

Июнь, № 4

Биология

2013

УДК 639.309

ИРИНА НИКОЛАЕВНА ЗАЛИЧЕВА

доктор биологических наук, старший научный сотрудник, заведующий лабораторией экологической токсикологии и биомониторинга Северного научно-исследовательского института рыбного хозяйства, Петрозаводский государственный университет (Петрозаводск, Российская Федерация)

Izalicheva@research.karelia.ru

ВАЛЕНТИНА СЕВЕРЬЯНОВНА ГАНИНА

научный сотрудник лаборатории экологической токсикологии и биомониторинга Северного научно-исследовательского института рыбного хозяйства, Петрозаводский государственный университет (Петрозаводск, Российская Федерация)

ganina@research.karelia.ru

ЗОНАЛЬНЫЕ ФАКТОРЫ УСТОЙЧИВОСТИ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ К АНТРОПОГЕННОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ

Необоснованное применение общефедеральных рыбохозяйственных предельно допустимых концентраций в 5 различных природно-климатических зонах России неизбежно влечет за собой экологические ошибки, особенно на водоемах северных регионов с их пониженной биологической и гидрохимической забуференностью. Целью нашей работы являлось выявление зональных закономерностей и особенностей устойчивости пресноводных экосистем к антропогенному загрязнению. Исследования влияния факторов водной среды на токсичность солей металлов, нефтепродуктов и пестицидов, проведенные нами в трех регионах (Южный Урал, Восточно-Казахстанская область и Карелия), позволили установить достоверную связь токсикорезистентности представительных гидробионтов и токсичности поллютантов различной химической природы с гидрохимическим режимом и трофическим статусом водоемов. В частности, регрессионный анализ экспериментальных данных показал, что при увеличении с севера на юг значений фоновых характеристик водной среды (минерализация, жесткость, катионный и анионный состав, содержание хлорофилла и т. д.) для гидробионтов закономерно снижается токсичность меди, никеля, цинка, свинца и калия в остро- и хронически летальных концентрациях. Выявленные качественные и количественные отличия устойчивости водных экосистем различных природно-климатических зон к антропогенному загрязнению однозначно свидетельствуют о биологической нецелесообразности и экологической опасности системы единых токсикологических регламентов без учета зональной биотической и абиотической забуференности пресноводных водоемов.

Ключевые слова: водные экосистемы, антропогенное загрязнение, резистентность, абиотические и биотические факторы, зональность, рыбохозяйственные предельно допустимые концентрации, экологическое нормирование

Исследованиями школы М. М. Камшилова [7] показано, что в основе резистентности экосистем к загрязнению лежат их абиотические и биотические буферные свойства. К биотическим факторам забуференности относятся прежде всего класс токсичности популяций представительных гидробионтов, трофическая структура биоценоза и способность к самоочищаемости. Ведущие абиотические факторы – гидрохимический класс и группа поверхностных вод, минерализация и жесткость, pH, наличие комплексирующих и сорбирующих компонентов и т. д. Ярко выраженный зональный характер большинства перечисленных факторов определяет эволюцию водных экосистем, их функционирование, а следовательно, и токсикорезистентность [6], [8].

В то же время действующая в России нормативная база регламентирования антропогенной

токсикологической нагрузки на водоемы основана на общефедеральных рыбохозяйственных предельно допустимых концентрациях (ПДК), которые не учитывают особенности устойчивости к загрязнению пресноводных экосистем, расположенных в различных природно-климатических зонах. Игнорирование поливалентного характера буферности водоемов, сведение ее к одному-двум не всегда ведущим параметрам влечет за собой методологическую и методическую ошибку при постановке токсикологических экспериментов, а также при экстраполяции полученных в лаборатории выводов на все природное многообразие водных экосистем [1], [2], [4], [9], [12], [13]. В связи с этим разработка экологического подхода к нормированию и контролю антропогенной нагрузки на водные объекты является актуальной природоохранной

проблемой, прежде всего для северных регионов с пониженной биологической и гидрохимической забуференностью.

