

ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Научно-практический журнал
ФГУП "ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ ОБЪЕДИНЕНИЕ "МАЯК"
 Государственная корпорация по атомной энергии "Росатом"

Издаётся с 1996 г., периодичность – 4 номера в год
 № 4 (92) 2018 г.

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР Ю.Г. МОКРОВ
ЗАМЕСТИТЕЛЬ ГЛАВНОГО РЕДАКТОРА И.Г. ТАНАНАЕВ

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

А.В. Аклеев, В.Н. Большаков, Л.А. Большов, В.И. Величкин,
 Е.А. Демченко (отв. секретарь), М.В. Жуковский, И.А. Иванов, Л.А. Ильин,
 С.Н. Калмыков, Д.Н. Колупаев, Н.А. Кошурникова, А.И. Крышев, И.И. Линге,
 М.В. Логунов, Б.Ф. Мясоедов, М.Г. Нагорная, М.И. Похлебаев, Е.А. Пряхин,
 С.А. Романов, М.Э. Сокольников, А.В. Трапезников, С.С. Уткин,
 А.П. Хомяков, В.Ф. Хохряков, С.В. Юдинцев

СОДЕРЖАНИЕ

Мокров Ю.Г. Вступительное слово главного редактора	3
Большов Л.А. О долгосрочной безопасности крупнейшего в мире поверхностного хранилища жидких радиоактивных отходов	4
1. РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ И ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА (по материалам конференции "ТКВ: вчера, сегодня, завтра")	
Абрамов А.А., Линге И.И., Горелов М.М. Роль Теченского каскада водоёмов в генерации и сохранении знаний по объектам ядерного наследия	5
Мокров Ю.Г., Алексахин А.И. Деятельность ФГУП "ПО "Маяк" по обеспечению безопасной эксплуатации Теченского каскада водоёмов	13
Цивилёв И.В., Горлов О.В., Зейтленок И.Д. Объём, структура и основные результаты гидрологического и гидрогеологического мониторинга ТКВ, проводимого ФГБУ "Гидроспецгеология"	29
Савельева Е.А., Горелов М.М., Уткин С.С. Вопросы анализа неопределённостей при прогнозировании поведения Теченского каскада водоёмов и их влияние на стратегические решения по безопасности	42
Дрожко Е.Г., Чертков Л.Г., Горлов О.В., Глаголев А.В., Делтицкий С.В., Егорова В.А., Старченко В.А., Мокров Ю.Г., Алексахин А.И., Симкина Н.А., Шорохов М.Ю. Создание и проверка эффективности опытной противомиграционной завесы на участке интенсивной разгрузки стронция-90 в ПБК ТКВ ФГУП "ПО "Маяк"	51

УДК 574.4/5 : 577.391

© 2018

БИОЦЕНОЗЫ ВОДОЁМОВ ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА

*Е.А. Пряхин¹, Г.А. Тряпицына^{1,2}, Д.И. Осипов¹, Н.И. Атаманюк¹,
И.А. Шапошникова¹, Е.А. Егорейченков¹, Е.В. Стяжкина^{1,2},
Н.И. Могильникова¹, С.С. Андреев¹, Е.А. Шишикина^{1,2}, А.А. Перетыкин^{1,3},
А.Е. Алдабекова¹, М.В. Тюхай^{1,2}, А.В. Трапезников⁴, И.А. Иванов⁵,
О.В. Тарасов⁶, Ю.Г. Мокров⁶, А.В. Аклеев^{1,2}*

*¹Россия, г. Челябинск, ФГБУН Уральский научно-практический центр
радиационной медицины*

²Россия, г. Челябинск, Челябинский государственный университет

*³Россия, г. Челябинск, Южно-Уральский государственный
гуманитарно-педагогический университет*

⁴Россия, г. Екатеринбург, Институт экологии растений и животных УрО РАН

⁵Россия, г. Озёрск, ОТИ НИЯУ МИФИ

⁶Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"

В результате деятельности ПО "Маяк" ряд пресноводных экосистем подверглись антропогенному (радиоактивному и химическому) загрязнению. В статье представлены результаты исследований экосистем водоёмов Теченского каскада В-3, В-4, В-10, В-11 ПО "Маяк" в 2007–2016 гг. Приведена информация о мощностях доз для основных представителей биоценозов (фитопланктон, зоопланктон, зообентос, рыбы, птицы), об адаптационных реакциях у гидробионтов и птиц, дана характеристика биоценозов по биологическим показателям. Показано, что физиологические и, возможно, генетические адаптации у обитателей радиоактивно загрязнённых водных экосистем позволяют сохранять функцию биоценозов в условиях хронического радиационного воздействия при мощности поглощённой дозы до $3 \cdot 10^4$ мкГр/ч, при снижении видового разнообразия в некоторых экологических группах гидробионтов.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИОЭКОЛОГИЯ, ПРЕСНОВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, РАДИОНУКЛИДЫ, БИОЦЕНОЗЫ

Проблема радиационной защиты биоценозов является одной из основных современных проблем, стоящих сегодня перед радиационной защитой (публикации МКРЗ, НКДАР, МАГАТЭ, IUR). В соответствии с публикацией 108 МКРЗ в настоящее время по аналогии с защитой человека принят организменный подход в радиационной защите биоты [6]. Одновременно с этим, Международным союзом радиоэкологии (IUR) приводятся аргументы, доказывающие, что этот подход имеет недостатки и не может обеспечить защиту экосистем, поскольку не учитывает непрямые эффекты действия радиации [2–4].

