

Опыт интерпретации результатов биотестирования поверхностных вод при химическом и радиоактивном загрязнении

© 2014 г. А. С. Олькова¹, к.т.н., доцент, Е. В. Дабах^{2,3}, к.б.н., доцент, с.н.с.,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

³Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: morgan-abend@mail.ru

Проведён сравнительный анализ результатов определения химического состава и биотестирования проб воды из загрязнённых водоёмов в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка с целью выявить возможные закономерные связи между химическими показателями и токсичностью в сложной многокомпонентой природно-техногенной системе.

Отмечено, что при небольшом перечне загрязняющих веществ 2 и 3 класса опасности и при относительно невысоких концентрациях их в растворах проявляется токсичность, в первую очередь, в биотесте на *Paramecium caudatum*. Все пробы, содержащие элементы первого класса опасности: таллий, бериллий, мышьяк, уран – в значимых количествах (близких к ПДК), оказались токсичными для рачков *Daphnia magna*.

В некоторых пробах воды, содержащих элементы 1 и 2 класса опасности в концентрациях, близких к предельно допустимым, в биотесте с использованием *P. caudatum* дается заключение об отсутствии токсичности, поскольку реакция простейших проявляется в стимуляции хемотаксиса инфузорий. Повышение двигательной активности может рассматриваться как начальная стадия токсического эффекта, при увеличении экспозиции особи начинают погибать. Радиоактивное загрязнение воды в пределах 0,4 УВ (уровень вмешательства) ²³⁸U, так же как и выявленные дозы внешнего гамма-излучения (максимум – 0,6 мкЗв/час), по-видимому, не оказывает влияния на токсичность воды.

The article presents comparative analysis of the results of chemical analysis and bioassay of water samples from polluted water-bodies in the area of Kirov-Chepetsk chemical plants. The aim is to determine some possible natural connections between chemical characteristics and toxicity in the complex multicomponent natural-man-made system.

It is noted that when there are few pollutants of 2 and 3 hazard class and at a relatively low concentration in the solution, the toxicity is manifested primarily in the bioassay of *Paramecium caudatum*. All samples containing the elements of the first hazard class, such as thallium, beryllium, arsenic, uranium in significant amounts (close to MPC), were toxic to crustaceans *Daphnia magna*.

Test results with some water samples containing elements of 1st and 2nd hazard class in concentrations close to the maximum allowable show absence of toxicity in bioassay using *P. caudatum*, since the reaction of animalcules consists in stimulating ciliates' chemotaxis. Increase in locomotor activity can be considered as the initial stage of the toxic effect, with increasing exposure their dying starts. Radioactive contamination of water within 0.4 HC (interference level) ²³⁸U, as well as the identified external gamma radiation dose (max – 0.6 mSv / h), apparently has no effect on water toxicity.

Ключевые слова: биотестирование, поверхностные воды, химическое загрязнение, радиохимическое загрязнение.

Keywords: biological testing, surface water, chemical pollution, radiochemical contamination.

Качество воды поверхностных водных объектов оценивается по химическим и биологическим показателям, в частности, по результатам, полученным методами биотестирования.

Одной из проблем методологии биотестирования является интерпретация данных о токсичности природных вод, находящихся под техногенным влиянием, а также поиск зависимостей между содержанием загрязняющих веществ и обнаруженной интегральной токсичностью.

Исследования в этой области направлены в основном на определение чувствительности тест-объектов к наиболее распространенным токсикантам, таким, как тяжёлые металлы, не-

фтепродукты, фенолы, пестициды. В качестве тест-объектов широко используются организмы разной систематической и трофической принадлежности. Например, распространены биотесты на ветвистоусых рачках дафниях и цериодафниях, наличие нервной системы у которых делает их высоко чувствительными к фосфорорганическим (ФОС), хлорорганическим соединениям (ХОС) и некоторым соединениям тяжёлых металлов, ингибирующим ацетилхолинэстеразу [1]. Летальные концентрации меди для этой группы организмов начинаются с 10–20 мкг/дм³, цинка – с 480–680 мкг/дм³, кадмия – с 38–55 мкг/дм³ [2, 3].

К соединениям тяжёлых металлов высоко чувствительны инфузории и бактерии различной видовой принадлежности. Ответная реакция проявляется на уровне долей ПДК при условии подвижного состояния элемента [4].

