

УДК 54.062  
© 2017

**РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ МЕЖДУ  
БИОТИЧЕСКИМИ И АБИОТИЧЕСКИМИ КОМПОНЕНТАМИ  
РАДИОАКТИВНО-ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОДОЁМОВ В-17 И В-4**

*Н.В. Кузьменкова*

*Россия, г. Москва, Институт геохимии и аналитической химии  
им. В.И. Вернадского РАН*

*И.Э. Власова, А.К. Рожкова, А.Ю. Романчук, В.Г. Петров, С.Н. Калмыков*  
*Россия, г. Москва, Химический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова*

*Д.И. Осипов, Е.А. Пряхин*

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

*О.В. Плямина*

*Россия, г. Москва, Научно-исследовательский институт проблем экологии*

*В.А. Грачев*

*Россия, г. Москва, Госкорпорация "Росатом"*

*Ю.Г. Мокров*

*Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"*

Определена удельная активность  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238,239,240}\text{Pu}$ ,  $^{234,238}\text{U}$ ,  $^{244}\text{Cm}$  и  $^{237}\text{Np}$  в биотических (личинки хирономид, мелкий и крупный планктон, тростник) и абиотических (вода, донные осадки) компонентах двух водоёмов на территории ФГУП "ПО "Маяк" – В-17 ("Старое болото") и В-4. Задачей работы было изучение распределения радионуклидов в исследуемых экосистемах, в том числе в абиотических и биотических компонентах водоёмов. Основными радионуклидами, определяющими внутреннее облучение гидробионтов в обоих водоёмах являются  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Радиоактивное загрязнение воды исследуемых водоёмов определялось преимущественно  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ; загрязнение донных осадков определялось в порядке убывания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $\alpha$ -излучающими радионуклидами. Мелкий планктон, (преимущественно фитопланктон) накапливает больше радионуклидов, чем крупный планктон (преимущественно зоопланктон). В изученных растениях (тростник южный) больше радионуклидов содержится в корнях, чем в стеблях и листьях, за исключением  $^{90}\text{Sr}$ , содержание которого в листьях было больше, чем в стеблях и корнях.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ВОДОЁМ "СТАРОЕ БОЛОТО", В-17, В-4, ПО "МАЯК", ЭКОСИСТЕМА, РАДИОНУКЛИДЫ, КОЭФФИЦИЕНТ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ

Производственное объединение "Маяк" – одно из самых больших предприятий ядерной отрасли Российской Федерации. Распределение радионуклидов в абиотических и биотических компонентах экосистем является важным и обязательным компонентом оценки экологического риска радиоактивного загрязнения окружающей среды, включая биоту и человека. Особенно актуально решение подобных задач

при сочетанном химическом и радиационном воздействии, как в случае изучаемых водоёмов В-17 и В-4.

Большая часть радионуклидов в экосистемах радиоактивно загрязнённых водоёмов накапливается в донных отложениях, играющие в процессах миграции радионуклидов роль "геохимического барьера" [1, 2]. Биота активно участвует в процессах перераспределения

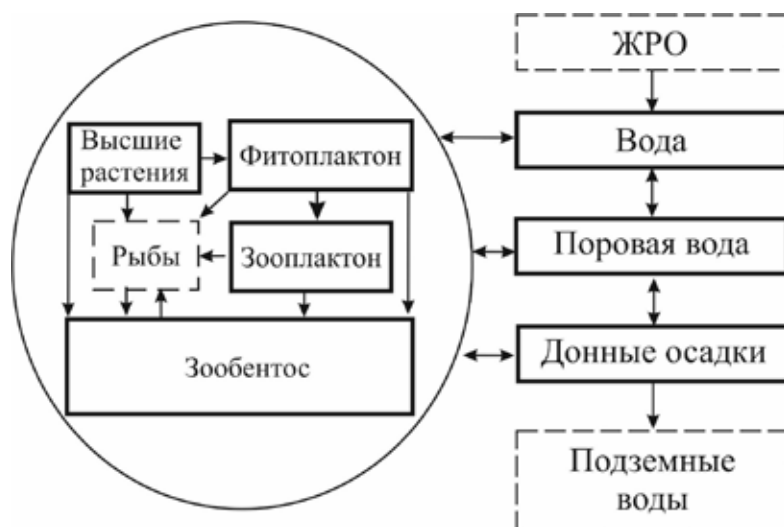


Рис. 1. Распределение искусственных радионуклидов в пресноводном водоёме  
(Изученные в данной работе компоненты водной экосистемы обведены сплошной рамкой)

радионуклидов в водной экосистеме (рис. 1).

