8) Клишко О.К. Биогеохимическая диагностика состояния гидробионтов как инструмент для экологического нормирования антропогенной нагрузки на водные объекты

Приводятся данные по оценке качества вод методом биогеохимической диагностики состояния гидробионтов (моллюсков и амфибионтных насекомых) по накоплению токсичных тяжелых металлов (ТМ) на примере 27 водных объектов из различных геохимических провинций с разным уровнем

техногенного загрязнения. Получены параметры уравнений для расчета показателя биоаккумуляции (ПБ) ТМ у гидробионтов и его прогнозных данных при условии усиления загрязнения среды. ПБ ТМ дает объективную оценку экологического состояния их популяций, а также более информативен для оценки качества вод по сравнению с химическими нормативами ПДК. Для мониторинга качества вод предлагается экспресс-метод расчета ПБ, который может служить надежным критерием оценки состояния гидробионтов и качества вод для обоснованного экологического нормирования техногенной нагрузки на водоем с целью сохранения устойчивого функционирования водных экосистем.

Ключевые слова: тяжелые металлы, биоаккумуляция, состояние гидробионтов, качество вод.

УДК 549+551.4(075.8) Klishko O.K. Biogeochemical diagnostic of the hydrobionts state as the criterion for ecological normalization of the anthropogenic load at water bodies

The data on estimation of water quality by method of biogeochemical diagnostic of the hydrobionts state (mollusks and amphibiotic insect) on the accumulation of toxic heavy metals (HM) an example 27 water bodies from different geochemical provinces undergo different level of technogenic pollution are presented. The parameters of equations for calculate bioaccumulation index (IB) of HM in the hydrobionts and its prognostic provided of the increase of environment pollution. IB of TM gives more objective estimation of ecological state of hydrobiont populations, and is more informative for the estimation of water quality as compared with the chemical quality standards. The rapid method for calculation of IB is offering, which is reliable criterion of estimation of the ecological hydrobionts state and water quality for reasonable ecological normalization of the technogenic load on water bodies for the purpose conservation of the stable functioning of water ecosystems.

Key words: heavy metals, bioaccumulation, ecological hydrobionts state, water quality.

УДК 628.3; 541.183; 546.562 Лозинская Е.Ф., Митракова Т. Н., Верютина М.А., Лукьянчикова О.Н. Использование углеродных сорбентов из растительных отходов для очистки сточных вод от ионов меди (II)

Исследованы сорбционные свойства углеродных материалов, полученных из растительных отходов и антрацита, по отношению к ионам меди (II). Определены удельная поверхность, карбоксильная кислотность и общая щелочность сорбентов. Установлены оптимальные условия сорбции Cu^{2+} из водных растворов, ее термодинамические и кинетические характеристики. Показана перспективность использования сорбента ПУ-2 из лузги подсолнечника для доочистки сточных вод от ионов меди (II).

Ключевые слова: углеродные сорбенты, растительные отходы, сорбция, ионы меди, сточная вода.

УДК 628.3; 541.183; 546.562 Lozinskaya E. F., Mitrakova T.N., Veryutina M.A., Lukyanchikova O.N. Using plant waste-based carbon sorbents for decontaminating wastewater from copper (II) ions

The carbon materials were derived from plant waste and anthracite and sorption properties from copper (II) ions were investigated. Specific surface, carboxyl acidity and total alkalinity were defined. Optimal sorption Cu^{2+} conditions from aqueous solutions were defined, her thermodynamic and kinetic characteristics. Application perspectiveness sunflower shell-based sorbent PU-2 for decontaminating wastewater from copper (II) ions were shown.

Keywords: carbon sorbents, vegetable waste materials, sorption, copper ions, waste water.

УДК 550.47 Лосюк Г.Н., Кокрятская Н.М. Сероводородное заражение отделяющихся от Белого моря озер (оз. Кисло-сладкое и Нижнее Ершовское)

Представлены результаты изучения формирования сероводородного заражения в озерах, находящихся на разных стадиях отделения от Кандалакшского залива Белого моря. В озерах, сохранивших периодическую связь с морем, накопление сероводорода связано с развитием анаэробных условий в условиях сезонной стратификации вод. Во всех случаях содержание сероводорода нарастает в направлении от поверхности к придонным горизонтам, где и определены наиболее высокие для каждого водоема концентрации H_2S .

Ключевые слова: сероводородное заражение, белое море, отделяющиеся озера

УДК 550.47 Losyuk G.N., Kokryatskaya N.M. Hydrogen sulfide pollution in lakes separating from the White Sea (Kislo-Sladkoe Lake and Nizhnee Ershovskoe Lake)

The results of study of formation of hydrogen sulfide contamination in isolation basins, which are at different stages of isolation from Kandalaksha Bay of the White Sea, are presented. Accumulation of hydrogen sulfide in the lakes where the salt water periodically inflow from the sea is connected with the development of seasonal stratification and anaerobic conditions in the bottom waters. The concentration of hydrogen sulfide increases in the direction from the surface to the near-bottom layer, where the highest for each basin concentrations of H_2S were determined.

Keywords: hydrogen sulfide pollution, the White Sea, separating lakes.

УДК 550.47:613.281:614.31 Мамонтова Е. А., Тарасова Е. Н., Мамонтов А. А. Полихлорированные бифенилы и хлорорганические пестициды в рыбах промысловых районов Ангарских водохранилищ: уровни и оценка рисков

В сообщении представлены данные изучения полихлорированных бифенилов (ПХБ) и хлорорганических пестицидов (ХОП), включая ДДТ, ГХЦГ, ГХБ, в пробах мышц окуня и сороги Ангарских водохранилищ, составляющие основную долю в уловах (до 75-92 %). Получено, что концентрации ПХБ и ХОП в рыбах в 2008-2009 и 2013 гг. несколько снизились по сравнению с 1999-2003 гг. Наибольшие уровни в рыбах найдены ниже сброса сточных вод предприятиями Усолья-Сибирского до Балаганского рыбопромыслового района. Проведенные исследования указывают на неблагоприятную экологическую ситуацию в некоторых районах р. Ангары и Ангарских водохранилищ.