В настоящей работе приведены результаты наших многолетних полевых и лабораторных исследований влияния гидрохимического режима и трофического статуса водоемов различных природно-географических зон на токсикорезистентность представительных гидробионтов и токсичность поллютантов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

При проведении токсикологических экспериментов применяли стандартные методики [11]. В острых опытах наряду с традиционным определением LT50 (время гибели 50 % подопытных в остролетальных концентрациях) широко использовали метод ступенчатой нагрузки: критерием устойчивости гидробионтов и токсичности реагентов служила критическая токсикологическая нагрузка, вызывающая гибель 50 % организмов в опыте (КТН50), равная сумме произведений заданных концентраций токсиканта на время экспозиции в них.

В хронических экспериментах определяли пороговую концентрацию (ПК), обуславливающую отклонение параметра от контрольного уровня на 20 %. Статистическую обработку материала проводили стандартными методами с использованием корреляционного и регрессионного анализа [5].

Исследования проведены в регионе Карелии, Южного Урала и Восточно-Казахстанской области (ВКО). В качестве фоновой среды в экспериментах использовали воду из 24 водоемов Южного Урала, расположенных в среднегорном лесостепном и степных районах Башкирии и Челябинской области, 24 водоемов ВКО (зона горной тайги, лесостепи и степи) и 6 водоемов Карелии (зона северной тайги).

Основным тест-объектом на Южном Урале и в ВКО служили представительные для региона гаммариды (*Gammarus lacustris* L.) – олиготоксичный, широко распространенный вид. В Карелии использованы индикаторные и представительные для региона гидробионты: лабораторные культуры (*Scenedesmus quadricauda* Turp Breb, *Daphnia magna* Straus) и рыбы (*Coregonus lavaretus* L. и *Salmo irideus* Gib.) в период раннего онтогенеза.

В качестве тест-реагентов были взяты сульфат меди, никеля, цинка и калия, нитрат свинца, нефтепродукты (солярка и бензин А-76), сельскохозяйственные пестициды – ДДВФ (диметилдихлорвинилфосфат) и прометрин (2-метилтио-4,6, бис (изопропиламино) – 1,3,5симиазин). О степени стабильности реагентов в водной среде судили по коэффициенту персистентности (Кп), равному отношению конечной и начальной токсичности растворов по LT50 при

экспозиции 30 суток. Тестирование в Карелии проводили на дафниях, в других регионах – на гаммаридах.

Гидрохимические исследования в Карелии выполнены лабораториями гидрохимии Института водных проблем Севера (ИВПС) КарНЦ РАН и Северного научно-исследовательского института рыбного хозяйства ПетрГУ, в других регионах – центральными геохимическими лабораториями соответствующих базовых предприятий цветной металлургии по стандартным методикам [10]. Анализ проб хлорофилла проведен в ИВПС КарНЦ РАН по общепринятой методике [14]. Для расчета по уравнениям регрессии токсикометрических параметров металлов использованы значения разных уровней минерализации, содержания хлорофилла, магния и сульфатов, соответствующие средним показателям различных типов и классов озер по классификации С. П. Китаева [8] и ГОСТ 17.1.2.04-77 [3].