Комплексная оценка уровня радиоактивности объектов природной среды водоёма позволит оптимизировать финансовые затраты при осуществлении реабилитационных мероприятий. Поэтому исследование процессов перераспределения радионуклидов между компонентами водных экосистем, поражения гидробионтов, их устойчивости и способности к восстановлению в условиях радиационного воздействия представляется крайне актуальным.

Данная работа является продолжением многолетних исследований радиоактивно-загрязнённых водоёмов, расположенных вблизи промышленных объектов атомной энергетики России [3–12]. Наличие данных многолетних регулярных наблюдений за радиоактивно-загрязнёнными объектами гидросферы даёт уникальную возможность определения зависимости распределения радионуклидов в абиотических и биотических компонентах водных экосистем от времени. Эта информация в сочетании с данными о биологических реакциях в наиболее радиочувствительных популяциях гидробионтов позволит оценить возможное влияние хронического радиационного воздействия на биоту.

Процессам накопления радионуклидов пресноводными и морскими гидробионтами посвящено значительное число работ [13–18], основанных на результатах модельных и натурных исследований. Условия проведения модельных экспериментов не позволяют отразить всю сложность взаимоотношений в природной среде. Наиболее информативны результаты натурных наблюдений, проведенных на загрязнённых радиоактивными веществами водных объектах. В настоящее время хорошо изучен радионуклидный состав донных отложений и воды исследуемых в данной работе промышленных водоёмов [19]. Особый интерес на сегодняшний день представляет изучение радионуклидов во всех биотических компонентах водоёма, а также определение редко исследуемых радионуклидов, таких как  $^{99}\text{Tc}$  и  $^{244}\text{Cm}$ .

Распределение радионуклидов между биотической и абиотической компонентами пресноводных экосистем принято характеризовать с помощью коэффициента распределения (КР) – отношение удельной активности радионуклидов в объекте к удельной активности в воде [20, 21]. Некоторые исследователи отмечают [22], что такой подход имеет ряд недостатков, однако в настоящее время представляется наи-

более приемлемым вариантом по сравнению с другими методами количественной оценки доступности радионуклидов для различных организмов экосистемы. Кроме того, такой подход относительно прост в использовании и применяется для оценки экологических рисков [23, 24]. Большинство работ, посвященных исследованию КР в пресноводных экосистемах водоёмов ПО "Маяк", даны результаты только по основным дозообразующим радионуклидам  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  [13].

Исследуемые водоёмы являются уникальными по количеству и составу радионуклидов [2, 19, 25]. Сброс аварийных и технологических отходов радиохимического производства в открытое хранилище жидких радиоактивных отходов "Старое Болото" (водоём В-17) привёл к значительному радиоактивному загрязнению водоёма. Хранилище было использовано в 1957 г. для приёма оставшихся во взорвавшейся ёмкости высокоактивных отходов ("Кыштымская" авария). В настоящее время в В-17 хранится около  $0,5 \cdot 10^{15}$  Бк изотопов урана, америция и плутония [2].

Водоём – В-17 ("Старое болото") создан в результате строительства дамбы в 1952–1954 гг., расположен в естественной низине. Жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) среднего уровня активности накапливались в этом резервуаре с 1949 г. Площадь поверхности водного зеркала составляет  $0,13 \text{ км}^2$ , объём воды  $0,36 \text{ млн м}^3$ . Максимальная глубина  $6,5 \text{ м}$ , средняя –  $2,8 \text{ м}$ . Примерно  $74 \cdot 10^{15}$  Бк активности ( $\alpha$ -,  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучающих радионуклидов) накопилось в резервуаре, основная часть которой концентрируется в донных осадках (по данным 2007 г.). Для водоёма В-17 характерен следующий солевой состав [1]:  $\text{NaNO}_3$  –  $17,14 \text{ г/л}$ ;  $\text{NaHCO}_3$  –  $0,52 \text{ г/л}$ ;  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  –  $0,71 \text{ г/л}$ ;  $\text{NaCl}$  –  $0,29 \text{ г/л}$ .

