

ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

УДК 579.26

Л. М. КОНДРАТЬЕВА*, Д. В. АНДРЕЕВА*, Е. М. ГОЛУБЕВА**

*Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, г. Хабаровск

**Институт тектоники и геофизики ДВО РАН, г. Хабаровск

ВЛИЯНИЕ КРУПНЫХ ПРИТОКОВ НА БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В РЕКЕ АМУР

Представлены результаты экспериментальных исследований влияния крупных притоков (реки Зeya, Бурея и Сунгари) на формирование качества воды в р. Амур при трансформации органических веществ в донных отложениях. На основе спектрального метода и биогеохимической индикации показана аккумуляция токсичных тяжелых металлов (ртуть, свинец, кадмий) на участках седиментации взвешенных наносов, формирующихся вдоль правого берега от устья р. Сунгари до г. Комсомольска-на-Амуре, и обоснован риск образования локальных сероводородных зон на нижнем Амуре.

Ключевые слова: река Амур, донные отложения, тяжелые металлы, трансформация, сульфатредукция, качество воды.

Presented are the results from experimental investigations into the influence of large tributaries (the Zeya, Bureya and Sungari rivers) on the water quality formation in the Amur river during the transformation of organic matter in bottom sediments. A spectral method and biogeochemical indication were used to show that toxic heavy metals (mercury, lead, and cadmium) accumulate in river sections of sedimentation of suspended load forming along the right bank from the mouth of the Sungari river to the city of Komsomolsk-on-Amur, and to substantiate the risk of emergence of local hydrogen sulfide zones on the lower Amur.

Keywords: Amur river, bottom sediments, heavy metals, transformation, sulfate reduction, water quality.

ВВЕДЕНИЕ

Экологические проблемы, связанные с качеством воды в крупных реках, в настоящее время представляют собой комплексный феномен, который обусловлен следующими факторами:

1) природными (изменение климата, динамика русловых процессов, биогеохимические процессы в депонирующих компонентах экосистем, самоочищающая способность и др.);

2) социальными (экологическое образование и мировоззрение; культура природопользования; уровень квалификации специалистов, занимающихся водным хозяйством; урбанизация, сопровождаемая локальным прессингом на речные экосистемы, и др.);

3) технологическими (устаревшие технологии производства с большим количеством сбрасываемых сточных вод; строительство гидротехнических сооружений; несовершенные методы водозабора и водоподготовки и др.);

4) экономическими (низкие капиталовложения в строительство очистных сооружений на предприятиях и обустройство водоохраных зон; отсутствие финансирования крупных междисциплинарных экологических проектов, направленных на научное прогнозирование, и др.).

Решение экологических проблем, связанных с качеством водных ресурсов, и обеспечение экологической безопасности требуют комплексного подхода и совершенствования современной методологии мониторинга, широкого применения бассейнового и экосистемного подходов к информационному обеспечению научного прогнозирования технологических и экологических рисков, моделированию экстремальных ситуаций. Для оценки стабильности функционирования водных экосистем используются гидробиологические, биохимические и биогеохимические методы исследований, вклю-

чая биоиндикацию и биотестирование компонентов среды обитания на загрязнение токсичными веществами [1].

Острота экологических проблем в бассейне Амура связана с инфраструктурой промышленного производства, созданием гидротехнических сооружений, добычей полезных ископаемых, использованием в сельском хозяйстве минеральных и органоминеральных удобрений, пестицидов на сопредельных территориях трех государств (России, Китая, Монголии). Кроме того, в формировании качества воды в среднем и нижнем Амуре участвуют три главных притока: реки Зея, Буряя и Сунгари, в бассейнах которых в последние годы построены водохранилища, что вызвало значительные изменения в гидрологическом режиме и химическом составе воды как в самих притоках, так и в основном русле Амура. При оценке экологического состояния р. Амур важное место отводится изучению трансграничного загрязнения с территории Китая, в том числе поступления разнообразных поллютантов со стоком р. Сунгари [2–5].

Качество и вторичное загрязнение водной среды, возможность биоаккумуляции различных элементов и их передача по трофическим цепям, поведение токсичных элементов в контактной зоне вода–дно напрямую связаны с динамикой биогеохимических процессов разложения органических веществ, поступающих с поверхностным стоком и в составе сточных вод [6]. Содержание и химический состав взвешенных веществ могут служить критерием антропогенной трансформации ландшафтов, оказывающей существенное влияние на характер терригенного стока, на гидрографические показатели малых водотоков и крупных притоков изучаемых бассейнов рек.