Ключевые слова: ПХБ, ХОП, окунь, сорога, Ангарские водохранилища, оценка риска

УДК 550.47:613.281:614.31 Mamontova E. A., Tarasova E. N., Mamontov A. A. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in fish from fishing zones of the Angara water reservoirs: levels and risk assessment

Results of the investigation of polychlorinated biphenyls (PCB) and organochlorine pesticides (OCP) including DDT, HCH and HCB in muscles of perch and roach from the Angara water reservoirs are presented in the report. The catch of perch and roach consist main part in total fish catch in the area (up to 75-92 percent). It is found than PCB and OCP levels in fish caught in 2008-2009 and 2013 were lower than those obtained in 1999-2003. The investigation indicates on adverse environmental condition in some areas of the Angara River and Angara water reservoirs.

Key ords: PCB. OCP, perch, roach, the Angara reservoirs, risk assessment.

УДК 502.51:502.175 502.51:504.5 Мезенцева И.В., Совга Е.Е. Оценка способности водной экосистемы к самоочищению на примере акватории Южной бухты Севастопольского региона

Одним из способов нормализации экологического состояния морских экосистем является оценка способности их к самоочищению путем расчета ассимиляционной емкости по отношению к приоритетным загрязняющим веществам. В публикации для акватории одной из бухт Севастополя показана возможность расчета ассимиляционной емкости по отношению к нитратному азоту на основании материалов государственного фонового мониторинга.

Ключевые слова: Севастопольская бухта, экосистема, ассимиляционная емкость, способность к самоочищению, загрязняющие вещества

УДК 502.51:502.175 502.51:504.5 Mezentseva I.V., Sovga E.E. Assessment of the ability of water ecosystems to cleanse itself on the example of the waters of the southern Bay of Sevastopol region

One way to improve the environmental status of marine ecosystems is to assess their ability to cleanse itself by calculating the assimilative capacity with respect to priority pollutants. In the publication for the waters of one of the bays of Sevastopol shows the possibility of calculating the assimilative capacity with respect to nitrate nitrogen based on the materials of state background monitoring.

Keywords: Sevastopol Bay, ecosystem, assimilative capacity, self-cleaning ability, pollutants

УДК 504.4.054 Минакова Е. А., Мухаметшин Ф.Ф., Мухаметшина Е.Г., Шлычков А.П. Современное состояние гидрохимического состава Куйбышевского водохранилища.

Приведен анализ наблюдений за загрязнением поверхностных вод Куйбышевского водохранилища. Выявлено, что основной вклад в загрязнение поверхностных вод вносят: марганец, взвешенные вещества, соединения меди, нефтепродукты и железо общее. С использованием удельного комбинаторного индекса загрязненности воды выполнена оценка качества поверхностных вод Куйбышевского водохранилища. Показано, что изменения качества вод, как во времени, так и по акватории водохранилища наблюдались в пределах одного класса качества вод.

Ключевые слова: куйбышевское водохранилище, основной вклад в загрязнение поверхностных вод, оценка качества поверхностных вод.

УДК 504.4.054 Minakova E.A., Mukhametshin F.F., Mukhametshina E. G., Shlychkov A.P. The current state of hydrochemical composition of the Kuibyshev Reservoir

The analysis of pollution monitoring of surface waters of the Kuibyshev Reservoir. It revealed that the main contribution to the pollution of surface waters make: manganese, suspended solids, copper compounds, petroleum products and total iron. Using combinatorial specific water pollution index estimated the quality of surface waters of the Kuibyshev Reservoir. It is shown that changes in water quality, both in time and in the waters of the reservoir have been observed within the same class of water quality.

Key words: kuibyshev reservoir, the main contribution to the pollution of surface waters, assessment of surface water quality.

УДК 543.38:543.544:628.162.8 Рябинин А.И., Клименко Н.П., Боброва С.А., Мальченко Ю.А. Техногенные органические соединения в водохранилищах, сточных водах Крыма и в озере Донузлав в периоды 1999, 2002 – 2003 гг.

Представлены результаты мониторинга комплекса токсичных техногенных органических соединений в хозяйственно-питьевых, сточных водах Крыма и водах озера Донузлав. Показаны средние значения концентраций загрязняющих веществ, большинство из которых являются ксенобиотиками и нормируются величиной ПДК.

Ключевые слова: Алдрин, линдан, фенол, крезолы, мониторинг, газожидкостная хроматография

УДК 543.38:543.544:628.162.8 Ryabinin A.I., Klimenko N.P., Bobrova S.A., Malchenko Yu.A. Technogenic organic compounds in the water reservoirs, sewage Crimea and in the lake Donuzlav periods 1999, 2002 - 2003.

The results of monitoring complex toxic man-made organic compounds in household and drinking, sewage Crimea and the waters of Lake Donuzlav. Showing average concentrations of pollutants, most of which are xenobiotics and normalized value of MPC

Keywords: Aldrin, lindane, phenol, cresol, monitoring, gas-liquid chromatography

УДК: 550.42 Савенко А.В., Савенко В.С., Ткаченко О.В. Фтор в поверхностных водах бассейнов Селенги и Аргуни

Изучено распределение фтора в поверхностных водах бассейнов Селенги и Аргуни. Показано, что содержание фтора в речных водах исследованных территорий, за исключением локальных гидрохимических аномалий с повышенными концентрациями, находится в одном диапазоне значений (0.1–0.8 мг/л для бассейна Селенги и 0.2–0.6 мг/л для бассейна Аргуни) при близких средних величинах (~0.3 мг/л) и обнаруживает тесную корреляцию с минерализацией.