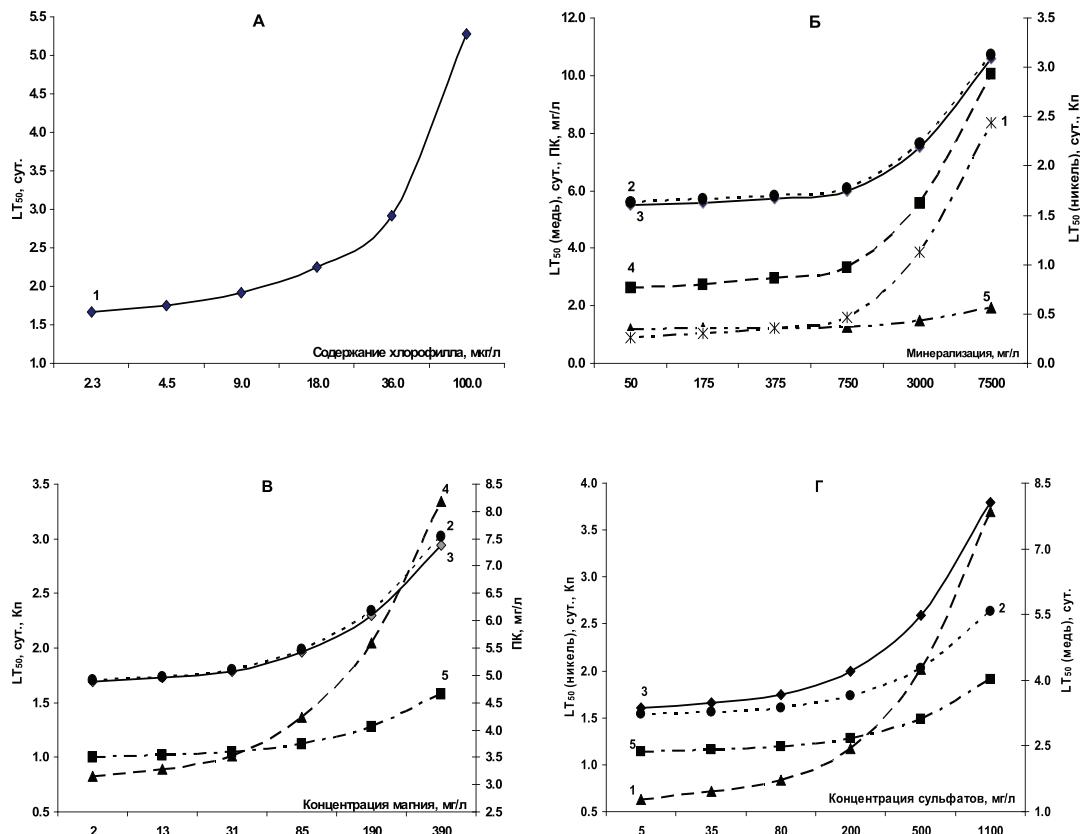
РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Россия обладает огромным фондом водоемов, расположенных в разных природно-климатических зонах – от тундры до степи и полупустыни, что обуславливает их разнокачественность, в том числе и по устойчивости к токсикологической нагрузке. Значительные отличия по гидрохимическим и трофическим параметрам озер и рек Южного Урала, Восточно-Казахстанской области и Карелии позволили нам достаточно полно изучить зональные особенности токсикорезистентности пресноводных экосистем к антропогенному загрязнению.

По минерализации обследованные водоемы входили в диапазон от ксеногалобных до полигалобных, с водой от очень мягкой до очень жесткой и pH от нормальной до щелочной, по перманганатной окисляемости – от ксеносапробных до полисапробных, по содержанию хлорофилла на период исследований – от олиготрофного до эвтрофного типа.

Результаты токсикометрии реагентов, проведенной на Урале и в Восточно-Казахстанской области, свидетельствуют о существенном влиянии качества фоновой среды на токсичность соединений металлов, пестицидов и нефтепродуктов для гаммарид. Так, например, в регионе Южного Урала максимальные различия по LT50 составляют для никеля 7 раз, меди – 217, свинца – 42, прометрина – 5,5 раза; по Кп для никеля – 25, меди – 20, свинца – 55, прометрина – 27 и бензина – 42 раза. В регионе ВКО на разных фоновых средах величина КТН50 цинка максимально отличается в 6 раз, а различия по Кп достигают для меди 170, цинка – 29, свинца – 19, калия и солярки – 17 и ДДВФ – 250 раз.

Корреляционный анализ экспериментальных данных показал, что все исследованные параметры фоновой среды в той или иной степени ста-



Влияние хлорофилла (А) и гидрохимических показателей водной среды (Б, В и Г) на токсикометрические параметры металлов для *Gammarus lacustris* из оз. Карагайского (регион Южного Урала)

тистически достоверно влияют на токсичность различных реагентов. Если суммарное число исследованных токсикометрических параметров по всем реагентам принять за 100 % и рассчитать частоту статистически достоверного воздействия на их величину показателей водной среды, получаются следующие ряды факторов по их значимости в определении токсичности поллютантов.

Водоемы Южного Урала

Минерализация (54 %) = Mg^{2+} (54 %) > жесткость (46 %) = SO_4^{2-} (46 %) = Na^+ + K^+ (46 %) > Cl^- (39 %) > ПО (31 %) > HCO_3^- (23 %) = Ca^{2+} (23 %) > pH (15 %) > хлорофилл (8 %) = CO_3^{2-} (8 %).

