

УДК 504.054:546.3

Зональная динамика состояния бентосных сообществ речных экосистем в условиях токсического загрязнения опасными тяжелыми металлами*

Решетняк Ольга Сергеевна, Брызгалю Валентина Александровна, Косменко Людмила Семёновна

Аннотация:

В статье представлены результаты анализа многолетней режимной гидрохимической информации о содержании в речных водах опасных тяжелых металлов (ртути, кадмия и свинца) и гидробиологической информации о структурной организации бентосных сообществ водных организмов. Проведена оценка возможных изменений экологического состояния речных экосистем в условиях высокого и экстремально высокого загрязнения воды соединениями тяжелых металлов.

Показано, что ответной реакцией на трансформацию компонентного состава водной среды рек является изменчивость количественных показателей развития макрозообентоса. В речных экосистемах с высоким уровнем загрязненности водной толщи токсичными тяжелыми металлами наблюдается усиление процессов экологического регресса сообщества.

Ключевые слова: особо опасные тяжелые металлы, речные экосистемы, макрозообентос, экологический регресс

Consequences of eco-toxicological effects of hazardous heavy metals compounds on the benthic communities of river ecosystems

Reshetnyak Olga Sergeevna, Bryzgalю Valentina Alexandrovna, Kosmenko Lyudmila Semyonovna

Annotation:

The paper presents the results of the analysis of long-term regime hydrochemical information about the hazardous heavy metals (mercury, cadmium and lead) content of the river waters and hydrobiological information about the structural organization of the benthic communities. The possible changes assessment of the ecological status of river ecosystems was conducted.

It is shown, that the variability of the quantitative indicators of the benthic communities is response to the transformation of the component composition of the aquatic environment river's. The strengthening processes of environmental regression of benthic communities takes place in river ecosystems with a high level of contamination of the toxic heavy metals.

Keywords: hazardous heavy metals, river ecosystems, benthic communities, environmental regression

****Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ (грант № 14-05-00144).***

Введение

В современных условиях всё возрастающего антропогенного воздействия процессы развития и преобразования пресноводных экосистем России протекают гораздо быстрее, нежели ранее. И это уже обусловлено не столько физико-географическими природными факторами, сколько последствиями внешней нагрузки. В результате антропогенного воздействия наблюдается нарушение природного экологического состояния водных экосистем, приводящее к их истощению и загрязнению. Из всех видов внешних воздействий наиболее негативным является привнесение разнообразных загрязняющих веществ в водную среду, следствием чего является не только изменчивость компонентного состава последней, но и трансформация природного экологического состояния всей водной экосистемы в целом.

Степень антропогенной трансформации обуславливается уровнем и видом антропогенного воздействия и трофическим статусом водной экосистемы, формирующимся с учётом особенностей разнообразных регионов России.

В связи с этим актуальным является изучение экологических последствий воздействия высокого уровня загрязнения водной среды приоритетными загрязняющими веществами, в том числе соединениями опасных тяжелых металлов, на состояние сообществ водных организмов. Для этого необходимо выявить и оценить ответную реакцию (отклики) отдельных сообществ водных организмов на резкое изменение природного регионального компонентного состава среды их обитания.

Воздействие тяжелых металлов на сообщества водных организмов

Тяжелые металлы играют двойственную роль в жизнедеятельности живых организмов. Недостаток в воде ряда металлов обычно рассматривается как некоторый фактор, ограничивающий первичную продукцию живых организмов. С другой стороны, если какие-то металлы не распространены в природной среде, они становятся токсичными даже при сравнительно низких концентрациях [3]. Поэтому загрязнение ими водной среды пресноводных экосистем может действовать в двух направлениях: устранять ограничения в доступности необходимых металлов и повышать поступление металлов до их токсических уровней.

Распределение и миграция тяжелых металлов в пресноводных экосистемах зависит от сочетания таких факторов как вариация содержания взвешенных веществ, коллоидных частиц, природных и синтетических соединений в водной толще водоёма или водотока; изменчивость

Решетняк О. С., Брызгалов В. А., Косменко Л. С., Зональная динамика состояния бентосных сообществ речных экосистем в условиях токсического загрязнения опасными тяжелыми металлами // «Живые и биокосные системы». – 2015. – № 13; URL:

<http://www.jbks.ru/archive/issue-13/article-10>

окислительно-восстановительных условий и степени смешения вод; пространственное и вертикальное расселение сообществ водных организмов [2, 4].