Известно, что токсическое действие соединений тяжёлых металлов и многих других веществ всегда зависит от содержания органических веществ в водах, pH, жёсткости, физических факторов [5, 6]. Сорбционно-аккумулирующая деятельность гидробионтов, размер органических частиц могут определять формы присутствия металлов в водах [7]. Обычно наиболее подвижны в растворах и токсичны свободные ионы металлов. Например, ионы Al^{3+} и Cu^{2+} более токсичны, чем ионы $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{2+}$ и $Cu(OH)^+$.

Присутствие в водах взвешенных частиц и растворённого органического вещества создаёт условия для перехода лабильных форм металла в связанные и закомплексованные. По способности к комплексообразованию с органическими лигандами в поверхностных водах металлы располагаются в следующий ряд: Sr (<1%) = Mn (<1%) < Zn (10%) < Ni (25%) < Al (30%) < Cu (65%) < Fe (99%) [8]. Многие металлы присутствуют в водах в соединениях с органическими веществами. Например, расчётным путём показано, что в пресных поверхностных водах до 99% ртути находится в комплексе с органическими веществами [9]. Считается, что комплексообразование с растворённым органическим веществом является определяющим фактором для поддержания буферной ёмкости пресноводных экосистем к металлам [7]. Комплексообразование металлов с органическими кислотами зависит от молекулярной массы органических соединений, от концентрации металлов и лигандов, от pH. Способностью к комплексообразованию обладают неспецифические органические соединения: кислоты, сложные эфиры, фенолы, амины, аминокислоты, углеводы, белковоподобные вещества [10], а также специфические высокомолекулярные органические кислоты: гуминовые и фульвокислоты. Комплексообразование с участием металлов при повышении pH возрастает [11].

В условиях подкисления среды содержание ионных форм металлов возрастает вследствие ускоренного вымывания кислыми осадками элементов из слагающих пород, высвобождения из донных отложений и минеральных частиц [12].

Совместное присутствие элементов в природных водах и почвенных растворах обуслов-

ливает явления синергизма и антагонизма ионов. Продукты распада и взаимодействия отдельных химических веществ могут оказаться токсичнее исходных соединений [13].

Химическое загрязнение природных вод приводит к нарушению сложившегося равновесия. При поступлении сточных вод предприятий изменяется состав природных вод, условия миграции элементов и их соединений. Комплексное неблагоприятное воздействие загрязняющих веществ на живые организмы оценивается методами биотестирования. Токсичность может быть связана со сверхнормативным накоплением биогенных элементов (например, азота) в воде, с поступлением ксенобиотиков, с переходом элементов из одной формы в другую – более токсичную и т. д. Изучение действия загрязняющих веществ на живые культуры основано, главным образом, на выявлении в модельных экспериментах с возрастающими концентрациями элемента (или его известных соединений) пороговых значений, при которых проявляется токсический эффект.

Целью настоящей работы является интерпретация результатов количественного химического анализа и биотестирования, полученных при анализе токсичных проб воды из загрязнённых водоёмов в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка, и выявление возможных закономерных связей между химическими показателями и токсичностью в сложной многокомпонентой природно-техногенной системе.

Материалы и методы исследований

Изучались поверхностные водоёмы и водотоки как природного, так и искусственного происхождения, расположенные в зоне влияния комплекса предприятий химической отрасли г. Кирово-Чепецка Кировской области (рис. 1). Завод минеральных удобрений (ЗМУ) и «Гало-Полимер», ранее объединяемые под названием Кирово-Чепецкий химический комбинат, расположены в долине реки Вятки. Их отходы и сточные воды оказывают влияние на качество воды в притоках Вятки: р. Проснице – притоке первого порядка, р. Елховке – притоке второго порядка, в многочисленных пойменных водоёмах: озёрах Бобровые, Берёзовое, Просное, а также в карьерах, дренажных канавах.