Водоемы Восточно-Казахстанской области

Минерализация (57 %) = жесткость (47 %) > хлорофилл (33 %) = Mg^{2+} (33 %) = HCO_3^- (33 %) > Cl^- (22 %) = SO_4^{2-} (22 %) = Ca^{2+} (22 %) > pH (0 %).

В обоих регионах минерализация и жесткость поверхностных вод являются ведущими параметрами, обусловливающими уровень токсичности большинства исследованных реагентов, при этом токсичность металлов в большей степени зависит от фоновых характеристик водной среды, чем нефтепродуктов и пестицидов.

Парный регрессионный анализ опытных данных позволил получить целый ряд достоверных уравнений зависимости токсикометрических параметров реагентов от гидрохимических пока-

зателей и содержания суммарного хлорофилла в водной среде ($p \leq 0,05$). На примере металлов мы рассчитали их токсичность при разных уровнях минерализации, содержания хлорофилла, концентрации магния и сульфатов, соответствующих средним значениям различных типов и классов озер. Как видно из данных, представленных на рисунке, при увеличении величин фоновых характеристик водной среды закономерно повышаются все токсикометрические параметры меди и никеля, то есть их токсичность при остром и хроническом воздействии (по LT₅₀ и ПК) для гаммарид Южного Урала снижается. Увеличение Кп также указывает на понижение токсичности металлов по мере возрастания фоновых показателей.

Если сравнить минимальные и максимальные значения исследованных параметров, то видно, что острая токсичность меди от олиго- до политрофных вод (по содержанию хлорофилла) снижается в 3,2 раза. По гидрохимическим показателям получаются следующие ряды снижения токсичности.

Минерализация (класс вод от ультрапресных до среднесолоноватых)

Медь, LT₅₀ (9,2 раза) > никель, ПК (3,8 раза) > никель, LT₅₀ (1,9 раза) = медь, Кп (1,9 раза) > никель, Кп (1,6 раза).

Таблица 1

Сравнительная токсикорезистентность модельных популяций *D. magna* к металлам (пороговая концентрация, мг/л)

Популяция дафний	Никель				Медь			
	1	2	3	5	1	2	3	4
Лабораторная	–	0,58	0,29	0,063	–	0,009	0,062	–
Прудовая	–	0,15	0,50	0,059	–	0,170	–	0,19
Уелгинская	0,23	–	–	–	0,076	–	–	–

Примечание. Опытная фоновая среда: 1 – оз. Уелги, 2 – оз. Тургояк, 3 – оз. Карагайское, 4 – Татаркин пруд, 5 – Онежское озеро; прочерк – отсутствие данных.

Концентрация магния (от ксеногалобного до α-мезогалобного класса вод)

Никель, ПК (2,6 раза) > медь, Кп (1,8 раза) > никель, LT₅₀ (1,7 раза) > никель, Кп (1,6 раза).

Концентрация сульфатов (от ксеногалобного до α-мезогалобного класса вод)

Медь, LT₅₀ (6,1 раза) > никель, LT50 (2,4 раза) > медь, Кп (1,7 раза) = никель, Кп (1,7 раза).

В целом токсичность меди в большей степени зависит от фоновых характеристик водной среды, чем токсичность никеля, при этом для обоих металлов наибольший эффект снижения токсичности наблюдается при увеличении минерализации.

В результате расчета по уравнениям регрессии параметров токсичности металлов для представительных гаммарид ВКО выявлены аналогичные закономерности. При этом от олиготрофных до β-эвтрофных вод (по хлорофиллу) токсичность свинца и калия (по Кп) снижается в 7,8 и 13,7 раза соответственно, а токсичность цинка (по KTH₅₀) – в 8,4 раза. При увеличении минерализации от 50 до 3000 мг/л, что соответствует по классификации С. П. Китаева [8] ультрапресному и солоноватоводному классу вод, токсичность цинка по KTH50 уменьшается в 10 раз. Повышение концентрации магния от 2 до 190 мг/л и сульфатов от 5 до 500 мг/л (класс вод по ГОСТ 17.1.2.04-77 от ксеногалобного до β-мезогалобного) приводит к снижению токсичности цинка по параметру KTH₅₀ в 5,3 раза, по коэффициенту персистентности (Кп) – в 6,6 и 12,5 раза соответственно. Приведенные данные однозначно свидетельствуют о статистически существенной и биологически значимой зависимости токсичности металлов для гидробионтов как от трофического статуса водоемов, определяемого нами по суммарному содержанию хлоро-

филла, так и от всего комплекса исследованных гидрохимических показателей водной среды.