Загрязнение р. Сунгари взвешенными веществами существенно влияет на качество воды в р. Амур. Например, после интенсивных дождевых паводков летом 1998 г. содержание взвешенных веществ в Амуре ниже устья р. Сунгари составляло 417 мг/дм^3 , а вниз по течению в районе г. Хабаровска оно снижалось до 240 мг/дм^3 [7, 8]. Взвешенные вещества, выносимые со стоком р. Сунгари, мигрируют по основному руслу Амура и принимают участие в формировании донных отложений, обеспечивая поступление органических веществ и различных элементов, в том числе токсичных тяжелых металлов. Поэтому оценка влияния токсичных тяжелых металлов на некоторые биогеохимические процессы, происходящие на различных участках реки, может стать основой для экологического прогнозирования негативных эффектов для гидробионтов. В свою очередь изучение биогеохимических процессов, происходящих в устьевых зонах главных притоков Амура, подверженных интенсивному антропогенному воздействию, можно отнести к приоритетным направлениям исследования механизмов формирования качества природных вод в Приамурье [9].

В настоящей работе рассматривается влияние ионов тяжелых металлов (ртути, свинца и кадмия) на биогеохимические процессы формирования качества воды в р. Амур. Для сравнения использованы участки среднего и нижнего Амура, находящиеся под влиянием стока трех крупных притоков (реки Зея, Буряя и Сунгари).

ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Амур — трансграничная река, ее бассейн расположен на территории трех государств — России (54 % площади бассейна), Китая (44,2 %), Монголии (1,8 %), и представляет собой крупную природную систему, состоящую из множества речных бассейнов, находящихся в различных природно-климатических зонах. В формировании качества воды Амура принимают участие 2827 притоков. К наиболее многоводным рекам относятся: Зея, Уссури, Буряя, Амгунь, Шилка, Тунгуска, Анюй, Горин, Гур [10].

Пробы донных отложений (ДО) отобраны во время комплексных экспедиций: в июле 2005 г. (по гранту международной организации ООН-ХАБИТАТ), в июле 2006 г. (по заданию МПР Хабаровского края в рамках проекта «Оценка состояния гидробионтов р. Амур после техногенной аварии в бассейне реки Сунгари») и в 2008–2009 гг. (во время экспедиций сотрудников Института водных и экологических проблем ДВО РАН). С помощью штангового дночерпателя взяты поверхностные слои донных осадков (0–15 см) в зоне влияния крупных притоков (Зея, Бурей, Сунгари) и городов (Хабаровска, Амурска и Комсомольска-на-Амуре).

Для биоиндикации загрязнения ДО органическими веществами и тяжелыми металлами использованы следующие индикаторные группы микроорганизмов: аммонифицирующие, нитрифицирующие, денитрифицирующие и сульфатредуцирующие бактерии. Численность этих групп и устойчивость их к загрязнению тяжелыми металлами определяли на агаризованных селективных средах [11–13]. Для определения содержания токсичных элементов в ДО применяли экспресс-методику извлечения эле-

ментов при неполном разрушении силикатной основы [14]. Экстракцию подвижных форм металлов из проб ДО проводили при нагревании с 1М HNO₃, затем добавляли перекись водорода [15]. В полученных растворах определяли содержание тяжелых металлов на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой (ICP MS) фирмы «Perkin Elmer» (США) методом Total Quant.

При экспериментальном исследовании устойчивости микробных комплексов к загрязнению использованы ионы тяжелых металлов в следующих концентрациях: Cd²⁺ 0,001 и 0,002 мг/дм³; Pb²⁺ 0,01 и 0,02 мг/дм³; Hg⁺ 0,0005 и 0,001 мг/дм³. Выбор концентраций тяжелых металлов обусловлен спецификой загрязнения воды и донных отложений р. Амур и ландшафтными особенностями территории водосбора [4, 16].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Донные отложения выступают в качестве депонирующей среды для различных групп химических веществ: лабильные и стойкие органические вещества природного и антропогенного происхождения, включая ксенобиотики; отдельные элементы, в том числе токсичные тяжелые металлы [6, 17, 18]. В результате изменения физико-химических, гидрологических условий в водотоке и сорбционных свойств самих отложений, а также происходящих биогеохимических процессов ДО могут не только аккумулировать химические соединения, но и выступать источником вторичного загрязнения водной среды. Бентосные микробные комплексы, участвуя в разложении аллохтонных и автохтонных органических веществ донных осадков, становятся важными агентами в миграции тяжелых металлов в контактной зоне вода–дно, изменяя их растворимость и, соответственно, биодоступность и токсичность [6].