Перечисленные факторы определяют формы миграции металлов: взвешенную, коллоидную, растворенную (ионную и в виде комплексных соединений) и их соотношение. В свою очередь, уровень содержания и формы нахождения тяжелых металлов в воде и донных отложениях определяют характер изменения плотности, разнообразия, структуры и видового состава водных сообществ, поскольку многие соединения тяжелых металлов являются катализаторами внутрисистемных биохимических процессов.

В зависимости от природы металла, концентрации и формы его существования в водной среде воздействие на жизнедеятельность водных организмов может быть стимулирующим, угнетающим или нейтральным [3, 10]. Стимулирующее и угнетающее воздействие различных форм металлов тесным образом взаимосвязано с доступностью их для водных организмов. В настоящее время общепризнанным является тот факт, что незакомплексованные ионы металлов обладают наиболее выраженной степенью токсичности, прежде всего, вследствие более высокой доступности для гидробионтов [1].

Являясь с одной стороны необходимыми для жизнедеятельности водных сообществ микроэлементами, а с другой способными оказывать токсическое воздействие, влияние тяжелых металлов на сбалансированность продукционно-деструкционных процессов и уровня развития планктонных и бентосных организмов в пресноводных экосистемах неоднозначно. Характер такого влияния определен зональными и азонными факторами абиотической и биотической буферности водной экосистемы [4, 10].

Установлено, что токсирезистентность гидробионтов к загрязняющим веществам природного происхождения и ксенобиотикам в значительной степени зависит от гидрохимического режима и трофического статуса водной экосистемы, формирующимися по закону природной географической зональности [10]. Как правило, с севера на юг, при прочих равных условиях, наблюдается повышение токсирезистентности водных экосистем за счет минерализации и жесткости водной среды [4], их самоочищающей способности и повышение эврибионтности сообществ водных организмов.

Соединения ртути, кадмия и свинца включены в список приоритетных загрязняющих веществ, обязательных к определению в компонентах окружающей среды, во многих странах мира, поскольку данные металлы обладают высокой токсичностью, способностью сорбироваться на взвешенных веществах, биоаккумуляцией по пищевой цепи и присутствуют в следовых количествах даже в незагрязненных (фоновых) природных экосистемах [2, 4].

Цель исследования состояла в оценке последствий воздействия соединений опасных тяжелых металлов (ртути, кадмия, свинца) на состояние бентосных сообществ речных экосистем.

Материалы и методика исследования

Исследование проведено с использованием многолетней (1990-2012 гг.) режимной гидрохимической и гидробиологической информации государственной системы наблюдений за состоянием окружающей среды (ГСН) Росгидромета. Из всего многообразия рек, включенных в систему наблюдений, выбраны реки или их участки (речные экосистемы), на которых проводятся одновременно и гидрохимические наблюдения за содержанием в водной среде особо опасных тяжелых металлов, и гидробиологические наблюдения за показателями развития макрозообентосных сообществ. В работе рассмотрены речные экосистемы России, функционирующие на территории зон тундры, лесотундры, тайги, смешанных и широколиственных лесов, степей, полупустынь, таёжного и горно-таёжного высотных поясов.

Методика исследования включала в себя два этапа:

1 – систематизацию и детальный анализ обширной во времени и пространстве режимной информации ГСН по содержанию в водной среде опасных тяжелых металлов (ртути, кадмия и свинца) и количественным показателям развития бентосных сообществ водных организмов;

2 – оценку возможных негативных изменений экологического состояния речных экосистем, в водной среде которых периодически наблюдается экстремально высокий уровень загрязненности соединениями тяжелых металлов.

Как правило, высокое содержание в водной экосистеме опасных тяжелых металлов вызывает токсический эффект, усиление процессов экологического регресса и, даже, угнетение развития живых организмов. Оценка уровня экологического регресса макрозообентосных сообществ по количественным показателям развития бентофауны провели согласно методическим подходам, представленным в руководящем документе [7]. В качестве критериев оценки использованы модальные интервалы значений общей численности сообщества и относительной численности олигохет в составе бентофауны.

Результаты и их обсуждение

Для выявления последствий эколого-токсикологического воздействия соединений опасных тяжелых металлов на состояние бентосных сообществ речных экосистем проведено сопоставление состояния бентофауны и содержания в водной среде соединений ртути, кадмия и свинца, являющихся наиболее опасными неорганическими экотоксикантами. Содержание особо опасных тяжелых металлов в воде речных экосистем России за период 1990-2012 гг. представлено в таблицах 1 и 2. Речные экосистемы (участки рек) распределены по природным зонам и высотным поясам.