Водоём В-4 используется для хранения жидких низкоактивных радиоактивных отходов. Сброс указанных отходов в В-4 осуществлялся с 1972 г., до этого водоём пополнялся за счёт естественного перелива жидких радиоактивных отходов из водоёма В-3. Площадь водного зеркала составляет  $1,3 \text{ км}^2$ , объём воды  $3,8 \text{ млн м}^3$ . Суммарная активность около  $555 \cdot 10^6$  Бк. Максимальная глубина  $3,5 \text{ м}$ , средняя –  $3,1 \text{ м}$ . Солевой состав водоёма характеризуется следу-

ющими показателями:  $\text{NaNO}_3$  –  $1,8 \text{ г/л}$ ;  $\text{NaHCO}_3$  –  $0,4 \text{ г/л}$ ;  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  –  $1,67 \text{ г/л}$ ;  $\text{NaCl}$  –  $0,1 \text{ г/л}$ . Вода в В-4 обменивается полностью в течение года за счёт естественного перелива в водоём В-10.

По результатам предыдущих исследований биоценоза водоёма В-17 можно сделать следующие выводы: ихтиофауна полностью отсутствует, значительно снижено биоразнообразие мелкого планктона, крупный планктон представлен только коловратками, а зообентос – только хирономидами. В водоёме В-4 состояние фитопланктона существенно не отличается от показателей эвтрофированных водоёмов Южного Урала. Состояние зоопланктона этого водоёма характеризуется преобладанием коловраток, наблюдается снижение численности, биомассы и видового разнообразия зоопланктона. Для зообентоса характерно отсутствие мелких моллюсков, живущих на дне на протяжении всего жизненного цикла [25].

Ранее для донных осадков водоёма В-17 определены физико-химические формы  $\alpha$ -излучающих радионуклидов.  $\alpha$ -трековая радиография показала, что по характеру микрораспределения наблюдается как равномерное распределение радионуклидов в песках донных осадков (не более 30 % суммарной  $\alpha$ -активности), так и концентрирование в отдельных микрочастицах (не менее 70 % суммарной  $\alpha$ -активности). Размер частиц составляет в основном первые микроны – первые десятки микронов. В структурном отношении микрочастицы, содержащие уран, представляют собой диоксид урана,  $\text{U}_3\text{O}_8$  и скупит [26].

Цель данного исследования – изучение распределения радионуклидов в исследуемых экосистемах, в том числе в абиотических и биотических компонентах водоёмов В-4 и В-17. Для этого проведены методические работы по выбору подходящего способа пробоподготовки и разделения радионуклидов. Была определена удельная активность радионуклидов ( $\alpha$ -,  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучающих) и рассчитаны коэффициенты распределения между биотической и абиотической компонентами водной системы. Полученные данные в дальнейшем позволят изучить пути миграции искусственных радионуклидов в водоёмах, определить изменение их концентраций во времени и сравнить с предыдущими исследованиями.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В июле 2012 г. и августе 2013 г. были отобраны пробы поверхностной и придонной воды (по 20 мл), а также влажные пробы донных осадков (глубина отбора от 1,1 до 3,1 м) на разных станциях каждого водоёма. Отбор проб на водоёме В-17 проводился на четырёх станциях в 2012 г. и трёх станциях в 2013 г. На водоёме В-4 отбор производился из трех станциях в августе 2013 г. (рис. 2).