Ключевые слова: Фтор, поверхностные воды, среднее содержание, р. Селенга, р. Аргунь

УДК: 550.42 Savenko A.V., Savenko V.S., Tkachenko O.V. Fluorine in surface waters of the Selenga and the Argun basins

Distribution of fluorine in surface waters of the Selenga and the Argun basins was studied. It was shown that fluorine content in river waters of the investigated areas, except for local hydrochemical anomalies with the raised concentrations, is in one range of values (0.1–0.8 mg/l for the Selenga basin and 0.2–0.6 mg/l for the Argun basin) at close mean value (~0.3 mg/l) and detects strong correlation with mineralization.

Keywords: Fluorine, surface waters, mean concentration, Selenga River, Argun River

УДК 556 Светашова Е.С., Екимова С.Б. Исследование содержания ионов тяжелых металлов в Невской Губе Финского залива.

Представлены результаты исследований проведенных в период 2012-2014 гг. В воде и в донных отложениях определялось содержания кадмия, свинца, меди, цинка и марганца; в мышечных тканях рыб - нормируемых элементов - кадмия, свинца, мышьяка и ртути,

За указанный период наблюдается увеличение концентрации тяжелых металлов в воде, особенно это касается цинка и марганца. В донных отложениях наблюдаются повышенные концентрации кадмия и цинка.

В мышечных тканях рыб концентрации нормируемых элементов ниже допустимых в пищевой рыбе.

Ключевые слова: Финский залив, Невская губа, тяжелые металлы, предельно допустимая концентрация, вода, донные отложения, рыбы.

УДК 556 Svetashova E.S., Ekimova S.B. Research the content of heavy metal ions in the Neva Bay of the Gulf of Finland.

The results of studies conducted in the period 2012-2014 are presented. In water and in bottom sediments determined the content of cadmium, lead, copper, zinc and manganese; in muscle tissue of fish - standardized concentrations of elements - cadmium, lead, arsenic and mercury. During this period, an increase of heavy metals concentration in water, especially zinc and manganese was determined. The bottom sediments have elevated concentrations of cadmium and zinc. The muscle tissue of fish concentrations were below standardized concentrations of elements in food fish.

Keywords: Gulf of Finland, the Neva Bay, heavy metals, maximum permissible concentration, water, bottom sediments, fish.

УДК. 556.114. Симонян А.Г., Пирумян Г.П. Оценка качества воды притоков реки Дебед

Впервые с помощью синергического информационного индекса (СИИ) оценено качество воды притоков реки Дебед- Дзорает, Марцигет и Ахтала.

Установлена корреляция между СИИ и другими индексами качества воды. Причиной загрязнения является высокое содержание металлов.

Ключевые слова: индексы качества воды, синергический информационный индекс, энтропия, геоэкологическая синтропия.

УДК. 556.114. Simonyan A.G., Pirumyan G.P. Assessment of water quality tributary of the Debed

For the first time using a synergic information index(SII) to assess the quality of water streams r. Debed-Dzoraget, Martsiget and Akhtala. The correlation between the SII with other indices of water quality. The cause of contamination is high content of metal.

Keywords: water quality index, synergic information index, entropy, geocological syntropy.

УДК 504.064.36:579+597-12:579.852.13(262.5+262.54) Федоров Ю.А., Морозова М.А., Трубник Р.Г. Клостридии: распределение, связь с гидрохимическими показателями, метаном и сероводородом в водных объектах Восточного Донбасса.

На основании анализа литературных данных и материалов собственных исследований показана связь сульфитредуцирующих клостридий (*Clostridium perfringens*, *C. sporogenes*) со значениями pH и Eh, содержанием метана и сероводорода в донных отложениях. Получены относительно невысокие значения коэффициентов корреляции, что обусловлено влиянием различных факторов и процессов, которые затушевывают тесноту связи. Наличие этой связи указывает на возможное участие сульфитредуцирующих клостридий в образовании метана и сероводорода в аквальных ландшафтах.

Ключевые слова: сульфитредуцирующие клостридии, донные отложения, сероводород, метан, Восточный Донбасс, санитарно-показательные микроорганизмы.

УДК 504.064.36:579+597-12:579.852.13(262.5+262.54) Fedorov Yu.A., Morozova M.A., Trubnik R.G. Clostridium: distribution, relations with hydrochemical indicators, methane and hydrogen sulfide in water objects of Eastern Donbass.

According to the analysis of books contains literary and materials of our own research shows the relationship sulfite-reducing clostridia (*Clostridium perfringens*, *C. sporogenes*) with the values of pH and Eh, methane and hydrogen sulphide in the bottom sediments. We received relatively low correlation coefficients due to the influence of different factors and processes that can to obscure the relations closeness. These relations point out the possible participation of sulfite-reducing clostridia in the generation of methane and hydrogen sulphide in aquatic landscapes.

Keywords: sulphite-reducing clostridia, bottom sediments, hydrogen sulfide, methane, Eastern Donbass, sanitary-indicator microorganisms.

УДК 504 Фрумин Г.Т. Экологически допустимые концентрации металлов в водотоках Санкт-Петербурга.