Информация об определении закономерностей реакции биоценозов, в том числе, с учётом непрямых эффектов, может быть получена при изучении естественных экосистем,

подвергшихся радиоактивному загрязнению разного уровня. На Южном Урале (Россия) в районе расположения ПО "Маяк" в 1950–1960 гг. сформировалось значительное радиоактивное загрязнение части территории [8]. Особенностью радиационной ситуации на Южном Урале является загрязнение большого количества объектов гидросферы (озёра, водохранилища, реки) с широким диапазоном радиоактивного загрязнения. [1, 14, 18, 17]. Биота этих водоёмов находится в условиях радиационного воздействия уже более 50 лет. С научной точки зрения водоёмы-хранилища жидких радиоактивных отходов (ЖРО) ПО "Маяк" представляют особый интерес, поскольку биота этих водоёмов на протяжении десятков и сотен поколений находится в относительно стабильных условиях, а миграция

гидробионтов из чистых экосистем очень ограничена. Таким образом, наличие такой уникальной радиоэкологической ситуации позволяет поставить проблему оценки экологического риска радиоактивного загрязнения пресноводных экосистем на основе определения закономерностей реакции со стороны отдельных организмов, популяций, сообществ и экосистемы в целом от уровня радиационного воздействия.

Исследования биоты этих водоёмов проводились в ограниченном объёме в различное время разными научными коллективами. В настоящей работе выполнен анализ имеющихся данных о состоянии экосистем специальных промышленных водоёмов (СПВ) ПО "Маяк". Эти водоёмы являются объектами использования атомной энергии – хранилищами радиоактивных отходов. Имеют инженерно-технические сооружения для ограничения поступления радиоактивных веществ в окружающую среду. Четыре из них представляют собой русловые водохранилища на р. Теча – Теченский каскад водоёмов (ТКВ), которые эксплуатируются в качестве хранилищ жидких низкоактивных радиоактивных отходов: верхние три водоёма В-3, В-4 и В-10 эксплуатируются в проточном режиме, а замыкающий ТКВ водоём В-11 в замкнутом.

ИСТОРИЯ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Первые комплексные исследования состояния биоты р. Теча, водоёма В-3 и водоёма В-4 были выполнены в 1951–1952 гг. группой учёных под руководством А.Н. Марея [9]. Было проведено обследование р. Течи на всем её протяжении. Было показано, что в верховьях р. Течи (наиболее радиоактивно загрязнённый участок р. Течи) регистрировалась гибель отдельных групп гидробионтов в 1951–1952 гг. Наибольшему воздействию подверглись организмы, ведущие придонный и донный образ жизни – моллюски, речные раки и др. [9]. В этих работах не установлено заметного влияния радиоактивных веществ на водные растения и планктон. Было показано, что содержание β -излучающих радионуклидов в иле свыше $7,4 \cdot 10^8$ Бк/кг является гибельным для

всех бентосных животных. При более низких уровнях в пробах зообентоса появляются тубифициды и личинки насекомых. При содержании β -излучающих радионуклидов в донных отложениях менее $1,9 \cdot 10^7$ Бк/кг сырого веса восстанавливается нормальная придонная жизнь водоёма, за исключением моллюсков, которые выживают при более низких концентрациях (не более $7,4 \cdot 10^4$ Бк/кг сырого веса) [9].

В 1965–1973 гг. были выполнены натурные исследования в водоёмах ТКВ по оценке биологического действия хронического облучения на пресноводных рыб [28, 33]. Были рассчитаны дозы облучения взрослых рыб и икры [29]. Показано, что при содержании радионуклидов в воде ^{90}Sr ($1,0 \pm 0,05$) $\cdot 10^4$ Бк/дм³ и ^{137}Cs ($5,9 \pm 3,7$) $\cdot 10^2$ Бк/дм³ не выявлено изменений показателей роста у рыб, однако у окуня и щуки наблюдались нарушения репродуктивной функции, выражавшиеся в снижении плодовитости взрослых особей и увеличении частоты пороков развития у потомства [33].

В исследованиях 1980-х годов рассчитывали мощность дозового воздействия на внутренние органы рыб, обитающих в водоёме В-10, которая в среднем составила 2–3 Гр/год [19]. При анализе некоторых показателей репродуктивной функции у рыб было выявлено, что выход из икры щуки водоёма В-10 нормальных предличинок не отличался от показателя в контрольном водоёме. Темпы роста у рыб из водоёма В-10 были не ниже, чем у рыб популяций сравнения, однако наблюдалось некоторое увеличение частоты пороков развития у предличинок [30].