Элементный химический состав воды определялся методами масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (PQ-2, Elemental, Англия) и атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плаз-

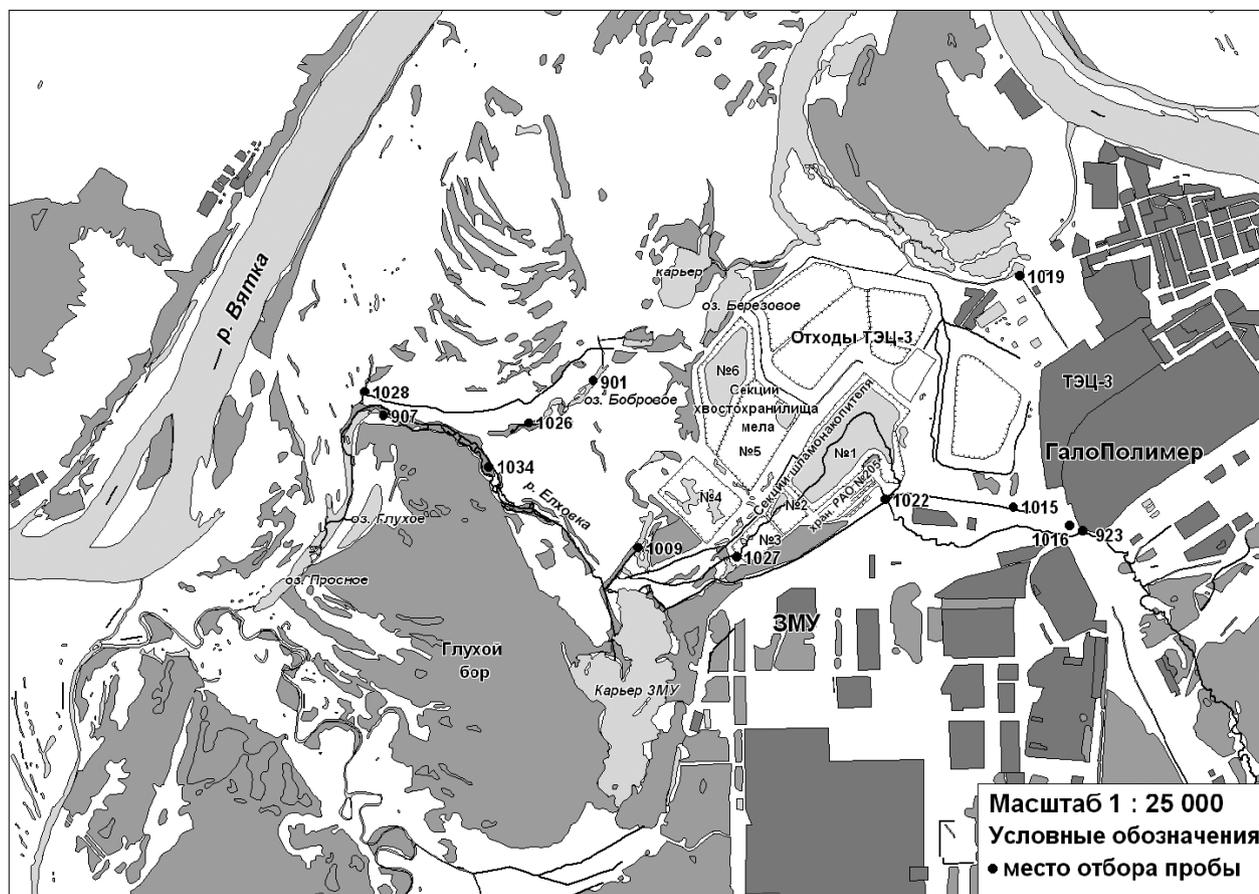


Рис. 1. Карта-схема района исследования с местами отбора проб.
(Хр. РАО – хранилище радиоактивных отходов; ЗМУ – Завод минеральных удобрений).

мой (ICAP-61, Thermo Jarrell Ash, США) в Аналитическом сертификационном испытательном центре Института проблем технологии микроэлектроники и особо чистых материалов РАН (г. Черноголовка).

Ионный состав воды (содержание Na^+ , K^+ , Li^+ , NH_4^+ , F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) определялся методом ионной хроматографии на хроматографе «Стайер» в Научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного гуманитарного университета (г. Киров).

Определение удельной активности естественных и искусственных радионуклидов в воде проводили на спектрометрическом комплексе «Прогресс-2000» в Лаборатории миграции радионуклидов и радиохимии Института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН (г. Сыктывкар).

Биотестирование выполнено на базе аккредитованной Научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного гуманитарного университета. При определении интегральной токсичности проб воды использовали два тест-объекта разных трофических групп: низших рако-

образных *Daphnia magna* Straus (дафнии) и простейших *Paramecium caudatum* Ehrenberg (инфузории).

Острую токсичность вод определяли по показателю смертности суточной молоди рачков *D. magna* за 96 часов [14].