Анализируя данные, представленные в таблице 1, можно выделить особенности многолетней изменчивости содержания соединений ртути в речных водах. Диапазон концентраций соединений ртути в исследуемых экосистемах существенно варьирует от значений ниже предела обнаружения (н.о.) до 0,27 мкг/дм³ в зонах тундры и лесотундры, 2,80 мкг/дм³ – зоне тайги, 0,80 мкг/дм³ – зоне степей, 0,40 мкг/дм³ – зонах полупустынь и пустынь. В зоне тайги, таежном и горно-таежном высотных поясах Дальневосточного региона максимальные значения концентраций ртути в воде рек достигали значений 0,06-0,72 мкг/дм³ (таблица 1).

Наибольшая кратность превышения ПДК по соединениям ртути фиксировалась за период исследования в единичных случаях в воде рек Северная Двина (280 ПДК), Дон (70-80 ПДК) и Сусуя (72 ПДК).

Практически для всех исследуемых рек или их участков значение медианы вариационных рядов концентрации соединений ртути ниже предела обнаружения или ниже ПДК.

Таблица 1 – Содержание растворённых форм ртути в воде речных экосистем России, находящихся в различных природных зонах и высотных поясах (1990-2012 гг.)

Река – пункт наблюдений	Концентрация, мкг/ дм ³		Частота превышения ПДК, %
	диапазон значений	медианное значение	
Зоны тундры и лесотундры			
Печенга – п. Корзуново	н.о.*- 0,09**	0,01	53,8
Роста – г. Мурманск	н.о.-0,27	н.о.	42,1
Колос-йоки – 14,7 км выше пгт. Никель	н.о.-0,09	0,01	44,4
Колос-йоки – 0,6 км от устья	н.о.-0,13	0,01	44,3
Хауки-лампи-йоки – г.Заполярный	н.о.-0,178	0,016	56,1
Зона тайги			
Нюдуай – г.Мончегорск	н.о.-0,50	0,0145	54,4
Северная Двина – г. Архангельск	н.о.-2,8	н.о.	2,7
Нева – 1,4 км выше устья	н.о.-0,40	н.о.	43,5
Зона степей			
Дон – г.Ростов-на-Дону, в черте города	н.о.-0,70	0,01	37,5
Дон – г.Ростов-на-Дону, водозабор	н.о.-0,80	н.о.	30,6
Дон – ниже г.Ростов-на-Дону	н.о.-0,70	н.о.	33,2
Северский Донец – г.Каменск-Шахтинский	н.о.-0,20	н.о.	4,7

Зоны полупустынь и пустынь			
Волга – с. Цаган-Аман	н.о.-0,08	0,04	92,9
Волга – выше г. Астрахань	н.о.-0,40	0,04	87,4
Волга – ниже г. Астрахань	н.о.-0,08	0,04	85,3
Зона тайги, таежный и горно-таежный пояса			
Суся – г. Южно-Сахалинск	н.о.-0,72	н.о.	11,6
Амур – г. Благовещенск	н.о.-0,06	н.о.	10
Амур – г. Хабаровск	н.о.-0,25	н.о.	7,4
Амур – г. Амурск	н.о.-0,22	н.о.	2,3
Арсеньевка – г. Арсеньев	н.о.-0,09	н.о.	4
Раздольная – г. Уссурийск	н.о.-0,087	н.о.	75
Примечание * н.о. – ниже предела обнаружения.			

Вместе с тем, доля проб, в которых концентрация ртути превышала ПДК, значительно варьирует в зависимости от широтной зональности. В зонах тундры и лесотундры этот показатель достаточно высокий и меняется в пределах 42,1-56,1 %, зоне тайги – 2,7-54,4 %, зоне степей – 4,7 %-37,5 %. Практически во всех пробах воды, отобранных на нижних участках реки Волга, соединения ртути присутствовали в концентрациях, превышающих ПДК. Частота превышения ПДК свыше 85 %.

В речных экосистемах таёжного и горно-таёжного высотных поясов частота превышения ПДК по содержанию в воде соединений ртути невысока и составляет в среднем порядка 2-12 % (за исключением реки Раздольная – 75 %) (таблица 1).

Пределы изменчивости концентраций соединений кадмия достаточно равномерны и колеблются от н.о. до 11,7 мкг/дм³ в большинстве изученных речных экосистем (до 12 ПДК). Лишь на отдельных участках рек максимальные величины аномально высоки и достигают 734,5 мкг/дм³ в воде р.Нюдуай и 172,5 мкг/дм³ в воде р. Арсеньевка (таблица 2).

Таблица 2 – Содержание растворённых форм кадмия и свинца в воде речных экосистем России, находящихся в различных природных зонах и высотных поясах (1990-2012 гг.)