Содержание тяжелых металлов в донных отложениях р. Амур. Донные отложения как один из компонентов водной экосистемы играют определяющую роль в формировании качества воды р. Амур. Исследования ДО показали, что их илистые фракции (водно-пептизируемые и агрегированные илы) характеризуются высокой аккумулятивной способностью по отношению к Fe, Mn, Cu и Zn [19].

При исследовании загрязнения ДО р. Амур тяжелыми металлами в зоне влияния крупных притоков (реки Зея, Бурей и Сунгари) летом 2005 г. максимальные концентрации трех приоритетных токсичных элементов (ртуть, свинец, кадмий) были выявлены ниже устья Буреи (табл. 1). Содержание ртути в ДО на этом участке реки составляло 0,14 мг/кг сухого веса, тогда как в устьевых зонах рек Зея и Сунгари ее концентрация была в пределах 0,03 и 0,075 мг/кг сухого веса соответственно.

В июле 2006 г. при выполнении проекта по заданию МПР Хабаровского края проводилось определение содержания тяжелых металлов в донных наносах (ДН), поступающих со стоком различных притоков Амура. Наибольшие концентрации всех исследованных тяжелых металлов были характерны для ДН, поступающих с водами р. Бурей. На участке от устья Буреи до Хабаровска содержание свинца в ДН уменьшалось с 14,6 до 8,2 мг/кг. Ниже устья Сунгари содержание этого элемента в наносах у правого и левого берега было практически одинаковым: 11,3 и 11,5 мг/кг соответственно. Поведение ртути и кадмия оказалось более сложным. Так, на участке от устья Буреи до устья Сунгари их концентрация в ДН уменьшалась: ртути с 0,14 до 0,032 мг/кг и кадмия с 0,5 до 0,1 мг/кг. Ниже устья Сунгари содержание ртути в наносах у правого берега заметно превышало соответствующий показатель для наносов, отобранных у левого берега (0,075 и 0,032 мг/кг соответственно). Содержание ртути в ДН сохранялось на достаточно высоком уровне (0,075–0,077 мг/кг) фактически до г. Хабаровска.

Дальнейшие исследования содержания токсичных элементов в донных отложениях р. Амур проводили летом 2008 г. на нижнем Амуре. Пробы отбирали выше и ниже по течению у крупных городов — Хабаровска, Амурска, Комсомольска-на-Амуре. По сравнению с донными отложениями,

Таблица 1

Концентрация тяжелых металлов (мг/кг сухого вещества) в донных отложениях устьевых зон рек Бурей, Зея и Амур на участке от устья р. Сунгари до г. Хабаровска (2005 г.)

Место отбора проб	Pb	Cd	Hg
Устье р. Зея	3,90	0,10	0,03
Устье р. Бурей	14,60	0,50	0,14
Амур, ниже устья р. Сунгари, левый берег	11,50	0,10	0,032
Амур, ниже устья р. Сунгари, правый берег	11,30	0,20	0,075
Амур, выше г. Хабаровска, левый берег	8,40	0,25	0,085
Амур, выше г. Хабаровска, правый берег	11,15	0,20	0,014

Таблица 2

Содержание токсичных элементов (мкг/г) в донных отложениях нижнего Амура (лето 2008 г.)

Пункт отбора проб			Pb	Cd	Hg	As
Хабаровск	левый берег	выше	2,662	0,007	0,036	1,487
		ниже	5,552	0,025	0,099	3,597
	правый берег	выше	2,867	—	0,259	0,987
		ниже	0,748	—	0,003	0,870
Амурск	левый берег	выше	5,195	0,023	0,056	2,644
		ниже	6,949	0,014	0,128	1,606
	правый берег	выше	2,523	—	0,019	2,056
		ниже	2,890	0,008	0,036	1,976
Комсомольск-на-Амуре	левый берег	выше	3,222	—	0,009	1,685
		ниже	4,008	0,016	0,040	1,746
	правый берег	выше	11,363	0,032	0,047	3,885
		ниже	5,960	0,017	0,140	7,741

Примечание. Прочерк — данные отсутствуют.

отобранными выше Хабаровска, содержание цинка и меди в донных отложениях ниже Комсомольска-на-Амуре возрастало в 3 и 5 раз соответственно. Как видно из табл. 2, максимальное загрязнение ионами ртути регистрируется выше Хабаровска вдоль правого берега. Высокие концентрации свинца и мышьяка характерны для ДО, отобранных вдоль правого берега в районе Комсомольска-на-Амуре. Однако это не связано с влиянием стоков этого индустриального центра, так как он расположен на левом берегу.