Рассмотрены основные недостатки федеральных рыбохозяйственных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ. Представлены результаты расчетов экологически допустимых концентраций металлов (ЭДК) в основных водотоках Санкт-Петербурга.

Ключевые слова: реки Санкт-Петербурга, металлы, экологическое нормирование, экологически допустимые концентрации.

УДК 504 Frumin G.T. Environmentally permissible concentrations of metals in rivers of St. Petersburg.

The major disadvantage of federal maximum permissible concentrations for water in commercial fishery reservoirs were considered. The results of calculations of ecologically acceptable concentrations (EAC) of eight metals (iron, copper, lead, manganese, cadmium, nickel, zinc, and cobalt) in fifteen rivers of Saint Petersburg were represented.

Keywords: rivers of St. Petersburg, metals, environmental regulation, ecologically acceptable concentrations.

УДК 556.5 Чигирова Л.Б., Гегиев К.А., Батчаев И.И. Современное состояние экосистемы бассейна реки Черек Кабардино-Балкарской Республики

В статье рассматривается вопрос влияния природных и антропогенных факторов на современное состояние экосистемы бассейна р.Черек с учетом активизации экзогенно-склоновых явлений в регионе. Приведена общая схема гидрологической сети реки Черек.

Ключевые слова: Экосистема, качество воды, экологическая устойчивость водотока, водные биологические ресурсы, экзогенно-склоновые явления, река Черек.

УДК 556.5 Chigirova L.B., Gegiev K.A., Batchaev I.I. Actual condition ecosystem of river basin Cherek of Kabardino-balkaria

Abstract: The issue of influence natural and anthropogenic factors on actual condition ecosystem of river basin Cherek with a glance activization exogenous – slope phenomenon in the region is studied in this article. The general diagram hydrological network river Cherek is adduced here.

Keywords: Ecosystem, water quality, ecological stability watercourse, water biological resources, exogenous – slope phenomenon, river Cherek.

УДК: 556.12:550.46 Шапоренко С.И. О факторах развития зимних заморных явлений в р. Волге.

Многолетняя изменчивость температуры воды и воздуха, количества осадков на водосборе, уровня и расхода воды, загрязнения органическими веществами выступали основными факторами развития резкого дефицита растворенного кислорода и заморных явлений в р. Волга до зарегулирования стока водохранилищами. В настоящее время многие из них продолжают играть существенную роль в развитии неблагоприятных экологических ситуаций, их можно считать универсальными в области распространения димиктических водоемов.

Ключевые слова: дефицит кислорода, заморные явления, температура воды и воздуха, уровень и расход воды, загрязнение.

УДК: 556.12:550.46 Shaporenko S.I. About factors of development of winter mortality phenomens in the Volga river.

Long-term variability of the water and air temperature, rainfall in the catchment area, level and flow of water, organic pollution are the main factors of a sharp deficit of dissolved oxygen and mortality phenomes in the Volga River before the flow regulation by reservoirs starts. Currently, many of them continue to play a significant role in the development of unfavorable environmental situations, they can be considered universal in the double-mixing reservoirs region.

Keywords: lack of oxygen, mortality phenomes, water and air temperature, level and flow of water, pollution.

Раздел 4

УДК 556.18(470.324) Дмитриева В.А., Нefeldова Е.Г. Согласие и конфликтность ведомственных интересов в региональном экологическом мониторинге.

В статье рассматриваются проблемы, возникающие в экологическом мониторинге на региональном уровне. Выявляются точки соприкосновения в интересах различных ведомств, осуществляющих наблюдения, а также их специфические черты, приводящие к разобщенности в деятельности ведомств. Даны рекомендации по решению существующих проблем.

Ключевые слова: региональный мониторинг, качество вод, ведомственные интересы, согласованность, разобщенность.

УДК 556.18(470.324) Dmitrieva V.A., Nefedova E.G. Consent and disconnection of departments' interests in local ecological monitoring.

The paper concerns main problems of local ecological monitoring. Some common interests of departments that operate ecological monitoring have been revealed, also some special interests that determine disconnection of departments have been observed. Some solutions of these problems have been offer.

Key words: monitoring, water quality, interests of departments, consent, disconnection.

УДК 502.51:504.6:626 (282.247.367) Жукова С.В., Шишкин В.М., Куропаткин А.П., Лутынская Л.А., Фоменко И.Ф., Подмарева Т.И., Карманов В.Г., Бурлачко Д.С. К вопросу о «речной доктрине Российской Федерации»

На примере бассейна Нижнего Дона, показано, что предлагаемая под эгидой «Речной доктрины Российской Федерации» реконструкция речных систем идет вразрез с интересами рыбного хозяйства, не соответствует гражданской позиции в деле охраны природных ресурсов, сохранения водных экосистем и их биологического разнообразия.

Ключевые слова: речная доктрина, реконструкция речных систем, последствия антропогенных преобразований, бассейн Нижнего Дона, охрана природы.

УДК 502.51:504.6:626 (282.247.367) Zhukova S.V., Shishkin V.M., Kuropatkin A.P., Lutynskaya L.A., Fomenko I.F., Podmareva T.I., Pockets V.G., Burlachko D.S. On the issue of " river doctrine of the Russian Federation "

Based on the example of the Lower Don, it has been shown that reconstruction of the river systems offered under the auspices of "River Doctrine of the Russian Federation" runs counter to the interests of fisheries, goals of environmental protection, preservation of aquatic ecosystems and their biodiversity.

Keywords: river doctrine, reconstruction of river systems, the effects of anthropogenic change, the Lower Don basin, The Nature Conservancy.