Река – пункт наблюдений	Соединения кадмия		Соединения свинца	
	концентрация, мкг/ дм ³	ЧППДК, %	концентрация, мкг/ дм ³	ЧППДК, %
Зоны тундры и лесотундры				
Печенга – п. Корзуново	<u>н.о.*-6,00**</u> 0,35	12,5	<u>н.о.-16,8</u> н.о.	2,1
Роста – г. Мурманск	<u>н.о.-8,70</u> 0,36	11,1	<u>н.о.-130,8</u> 3,85	41,7

Река – пункт наблюдений	Соединения кадмия		Соединения свинца	
	концентрация, мкг/ дм ³	ЧП _{ПДК} , %	концентрация, мкг/ дм ³	ЧП _{ПДК} , %
Зона тайги				
Нюдуай – г. Мончегорск	$\frac{\text{н.о.}-734,5}{1,20}$	23,9	$\frac{\text{н.о.}-241,5}{4,00}$	46,9
Зона смешанных и широколиственных лесов				
Ока – г. Павлово	$\frac{\text{н.о.}-0,90}{0,30}$	0	$\frac{4,20-30,0}{12,0}$	89,6
Ока – г. Дзержинск	$\frac{\text{н.о.}-0,69}{0,30}$	0	$\frac{3,60-36,0}{10,3}$	85,4
Москва – г. Москва	нет данных		$\frac{\text{н.о.}-42,0}{4,00}$	44,5
Москва – д. Нижнее Мячково	нет данных		$\frac{\text{н.о.}-28,0}{4,00}$	27,5
Москва – г. Коломна	нет данных		$\frac{\text{н.о.}-28,0}{4,00}$	31,7
Пахра – д. Нижнее Мячково	нет данных		$\frac{\text{н.о.}-30,0}{4,00}$	37,3
Клязьма – г. Щелково	нет данных		$\frac{\text{н.о.}-26,0}{4,00}$	43,2
Зоны полупустынь и пустынь				
Волга – с. Цаган-Аман	$\frac{0,03-0,30}{0,01}$	0	$\frac{0,40-9,20}{1,80}$	21,4
Волга – г. Астрахань, выше города	$\frac{0,02-11,32}{0,12}$	1	$\frac{0,30-20,0}{1,20}$	14,6
Волга – г. Астрахань, ниже города	$\frac{0,02-0,96}{0,12}$	0	$\frac{0,40-20,8}{1,66}$	25,7
Зона тайги, таежный и горно-таежный пояса				
Сусуя – г. Южно-Сахалинск	$\frac{\text{н.о.}-1,80}{\text{н.о.}}$	1,2	$\frac{\text{н.о.}-200,0}{1,40}$	13,3
Амур – г. Благовещенск	$\frac{\text{н.о.}-5,10}{0,60}$	1,2	$\frac{\text{н.о.}-220,0}{12,0}$	71,2
Амур – г. Хабаровск	$\frac{\text{н.о.}-11,7}{0,60}$	6,1	$\frac{\text{н.о.}-210,0}{9,60}$	62,6
Амур – г. Амурск	$\frac{\text{н.о.}-2,00}{0,52}$	9,7	$\frac{\text{н.о.}-192,0}{13,9}$	66
Амур – г. Комсомольск-н/А	$\frac{\text{н.о.}-3,00}{0,40}$	11,1	$\frac{\text{н.о.}-92,0}{8,90}$	57,4
Арсеньевка – г. Арсеньев	$\frac{\text{н.о.}-172,5}{\text{н.о.}}$	12,6	$\frac{\text{н.о.}-60,0}{\text{н.о.}}$	3,2
Раздольная – г. Уссурийск	$\frac{\text{н.о.}-5,0}{\text{н.о.}}$	1,2	$\frac{\text{н.о.}-21,6}{\text{н.о.}}$	0,4
Примечания: ЧП _{ПДК} - частота превышения ПДК, %; * н.о. – ниже предела обнаружения; **в числителе – диапазон концентраций, в знаменателе – медиана.				

Медианные значения концентраций чаще всего ниже предела обнаружения кадмия или не превышают предельно допустимого значения. Доля проб, в которых за период исследования наблюдалось превышение ПДК по соединениям кадмия, невысока и составляет от полного отсутствия превышения (рр. Ока, Волга) до 23,9 % (р. Ньюдуай).