Устойчивость бактериобентоса к тяжелым металлам. Дополнительные сведения о ртутном загрязнении донных отложений р. Амур получены в 2009 г. при исследовании устойчивости бентосных микроорганизмов к различным ионам тяжелых металлов [20]. Использованные в эксперименте концентрации кадмия (0,001–0,002 мг/дм³) были значительно ниже тех значений, которые вызывают экологический стресс у рыб (0,01 мг/дм³) и кадмиевую интоксикацию у некоторых моллюсков (0,05 мг/дм³). Однако численность сульфатредуцирующих бактерий в зоне влияния р. Сунгари сокращалась при выбранных концентрациях в 4 и 10 раз соответственно. Менее чувствительными к выбранным концентрациям кадмия оказались сульфатредуцирующие бактерии ниже устьев рек Бурея и Зея.

Проведенные биогеохимические исследования показали, что основные группы микроорганизмов, участвующих в цикле азота (аммонифицирующие, нитрифицирующие, денитрифицирующие бактерии), оказались в различной степени устойчивыми к загрязнению местообитаний тяжелыми металлами. Максимальную устойчивость к ртути при концентрации 0,0005 мг/дм³ проявляли аммонифицирующие и нитрифицирующие бактерии из донных отложений, отобранных ниже устья Сунгари. Несмотря на низкую численность, денитрифицирующие бактерии, местообитания которых расположены в зоне влияния Буреи, также оказались устойчивыми к ртутному загрязнению.

Увеличение концентрации ртути в два раза приводило к более существенному сокращению численности сульфатредуцирующих бактерий из донных отложений, отобранных ниже устья р. Сунгари, тогда как бактериобентос в зоне влияния Буреи оказался более устойчивым к выбранному диапазону концентраций ртути, что может быть связано с хроническим загрязнением их местообитаний ртутью (рис. 1).

Обнаруженная устойчивость отдельных групп бактериобентоса к ртути может быть связана с их непосредственным участием в образовании метилртути. Степень ее токсичности в водных экосистемах зависит от многочисленных факторов: концентрации и продолжительности действия токсиканта, температуры и pH воды, количества растворенного кислорода и наличия комплексообразователей [17, 18, 21, 22].

В 2010–2011 гг. регистрировалось повышенное содержание ртути в воде Амура, которое не было связано с трансграничным загрязнением. Дискуссия по поводу высоких концентраций ртути сводилась к обсуждению методик ее определения. Однако к выявлению причинно-следственных связей до настоящего времени не приступали, несмотря на существующий ряд предпосылок.

Ртуть присутствует в затапливаемых почвах, растительности и оседающем взвешенном материале водохранилищ. Например, в лесном опаде до 70 % ртути находится в связанном состоянии, а в верх-

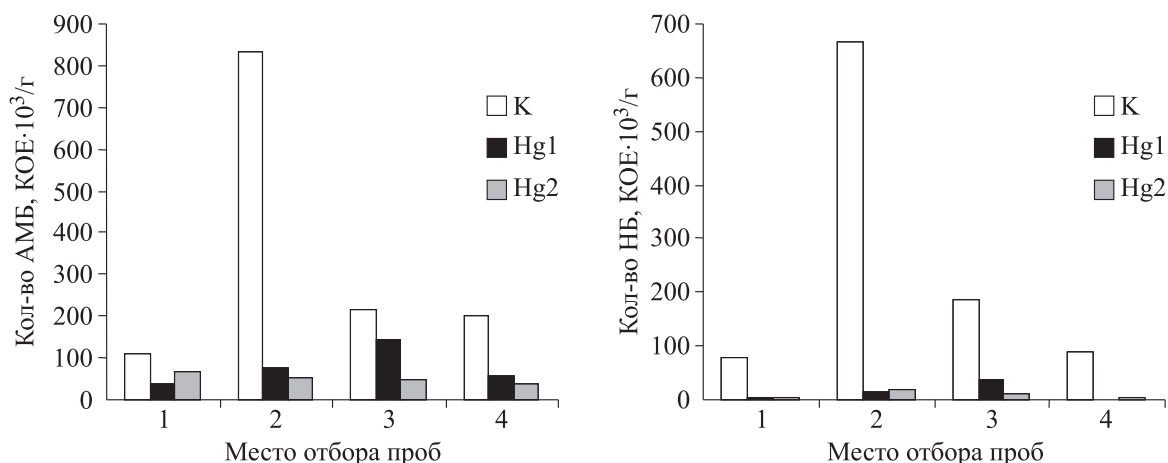


Рис. 1. Влияние содержания ртути (Hg1 — 0,0005 мг/дм³; Hg2 — 0,001 мг/дм³) на численность бентосных аммонифицирующих (АМБ) и нитрифицирующих (НБ) бактерий из различных местообитаний р. Амур.