В специальных модельных экспериментах, проведенных в регионе Южного Урала, при экспозиции 30 суток была исследована токсикорезистентность *D. magna* к металлам трех популяций (лабораторная, привезенная из Петрозаводска; прудовая, выловленная из водоема Татаркин пруд, и уелгинская – из оз. Уелги) на различных по гидрохимическим показателям фоновых средах (табл. 1).

Межпопуляционные различия в устойчивости дафний к хронической медной интоксикации составили 2,8 раза, к хронической интоксикации никелем – 9,8 раза, а внутрипопуляционные, в зависимости от фоновых характеристик опытной среды, – 7,0 и 9,2 раза соответственно. Это еще раз подтверждает вывод о том, что токсичность поллютантов для гидробионтов обусловливается не только их нормой реакции, но и всем гидрохимическим комплексом водоема.

Изучение стабильности (персистентности) загрязняющих веществ в водной среде представляет для нас особый интерес, так как позволяет в первом приближении оценить способность водоемов к самоочищению. Анализ результатов 88 экспериментов, проведенных в регионе Карелии с использованием воды из 6 водоемов, различающихся (в пределах зоны тайги) по химическому составу и трофическому статусу, показал, что даже в узком диапазоне изменения химических параметров и содержания хлорофилла в фоновой среде Кп для исследованных веществ колеблется в достаточно широких пределах: для меди – в 2,6 раза, цинка – до 45, никеля – до 8, свинца – до 68, солярки – до 10, прометрина – до 20, ДДВФ – до 17 раз. Установлено также, что ПК токсикантов зависит не только от фоновых

Таблица 2

Влияние гидрохимического класса водной среды на хроническую токсичность тест-реагентов для *D. magna* (экспозиция 30 суток)

Гидрохимический класс вод	Пороговая концентрация, мг/л							
	Медь	Цинк	Свинец	Никель	Солярка	Бензин А-76	ДДВФ	Прометрин
Гидрокарбонатный	0,0100	0,050	1,82	0,069	7,80	324	0,00020	1,38
Сульфатный	0,0004	0,010	0,09	0,052	0,26	166	0,00001	0,29
Хлоридный	0,0040	0,004	2,00	0,038	1,20	65	0,00001	0,33

характеристик водоемов, но и от тест-объекта. Так, ПК никеля для сценедесмуса изменяется на разных фонах в 2,3 раза, для рыб – в 1,8, для дафний – в 24,6 раза; бензина для сценедесмуса – в 1,3 раза, для рыб – в 8,7, для дафний – в 1645 раз; прометрина для сценедесмуса – в 25 раз, для сига – в 7,8, для форели – в 26,7, для дафний – в 400 раз.

В хронических экспериментах на *D. magna* изучено влияние гидрохимического класса вод на ПК реагентов. Модельные фоновые среды создавали добавлением гидрокарбоната, сульфата и хлорида натрия к воде из оз. Урозера до общей минерализации 200 мг/л. Предварительные методические исследования показали, что данный уровень минерализации позитивно воздействует на биологию популяции дафний. Полученные результаты указывают на существенную зависимость токсичности веществ различной природы от анионного состава среды, причем эта зависимость неодинакова для изученных реагентов (табл. 2).

Следовательно, при разработке токсикологических нормативов целесообразно учитывать химический класс фоновой среды, имеющий достаточно выраженный зональный характер.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Со времен А. Гумбольдта для решения общепланетарных аспектов эволюции, в том числе биосферы Земли, применялся сравнительно-географический метод. В наших исследованиях априори плодотворно было использование метода сравнения зональных особенностей пресноводных водоемов. При всем разнообразии

подходов к этой проблеме нам неизвестно ни одного исследования, в котором бы утверждалось отсутствие межзонального вектора устойчивости экосистем. Кардинальные различия между интегральными показателями функционирования водных экосистем от зоны тундры до степи должны обуславливать отличия в их устойчивости по отношению к экстремальному изменению абиотических и биотических факторов среды, в том числе к антропогенному загрязнению.