Методика с использованием инфузорий основана на хемотаксической реакции тест-объекта в ответ на возможное присутствие в водной среде загрязняющих веществ: особи *P. caudatum* направленно перемещаются против градиента концентрации этих веществ, избегая их вредного воздействия [4]. Параметры поведенческой реакции инфузорий определяли с помощью прибора «Биотестер-2».

Предварительно была установлена чувствительность используемых тест-объектов к стандартным токсикантам в соответствии с требованиями аттестованных методик [4, 14].

Результаты исследований и их обсуждение

В качестве критерия для оценки степени загрязнения поверхностных вод использованы значения ПДК соответствующих эле-

Таблица 1

Оценка токсичности поверхностных вод в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка

Шифр пробы	Место отбора проб	Возможный источник загрязнения поверхностных вод	Класс опасности элемента, кратность превышения ПДК			рН	Заключение о токсичности
			1	2	3		
1034	Среднее течение р. Елховки	Грунтовые воды, поверхностный сток с прилегающих территорий	-	Sb 4.2 Br 2.8 Na 0.8	Al 1.6 Mn 2.8 Fe 3.3	7,60	Проба является токсичной в биотесте на <i>Paramecium caudatum</i> (умеренная степень токсичности)
1027	Водоём у 3-ей секции хранилища РАО*	Подземные воды, поверхностный сток	-	-	Mn 2.7 Fe 1.8	7,75	
1019	В районе ТЭЦ-3	Сточные воды ТЭЦ-3	-	-	Al 2.2 Mn 1.5 Fe 2	7,45	Проба является токсичной в биотесте на <i>Paramecium caudatum</i> (высокая степень токсичности)
1009	Оз. Сосновое	Подземные воды, выпуск сточных вод из 1-й секции шламонакопителя	-	Sb 1.2 Na 1.1	Mn 1.7	7,96	
907	Протока в старой дельте р. Елховки	Грунтовые воды, эрозия загрязнённых почв прибрежной полосы	-	F 1.1	-	7,56	
1016	«Шламовое болото» – в прошлом – место размещения отходов завода «ГалоПолимер»	Загрязнённые грунты, грунтовые воды	Be 1.1 As 1.14	Pb 1.3 Li 3 Na 1.2 F 1.8	Mg 1.1 Fe 15 Mn 11 V 1.1 Al 8.5	6,12/ 7,01**	Проба является токсичной в биотесте на <i>Daphnia magna</i>
1015	Канавы под трубопроводом, идущим от завода «ГалоПолимер» к 205 хранилищу РАО	Дефекты в трубах, по которым транспортировались отходы	As 0,85	Na 1 F 3	Mg 1,5 Fe 10 Mn 56	6,64/ 7,10	
1022	Дренажная канава у 205 хранилища РАО	Грунтовые воды	As 1.2 U 1.16	Sb 0.8; Na 3.8 Br 15	Mn 92 Ni 1.1 Mg 1.5 Fe 5	7,60	
1028	Отводная канава вдоль дороги	Подземные воды	Tl 1.3	Sr 7.5 Ba 2.5 Cd 3 Li 0.7 Na 1.3 Br 1.1; Ni 9	Mn 216 Mg 2 Fe 2.7	6,48/ 7,11**	
923	Родник на выходе грунтовых вод на склоне к р. Елховке у завода «ГалоПолимер»	Грунтовые воды, загрязнённые грунты в области питания грунтовых вод	Tl 1.1 U 3.9	Li 40 Sb 26	-	7,55	Проба является токсичной в биотестах на <i>Paramecium caudatum</i> и <i>Daphnia magna</i>
1026/2	Оз. Бобровое – 3, глубина 4 м	Подземные воды	-	Sr 12	Mn 37	7,12	
901/3	Оз. Бобровое 1, глубина 5 м	Подземные воды	-	Sr 193; B 12 Li 1.4 Na 2.6;	Mn 23 Mg 1.6	7,68	

Примечание: *РАО – радиоактивные отходы; ** – исходные значения в соответствии с методикой доводились до оптимальных значений; - – содержание элементов значительно ниже ПДК.

ментов в водоёмах хозяйственно-питьевого и культурно-бытового значения [15]. Хотя большая часть обследуемых водных объектов к таковым не относится, для оценки вклада отдельных элементов в проявление токсичности проб воды необходим единый критерий, в качестве которого удобно использовать ПДК.