В исследованиях 2002 г. выявлено увеличение частоты эритроцитов с микроядрами в периферической крови у рыб из водоёма В-10 [30]. В исследованиях 2005 г. было выявлены изменения формы тела окуня, обитающего в водоёме В-10, по сравнению с животными из водоёмов сравнения [22].

В исследованиях 2004–2008 гг. была проведена оценка состояния ценопопуляций в водоёме В-3 ТКВ и накопления долгоживущих радионуклидов макрофитами [25].

Исследования по изучению содержания радионуклидов в различных компонентах экосистем водоёмов, в том числе и в биоте были выполнены в ряде работ [8, 27, 30, 25].

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ ВОДОЁМОВ

С 2007 г. система производственного экологического мониторинга СПВ ПО "Маяк" была дополнена исследованиями состояния биоты, включающими изучение биоценозов водоёмов по показателям бактериопланктона, фитопланктона, зоопланктона, зообентоса, высшей водной растительности, ихтиофауны, а с 2012 г. биологический мониторинг стал включать определение показателей состояния орнитофауны водоёмов на примере чайки серебристой (*Larus argentatus* Pontoppidan, 1763).

Система биологического мониторинга предусматривала организацию сети станций отбора проб на исследуемых водоёмах. На водоёме В-11 и В-10 было организовано по десять станций отбора проб (из них по три станции располагались по старому руслу р. Теча, остальные были прибрежными). На водоёме В-4 было организовано пять станций отбора проб: три станции характеризуют прибрежные биотопы на разных участках акватории водоёма, а две станции расположены в глубокой части водоёма в приплотинной области.

При оценке риска антропогенного загрязнения для водных экосистем могут быть использованы два подхода: сравнение современного состояния экосистемы с исходным (до начала антропогенного загрязнения) или сравнение экосистемы загрязнённого водоёма с подобным водоёмом, близким по географическому положению, морфологическим, гидрологическим и гидрохимическим параметрам. Водоёмы Теченского каскада более 50-ти лет находятся в условиях радиоактивного загрязнения, и единственным возможным вариантом оценки состояния экосистемы этих водоёмов является сравнительный анализ с состоянием экосистемы водоёма-сравнения, сходного по своим характеристикам. Среди водоёмов уральского региона наиболее подходящим в качестве водоёма сравнения для водоёмов В-10 и В-11 является Шершнёвское водохранилище Челябинской области [16].

В соответствии с классификацией [24] водоёмы ТКВ и водоём сравнения по уровню минерализации воды относятся к пресным [1, 16, 18]. Особенностями химического состава

воды водоёма В-11 и В-10 является повышенное содержание сульфат-ионов (500 мг/л и 300 мг/л, соответственно); для водоёмов В-10 и В-4 характерно повышенное содержание органических веществ – повышение показателей перманганатной и бихроматной окисляемости, БПК₅, концентрации фосфатов [1, 16, 18]. Морфометрические показатели исследуемых водоёмов приведены в работах [8, 16].

На основе данных 2007–2016 гг. о содержании радионуклидов в воде, донных отложениях и гидробионатах, с использованием пакета ERICA Assessment Tool 1.2 были рассчитаны мощности доз для основных групп гидробионтов и птиц (таблица).

Исследования биоценозов в период 2007–2016 гг. показали следующие результаты.

Бактериопланктон. Количество показатели развития бактериопланктона водоёмов В-11 и В-10 практически не отличались от показателей численности и биомассы бактериопланктона водоёма сравнения – Шершнёвского водохранилища. Численность бактерий соответствует достаточно чистым водам (1,6–2,5 млн кл./мл). Среди представителей бактериопланктона исследуемых водоёмов доминировали кокковые формы. В водоёме В-4 численность бактерий оказалась значительно выше, составив в среднем 5,8 млн кл./мл [18]. Такое развитие бактериопланктона свидетельствовало о выраженному органическому загрязнении водоёма. Здесь также доминировали кокковые формы. В целом, развитие бактериопланктонных сообществ по численности и биомассе весьма характерно для стоячих водоёмов с выраженными процессами эвтрофирования [32].

Фитопланктон. В летний период в исследуемых водоёмах наблюдается массовое развитие фитопланктона. Как правило, максимум видового разнообразия приходится на август, наибольшим разнообразием отличаются зеленые водоросли. Для каждого водоёма были отмечены свои характерные особенности фитопланкtonных сообществ.

Изученные альгоценозы водоёмов В-11, В-10, В-4 и В-3, а также водоёма сравнения (Шершнёвское водохранилище), типичны для подобных водоёмов предгорий лесостепной зоны Южного Урала [31] и сопоставимы по общему уровню видового разнообразия.

ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ № 4, 2018

Таблица
Средние значения мощности дозы (мкГр/ч) для различных групп организмов, обитающих
в водоёмах Теченского каскада ПО "Маяк"

Группа организмов	Водоёмы				B-3
	B-11	B-10	старое прибрежные русло участки	старое прибрежные русло участки	
Бентос	Брюхоногие моллюски (ERICa)	5,1E+2	5,3E+2	1,8E+3	2,0E+3
	Двустворчатые моллюски (ERICa)	5,4E+2	5,6E+2	2,1E+3	2,2E+3
	Личинки насекомых (ERICa)	2,7E+2	3,2E+2	7,0E+2	1,5E+3
	Личинки хирономид при на- хождении в толще воды	5,0E+1	5,2E+1	2,0E+2	2,3E+2
Зоо- планктон	Личинки хирономид при на- хождении на дне водоёма	2,9E+2	3,5E+2	6,6E+2	1,5E+3
	Зоопланктон (ERICa)	1,2E+2	1,2E+2	3,5E+2	3,5E+2
	Brachionus	1,1E+2	1,1E+2	3,4E+2	3,3E+2
	Покоящиеся яйца коловраток на дне водоёма	2,4E+2	2,7E+2	6,0E+2	1,0E+3
Фито- планктон	Фитопланктон (ERICa)	7,0E+1	7,0E+1	2,2E+2	2,2E+2
	Глобулярные колонии водо- рослей	7,6E+1	7,6E+1	3,4E+2	2,8E+2
	Нитчатые колонии водорос- лей	6,0E+1	6,0E+1	1,8E+2	1,8E+2
	Птицы (ERICa)	5,6E+1	5,6E+1	1,4E+4	1,4E+4
Рыбы	Птенцы чаек	6,3E+1	6,3E+1	1,8E+4	1,8E+4
	Яйца чаек	7,5E+1	7,4E+1	1,4E+4	1,4E+4
	Пелагические рыбы (ERICa)	5,2E+1	5,2E+1	1,2E+2	1,1E+2
	Окуни	4,7E+1	5,7E+1	1,8E+2	2,9E+2
	Плотва	5,8E+1	6,8E+1	1,7E+2	2,9E+2
	Щука	3,6E+1	4,1E+1	1,6E+2	2,1E+2
	Икра окуня	1,4E+1	1,4E+1	7,1E+1	6,4E+1
	Икра плотвы	1,3E+1	1,3E+1	6,1E+1	5,8E+1
	Икра щуки	8,2E+1	1,0E+2	2,4E+2	5,1E+2

Примечание. "—" для рыб обозначает отсутствие видов в уловах.

Однако нужно отметить, что по среднему числу видов в пробе мелководный проточный водоём В-3, богатый высшей водной растительностью, отличается от более глубоких и крупных водоёмов большим видовым разнообразием.

Количественное развитие фитопланктона (численность и биомасса) в летний период изменяется в широких пределах. Для водоёмов Теченского каскада и Шершнёвского водохранилища уровень биомассы фитопланктона увеличивался от незначительных величин в начале июня ($1-5 \text{ г}/\text{м}^3$) до высоких значений в конце августа ($60-70 \text{ г}/\text{м}^3$ и более в прибрежных зонах скопления цианобактерий), причем если в начале лета основную часть биомассы фитопланктона определяли зеленые и диатомовые водоросли, то в июле и августе, как правило, возрастила доля цианобактерий. Для водоёмов В-11 и В-10 во второй половине лета обычно формировалась монодоминантная структура фитопланктона с преобладанием вида цианобактерий *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. ($60-70 \%$ общей биомассы фитопланктона). Доминирование этого вида в планктоне является показателем высокой степени эвтрофирования в результате обогащения фосфором и азотом. Для водоёмов В-4 и В-3 обычно отмечалось несколько видов-доминантов: виды рода *Microcystis* и *Anabaena* (цианобактерии), рода *Scenedesmus* (зеленые водоросли) и др. В водоёмах сравнения доминантами являлись также цианобактерии, в разные периоды доминировали *Planktothrix agardhii*, виды рода *Aphanizomenon* или *Microcystis*.

Уровень биомассы фитопланктона, экологические особенности видов-доминантов и преимущественное развитие цианобактерий характеризуют процесс антропогенного эвтрофирования как промышленных водоёмов Теченского каскада, так и водоёма сравнения (Шершнёвское водохранилище).

Зоопланктон. Анализ проб из исследуемых водоёмов показал, что в состав зоопланктона входят представители трёх основных групп: коловраток (Rotifera), ветвистоусых (Cladocera, Crustacea) и веслоногих (Copepoda, Crustacea) ракообразных. В целом, в ряду В-11 – В-10 – В-4 – В-3 отмечено снижение числа видов в пробе и сокращение списка обнаруженных в водоёме видов. В водоёме В-3 отмечено наи-

большее среднее число видов на пробу и значительное общее число обнаруженных видов. Значительный вклад в видовое разнообразие зоопланктона этого мелкого проточного водоёма, богатого зарослями макрофитов, вносят фитофильные коловратки.