Станции отбора проб для обоих водоёмов располагались в прибрежных участках водоёмов. Одна станция на каждом из исследуемых водоёмов была расположена в наиболее глубоком месте (станция 4 на водоёме В-17, станция 5 на водоёме В-4). В августе 2013 г. были отобраны пробы гидробионтов из обоих водоёмов: бентоса (*Chironomidae larvae*), тростника южного (*Phragmites australis*), а также проведена фильтрация воды для получения проб крупного планктона (фильтр с диаметром пор 100 мкм), преимущественно состоящего из зоопланктона и мелкого планктона (фильтр с диаметром пор 0,45 мкм), преимущественно состоящего из фитопланктона. Объём пропущенной через фильтры озерной воды составил 5 л для В-17 и 10 л для В-4. В полевых условиях, с целью предварительного концентрирования актинидов в небольшом объёме, проводили соосаждение с гидроксидом железа. Для этого в озерную воду добавили 3,6 г  $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$  на каждые 5 л воды, которая была немного подкислена

(3 мл концентрированной  $HNO_3$  до  $pH \sim 3,0$ ). После добавления гидроксида аммония (30 мл) выпал бурый осадок аморфного гидроксида железа ( $Fe_2O_3 \cdot xH_2O$ ). Объём пробы воды в этом случае составил 40 мл концентрата, выделенного из 5 л озерной воды. Пробы растительности (тростник) были отмыты от остатков почвы и донных осадков, высушены на воздухе и разделены на корни, стебли и листья. Поровая вода была отделена от влажных донных осадков методом высоко-скоростного центрифугирования (10000 об./мин в течение 20 мин). Пробы бентоса, крупного и мелкого планктона были заморожены или зафиксированы в 96 % растворе этанола. В лабораторных условиях замороженные пробы бентоса, крупного и мелкого планктона были высушены в сушильном шкафу при температуре 70 °С, зафиксированные этанолом пробы были высушены на воздухе при комнатной температуре. Все образцы после высушивания были взвешены. Массы исследуемых образцов составили от 2 до 50 г.

Кислотно-щелочные и окислительно-восстановительные параметры вод исследуемых водоёмов были определены непосредственно после отбора проб и представлены на рис. 3.

Измерение окислительно-восстановительного потенциала (ОВП, E) проводилось с использованием платинового индикаторного электрода и хлор-серебряного электрода сравнения. При этом измеренные значения пересчитывались в значения окислительно-восстановительного потенциала относительно

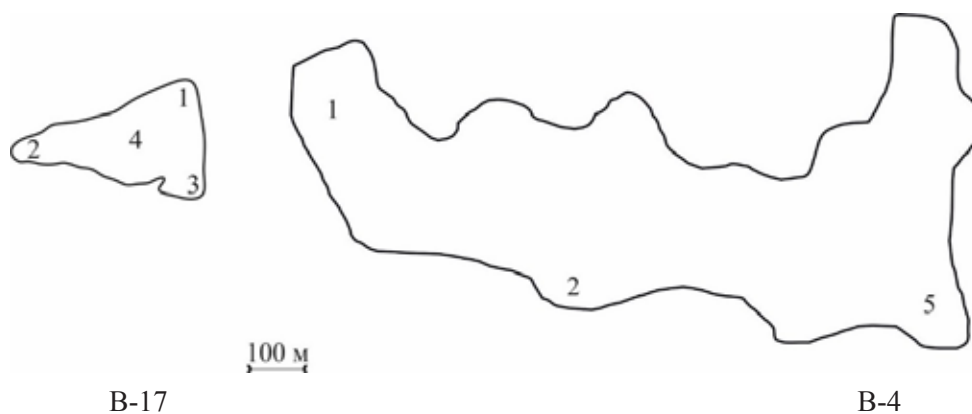


Рис. 2. Схемы водоёмов В-17 и В-4 с точками отбора проб

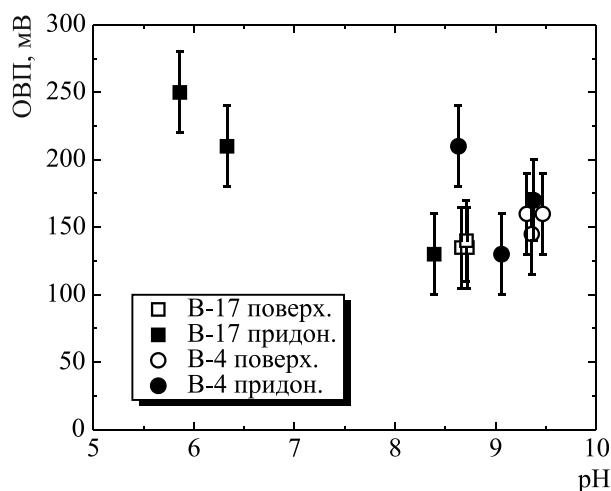


Рис. 3. Кислотно-щелочные и окислительно-восстановительные параметры (ОВП) отобранных образцов (август 2013 г.) воды водоёмов В-4 и В-17. Погрешность измерений ОВП  $\pm 30$  мВ