УДК 504.4.054 Запевалов М.А., Дугина И.О., Иванова Е.Г., Семькина Г.И., Журавлева Ю.А., Ковшик О.В. Российско-китайский мониторинг качества вод трансграничных водных объектов бассейна р.Амур

В докладе рассмотрены актуальные вопросы осуществления совместного российско-китайского мониторинга качества трансграничных рек бассейна р.Амур. За период 2007-2014 гг. накоплен уникальный опыт проведения совместных работ и получен большой объем экспериментальных данных, подтверждающих эффективность программы мониторинга.

Ключевые слова: Мониторинг, загрязнение, вода поверхностная, трансграничные реки, Амур

УДК 504.4.054 Zapevalov M.A., Dugina I.O., Ivanova E.G., Semykina G.I., Zhuravleva Yu.A., Kovshik O.V. Russian-chinese environmental quality monitoring for surface transboundary Amur river basin's water

There are widely covered questions of joint Russian - Chinese monitoring of quality AMUR RIVER BASIN'S WATER. For the period of 2007-2014 unique experience of carrying out of joint monitoring is saved up and great volume of the experimental data confirming efficiency of the program of monitoring is received.

Keywords: Environmental monitoring, pollution, transboundary river, Amur

УДК 591.148:593.8(262.5) Мельников В.В., Чепыженко А. А., Чепыженко А. И. Новая компьютерная GIS система для обработки и анализа биофизических данных в экспедиционных условиях

Разработана компьютерная программа "CONDOR GIS", позволяющая в несколько раз увеличить скорость обработки данных гидробиофизического комплекса «КОНДОР». Использование новой методики позволяет автоматически считывать данные зонда, строить базу данных, осуществлять выборку необходимых данных, строить разрезы и карты распределения гидрофизических и биофизических параметров. Новый метод и программное обеспечение может быть использовано при выполнении регионального биофизического мониторинга и при выполнении работ на борту научно-исследовательского судна. GIS система позволяет работать в векторными картами Чёрного, Средиземного морей и Атлантики. Она может быть использована также для обработки исторических массивов данных и прибрежного мониторинга. В случае обработки исторических массивов данных в одной точке имеется возможность временной развёртки изменчивости гидрологических и биофизических данных во всей толще воды с масштабом в 10 см.

Ключевые слова: гидрология, мутность, POB, хлорофилл-а, GIS технологии

УДК 591.148:593.8(262.5) Melnikov V. V., Chepyzhenko A. A., Chepyzhenko A. I. A new computer GIS system for treatment and analysis of biophysical data in the expedition conditions

A new original method, and computer software for biophysical data processing have been created. This technique allows the user to automatically build profiles, sections and maps. This technology speeds up the data processing and significantly expands the possibilities for multidisciplinary analysis on board of the research vessel.

Keywords: hydrology, turbidity, dissolved organic matter, chlorophyll-a, GIS technology

УДК 502.057 504:001.4 Розенталь О.М., Серенькая Е.П. Перспективность сочетания правового и нормативно-технического регулирования водопользования

Исследована возможность замены одноуровневого регулирования водопользования с помощью нормативно-правовых актов, на двухуровневую систему, предусматривающую дополнительное использование стандартов, содержащих детализацию правил выполнения установленных требований. Показано, что такая замена обеспечивает повышенную гибкость и открытость системы, а также снижение коррупционных рисков. Кроме того, при этом вместо правила приемочного контроля «если требования выполняются, то нарушений не обнаружено» заменяется правилом браковочного контроля «если нарушений не обнаружено, то установленные требования выполняются», что упрощает

процедуру доказывания законопослушности водопользователя и повышает привлекательность стандартизации в сфере эксплуатации и охраны водных ресурсов.

Ключевые слова: Стандартизация, регулирование водопользования, двух-уровневая система, безопасное экологическое развитие.

УДК 502.057 504:001.4 Rozentel O.M., Seren'kaya E.P. The prospects of a combination of legal and normative-technical regulation of water consumption

The possibility of replacing the single-level water resource management using the legal acts on the two-level system which would provide for additional use of standards containing the rules of the implementation of the established requirements in details is investigated. It is shown that such a modification provides greater flexibility and openness of the system as well as reducing of corruption risks. Moreover at that time the rule for acceptance inspection «if the requirements are met, the violations are not found» is replaced by the rule for rejection control «if the violations are not found, the established requirements are met», that simplifies the process of proving the water users compliance with the law and increases the attractiveness of standardization in the field of use and protection of water resources.

Keywords: Standardization, water resource management , the two-level system, safe environmental development.