Уровень количественного развития зоопланктона в водоёмах В-11, В-10, В-4 и В-3 был сопоставим с таковым в водоёме сравнения. Во всех водоёмах по численности преобладали коловратки, достигающие в водоёме В-3 крайне высокой численности. По биомассе в водоёме сравнения и водоёме В-10 преобладали ветвистоусые ракообразные, в водоёме В-11 кладоцеры и копеподы вносили равный вклад в формирование биомассы. В водоёме В-4 около половины биомассы приходилось на коловраток, что связано с высоким содержанием фосфатов в воде и, как следствие, повышением трофности водоёма [21]. В водоёме В-3 коловратки образовывали более половины биомассы, велик был также вклад крупных инфузорий [12]. В целом, для более крупных водоёмов (В-11 и В-10) была характерна большая биомасса зоопланктона из-за развития крупных форм ракообразных и, в отдельных случаях, крупных хищных коловраток (*Asplanchna priodonta* Gosse). Благодаря развитию хищных коловраток и крупных цилиндрических зоопланктон в водоёме В-3 не уступал по показателям биомассы сообществу планктонных животных в крупных водоёмах.

Таким образом, для водоёмов В-11, В-10, В-4, несмотря на значительно возрастающее в этом ряду загрязнение среди радионуклидами, не отмечено существенных отличий в структуре и количественном развитии зоопланктона от водоёма сравнения. В водоёме В-3 отмечена большая роль коловраток, что, вероятно, можно связать со значительным уровнем трофности и морфометрическими особенностями.

Зообентос. В водоёме В-11 в зообентосных сообществах наибольшее видовое разнообразие отмечено для хирономид, гастропод и олигохет. В целом по водоёму доминировали пелофильные брюхоногие моллюски, прежде всего переднежаберные (Prosobranchia) из семейств Valvatidae и Bithyniidae, а также различные виды катушек (Pulmonata). По видовому составу и количественному разви-

тию зообентосные сообщества водоёма В-11 и Шершнёвского водохранилища заметно не отличались [14, 15]. Наибольшее развитие в водоёме В-10 получили олигохеты и хирономиды (Diptera, Insecta). Высокая численность олигохет сочеталась с низким видовым разнообразием: в водоёме обнаружены только два эвритопных вида *Tubifex tubifex* (Mueller) и *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede). Видовое разнообразие хирономид сопоставимо с данными по водоёму В-11. Наибольший вклад в численность и биомассу вносили крупные личинки рода *Chironomus*. В относительно небольшом и мелководном водоёме В-4 видовое разнообразие хирономид было наибольшим среди всех исследованных водоёмов ПО "Маяк". Брюхоногие моллюски, обитающие в водоёме В-4, являются фитофильными и в течение всей жизни обитают на высшей водной растительности. Основу биомассы зообентоса водоёма составляли гастроподы, личинки насекомых и олигохеты. Видовое разнообразие зообентоса водоёма В-3 было относительно невелико и в основном формировалось за счёт хирономид. При этом количественное развитие хирономид было незначительным. Биомассу в основном формировали брюхоногие моллюски и личинки насекомых. Брюхоногие моллюски здесь, как и в водоёме В-4, относятся к фитофильным видам и не имеют тесной связи непосредственно с поверхностью дна.

Критической группой гидробионтов в водоёмах ТКВ являются двустворчатые моллюски. Видовой состав двустворчатых моллюсков в Шершнёвском водохранилище характерен для водохранилищ руслового типа, для которых характерно преобладание европейско-западно-сибирских видов, и насчитывает 22 вида: из рода *Musculium* – 1 вид, *Paramusculium* – 1 вид, *Nucleocyclas* – 2 вида, *Sphaerium* – 2 вида, *Henslowiana* – 4 вида, *Euglesa* – 3 вида, *Cyclocalix* – 2 вида, *Pseudoupera* – 4 вида, *Conventus* – 1 вид, и по 1 виду из рода *Pisidium* и *Anodonta*. Анализ видового состава моллюсков экосистем радиоактивно загрязнённых водоёмов В-11, В-10, В-4, В-3 показал, что в водоёме В-11 двустворчатые моллюски были представлены только двумя видами: мелкими двустворчатыми моллюсками *Amesoda scaldiana* и крупными *Anodonta stagnalis*. В водоёме В-10

на 16 исследуемых станциях были обнаружены только двустворчатые моллюски рода *Anodonta* (*A. stagnalis*). В 10 пробах водоёма В-4 были обнаружены только раковины двустворчатых моллюсков *A. stagnalis*. А в водоёме В-3 двустворчатые моллюски были представлены единичными образцами двух видов: *Musculium compressum*, *Musculium lacustre*. Следует отметить, что все виды мелких двустворчатых моллюсков, обнаруженные в радиоактивно-загрязнённых водоёмах, отсутствуют в видовом составе Шершнёвского водохранилища.