Вода в фоновом створе, расположенном выше по течению р. Елховки промзоны комбината, – гидрокарбонатно-кальциевая, с характерным для речных вод водородным показателем (рН 8,0) и средней жёсткостью (5,4 мг-экв/л). При высоком содержании марганца (4 ПДК) вода фоновой пробы не оказывает токсического действия на тест-объекты.

Из 37 проб, отобранных ниже по течению р. Елховки, а также из озёр, карьеров, болот и родников в зоне влияния химических предприятий г. Кирово-Чепецка, 12 проб оказались токсичными [16]. Характеристика этих проб приводится в таблице 1: указаны отношения содержания элемента в воде к его ПДК в тех пробах, в которых они близки к 1 или более 1; токсичные пробы объединены в группы в зависимости от результатов биотестирования по двум тест-объектам; отмечены возможные источники загрязнения.

Наиболее токсичными оказались пробы из высокоминерализованных глубоких слоёв Бобровых озёр (901/3 и 1026/2) и из водных объектов вблизи шламонакопителей и хвостохранилищ промышленной зоны (пробы 1009, 1016, 1022, 923).

Глубинные пробы воды из озёр Бобровое-1 (проба 901/3) и Бобровое-3 (проба 1026/2) токсичны в обоих биотестах. Эти пробы отличаются от других токсичных проб высокой минерализацией, обусловленной нитратом аммония. По многолетним данным в межень концентрация солей в оз. Бобровое-1 на глубине около 5 м превышает 60 г/дм³, в придонном слое мелководного озера Бобровое-3 в выемке на глубине около 4 м концентрация в 3 раза ниже. Возможно, токсичность проб связана как с высокой минерализацией растворов, так и с чрезвычайно высокой концентрацией стронция.

Все пробы, содержащие элементы первого класса опасности: таллий, бериллий, мышьяк, уран в значимых количествах (близких к ПДК), оказались токсичными для дафний. Механизм их токсического действия сходный: элементы блокируют сульфгидрильные группы белков или же вытесняют из некоторых ферментов другие металлы. Интерес к токсичности таллия связан с его повышенным

содержанием в районе металлургических заводов, электростанций, работающих на угле [17]. В районе исследования действует ТЭЦ-3. Однако повышенные концентрации таллия в воде приурочены, главным образом, к местам хранения отходов и сброса стоков завода «ГалоПолимер» (пробы 923 и 1028).

Бериллий обнаружен в пробе воды 1016 на заболоченном участке в районе завода «ГалоПолимер».

Известно, что этот чуждый живым организмам элемент практически не участвует в биологических процессах, вытесняет магний из ферментов. Он токсичен для большинства организмов, и районы, в которых содержание бериллия в питьевых водах составляет 2-3 ПДК, относят к зонам экологического бедствия [17, 18]. В отличие от большинства элементов II группы (кроме магния), бериллий относится к комплексообразователям. Устойчивые комплексы бериллий образует с галогенами, особенно фторид-ионом, не менее типичными аддендами являются OH^- , CO_3^{2-} и органические соединения. Труднорастворимые гидроксиды образуются при рН не выше 5,7 [19]. Возможно, образование комплексных бериллатов, в частности, с присутствующим в пробе фторид-ионом снижает токсичность пробы по отношению к инфузориям.

В двух пробах (1022 и 1015), токсичных в биотесте с дафниями, из элементов первого класса опасности в близких к предельно допустимым концентрациям и в превышающих их количествах присутствует мышьяк, в двух пробах (1022 и 923) – уран.

Из элементов второго класса опасности особый интерес представляет сурьма. Сурьма обнаружена в нескольких пробах (1009, 1022, 1034, 923). Этот элемент характеризуется преобладанием истинно растворённых форм и интенсивной миграцией в воде [20]. При невысоких превышениях ПДК на уровне 1,2–1,5 раза негативное действие сурьмы не достигает летальных эффектов для гидробионтов. Но при таких высоких концентрациях сурьмы в воде, которые отмечены в пробе 923–130 мкг/дм³, токсичность по отношению к инфузориям проявляется однозначно. В литературе отмечается способность сурьмы образовывать комплексы с органическими веществами [21]. Однако в присутствии железа до 95% органических лигандов расходуется на комплексы с железом, затем с алюминием, затем с другими элементами [8]. Возможно, именно благодаря высоким концентрациям железа и алюминия в пробе 1034 снижается хемотаксис инфузорий, и, при

более высокой концентрации сурьмы в ней по сравнению с пробой 1009 из озера Соснового, степень токсичности ниже.