1 — ниже устья р. Зeya, 2 — ниже устья р. Бурея, 3 — ниже устья р. Сунгари, 4 — ниже г. Фуюань.
К — контроль.

нем горизонте почв (А) общая концентрация ртути может достигать до 0,23 мг/кг [16]. В результате биогеохимических процессов, включая микробиологическую деструкцию растительных остатков и гуминовых веществ почв, ртуть переходит в более токсичную метилированную форму (метилртуть). Это резко увеличивает ее миграционную способность, поступление в толщу воды и накопление гидробионтами [21]. Повышение содержания ртути в ДО и рыбе в недавно созданных водохранилищах является их универсальным свойством.

Накопление ртути в ДО и гидробионтах ниже плотин может происходить при ее низком фоновом содержании в воде [23]. В связи с этим повышенное содержание ртути в ДО, отобранных в устьевой зоне Буреи, может быть связано с заполнением в 2003 г. ложа Бурейского водохранилища. К тому же здесь было затоплено большое количество деревьев на корню и спиленной, но не вывезенной древесины. Биогеохимические исследования техногенного рассеивания тяжелых металлов показали, что древесная растительность по сравнению с травянистой в большей степени накапливает такие элементы, как кадмий, свинец, барий и стронций [24]. Эти тяжелые металлы при деструкции затопленной древесины могут хронически загрязнять воды водохранилища и поступать со стоком в устьевую зону Буреи, а затем в Амур [9].

Несмотря на проводимый социально-экологический мониторинг зоны влияния крупных гидроэлектростанций на Амуре, официальные данные о содержании ртути в воде и донных отложениях Зейского и Бурейского водохранилищ пока отсутствуют.

Риск образования сероводородных зон. Одним из показателей евтрофирования водных экосистем является сульфатредукция. При окислении органических веществ, по мере уменьшения концентрации растворенного кислорода, донором электронов вместо молекулярного кислорода могут выступать нитраты, восстанавливаемые в результате денитрификации до нитрит-ионов, гидроксилamina, заки-

си азота, молекулярного и аммонийного азота, а также сульфаты, которые при участии сульфатредуцирующих бактерий восстанавливаются до H₂S [25].

Несмотря на различное количество сульфатредуцирующих бактерий из разных местообитаний, сульфатредукторы из донных отложений, отобранных ниже стока р. Сунгари, отличались повышенной устойчивостью к загрязнению ионами ртути (табл. 3).

Таблица 3

Влияние ионов кадмия и ртути на численность сульфатредуцирующих бактерий из различных местообитаний р. Амур (КОЕ·10³/г сырого веса)

Место отбора проб донных отложений	Контроль	Концентрация, мг/дм³			
		Cd ²⁺		Hg ²⁺	
		0,001	0,002	0,0005	0,001
Ниже устья р. Зeya	54 ± 4	25 ± 3	9 ± 2	20 ± 3	5 ± 1
Ниже устья р. Бурея	78 ± 2	30 ± 3	7 ± 5	47 ± 28	7 ± 3
Ниже устья р. Сунгари	123 ± 3	32 ± 3	12 ± 3	81 ± 2	4 ± 2
Ниже г. Фуюань	70 ± 3	19 ± 2	12 ± 1	27 ± 2	4 ± 2

Наиболее адаптированными к присутствию кадмия $0,001 \text{ мг/дм}^3$ оказались сульфатредуцирующие бактерии из донных отложений, отобранных в устьевых зонах Зеи и Буреи. Эти данные свидетельствуют о локальном загрязнении донных отложений Амура конкретными тяжелыми металлами. Более того, учитывая сопряженность процессов сульфатредукции и метилирования ртути, можно предположить, что наиболее активно они происходят на тех участках реки, где фиксируются повышенное евтрофирование и лимит кислорода, а в водной среде и донных отложениях присутствует ртуть.

С увеличением концентрации сероводорода и гидросульфида метилртуть преобразуется в диметилртуть. Возможно также образование гидросульфидных комплексов ртути, которые вновь переходят в раствор, что способствует увеличению ее содержания в иловых водах [26]. Поэтому в зонах с высокой интенсивностью сульфатредукции существуют предпосылки для высвобождения ртути из донных отложений. Ранее поведение ртути в р. Амур связывали в основном с присутствием гуминовых веществ [16], не принимая во внимание микробиологические процессы метилирования и сульфатредукции, которые происходят в донных отложениях.