СОДЕРЖАНИЕ

Раздел 1 ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ	
ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ КИСЛОРОДНОГО РЕЖИМА И НЕКОТОРЫЕ МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАЗВИТИЯ ПРИДОННОЙ ГИПОКСИИ В АЗОВСКОМ МОРЕ	
<i>Александрова З.В., Баскакова Т.Е., Долженко С.В.</i>	1
ИОННЫЙ СОСТАВ ВОДЫ ОЗ. БАЙКАЛ ПО ПРОДОЛЬНОМУ РАЗРЕЗУ И В РАЙОНЕ БЦБК	
<i>Аниканова М.Н., Матвеев А.А., Аджиев Р.А.</i>	6
БИОГЕННЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ВОДЕ ОЗЕРА БАЙКАЛ	
<i>Аниканова М.Н., Якунина О.В., Аджиев Р.А.</i>	10
РАСТВОРЕННОЕ ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО В ПАРАТУНСКИХ ОЗЕРАХ (КАМЧАТКА)	
<i>Вецлер Н.М.</i>	14
ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ МЕТАНА В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ	
<i>Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А., Тамбиева Н.С.</i>	19
СОВРЕМЕННАЯ ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДОЕМОВ- ОХЛАДИТЕЛЕЙ КАЛИНИНСКОЙ АЭС	
<i>Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Серяков С.А., Чекмарева Е.А.</i>	25
ОПРЕДЕЛЕНИЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ПЕРЕНОСА МЕДИ ДЛЯ ГУМУСОВОГО ГОРИЗОНТА ПОЧВ ВОДОСБОРА ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	
<i>Гусев Е.М., Кочарян А.Г.</i>	29
ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ИОННОГО СТОКА С ЗАБОЛОЧЕННОГО ВОДОСБОРА р. ПАРАБЕЛЬ (СРЕДНЯЯ ОБЬ)	
<i>Дмитрева Н.С.</i>	34
ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ВОДОЕМОВ ЗАПАДНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ БЕЛОГО МОРЯ: ОТ МОРСКИХ ЛАГУН К МЕРОМИКТИЧЕСКИМ ОЗЕРАМ	
<i>Ефимова Л.Е., Фролова Н.Л., Краснова Е.Д., Телегина Е.А., Телегина А.А., Ефимов В.А.</i>	39
В АРКТИЧЕСКИЕ МОРЯ РОССИИ	
<i>Заславская М.Б., Ефимова Л.Е.</i>	44

КАЧЕСТВЕННЫЙ И КОЛИЧЕСТВЕННЫЙ СОСТАВ АВТОХТОННОГО И АЛЛОХТОННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД КАРЕЛИИ	
<i>Зобкова М.Б., Ефремова Т.А., Сабылина А.В., Лозовик П.А.</i>	49
ОСОБЕННОСТИ ДИНАМИКИ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В КАРБОНАТНЫХ ВОДАХ В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗИРОВАННОГО ЛАНДШАФТА (НА ПРИМЕРЕ ДУДЕРГОФСКОЙ СИСТЕМЫ, г. САНКТ-ПЕТЕРБУРГ)	54
<i>Игнатьева Н.В.</i>	54
РОЛЬ ДИФFUЗНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ФОРМИРОВАНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ (МЕТОДЫ РАСЧЕТА И РАНЖИРОВАНИЕ)	
<i>Кирпичникова Н.В.</i>	59
ГЕНЕЗИС УГЛЕВОДОРОДОВ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ АЗОВСКОГО И ЧЕРНОГО МОРЕЙ	
<i>Корнакова И.Г., Ларин А.А., Павленко Л.Ф., Скрыпник Г.В.</i>	64
КАРБОНАТНАЯ СИСТЕМА МАЛЫХ ОЗЕР ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	
<i>Кремлева Т.А., Паничева Л.П.</i>	69
ОСОБЕННОСТИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ДРЕНАЖНЫХ И КАРЬЕРНЫХ ВОД ВЫРАБОТАННЫХ ВЕРХОВЫХ ТОРФЯНИКОВ (ТВЕРСКАЯ ОБЛАСТЬ)	
<i>Лапина Е.Е.</i>	74
ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ В ВОДЕ р. ПЫШМА СОЕДИНЕНИЙ МЕТАЛЛОВ	
<i>Лобченко Е.Е., Лавренко Н.Ю., Гончаров А.В.</i>	79
ДИНАМИКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАССЕЙНА р. МОСКВА	
<i>Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Лямперт Н.А., Ничипорова И.П., Листопадова Н.Н.</i>	84
ДИНАМИКА СРЕДНЕСЕЗОННЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ВОДЕ МАНЫЧСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ	
<i>Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Первышева О.А., Ничипорова И.П.</i>	89
ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА И ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕК ЧЕРНОМОРСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ РОССИИ	
<i>Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Чернова Т.В.</i>	94
ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ КИСЛОРОДНОГО РЕЖИМА РЕК	
<i>Лобченко Е.Е., Ничипорова И.П., Гончаров А.В., В.А. Исаев В.А.</i>	99

**ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО
СОСТАВА ОЛИГОТРОФНЫХ БОЛОТ В ФОНОВЫХ
И НАРУШЕННЫХ УСЛОВИЯХ**

- Потанова Т.М.* 104
НОВЫЕ ДАННЫЕ О СОДЕРЖАНИИ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ
АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ
И ЗООБЕНТОСЕ ОЗЕРА БАЙКАЛ
- Резников С.А., Лукьянова Н.Н., Аджиев Р.А., Богуш И.В.* 108
ВЛИЯНИЕ ЖИВОТНОВОДСТВА ИДЖЕВАНСКОГО РАЙОНА
НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ВОДЫ РЕКИ АГСТЕВ
- Симонян Г.С., Исаханян М.С., Пирумян Г.П.* 113
ОРГАНИЧЕСКИЕ ВЕЩЕСТВА И МИНЕРАЛИЗАЦИЯ РЕЧНЫХ ВОД
ГОР С ЛЕСО-ЛУГОВЫМИ ТИПАМИ ВЕРТИКАЛЬНОЙ
ПОЯСНОСТИ СНГ
- Смирнов М.П., Ковалева Е.М., Мельникова Н.М., Ковалев А.А.* 116
МНОГОЛЕТНЯЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОД
ИСТОКА РЕКИ АНГАРЫ КАК ОТРАЖЕНИЕ СОСТОЯНИЯ
ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА БАЙКАЛ
- Тарасова Е.Н., Мамонтова Е.А., Мамонтов А.А.* 122
ПРОЦЕСС СУЛЬФАТРЕДУКЦИИ В ВОДЕ ГИДРОГРАФИЧЕСКИ
СВЯЗАННЫХ ОЗЕР НИЖНЕЕ И ВЕРХНЕЕ (АРХАНГЕЛЬСКАЯ
ОБЛАСТЬ), ОТЛИЧАЮЩИХСЯ СТЕПЕНЬЮ АНТРОПОГЕННОЙ
НАГРУЗКИ
- Титова К.В., Кокрятская Н.М., Панова Т.А.* 127
ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ
БИФЕНИЛОВ И РТУТИ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЫБИНСКОГО
ВОДОХРАНИЛИЩА
- Чуйко Г.М., Законнов В.В., Комов В.Т., Бродский Е.С., Шелепчиков А.В.,
Лобус Н.В.* 131