Содержание соединений свинца в воде исследуемых рек колеблется от нулевых значений (ниже предела обнаружения) до 130,8 мкг/дм³ в зонах тундры и лесотундры; 241,5 мкг/дм³ для реки Ньюдуай в зоне тайги; 42 мкг/дм³ – в зоне смешанных и широколиственных лесов и 20,8 мкг/дм³ – в зонах полупустынь и пустынь (таблица 2). Можно отметить равномерное содержание соединений свинца в водной среде речных экосистем зоны смешанных и широколиственных лесов. Для речных экосистем таежного и горно-таежного высотных поясов в целом характерно высокое содержание соединений свинца до значений 200-220 мкг/дм³.

Медианные значения концентраций свинца в водной среде не превышают ПДК для большинства исследуемых речных экосистем, за исключением отдельных участков рек Ока и Амур (кратность превышения – 1-2 ПДК).

Наибольшая частота превышения ПДК по соединениям свинца характерна для экосистем, находящихся в зоне смешанных и широколиственных лесов (27,5-89,6 %) и отдельных участков реки Амур (57,4-71,2 %) (таблица 2).

Высокая кратность превышения ПДК и высокая частота превышения обуславливают высокую комплексность загрязнения и вероятность достижения уровня высокого (ВЗ) и экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ) воды. Для данных химических веществ, являющихся веществами 1-го (ртуть – чрезвычайно опасное) и 2-го (кадмий и свинец – высокоопасные) классов опасности уровень экстремально высокого загрязнения водной среды соответствует превышению в 5 ПДК и более. Таким образом, по соединениям ртути все максимальные значения концентраций соответствуют уровню ЭВЗ воды для изученных рек всех природных зон и высотных поясов.

По соединениям кадмия уровень экстремального загрязнения достигался только в экосистемах рек Ньюдуай и Арсеньевка. Гораздо больше случаев ЭВЗ воды зафиксировано по содержанию в речных водах соединений свинца – из всех рассмотренных участков рек случаи ЭВЗ воды наблюдались в 60 % речных экосистем.

Высокая частота встречаемости аномально высоких концентраций опасных тяжелых металлов обуславливает возникновение чрезвычайных экологических ситуаций в экосистеме. Это негативно сказывается на экологическом состоянии речных экосистем и вызывает усиление процессов экологического регресса сообществ водных организмов [6]. Это еще раз подтверждает актуальность проводимого исследования и обосновывает необходимость изучения влияния особо опасных загрязняющих веществ на экологическое состояние речных экосистем. Ответной реакцией на такую

Решетняк О. С., Брызгалов В. А., Косменко Л. С., Зональная динамика состояния бентосных сообществ речных экосистем в условиях токсического загрязнения опасными тяжелыми металлами // «Живые и биокосные системы». – 2015. – № 13; URL:

<http://www.jbks.ru/archive/issue-13/article-10>

трансформацию компонентного состава водной среды является изменчивость количественных показателей развития планктонных и бентосных сообществ водных организмов [6].

Результаты предыдущих исследований [5, 6, 8, 9] по изучению пространственно-временной изменчивости уровня развития и структурной организации макрозообентосных сообществ в речных экосистемах России показали, что ответная реакция бентофауны на повышение уровня загрязненности водной среды проявляется в:

- уменьшении гетерогенности, снижении общего таксономического разнообразия и упрощении трофической структуры сообщества;
- угнетении развития отдельных групп организмов и, в первую очередь, представителей чистых вод (веснянок, поденок, ручейников и т.д.).

Результаты оценки многолетней изменчивости количественных показателей развития макрозообентосных сообществ изученных речных экосистем и уровня экологического регресса в экосистемах приведены в таблице 3. Одной из особенностей развития бентофауны является значительная изменчивость (неоднородность) диапазонов колебания значений общей численности макрозообентосных сообществ водных экосистем.

За многолетний период наблюдения максимальные значения общей численности данного сообщества изменялись в водных экосистемах природных зон (таблица 3):

- тундры и лесотундры от 27,0 тыс. экз/м² (р. Хауки-лампи-йоки) до 1460 тыс. экз/м² (р.Роста);
- тайги от 8,48 тыс. экз/м² (р.Северная Двина) до 95,0 тыс. экз/м² (р.Нева);
- смешанных и широколиственных лесов от 5,76 тыс. экз/м² (р. Москва) до 46,0 тыс. экз/м² (р.Ока);
- степей от 7,84 до 77,0 тыс. экз/м² по длине рек Дон и Северский Донец;
- полупустынь и пустынь от 2,18 до 29,7 тыс. экз/м² на нижнем участке р.Волга;
- тайги, таёжного и горно-таёжного поясов от 0,30 тыс. экз/м² (р.Амур) до 569 тыс. экз/м² (р.Сусуя).