Животные на эмбриональной стадии развития является более радиочувствительными. Поэтому одной из возможных причин гибели моллюсков в радиоактивно-загрязнённых водоёмах является хроническое радиационное воздействие. Водоёмы В-4 и В-10 характеризуются высоким уровнем органического загрязнения, для них характерно массовое развитие цианобактерий и периодически регистрируются заморы рыб. Это говорит о развитии на дне этих водоёмов гипоксических условий, что может быть одной из причин гибели моллюсков [5]. Кроме того, цианотоксины являются неблагоприятным фактором для моллюсков [7]. Также, можно выдвинуть гипотезу о том, что причиной гибели мелких пелофильных моллюсков является комбинированное действие ионизирующего излучения, гипоксии, и цианотоксинов.

Ихтиофауна. При изучении состояния ихтиофауны в исследуемых специальных промышленных водоёмах ПО "Маяк" в уловах из водоёмов В-11, В-10, В-4 были обнаружены рыбы следующих видов: плотва *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), линь *Timca timca* (Linnaeus, 1758), золотой карась *Carassius Carassius* (Linnaeus, 1758), язь *Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758), окунь *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758), щука *Esox lucius* (Linnaeus, 1758). В уловах из водоёма В-3 были обнаружены только плотва и карась.

С помощью метода ДНК комет проведены исследования состояния ядерной ДНК эритроцитов периферической крови плотвы (*Rutilus rutilus* L.) из водоёмов В-11, В-10 и В-4. В качестве контроля использовали плотву из Шершнёвского водохранилища. Исследования показали, что у рыб из водоёмов В-10 и В-4 наблюдается повышение уровня повреждения

ядерной ДНК, увеличение индукции повреждений после дополнительного воздействия γ -излучения и активация репарационных процессов [20].

При проведении цитогенетических исследований с использованием микроядерного теста в эритроцитах периферической крови у плотвы из водоёмов В-11, В-10 и В-4 наблюдалось достоверное двукратное повышение частоты эритроцитов с микроядрами, по сравнению с рыбами из водоёма сравнения (Шершнёвское водохранилище), однако статистически значимых отличий между показателями у рыб из водоёмов с разным уровнем радиоактивного загрязнения не было выявлено [13]. Также у плотвы из водоёмов В-11, В-10 и В-4 было выявлено повышение частоты эритроцитов с пикнозом ядра (апоптоз) – регистрировалась зависимость этого показателя от уровня радиационного воздействия на рыб [13].

Анализировали состояние гемопоэза по показателям количества кроветворных клеток в головной части почки у плотвы (один из органов гемопоэза у рыб). Количество кроветворных клеток в головной части почки у плотвы из Шершнёвского водохранилища составило 1500 ± 70 в поле зрения 920 мкм^2 . У рыб из радиоактивно-загрязнённых водоёмов значение этого показателя было больше, чем у рыб из водоёма сравнения. Эти значения составили 1590 ± 190 , 1800 ± 40 и 1710 ± 190 клеток в поле зрения для плотвы из водоёмов В-11, В-10 и В-4, соответственно. Полученные результаты позволяют предположить, что хроническое радиационное воздействие на рыб приводит к развитию у них адаптационных физиологических реакций, в виде повышения количества пролиферирующих гемопоэтических клеток в кроветворных органах у рыб, чтобы обеспечить количество эритроцитов в периферической крови на уровне нормы.

Орнитофауна. Изучение состояния орнитофауны на исследуемых специальных промышленных водоёмах ПО "Маяк" было начато в 2012 г. На первом этапе орнитологических исследований проводилась оценка гематологических показателей у эмбрионов и птенцов чайки серебристой, формирующей четыре колонии на водоёме В-11. В этих исследованиях при анализе эритроидного ростка было выявлено

статистически значимое снижение относительного количества эритробластов в мазках периферической крови [26].

При исследовании лейкоцитарного звена периферической крови у птенцов с водоёма В-11 было выявлено достоверное снижение общего процентного содержания лейкоцитов. У эмбрионов серебристой чайки, обитающей на исследуемых водоёмах, не было выявлено достоверного изменения относительного количества лейкоцитарных клеток в периферической крови относительно показателя у птенцов из популяции сравнения, обитающей на оз. Курлады, имеющем фоновый уровень содержания радионуклидов [26].