Раздел 2

**ТРАНСФОРМАЦИЯ И МИГРАЦИЯ РАСТВОРЕННЫХ И
ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ
МЕТОДИКА РАСЧЕТА СРЕДНЕМОГОЛЕТНЕГО ИОННОГО СТОКА
ГОРНЫХ РЕК АЗЕРБАЙДЖАНА**

- Абдуев М.А.* 136
СЕЗОННАЯ И ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ДИНАМИКА КОНЦЕНТРАЦИЙ
ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ, БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ И ТЯЖЕЛЫХ
МЕТАЛЛОВ В ДЕЛЬТЕ ДОНА В 2012-2014 гг.
- Бердников С.В., Сорокина В.В., Поважный В.В., Ткаченко А.Н.,
Ткаченко О.В.* 141

ИССЛЕДОВАНИЕ ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ВОДЫ ВЫСОКОГОРНЫХ РЕК СЕВЕРНОГО СКЛОНА ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ БОЛЬШОГО КAVKAZA	
<i>Газаев Х-М.М., Атабиева Ф.А., Кучменова И.И., Жинжакова Л.З.</i>	146
ТРАНСФОРМАЦИЯ РАЗЛИЧНЫХ ФОРМ АЗОТА В ПРЕСНОВОДНОМ ОЗЕРЕ МАСЕЛЪГСКОЕ (КЕНОЗЕРСКИЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ ПАРК)	
<i>Ершова А.А., Морева О.Ю., Чупаков А.В., Неверова Н.В., Воробьева Т.Я., Климов С.И.</i>	150
ОСОБЕННОСТИ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА МАЛЫХ РЕК В БАССЕЙНЕ р. ЗАЯЧЬЯ (АРХАНГЕЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ)	
<i>Лукьянова А.Н.</i>	155
СЕЗОННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ СОДЕРЖАНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ОЗЕР КЕНОЗЕРСКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА	
<i>Морева О.Ю., Ершова А.А., Чупаков А.А., Неверова Н.В., Климов С.И.</i>	160
ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РЕЧНЫХ ВОД ГОРНОЙ ЧАСТИ КАБАРДИНО-БАЛКАРСКОЙ РЕСПУБЛИКИ	
<i>Реутова Т.В., Дреева Ф.Р., Реутова Н.В.</i>	165
РОЛЬ МАССОВЫХ ВИДОВ ЧЕРНОМОРСКИХ МОЛЛЮСКОВ В ФОРМИРОВАНИИ ПОТОКОВ НЕФТЯНЫХ УГЛЕВОДОРОДОВ В УСЛОВИЯХ ПОРТОВЫХ АКВАТОРИЙ	
<i>Соловьёва О.В., Тихонова Е.А.</i>	170
ПОВЕДЕНИЕ ЖЕЛЕЗА НА ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРАХ В СИСТЕМЕ «ШАХТНЫЕ ВОДЫ – РЕКА – ВОДОЕМ»	
<i>Федоров Ю.А., Дмитрик Л.Ю., Галушко М.П.</i>	175
КИСЛОРОД В ВОДЕ ЗОНЫ СМЕШЕНИЯ РЕКА КЯНДА–ОНЕЖСКИЙ ЗАЛИВ БЕЛОГО МОРЯ	
<i>Федоров Ю.А., Савицкий В.А., Коробов В.Б., Лецев А.В., Овсепян А.Э.</i>	179
ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДЫ ПО РАЗРЕЗУ РЕКА КЯНДА – ОНЕЖСКИЙ ЗАЛИВ БЕЛОГО МОРЯ	
<i>Федоров Ю.А., Савицкий В.А., Коробов В.Б., Овсепян А.Э.</i>	182
АНТРОПОГЕННАЯ БАССЕЙНОВАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД НА ЗАБОЛОЧЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ (НА ПРИМЕРЕ БОЛОТА ТЕМНОЕ)	
<i>Харанжевская Ю.А.</i>	186
ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА РЕЧНЫХ ВОД БАССЕЙНА НИЖНЕГО ДОНА И ЗАПАДНОГО ПРИАЗОВЬЯ	
<i>Хорошевская В.О.</i>	190