В нашей работе представлены данные, свидетельствующие о значимой корреляции токсичности для представительных гидробионтов Южного Урала, Восточно-Казахстанской области и Карелии веществ самой разной химической природы (соединения металлов, пестициды, нефтепродукты) с гидрохимическим режимом (класс вод, минерализация, жесткость, pH, перманганатная окисляемость и т. д.) и трофическим статусом водоема, определяемого по содержанию хлорофилла, а также нормы реакции гидробионтов, формирование которой тесно связано со средой обитания. Регрессионный анализ результатов исследований также показал достоверную зависимость от качества фоновой среды пороговой концентрации поллютантов, критической токсикологической нагрузки, коэффициента персистентности.

Таким образом, мы однозначно приходим к выводу об экологической целесообразности регионального регламентирования антропогенного загрязнения пресноводных экосистем с учетом зональных особенностей их биотической и абиотической забуференности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Волков И. В., Заличева И. Н., Шустова Н. К., Ильмаст Т. Б. Есть ли экологический смысл у системы общефедеральных рыбохозяйственных ПДК? // Экология. 1996. № 5. С. 350–355.
2. Горбачев С. А. Методология и практика оценки ущерба водным биоресурсам от хозяйственной деятельности / Под ред. Д. Э. Ивантера. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2010. 383 с.
3. ГОСТ 17.1.2.04-77. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов: Утв. Гос. ком. стандартов Совета Министров СССР 23.05.77. М., 1977. 17 с.
4. Заличева И. Н., Ганина В. С., Шустова Н. К. Эколо-токсикологические аспекты устойчивости гидробионтов таежной природно-климатической зоны к закислению водной среды // Экология. 2006. № 1. С. 64–69.
5. Ивантер Э. В., Коросов А. В. Введение в количественную биологию. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2003. 304 с.
6. Исаков Ю. А., Казанская Н. С., Тишкова А. А. Зональные закономерности динамики экосистем. М.: Наука, 1986. 150 с.
7. Камшилов М. М. Эволюция биосферы. М.: Наука, 1979. 256 с.
8. Китаев С. П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2007. 395 с.
9. Лукьяненко В. И. Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России // Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России (региональные ПДК). Ярославль: ВВО РЭА, 1998. С. 37–62.
10. Лурье Ю. Ю. Унифицированные методы анализа вод. М.: Химия, 1973. 376 с.
11. Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды и водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение: Утв. 27.03.98. М.: ВНИРО, 1998. 145 с.
12. Моисеенко Т. И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.
13. Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 312 с.
14. Scor-UNESCO, Working group 17, Determination of photosynthetic pigments in seawater. Paris: UNESCO, 1960. 69 р.

Zalicheva I. N., Petrozavodsk State University (Petrozavodsk, Russian Federation)
Ganina V. S., Petrozavodsk State University (Petrozavodsk, Russian Federation)

ZONAL FACTORS OF FRESH WATER ECOSYSTEMS' RESISTANCE TO ANTHROPOGENIC POLLUTION

Unreasonable application of unified federal maximum allowable concentration values for fisheries in five different natural-climatic zones of Russia is known to entail unpredictable ecological failure, especially in northern water basins characterized by low biological and hydro chemical buffering capacity. The purpose of the study was to identify zonal regularities and specific features of the freshwater ecosystems' resistance to anthropogenic pollution. The study of the aquatic habitat factors' effect on the toxicity of metal salts, oil products, and pesticides was conducted in three regions (Southern Urals, East-Kazakhstan Province, and Karelia). It helped to establish an existing connection of toxic resistance of representative hydrobionts and toxicity of pollutants of different chemical nature with hydrochemical regime and trophic status of the water bodies. Particularly, regression analysis of experimental data demonstrated that with the increase of the values of aquatic habitat background features from north to south etc. the toxicity of copper, nickel, zinc, lead, and potassium in acute and chronic lethal concentrations consistently diminishes. The detected qualitative and quantitative differences in resistance of aquatic ecosystems, belonging to different natural-climatic zones, to anthropogenic pollution strongly indicate biological inexpediency and ecological danger of the applied system. Unified toxicological regulations inherent to the system are harmful when used without necessary consideration of biotic and abiotic buffering of freshwater bodies.