Для выявления зон риска образования сероводорода в зонах аккумуляции взвешенных веществ с высоким содержанием органических соединений нами предложен специальный коэффициент риска $R(\text{H}_2\text{S})$, учитывающий численность двух физиологических групп микроорганизмов, принимающих участие в процессах аммонификации и сульфатредукции: $R(\text{H}_2\text{S}) = N_{(\text{СРБ})}/N_{(\text{АМБ})}$.

Этот коэффициент позволяет определить направленность ведущих биогеохимических процессов в трансформации и деструкции органических веществ в контактной зоне вода–дно при интенсивном евтрофировании водных экосистем. Кроме того, его можно использовать для оценки соотношения между процессами самоочищения и вторичного загрязнения водной среды восстановленными соединениями серы при сбросе сточных вод с высоким содержанием сульфатов. По мере увеличения этого коэффициента можно прогнозировать экстремальные экологические ситуации с интоксикацией водных организмов.

Сравнительный анализ разных участков р. Амур показал существенные различия в значениях $R(\text{H}_2\text{S})$ на среднем и нижнем Амуре. Минимальные значения $R(\text{H}_2\text{S})$ зафиксированы в устьевой зоне р. Бурея, а на участке от устья р. Сунгари до г. Фуюань этот показатель увеличивался (рис. 2). Однако максимальный показатель риска образования сероводородных зон рассчитан вдоль правого берега между Хабаровском и Комсомольском-на-Амуре (рис. 3). Принимая во внимание, что Амурско-Комсомольский урбопромышленный комплекс расположен на левом берегу, его вклад в загрязнение Амура компонентами, провоцирующими процессы сульфатредукции, существенно ниже, чем в зоне влияния р. Сунгари и сточных вод Хабаровска.

Прогнозирование риска образования локальных сероводородных зон вдоль правого берега Амура может быть связано с формированием зон аккумуляции взвешенных наносов на данном участке реки. Вдоль правого берега на химический состав донных отложений и характер биогеохимических процес-

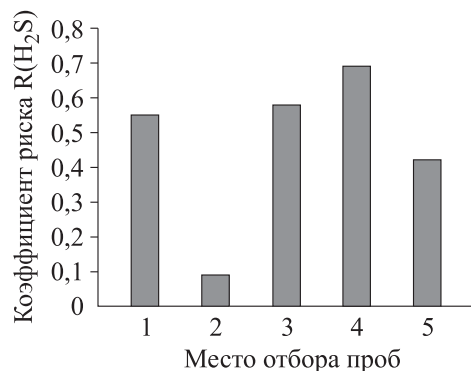


Рис. 2. Изменение коэффициента риска образования сероводородных зон на среднем Амуре в 2009 г.

1 — ниже устья р. Зея, 2 — ниже устья р. Бурея, 3 — ниже устья р. Сунгари, 4 — выше г. Фуюань, 5 — ниже г. Фуюань.

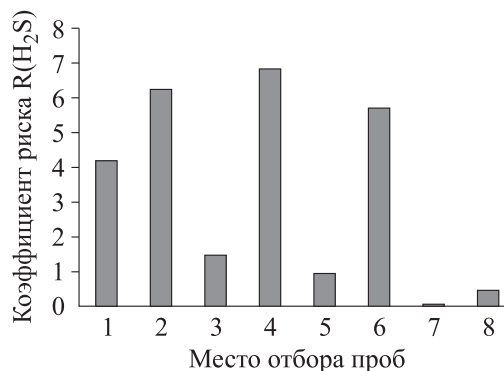


Рис. 3. Изменение коэффициента риска образования сероводородных зон на нижнем Амуре в 2008 г.

Выше г. Амурска: 1 — левый берег, 2 — правый берег. Ниже г. Амурска: 3 — левый берег, 4 — правый берег. Выше г. Комсомольска-на-Амуре: 5 — левый берег, 6 — правый берег. Ниже г. Комсомольска-на-Амуре: 7 — левый берег, 8 — правый берег.

сов трансформации веществ оказывает влияние сброс сточных вод, прошедших неполную очистку на очистных сооружениях Хабаровска. В материалах о состоянии окружающей среды Хабаровского края [27] приводятся данные о том, что в поверхностные водные объекты сбрасываются: без очистки — 45,61 млн м³ и недостаточно очищенных — 150,03 млн м³ сточных вод.