ВЗВЕШЕННЫЕ ВЕЩЕСТВА И ПЕРЕНОС ГИДРОФОБНЫХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ	
<i>Чуйко Г.М., Трунов Н.М.</i>	195
ПОСПИРОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДЕ ТАЕЖНЫХ РЕК СЕВЕРНОГО СИХОТЭ-АЛИНЯ	
<i>Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М.</i>	198
ТРАНСГРАНИЧНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОД СРЕДНЕГО АМУРА СОЕДИНЕНИЯМИ АЗОТА	
<i>Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М.</i>	203
ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ФОРМ ЖЕЛЕЗА УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ р. СЕВЕРНОЙ ДВИНЫ	
<i>Шорина Н.В., Климов С.И., Воробьева Т.Я., Покровский О.С., Чупаков А.В., Собко Е.И.</i>	207
Раздел 3	
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ РОЛЬ МИДИЙ В ЦИКЛАХ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОМ БАССЕЙНЕ	
<i>Доценко И.В.</i>	210
ЭКОЛОГО-РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ НИЖНЕГО ДОНА И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ	
<i>Жукова С.В., Мирзоян А.В., Подмарева Т.И., Лутынская Л.А., Фоменко И.Ф., Бурлачко Д.С., Карманов В.Г., Шишкин В.М., Куропаткин А.П.</i>	215
ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ КРУПНЕЙШИХ ПРЕСНОВОДНЫХ ОЗЕР РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ	
<i>Измайлова А.В.</i>	221
БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ГИДРОБИОНТОВ КАК ИНСТРУМЕНТ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ	
<i>Клишко О.К.</i>	226
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ УГЛЕРОДНЫХ СОРБЕНТОВ ИЗ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОТХОДОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ИОНОВ МЕДИ (II)	
<i>Лозинская Е.Ф., Митракова Т.Н., Верютина М.А., Лукьянчикова О.Н.</i>	231
СЕРОВОДОРОДНОЕ ЗАРАЖЕНИЕ ОТДЕЛЯЮЩИХСЯ ОТ БЕЛОГО МОРЯ ОЗЕР (ОЗ. КИСЛО-СЛАДКОЕ И НИЖНЕЕ ЕРШОВСКОЕ)	
<i>Лосюк Г.Н., Кокрятская Н.М.</i>	236

ПОЛИХЛОРИРОВАННЫЕ БИФЕНИЛЫ И ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ ПЕСТИЦИДЫ В РЫБАХ ПРОМЫСЛОВЫХ РАЙОНОВ АНГАРСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ: УРОВНИ И ОЦЕНКА РИСКОВ <i>Мамонтова Е.А., Тарасова Е.Н., Мамонтов А.А.</i>	240
ОЦЕНКА СПОСОБНОСТИ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ К САМООЧИЩЕНИЮ НА ПРИМЕРЕ АКВАТОРИИ ЮЖНОЙ БУХТЫ СЕВАСТОПОЛЬСКОГО РЕГИОНА <i>Мезенцева И.В. Совга Е.Е.</i>	245
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА <i>Минакова Е.А., Мухаметшин Ф.Ф., Мухаметшина Е.Г., Шлычков А.П.</i>	249
ТЕХНОГЕННЫЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ, СТОЧНЫХ ВОДАХ КРЫМА И В ОЗЕРЕ ДОНУЗЛАВ В ПЕРИОДЫ 1999, 2002 – 2003 гг. <i>Рябинин А.И., Клименко Н.П., Боброва С.А., Мальченко Ю.А.</i>	254
ФТОР В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ БАССЕЙНОВ СЕЛЕНГИ И АРГУНИ <i>Савенко А.В., Савенко В.С., Ткаченко О.В.</i>	258
ИССЛЕДОВАНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В НЕВСКОЙ ГУБЕ ФИНСКОГО ЗАЛИВА <i>Светашова Е.С., Екимова С.Б.</i>	263
ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПРИТОКОВ РЕКИ ДЕБЕД <i>Симонян А.Г., Пирумян Г.П.</i>	267
КЛОСТРИДИИ: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ, СВЯЗЬ С ГИДРОХИМИЧЕСКИМИ ПОКАЗАТЕЛЯМИ, МЕТАНОМ И СЕРОВОДОРОДОМ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ ВОСТОЧНОГО ДОНБАССА <i>Федоров Ю.А., Морозова М.А., Трубник Р.Г.</i>	270
ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ МЕТАЛЛОВ В ВОДОТОКАХ САНКТ-ПЕТЕРБУРГА <i>Фрумин Г.Т.</i>	275
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ БАССЕЙНА РЕКИ ЧЕРЕК КАБАРДИНО-БАЛКАРСКОЙ РЕСПУБЛИКИ <i>Чигирова Л.Б., Гегиев К.А., Батчаев И.И.</i>	279
О ФАКТОРАХ РАЗВИТИЯ ЗИМНИХ ЗАМОРНЫХ ЯВЛЕНИЙ В Р. ВОЛГА <i>Шапоренко С.И.</i>	283

Раздел 4

НАУЧНЫЕ И ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ МОНИТОРИНГА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ

СОГЛАСИЕ И КОНФЛИКТНОСТЬ ВЕДОМСТВЕННЫХ ИНТЕРЕСОВ
В РЕГИОНАЛЬНОМ ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ

Дмитриева В.А., Нефедова Е.Г...... 288
К ВОПРОСУ О «РЕЧНОЙ ДОКТРИНЕ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ»

*Жукова С.В., Шишкин В.М., Куропаткин А.П., Лутынская Л.А.,
Фоменко И.Ф., Подмарева Т.И., Карманов В.Г., Бурлачко Д.С.*..... 292

РОССИЙСКО-КИТАЙСКИЙ МОНИТОРИНГ КАЧЕСТВА ВОД
ТРАНСГРАНИЧНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БАССЕЙНА р. АМУР

*Запевалов М.А., Дугина И.О., Иванова Е.Г., Семькина Г.И.,
Журавлева Ю.А., Ковшик О.В.*..... 297

НОВАЯ КОМПЬЮТЕРНАЯ GIS СИСТЕМА ДЛЯ ОБРАБОТКИ И
АНАЛИЗА БИОФИЗИЧЕСКИХ ДАННЫХ В ЭКСПЕДИЦИОННЫХ
УСЛОВИЯХ

Мельников В.В., Чепыженко А.А., Чепыженко А.И...... 301

ПЕРСПЕКТИВНОСТЬ СОЧЕТАНИЯ ПРАВОВОГО И НОРМАТИВНО-
ТЕХНИЧЕСКОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

Розенталь О.М., Серенькая Е.П...... 306