Таблица 3 – Количественные показатели развития макрозообентосных сообществ речных экосистема различных природных зон

Река, пункт наблюдений	Диапазон колебания		Уровень экологического регресса
	общей численности, тыс.экз/м ³	относительной численности олигохет, %	
Зоны тундры и лесотундры			
Печенга, п.Корзуново	<u>0,15-36,9*</u> 0,62-4,85 (64)	<u>0-91</u> 10-29 (67)	антропогенное напряжение с элементами экологического регресса
Печенга, ст.Печенга	<u>0,10-68,9</u> 0,10-9,96 (57)	<u>0-100</u> 50-98 (55)	элементы экологического регресса
Колос-йоки, 0,6 км от устья	<u>0,13-605</u> 1,00-19,4 (56)	<u>7-100</u> 61-100 (81)	элементы экологического регресса
Роста, Мурманск, устье	<u>35,0-1460</u> 35,0-296 (65)	<u>97-100</u> 97-100 (100)	экологический регресс
Хауки-лампи-йоки, г.Заполярный	<u>0,15-27,0</u> 0,15-7,0 (64)	<u>20-100</u> 75-100 (100)	экологический регресс
Зона тайги			
Нюдуай, устье	<u>0,05-21,1</u> 0,33-2,70 (70)	<u>0-100</u> 0-19 (64)	угнетение развития (элементы метаболического регресса)
Северная Двина, г.Архангельск	<u>0,04-8,48</u> 0,16-1,80 (72)	<u>0-95</u> 68-95 (67)	элементы экологического регресса
Нева, 1,4 км выше устья	<u>0,24-95,0</u> 3,04-8,04 (69)	<u>5-100</u> 50-97 (72)	элементы экологического регресса
Зона смешанных и широколиственных лесов			
Москва, г.Москва	<u>н.о.**-5,76</u> 1,00-5,76 (62)	<u>71-100</u> 91-100 (86)	экологический регресс
Москва, г.Коломна	<u>0,04-8,16</u> 1,40-8,16 (65)	<u>20-100</u> 86-100 (78)	элементы экологического регресса
Ока, г.Дзержинск	<u>н.о.-46,0</u> 0,52-4,6 (68)	<u>10-100</u> 10-35 (65)	элементы экологического регресса
Пахра, д. Нижнее Мячково	<u>н.о.-7,68</u> 0,24-4,32 (73)	<u>0-94</u> 57-94 (56)	элементы экологического регресса
Клязьма, г. Щелково	<u>0,10-31,0</u> 0,10-4,49 (57)	<u>25-94</u> 48-89 (60)	антропогенное напряжение с элементами экологического регресса
Зона степей			
Дон, г.Ростов-на-Дону	<u>н.о.-77,0</u> 0,92-16,0 (84)	<u>0-100</u> 68-100 (89)	элементы экологического регресса
Северский Донец, г.Каменск-Шахтинский	<u>0,68-51,7</u> 0,68-7,58 (78)	<u>2-90</u> 9-46 (75)	антропогенное напряжение с элементами экологического регресса
Северский Донец, г.Белая Калитва	<u>1,36-45,8</u> 1,36-7,84 (80)	<u>2-72</u> 22-47 (67)	антропогенное напряжение с элементами экологического регресса

Река, пункт наблюдений	Диапазон колебания		Уровень экологического регресса
	общей численности, тыс.экз/м ³	относительной численности олигохет, %	
Северский Донец, устье	<u>0,60-7,84</u> 0,60-5,64 (71)	<u>13-91</u> 13-35 (68)	элементы экологического регресса с экологическим регрессом донных сообществ
<i>Зоны полупустынь и пустынь</i>			
Волга, с.Каменный Яр	<u>н.о.-2,18</u> 0,01-0,09 (66)	<u>0-100</u> 0-27 (61)	угнетение развития (элементы метаболического регресса)
Волга, с.Верхнее Лебяжье	<u>0,04-29,7</u> 0,14-4,04 (79)	<u>3-94</u> 53-94 (56)	элементы экологического регресса
Волга, г.Астрахань	<u>0,02-20,3</u> 0,02-3,86 (63)	<u>0-100</u> 20-76 (65)	антропогенное напряжение с элементами экологического регресса
<i>Тайга, таёжный и горно-таёжный пояса</i>			
Амур, г.Хабаровск	<u>н.о.-0,75</u> н.о.-0,05 (77)	<u>0-100</u> н.о. (84)	угнетение развития (элементы метаболического регресса)
Амур, г.Амурск	<u>н.о.-0,30</u> 0,01-0,06 (78)	н.о.(100)	угнетение развития (элементы метаболического регресса)
Амур – г.Комсомольск-н/А	<u>н.о.-0,75</u> 0,01-0,06 (87)	н.о.(100)	угнетение развития (элементы метаболического регресса)
Сусуя, п.Новоалександровск	<u>н.о.-26,0</u> 0,02-1,90 (77)	<u>0-100</u> 43-100 (70)	элементы экологического регресса
Сусуя, г. Южно-Сахалинск	<u>н.о.-569</u> 0,01-2,00 (75)	<u>0-100</u> 70-100 (78)	экологический регресс
Арсеньевка, с. Анучино	<u>0,06-1,36</u> 0,17-0,70 (69)	<u>0-16</u> 0 (81)	угнетение развития (элементы метаболического регресса)
Арсеньевка, г.Арсеньев	<u>н.о.-2,03</u> 0,61-1,95 (67)	<u>4-87</u> 66-87(56)	элементы экологического регресса
Раздольная, г.Уссурийск	<u>н.о.-1,33</u> 0,08-0,53 (84)	<u>0-100</u> 51-100 (59)	элементы экологического регресса
Примечания * в числителе – общий диапазон колебания значений, в знаменателе – наиболее часто встречаемые значения (модальный интервал); в скобках – частость, %; ** н.о. – не обнаружено (пустая проба).			