Высокое содержание взвешенных веществ во время паводков на участке реки от Хабаровска до Комсомольска-на-Амуре обусловлено влиянием р. Сунгари. Такое доказательство было получено во время мониторинга последствий техногенной аварии в Китае в период ледостава 2005–2006 гг. по маркерному соединению — нитробензолу [28]. Этот поллютант, поступивший с сунгарийскими водами, несмотря на происходящее разбавление вниз по течению Сунгари и Амура, был зарегистрирован в районе Комсомольска-на-Амуре. Следовательно, на образование локальных сероводородных зон на данном участке реки (у ее правого берега) вполне могут влиять загрязненные сунгарийские воды. Так, летом 2008 г. ниже Хабаровска были зарегистрированы массовые заморы рыбы, которые могли быть связаны с высокими температурами и интоксикацией вследствие образования сероводорода.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Согласно проведенным исследованиям, крупные притоки Амура (реки Зея, Бурея и Сунгари) оказывают существенное влияние на биогеохимические процессы, происходящие в донных отложениях, которые в свою очередь определяют качество воды и вероятность вторичного загрязнения.

Ртуть, свинец и кадмий в выбранном диапазоне концентраций оказались токсичными для аммонифицирующих, нитрифицирующих и денитрифицирующих бактерий из донных отложений, отобранных ниже устья Зеи и г. Фуюань. Ниже стока рек Бурея и Сунгари денитрификаторы проявляли устойчивость к ртути в концентрации 0,0005 мг/дм³, что может быть связано с их адаптацией к хроническому загрязнению донных отложений этим токсикантом.

Прогнозирование образования сероводородных зон имеет большое значение для выявления локальных участков на Амуре, подверженных антропогенному влиянию. Благодаря особенностям метаболизма сульфатредуцирующих бактерий, они оказались устойчивыми к ртутному загрязнению. Интенсивность процессов сульфатредукции в зоне влияния рек Бурея и Сунгари может зависеть от степени загрязнения местообитаний ртутью и кадмием. По результатам исследования можно прогнозировать увеличение суммарного экологического риска для гидробионтов при евтрофировании, поступлении сульфатов и тяжелых металлов. Отметим, что аддитивные эффекты от воздействия ионов тяжелых металлов и сероводорода на жизнедеятельность различных групп зообентоса и рыб практически не изучены.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы 14 фундаментальных исследований Отделения наук о Земле РАН «Состояние окружающей среды и прогноз ее динамики под влиянием быстрых глобальных и региональных природных и социально-экономических изменений» (№ 09-И-ОНЗ-04).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Ивашов П. В.** Биогеохимическая индикация загрязнения экосистем химическими элементами // Биогеохимические и гидроэкологические исследования техногенных экосистем. — Владивосток: Дальнаука, 2004. — Вып. 14. — С. 7–114.
2. **Иванова Е. Г.** Опыт совместных российско-китайских исследований рек Амур и Сунгари // Наука и природа Дальнего Востока. — 2004. — № 1. — С. 40–42.
3. **Кондратьева Л. М., Фишер Н. К., Стукова О. Ю., Золотухина Г. Ф.** Загрязнение р. Амур полиароматическими углеводородами // Вестн. ДВО РАН. — 2007. — № 4. — С. 17–26.
4. **Кот Ф. С.** Рассеянные металлы в донных отложениях р. Амур и зоны смешения в Охотском море. Оценка антропогенной составляющей // Геохимические и биогеохимические процессы в экосистемах Дальнего Востока. — Владивосток: Дальнаука, 1999. — Вып. 9. — С. 80–91.
5. **Шестёркин В. П., Шестёркина Н. М., Форица Ю. А., Ри Т. Д.** Трансграничное загрязнение Амура в зимнюю межень 2005–2006 гг. // География и природ. ресурсы. — 2007. — № 2. — С. 40–44.
6. **Кондратьева Л. М.** Экологический риск загрязнения водных экосистем. — Владивосток: Дальнаука, 2005. — 299 с.
7. **Дугина И. О.** К вопросу об увеличении мутности Амура у Хабаровска летом 1998 года // Амур на рубеже веков. Ресурсы, проблемы, перспективы: Материалы Междунар. науч. конф. — Хабаровск: Изд-во Ин-та водных и экологических проблем ДВО РАН, 1999. — Ч. 1. — С. 28–30.