В исследованиях было выявлено изменение цвета скорлупы яиц чайки, гнездящейся на водоёме В-11 по сравнению с птицами, обитающими на оз. Курлады. Выявлено повышение насыщенности голубого цвета скорлупы яиц у чаек, обитающих на водоёмах ТКВ, которое определяется содержанием биливердина и связано с повышением концентрации антиоксидантов в желтке [10]. Одновременно с этим, выявлено снижение насыщенности красного цвета скорлупы яиц чаек из водоёмов ТКВ. Это свидетельствует о снижении концентрации пигмента протопорфирина в скорлупе и также отражает повышение концентрации антиоксидантов в желтке [23]. Сделано предположение, что выявленные эффекты окраски яиц чаек с водоёмов ТКВ могут свидетельствовать о наличии физиологической или генетически закрепленной адаптации у чайки серебристой, обитающей в радиоактивно-загрязнённых водных экосистемах, которая направлена на повышение концентрации антиоксидантов в желтке яиц, что способствует повышению выживаемости и выводимости птенцов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, результаты гидробиологических исследований показали, что в водоёме В-11 к настоящему времени не выявлено заметных изменений состояния биоты по сравнению с биологическим показателями водоёма сравнения и водоёмов данной географической зоны. По биологическим показателям состояние экосистемы водоёма В-11 характеризуется

достаточным биологическим разнообразием и может быть признано удовлетворительным. Экосистема водоёма В-10 сохраняет функциональную целостность, однако регистрируются негативные эффекты в сообществе зообентоса, связанные со снижением показателей развития группы пелофильных моллюсков, чей жизненный цикл полностью проходит на дне водоёма. В водоёмах В-3 и В-4 показатели развития фитопланктона не отличались от показателей водоёмов В-11 и В-10, однако в зоопланктонном сообществе регистрировалось снижение численности ветвистотусых и веслоногих ракообразных [11], а в сообществе зообентоса отсутствовали мелкие моллюски, обитающие на грунте в течение всего жизненного цикла. В водоёме В-3 также отсутствовали в составе ихтиофауны хищные виды рыб.

Выявлены адаптационные реакции у рыб и птиц из радиоактивно-загрязнённых водоёмов. Таким образом, физиологические и, возможно, генетические адаптации у обитателей радиоактивно-загрязнённых водных экосистем позволяют сохранять функцию биоценозов в условиях хронического радиационного воздействия при мощности поглощённой дозы до $3 \cdot 10^4$ мкГр/ч, при снижении видового разнообразия в некоторых экологических группах гидробионтов.

ЛИТЕРАТУРА

- Atamanyuk N.I., Osipov D.I., Tryapitsina G.A. et al. Characteristics of phytoplankton in Lake Karachay, a storage reservoir of medium-level radioactive waste // J. Health Phys. – 2012. – V. 103. – No. 1. – P. 47–49.
- Bradshaw C., Kapustka L., Barnthouse L. et al. Using an Ecosystem Approach to complement protection schemes based on organism-level endpoints // J. Environ. Radioact. – 2014. – V. 136. – P. 98–104.
- Bréchignac F., Oughton D., Mays C. et al. Addressing ecological effects of radiation on populations and ecosystems to improve protection of the environment against radiation: Agreed statements from a Consensus Symposium // J. Environ. Radioact. – 2016. – V. 158–159. – P. 21–29.
- Bréchignac F., Bradshaw C., Carroll S. et al. Towards an ecosystem approach for environment protection with emphasis on radiological hazards. IUR REPORT 7, 2nd edition: Published by: International Union of Radioecology. – 2012. – P. 82.
- De Zwaan A., Babarro J.M., Monari M., Cattani O. Anoxic survival potential of bivalves: (arte)facts. Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiol. – 2002, Mart. – V. 131. – No. 3. – P. 615–624.
- Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants / ICRP Publication 108. Ann. ICRP 38. – 2008. – P. 4–6.
- Juhel G., Davenport J., O'Halloran J. et al. Impacts of microcystins on the feeding behaviour and energy balance of zebra mussels, *Dreissena polymorpha*: a bioenergetics approach // Aquat Toxicol. – 2006. – V. 79. – No. 4. – P. 391–400.
- Malyshev S.V., Vakulovsky S.M., Drozhko E.G. et al. Sources contributing to Radioactive contamination of the Techa River and areas surrounding the "MAYAK" production association, Urals, Russia. Joint Norwegian – Russian Expert Group, Norway. – 1997.
- Марей А.Н., Ильин Д.И., Кардеева А.А. и др. Влияние промышленных стоков завода им. Д.И. Менделеева, сбрасываемых в р. Теча, на санитарные условия жизни и здоровье населения прибрежных пунктов // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – № 2. – С. 55–71.
- Navarro C., Perez-Contreras T., Aviles J.M., Soler J.J. Blue-green eggshell coloration reflects yolk antioxidant content in spotless starlings (*Sturnus unicolor*) // J. of Avian Biology. – 2011. – V. 42. – P. 538–543.
- Осипов Д.И., Тряпицына Г.А., Стяжкина Е.В. и др. Влияние радиоактивного загрязнения на зоопланктон пресных водоёмов // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – Специ выпуск. – С. 37–49.
- Осипова О.Ф., Осипов Д.И., Пряхин Е.А. Современное состояние зоопланктона водоёма В-3 Теченского каскада водоёмов // Вестник Челябинского государственного университета. – 2013. – № 7. – С. 195–196.
- Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Стяжкина Е.В. и др. Оценка уровня патологии эритроцитов в периферической крови у плотвы (*Rutilus rutilus* L.) из водоёмов с разным уровнем радиоактивного загрязнения // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52. – № 6. – С. 616–624.
- Pryakhin E.A., Mokrov Y.G., Tryapitsina G.A. et al. Characterization of biocenoses in the storage