В трёх токсичных пробах (901/3, 1026/2, 1028) отмечена высокая концентрация стронция. Стронций, как и сурьма, относится ко 2 классу опасности. Стронций часто ассоциируется с кальцием (это элементы-антагонисты), в меньшей степени с магнием. Отходы Завода минеральных удобрений богаты этим элементом. Он легко выщелачивается из сырья, шлама в широком диапазоне pH (6,8 – 9,3) [22]. Все указанные пробы, загрязнённые стронцием, проявляют токсичность в биотесте с дафниями.

В воде из протоки р. Елховки (т. 907) отмечается повышенное содержание фторид-иона. Элемент также относится ко 2 классу опасности. Вода из этой пробы оказывает острое токсическое действие только на инфузорий. Согласно литературным данным [23], токсического воздействия фторид-иона на дафний не обнаружено даже при концентрации фторида натрия в воде 120 мг/дм³. В то же время содержание в растворе фторида натрия в количестве 0,25 мг/дм³, соответствующих 0,17 ПДК, оказывало токсическое действие на инфузорий [24]. Отсутствие подобного эффекта в других пробах (1015, 1016), содержащих фторид-ион в более высоких концентрациях, чем в пробе 907, возможно вызвано присутствием ионов, способных связывать фторид-ион в растворимые комплексы типа $[AlF_6]^{3-}$ [19].

Алюминий, железо и марганец довольно часто присутствуют в природных водах и почвенных растворах таёжно-лесной зоны в количествах, превышающих ПДК, они относятся к элементам 3-го класса опасности. Но такие высокие концентрации марганца в воде, которые встречаются в районе химических предприятий, несомненно, обусловлены техногенезом.

В ряде проб несколько превышены значения ПДК ионов алюминия. Его токсическое действие активно исследуется [25]. Есть сведения, что он не опасен лишь при высоких значениях водородного показателя (pH > 8) в природных водах, тогда как при снижении pH воды алюминий становится высокотоксичным и вызывает массовую гибель молоди рыб [5]. В пробе с максимальным содержанием алюминия, отобранной на шламовом болоте (1016), реакция слабкокислая. Однако токсический эффект, связанный с присутствием в растворе ионов Al^{3+} , будет нивелироваться при доведении pH до 7, а также за счёт образования комплексных соединений.

Одним из факторов, влияющих на токсичность, является жёсткость воды, обусловленная присутствием солей кальция и магния.

Известно, что в жёсткой воде, богатой кальцием и магнием, токсичность многих металлов снижается за счёт образования труднорастворимых комплексов, кроме того, высокое содержание кальция способствует снижению проницаемости биологических мембран [6, 7]. Максимальные значения жёсткости (свыше 25 мг-экв/л) отмечены в наиболее загрязнённых пробах (1015, 1016, 1022, 1028, 901/3), к жёстким (около 10 мг-экв/л) можно отнести воды в озёрах Сосновом (1009) и Бобровом (1026/3). Несмотря на такие различия показателя жёсткости воды, все перечисленные выше пробы токсичны.

В водных объектах в окрестностях КЧХК проявляется радиоактивное загрязнение, обусловленное существованием до начала 1990-х годов производства фторидов урана на заводе полимеров. В пяти пробах токсичных по отношению к дафниям (1015, 1016, 1022 и 1028, 923) отмечается повышенная по сравнению с фоном удельная активность радионуклидов. В пробах 1022 и 923 обнаружена довольно высокая концентрация урана – 116 и 388 мкг/дм³ соответственно (ПДК 100 мкг/дм³), удельная активность ^{238}U составила 885 и 1100 мБк/дм³ (уровень вмешательства – УВ – 3000 мБк/дм³) [26].