8. **Ким В. И., Шамов В. В.** Характеристика твердого стока среднего Амура // Геолого-геохимические исследования на Дальнем Востоке. — Владивосток: Дальнаука, 2000. — Вып. 10. — С. 186–191.
9. **Факторы** формирования качества воды на нижнем Амуре / Под ред. Л. М. Кондратьевой. — Владивосток: Дальнаука, 2008. — 217 с.
10. **Мордовин А. М.** Водные ресурсы Амура и проблемы водопользования в его бассейне // Амур на рубеже веков. Ресурсы, проблемы, перспективы: Материалы Междунар. науч. конф. — Хабаровск: Изд-во Ин-та водных и экологических проблем ДВО РАН, 1999. — Ч. 2. — С. 78–81.
11. **Горленко В. М., Дубинина Г. А., Кузнецов С. И.** Экология водных микроорганизмов. — М.: Наука, 1977. — 289 с.
12. **Методы** общей бактериологии / Под ред. Ф. Герхардта, Р. Мюррея, Р. Костиолу и др. — М.: Мир, 1984. — 64 с.
13. **Микроорганизмы** в экосистемах Приамурья / Под ред. Л. М. Кондратьевой. — Владивосток: Дальнаука, 2000. — 198 с.
14. **Хавезов И., Цалев Д.** Атомно-абсорбционный анализ: Пер. с болг. — Л.: Химия, 1983. — 144 с.
15. **Методика** выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой. ПНД Ф 16.1:2.3: 3.11–98. — М.: Гос. комитет РФ по охране окружающей среды, 1998. — 28 с.
16. **Кот Ф. С., Матюшкина Л. А., Рапопорт В. Л., Дугина И. О.** К формам ртути в природных и городских почвах среднего Амура // Биогеохимические и гидроэкологические особенности экосистем бассейна реки Амур. — Владивосток: Дальнаука, 2001. — Вып. 11. — С. 119–130.
17. **Даувальтер В. А.** Концентрации металлов в донных отложениях закисленных озер // Вод. ресурсы. — 1998. — Т. 25, № 3. — С. 358–365.
18. **Смоляков Б. С., Белеванцев В. И., Жигула М. В., Рыжих А. П.** Влияние распределения металлов-загрязнителей (Cu, Pb, Cd) по формам на их поведение в реальном водоеме // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже третьего тысячелетия: Материалы Междунар. науч. конф. — Томск: Изд-во науч.-техн. лит., 2000. — С. 257–261.
19. **Сиротский С. Е., Чижикова Н. П., Харитонов Г. В. и др.** Донные отложения реки Амур // Теоретическая и прикладная экология. — 2011. — № 1. — С. 44–52.
20. **Кондратьева Л. М., Шуныкова Н. Н., Андреева Д. В.** Влияние ионов тяжелых металлов на структуру бактериобентоса из различных местообитаний в реке Амур // Чтения памяти В. Я. Леванидова (21–23 марта, 2011 г.). — Владивосток: Дальнаука, 2011. — Вып. 5. — С. 239–246.
21. **Кузубова Л. И., Шуваева О. В., Аношин Г. Н.** Метилртуть в окружающей среде (распространение, образование в природе, методы определения): Аналитический обзор. — Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2000. — 82 с.
22. **Леонова Г. А., Андрулайтис Л. Д.** Ртуть и ее биогеохимическая роль в оценке экологического состояния водохранилищ Ангарского каскада // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже третьего тысячелетия: Материалы Междунар. науч. конф. — Томск: Изд-во науч.-техн. лит., 2000. — С. 135–138.
23. **Сухенко С. А.** Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы: Аналитический обзор. Сер. Экология. — Новосибирск: Изд-во Ин-та водных и экологических проблем СО РАН, 1995. — 59 с.
24. **Ивашов П. В., Сиротский С. Е., Неудачин А. П., Шестёркин В. П.** Миграция и накопление тяжелых металлов в растениях техногенных экосистем в окрестностях рудника «Многовершинный» // Геолого-геохимические и биогеохимические процессы в экосистемах Дальнего Востока. — Владивосток: Дальнаука, 1999. — Вып. 9. — С. 120–128.
25. **Пашкаускас Р., Кучинскене А., Жвикас А.** Сульфатредуцирующие бактерии в озерах гипсового карста на севере Литвы // Микробиология. — 2005. — Т. 74, № 6. — С. 823–830.
26. **Фёдоров Ю. А., Овсепян А. Э.** Донные отложения и их роль в загрязнении ртутью поверхностных вод (на примере устья р. Северная Двина и Двинской губы Белого моря) // Метеорология и гидрология. — 2010. — № 9. — С. 44–54.
27. **Государственный доклад** о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2008 г. / Под ред. В. М. Шихалева. — Хабаровск: Типография «Принт Сити», 2009. — 228 с.
28. **Бердников Н. В., Рапопорт В. Л., Рыбас О. В. и др.** Мониторинг загрязнения экосистемы р. Амур в результате аварии на химическом заводе в г. Цилюнь (КНР): нитробензол // Тихоокеан. геология. — 2006. — Т. 25, № 5. — С. 94–103.

Поступила в редакцию 26 июня 2012 г.