Практически для всех исследуемых водных экосистем характерным откликом бентофауны на повышение уровня загрязненности водной среды следует считать не только расширение диапазонов колебания общей численности с тенденцией уменьшения минимальных и максимальных ее значений в модальном интервале, но и уменьшение видового разнообразия макрозообентоса и выход на доминирующее положение группы олигохет. Даже в периоды аномально высоких значений численности наблюдается резкое снижение числа видов до 1-3, из состава сообщества исчезают оксифильные виды и увеличивается численность олигохет.

Согласно РД 52.24.633 для оценки уровня антропогенного экологического регресса информативными параметрами являются модальные интервалы многолетних вариационных рядов значений общей численности макрозообентоса и относительной численности группы олигохет, закономерности изменчивости которых позволяют провести градацию (классификацию) исследуемых речных экосистем (таблица 3). Результаты оценки уровня экологического регресса сообществ исследуемых экосистем показали, что состояние экосистем оценивается от «антропогенного напряжения с элементами экологического регресса» (участки рек Клязьма, Северский Донец и Волга) до угнетения развития бентофауны («элементы метаболического регресса») (участки рек Нюдуай, Амур и Арсеньевка). В речных экосистемах с высоким уровнем экологического регресса отмечено и наиболее высокое содержание растворенных форм кадмия (рр. Нюдуай и Арсеньевка) и свинца (рр. Нюдуай и Амур).

Таким образом, сравнительная оценка изменчивости загрязнения водной среды опасными тяжелыми металлами и вариативности количественных показателей развития макрозообентосных сообществ показала прямую взаимосвязь степени загрязненности среды их обитания и усиления процесса экологического регресса макрозообентоса.

Заключение

В современных условиях высокого антропогенного воздействия на все компоненты окружающей среды загрязнение речных экосистем носит комплексный характер и создается повышенным содержанием неорганических и органических соединений, в том числе таких опасных тяжелых металлов, как ртуть, кадмий и свинец. В речных экосистемах с высоким уровнем загрязненности водной толщи токсичными тяжелыми металлами наблюдается уменьшение гетерогенности, снижение таксономического разнообразия, угнетение развития отдельных групп организмов и исчезновение представителей чистых вод [4, 5].

На основе анализа многолетней гидрохимической и гидробиологической информации ГСН проведена оценка последствий воздействия соединений опасных тяжелых металлов (ртути, кадмия, свинца) на состояние бентосных сообществ речных экосистем. Выявлено, что в речных экосистемах с высоким и экстремально высоким содержанием опасных соединений тяжелых металлов (превышающим ПДК в десятки раз) усиливается антропогенный экологический регресс макрозообентосных сообществ.

Результаты оценки уровня антропогенного экологического регресса макрозообентоса по количественным показателям развития сообщества, показали, что состояние экосистемы изменяется от «антропогенного напряжения с элементами экологического регресса» до угнетения развития бентофауны (с «элементами метаболического регресса»).

При этом, чем выше уровень загрязненности водной среды опасными тяжелыми металлами, тем значительнее изменчивость количественных показателей развития макрозообентосных сообществ и тем выше уровень экологического регресса в экосистеме.