В работе [27] отмечено, что с повышением уровня организации гидробионтов возрастает их радиочувствительность. С этих позиций низшие ракообразные *D. magna*, в отличие от инфузорий, потенциально могли проявить ответную реакцию на радиоактивный фактор в зоне исследования, однако выявленная нами удельная активность урана не достигала уровней, способных вызвать гибель организмов. В работе [28] показано, что токсическое воздействие на дафний урана, как тяжёлого металла, преобладает над его радиотоксичностью как альфа-излучающего радионуклида. На токсичность воды, в частности, на показатели плодovitости *D. magna*, может оказывать влияние и внешнее гамма-излучение [29]. Согласно литературным данным, токсический эффект проявляется при МЭД 31 мГр/час. Повышенные по сравнению с фоном значения мощности эффективной дозы (МЭД) гамма-излучения были выявлены нами при проведении радиометрической съёмки на берегах протоки в старой дельте р. Елховки (участок 907), на «шламовом болоте» (участок 1016), у родника в районе

Завода полимеров (участок 923), однако они не превышали 0,6 мкЗв/час. Следовательно, нет оснований рассматривать внешнее гамма-излучение как причину токсичности указанных проб.

Таким образом, сопоставляя химический состав проб воды с их токсичностью, мы приходим к выводу, что при весьма ограниченном перечне загрязняющих веществ и при малых концентрациях их в растворах, проявляется токсичность, в первую очередь, в биотесте на *P. caudatum*. Более широкий спектр и высокие концентрации загрязнителей, присутствие элементов первого класса опасности в пробах воды обуславливают токсичность по отношению к более высокоорганизованным формам живого – рачкам *D. magna*. И только в пробах с исключительно высоким содержанием токсичных металлов (проба 923) и солей (нитрат аммония в пробах 1026 и 901) – токсичность проявляется по отношению к обоим тест-объектам.

Возможно, такая ситуация связана с особенностями используемой методики, которая не предусматривает выводов о токсичности пробы, если наблюдается стимуляция двигательной активности инфузорий. Заключение о токсичности пробы в биотесте на *P. caudatum* выдается на основании пункта 9.4 методики [4]: «отрицательные значения индекса токсичности свидетельствуют об отсутствии токсичности и могут быть оценены как нулевые». Фактически при проведении эксперимента в пробах 1015, 1016, 1022, 1028 наблюдалась стимуляция хемотаксиса и общей двигательной активности инфузорий по сравнению с контролем. Инфузории за 30 минут тест-реакции поднимались в верхнюю часть кюветы, что характерно для нетоксичных проб, и начинали там очень активно двигаться – «метаться», завышая измеряемые показатели. Такая реакция может быть начальной стадией токсического эффекта, что неоднократно отмечалось нами при проведении экспериментов в чашках Петри: при увеличении экспозиции после стимуляции двигательной активности особи начинают погибать. Гибель после стимуляции не является обязательным развитием ситуации, поэтому по отношению к анализируемым пробам ограничиваемся следующим выводом: чувствительность инфузорий к небольшим дозам токсикантов, таких, как мышьяк, марганец, бериллий, сурьма, проявляется в стимуляции тест-функций организма.

Известно, что влияние многих загрязняющих веществ проявляется до определённого

порога в стимуляции как тест-функций, так и продуктивности целых экосистем, и только при повышении дозы начинается угнетение [30]. Соединения, известные как токсиканты, в определённом диапазоне способны оказывать избирательное стимулирующее действие [6]. Для инфузорий наличие стадии стимуляции в динамике токсического эффекта отмечено при воздействии малого содержания многих загрязняющих веществ (солей металлов, фенолов, пестицидов) [5].

Выводы

По результатам сравнительного анализа химического состава и токсичности проб воды, отобранных в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка, можно сделать следующие выводы:

1. Несмотря на неспецифический характер реакции тест-организмов на загрязнение воды и отсутствие прямой зависимости между содержанием загрязняющих веществ и выявленными эффектами, во всех пробах воды, содержащих элементы 1 класса опасности в близких к предельно допустимым концентрациям, отмечается гибель рачков *D. magna*.

2. В некоторых пробах воды, содержащих элементы 1 и 2 класса опасности в концентрациях, близких к предельно допустимым, в биотесте с использованием *P. caudatum* даётся заключение об отсутствии токсичности, поскольку реакция простейших проявляется в стимуляции хемотаксиса инфузорий. Повышение двигательной активности может рассматриваться как начальная стадия токсического эффекта, при увеличении экспозиции особи начинают погибать.

3. Радиоактивное загрязнение воды в пределах 0,4 УВ ²³⁸U, так же как и выявленные дозы внешнего гамма-излучения (максимум – 0,6 мкЗв/час), не оказывает влияния на токсичность проб воды из поверхностных водных объектов.