Key words: water ecosystem, anthropogenic pollution, resistance, abiotic and biotic factors, zonality, fisheries maximum permissible concentration (MPC), ecological rate setting

REFERENCES

1. Volkov I. V., Zalicheva I. N., Shustova N. K., Il'mast T. B. The system of federal maximum admissible concentrations for the fishing industry: does it make ecological sense? // Russian Journal of Ecology. 1996. Vol. 27. № 5. P. 334–338.
2. Gorbachev S. A. Metodologiya i praktika otsenki ushcherba vodnym bioresursam ot khozyaystvennoy deyatel'nosti [Methodology and practice of assessing detriment to aquatic bioresources from anthropogenic activity]. Petrozavodsk, Petrozavodsk University Press, 2010. 383 p.
3. GOST 17.1.2.04-77. Pokazateli sostoyaniya i pravila taksatsii rybokhozyaystvennykh vodnykh ob'ektov [GOST 17.1.2.04–77. Environmental condition indicators and rules for estimating water bodies used for commercial fishery]. Moscow, State Standardization Committee of the Council of Ministers of the USSR Publ., 1977. 17 p.
4. Zalicheva I. N., Ganina V. S., Shustova N. K. Ecotoxicological aspects of the tolerance of hydrobionts to acidification of the aquatic environment in the Taiga natural climatic zone // Russian Journal of Ecology. 2006. Vol. 37. № 1. P. 60–65.
5. Ivantsev E. V., Korosov A. V. Vvedenie v kolichestvennuyu biologiyu [Introduction to quantitative biology]. Petrozavodsk, Petrozavodsk University Press, 2003. 304 p.
6. Isakov Yu. A., Kazanskaya N. S., Tishkov A. A. Zonal'nye zakonomernosti dinamiki ekosistem [Zonal regularities of the ecosystems dynamics]. Moscow, Nauka Publ., 1986. 150 p.
7. Kamshilov M. M. Evolyutsiya biosfery [Evolution of biosphere]. Moscow, Nauka Publ., 1979. 256 p.
8. Kitaev S. P. Osnovy limnologii dlya gidrobiologov i ikhtiolologov [Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists]. Petrozavodsk, Karelian RC of RAS, 2007. 395 p.
9. Luk'yanchikov V. I. Ekologicheskie aspekty reglamentirovaniya antropogenного загрязнения водами России [Ecological aspects of regulating anthropogenic pollution of Russian water bodies]. *Ekologicheskie aspekty reglamentirovaniya antropogenного загрязнения водами России (regional'nye PDK)*. Yaroslavl', Verkhnevolzhskiy department of the Russian Ecological Academy, 1998. P. 37–62.
10. Lur'e Yu. Yu. Unificirovannye metody analiza vod [Unified methods of analysing waters]. Moscow, Khimia Publ., 1973. 376 p.
11. Metodicheskie ukazaniya po ustanovleniyu ekologo-rybokhozyaystvennykh normativov (PDK i OBUV) zagryaznyayushchikh veshchestv dlya vody i vodnykh ob'ektov, imeyushchikh rybokhozyaystvennoe znachenie [Guidelines for establishing ecological and commercial fishing standards (MAC and ASLI) for pollutants of commercially valuable water and water objects]. Moscow, VNIRO Publ., 1998. 145 p.
12. Moiseenko T. I. Vodnaya ekotoksikologiya: Teoreticheskie i prikladnye aspekty [Aquatic ecotoxicology: Theoretical and applied aspects]. Moscow, Nauka Publ., 2009. 400 p.
13. Nikanorov A. M., Zhulidov A. V. Biomonitoring metallov v presnovodnykh ekosistemakh [Biomonitoring of metals in freshwater ecosystems]. Leningrad, Gidrometeoizdat Publ., 1991. 312 p.
14. Scorr-UNESCO, Working group 17, Determination of photosynthesis pigment in seawater. Paris, UNESCO Publ., 1960. 69 p.

Поступила в редакцию 05.03.2013