Стоит также отметить, что в регрессирующих речных экосистемах России за счет высокого содержания опасных тяжелых металлов происходит не только ухудшение качества воды и состояния экосистем в целом, но и снижение их самоочищающей способности. Именно для таких экосистем необходимо разрабатывать водоохранные мероприятия, направленные на восстановление биоразнообразия водных экосистем и повышение их самоочищающей способности. Также при оценке экологического ущерба за счет техногенного воздействия необходимо учитывать экологический риск, наносимый экосистеме вследствие ослабления ее самоочищающей способности за счет наличия в водной толще соединений токсичных тяжелых металлов.

Список литературы:

1. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
2. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. Москва «Мир», 1987. – 288 с.
3. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов: Пер. с англ. /Под ред. Х.Зигеля, А.Зигель. – М.: Мир, 1993. – 368 с.
4. Никаноров А.М., Жулидов А.В., Покаржевский А.Л. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 310 с.
5. Никаноров А.М., Соколова Л.П., Косменко Л.С., Решетняк О.С. Оценка состояния гидробиоценоза на участках водных объектов Кольского Севера с высокой степенью загрязненности воды соединениями меди и никеля // Метеорология и гидрология, № 11. 2009. – С. 69-80.
6. Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Решетняк О.С. Реки России в условиях чрезвычайных экологических ситуаций. Ростов-на-Дону: «НОК», 2012. – 308 с.
7. РД 52.24.633-2002. Методические указания. Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. – 32 с.
8. Решетняк О.С., Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Косменко Л.С. Антропогенная трансформация водной экосистемы Нижней Волги // Водные ресурсы, 2013. Том 40, № 6. – С. 623-632.
9. Решетняк О.С. Экологические последствия химического загрязнения речных экосистем Европейской территории России // Чистая вода России-

2015: сборник материалов XIII международного симпозиума и выставки «Чистая вода России». Екатеринбург: ФГУП РосНИИВХ, 2015. С. 276-281.

10.Роева Н.Н., Ровинский Ф.Я., Кононов Э.Я. Специфические особенности поведения тяжелых металлов в различных природных средах // Журнал аналитической химии, 1996. Том 51, № 4. – С. 384-397.

Spisok literatury:

1. Linnik P.N., Nabivanec B.I. Formy migracii metallov v presnykh poverxnostnyx vodax. L.: Gidrometeoizdat, 1986. – 270 s.
2. Mur Dzh., Ramamurti S. Tyazhelye metally v prirodnyx vodax: Kontrol' i ocenka vliyaniya: Per. s angl. Moskva «Mir», 1987. – 288 s.
3. Nekotorye voprosy toksichnosti ionov metallov: Per. s angl. /Pod red. X.Zigelya, A.Zigel'. – M.: Mir, 1993. – 368 s.
4. Nikanorov A.M., Zhulidov A.V., Pokarzhevskij A.L. Biomonitoring tyazhelyx metallov v presnovodnyx e'kosistemax. L.: Gidrometeoizdat, 1985. –310 s.
5. Nikanorov A.M. , Sokolova L.P. , Kosmenko L.S. , Reshetnyak O.S. Ocenka sostoyaniya gidrobiocenoza na uchastkax vodnyx ob'ektov Kol'skogo Severa s vysokoj stepen'yu zagryaznennosti vody soedineniyami medi i nikelya // Meteorologiya i gidrologiya, № 11. 2009. – S. 69-80.
6. Nikanorov A.M., Bryzgalo V.A., Reshetnyak O.S. Reki Rossii v usloviyax chrezvychajnyx e'kologicheskix situacij. Rostov-na-Donu: «NOK», 2012. – 308 s.
7. RD 52.24.633-2002. Metodicheskie ukazaniya. Metodicheskie osnovy sozdaniya i funkcionirovaniya podsistemy monitoringa e'kologicheskogo regressa presnovodnyx e'kosistem. SPb.: Gidrometeoizdat, 2003. – 32 s.
8. Reshetnyak O.S., Nikanorov A.M. , Bryzgalo V.A., Kosmenko L.S. Antropogennaya transformaciya vodnoj e'kosistemy Nizhnej Volgi // Vodnye resursy, 2013. Tom 40, № 6. – S. 623-632.
9. Reshetnyak O.S.. E'kologicheskie posledstviya ximicheskogo zagryazneniya rechnyx e'kosistem Evropejskoj territorii Rossii // Chistaya voda Rossii-2015: sbornik materialov XIII mezhdunarodnogo simpoziuma i vystavki «Chistaya voda Rossii». Ekaterinburg: FGUP RosNIIVX, 2015. S. 276-281.
10. Roeva N.N., Rovinskij F.Ya., Kononov E'.Ya. Specificheskie osobennosti povedeniya tyazhelyx metallov v razlichnyx prirodnyx sredax // Zhurnal analiticheskoy ximii, 1996. Tom 51, № 4. – S. 384-397.