Литература

1. Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. Водная токсикология. М.: Колос, 1971. 247 с.
2. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Под ред. Х. Зигель, А. Зигель. М.: Мир, 1993. 367 с.
3. Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Бражникова Л. В., Жулидов А. В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. С-Пб.: Гидрометеоиздат, 2000. 159 с.
4. ФР 1.31.2005.01881 (ред. 2010). Методика определения токсичности проб природных, питьевых,

хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер».

5. Никаноров А. М., Трунов Н. М. Внутриводоемные процессы и контроль качества природных вод / Под ред. А. И. Бедрицкого. С-Пб.: Гидрометеиздат, 1999. 150 с.

6. Филенко О. Ф., Михеева И. В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 144 с.

7. Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.

8. Моисеенко Т. И., Даувальтер В. А., Родюшкин И. В. Механизмы круговорота природных и антропогенных металлов в поверхностных водах Субарктики // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. № 2. С. 231–243.

9. Варшал Г. М., Буачидзе Н. С. Исследование существующих форм ртути в поверхностных водах // ЖАХ. 1983. Т. 38. Вып. 12. С. 2156–2167.

10. Линник П. Н., Набиванец Б. И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986.

11. Варшал Г. М., Кощеева И. Я., Сироткина И. С., Велюханова Т. К., Инцкирвели Л. Н., Замонина Н. С. Изучение органических веществ поверхностных вод и их взаимодействия с ионами металлов // Геохимия. 1979, № 4. С. 43–54.

12. Моисеенко Т. И. Механизмы эпизодического закисления природных вод в период половодья (на примере Кольской Субарктики) // Вод. ресурсы. 1998. № 1. С. 16–23.

13. Филенко О. Ф., Дмитриева А. Г. Биотестирование как способ контроля токсичности загрязняемой водной среды // Приборы и системы управления. 1999. № 1. С. 61–63.

14. ФР 1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний. М.: Акварос, 2007.

15. ГН 2.1.5.1315-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

16. Олькова А. С., Скугорева С. Г., Адамович Т. А., Вараксина Н. В., Ашихмина Т. Я. Оценка состояния водных объектов методами биотестирования в зоне влияния промышленных предприятий (на примере Кирово-Чепецкого химического комбината) // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 46–51.

17. Перельман А. И. Геохимия. М.: Высш. шк., 1989. 528 с.

18. Иванов В. В. Экологическая геохимия элементов: Справочник: В 6 кн. Кн. 1: s-элементы / Под ред. Э. К. Буренкова. М.: Недра, 1994. 304 с.

19. Крайнов С. Р., Рыженко Б. Н., Швец В. М. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. М.: Наука, 2004. 677 с.

20. Алекин О. А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 413 с.

21. Куликова Д. И., Куликова Д. М., Шапник М. С. Комплексообразование сурьмы (III) с лимонной кислотой // Вестник Казанского технологического университета. 2007. № 2. С. 25–33.

22. Зосин А. П., Приймак Т. И., Маслобоев В. А., Сулименко Л. П., Мингалев Т. А. Изменение состава сточных вод в системе водопользования Ковдорского горно-обогатительного комбината // Вод. ресурсы. 2011. № 1. С. 98–107.

23. Petrie R. C. Revised Ecological hazard and environmental risk assessment chapter for Sodium fluoride. Washington. 2007. 122 p.

24. Некрасова Ю. Н., Олькова А. С., Дабах Е. В. Влияние фторида натрия на физико-химические свойства и интегральную токсичность почв в модельном эксперименте // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 48–53.

25. Вараксина Н. В., Ашихмина Т. Я., Олькова А. С. Изучение влияния соединений алюминия на тест-организмы в условиях модельного эксперимента // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 65–70.

26. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09. Собрание законодательства Российской Федерации, 1996.

27. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука, 2006. 239 с.

28. Zeman F. A., Gilbin R., Alonzo F., Lecomte-Pradines C., Garnier-Laplace J., Aliaume C. Effect of waterborne uranium on survival growth reproduction and physiological processes of the freshwater cladoceran *Daphnia magna* // Aquatic Toxicology. 2008. V. 86. P. 370–378.

29. Gilbin R., Alonzo F., Garnier-Laplace J. Effect of chronic external gamma irradiation on growth and reproductive success of *Daphnia magna* // Journal of environmental radioactivity. 2008. V. 99. P. 134–145.

30. Марфенина О. Е. Микробиологические аспекты охраны почв. М.: Изд-во МГУ, 1991. 118 с.