- reservoirs of liquid radioactive wastes of Mayak PA. Initial descriptive report // J. Environ. Radioact. – 2016. – V. 151, Part. 2. – P. 449–460.
15. Пряхин Е.А., Богданов Г.О., Тряпицына Г.А. и др. Экотоксикологическая оценка донных отложений водоёма В-11 Теченского каскада водоёмов // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2010. – Т. 50. – № 2. – С. 1094–1101.
16. Пряхин Е.А., Мокров Ю.Г., Тряпицына Г.А. и др. Сравнительный анализ биологических показателей экосистем водоёма В-11, Шершнёвского водохранилища, оз. Иртыш и оз. Кожакуль // Вопросы радиац. безопасности. – 2010. – № 1. – С. 17–28.
17. Pryakhin E.A., Tryapitsina G.A., Deryabina L.V. et al. Status of ecosystems in radioactive waste reservoirs of the Mayak Production Association in 2009 // J. Health Phys. – 2012. – V. 103. – No. 1. – P. 61–63.
18. Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Дерябина Л.В. и др. Современное состояние экосистем водоёмов В-11, В-10, В-4, В-17 и В-9 ПО "Маяк" // Вопросы радиац. безопасности. – 2011. – Спецвыпуск. – С. 5–23.
19. Смагин А.И. Исследование многофакторного антропогенного воздействия на экосистемы технологических водоёмов ПО "Маяк" // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46. – № 1. – С. 94–110.
20. Стяжкина Е.В., Шапошникова И.А., Обвинцева Н.А. и др. Оценка уровня повреждения и репарации ядерной ДНК у плотвы (*Rutilus rutilus* L.) из водоёмов с разным уровнем радиоактивного загрязнения // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52. – № 2. – С. 198–206.
21. Андронникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озёрных экосистем разных трофических типов. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
22. Баранов В.Ю., Сманиг А.И., Чибиряк М.В. Исследование изменчивости формы тела речного окуня (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) из загрязнённых радионуклидами водоёмов методами геометрической морфометрии // Известия Челябинского научного центра. – 2006. – Вып. 3 (33). – С. 47–51.
23. Гордеева Л.Я. Изменения яиц мухоловки-пеструшки в период инкубации // Седьмая Всесоюзная орнитологическая конференция, Киев. – 1977. – Ч. 1. – С. 230–232.
24. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. – 395 с.
25. Меньших Т.В. Депонирование ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в растительно-торфяных сплавинах водоёма-накопителя низкоактивных отходов (на примере водоёма В-3 Теченского каскада): Автореф. дис... на соис. уч. степ. канд. бiol. наук. – Пермь, 2010. – 14 с.
26. Могильникова Н.И., Ламехов Ю.Г., Пряхин Е.А. Состояние периферической крови у эмбрионов и птенцов чайки серебристой (*Larus argentatum*), обитающей на радиоактино-загрязнённом водоёме // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: материалы V Международной научно-практической конференции. – Челябинск: Изд-во Челяб. гос. пед. ун-та, 2014. – С. 85–89.
27. Новиков А.П., Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А. и др. Содержание и распределение радионуклидов в воде и донных отложениях некоторых промышленных водоёмов ПО "Маяк" // Радиохимия. – 1998. – Т. 40. – № 5. – С. 453–461.
28. Питкянен Г.Б. Некоторые биологические показатели, полученные при исследовании окуня и щуки, обитающих в водоёме с повышенным содержанием продуктов деления урана // Бюл. радиац. медицины. – 1971. – № 4. – С. 38–43.
29. Питкянен Г.Б., Сафонова Н.Г., Шведов В.Л. Экологический подход при изучении формирования дозовых нагрузок на организм рыб, находящихся на разных стадиях онтогенеза // 11-я Радиобиологическая конференция социалистических стран, Варна, София, 1978. – С. 267–268.
30. Смагин А.И. Экология промышленных водоёмов предприятия ядерного топливного цикла на Южном Урале. – Озерск: РИЦ ВРБ, 2007. – 188 с.
31. Снитько Л.В., Сергеева Р.М. Водоросли разнотипных водоёмов восточной части Южного Урала. – Миасс: ИГЗ Ур О РАН, 2003. – 166 с.
32. Трифанова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л., 1990. – 184 с.
33. Оценка опасности поражения пресноводных рыб, обитающих в загрязнённых строением-90 и цезием-137 водоёмах: техн. отчет № 1439 / Шведов В.Л., Сафонова, Н.Г., Питкянен, Г.Б. – Челябинск: ФИБ 4, 1982. – 132 с.