стандартного водородного электрода (Eh) по следующей формуле:  $Eh = E + 208$  мВ. Стандартизация электрода производилась путём измерения раствора Зобеля [27].

Исследования показали, что в среднем в водоёме В-17 менее щелочная обстановка, чем в водоёме В-4. Поверхностная вода в целом по водоёмам имеет более близкие значения pH и окислительно-восстановительного потенциала, чем придонная. Обнаружены существенные различия между поверхностной и придонной водой водоёма В-17. Различия в значениях pH придонной воды связаны прежде всего с различиями химического состава донных осадков. В отличие от водоёма В-4, в котором происходит постоянное перемешивание воды, и значения pH-Eh постоянны во всех точках отбора, придонные воды непроточного водоёма В-17 характеризуются большим разбросом значений pH-Eh.

Подготовка препаратов для  $\gamma$ -спектрометрии состояла из следующих стадий: высушивание, взвешивание, гомогенизация, озоление ( $450$  °С, 8 ч). Образцы были проанализированы на  $\gamma$ -спектрометре Canberra GR 3818 ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ). Содержание  $^{90}\text{Sr}$  определяли

по Черенковскому излучению дочернего  $^{90}\text{Y}$ . Химическое разделение  $^{90}\text{Sr}$  от  $^{90}\text{Y}$  проводилось на сорбенте SR Resin, основу которого составляет дицикло-гексано-18-краун-6-эфир [28]. Пробы воды были также исследованы на содержание  $^3\text{H}$  и  $^{99}\text{Tc}$ . Для определения трития использовалась перегонка. Технеций выделяли, используя ионообменник DOWEX 1x8-200 после его предварительного соосаждения с Fe(II). Для оценки химического выхода использовали метку  $^{96}\text{Tc}$  [29]. Измерения этих радионуклидов проводили с помощью жидкостно-сцинтилляционного спектрометра (Tri-Carb 2700TR). Анализ содержания  $\alpha$ -излучающих радионуклидов ( $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ ) проводили на альфа-спектрометре CANBERRA Model 7401. Разделение актинидов выполняли с помощью экстракционной хроматографии на сорбентах DGA (на основе тетра-н-октилдигликоль амида), UTEVA (дипентил пентилфосфонат), TRU (октилфенил-N,N-ди-изобутил карбамилфосфиноксид) (Triskem International), помещенных в картриджи объёмом 2 мл. Работы проводились с использованием вакуумного бокса. Для контроля химического выхода после разделения использовали метки  $^{232}\text{U}$  и  $^{236}\text{Pu}$ .  $\gamma$ -излучающий  $^{241}\text{Am}$  служил меткой химического выхода для  $^{244}\text{Cm}$ .

Схематично используемую методику пробоподготовки образцов для разделения альфа-излучающих радионуклидов можно представить следующими стадиями (рис. 4): высушивание, гомогенизация, добавление меток, озоление, кислотное вскрытие, разделение с помощью экстракционно-хроматографических смол [28].

Результаты определения  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238,239,240}\text{Pu}$ ,  $^{234,238}\text{U}$  и  $^{244}\text{Cm}$  представлены в табл. 1–9.

Для анализа накопления радионуклидов в биологических объектах рассчитывали равновесное отношение концентраций (ОК) по формуле

$$\text{ОК} = \frac{A_{\text{о.и.}}}{A_{\text{окр.сп.}}}, \quad (1)$$

где  $A_{\text{о.и.}}$  – удельная активность радионуклида в объекте исследования, Бк/(мл/г);

$A_{\text{окр.сп.}}$  – удельная активность радионуклида в окружающей объект среде (вода, донные осадки), Бк/(мл/г).

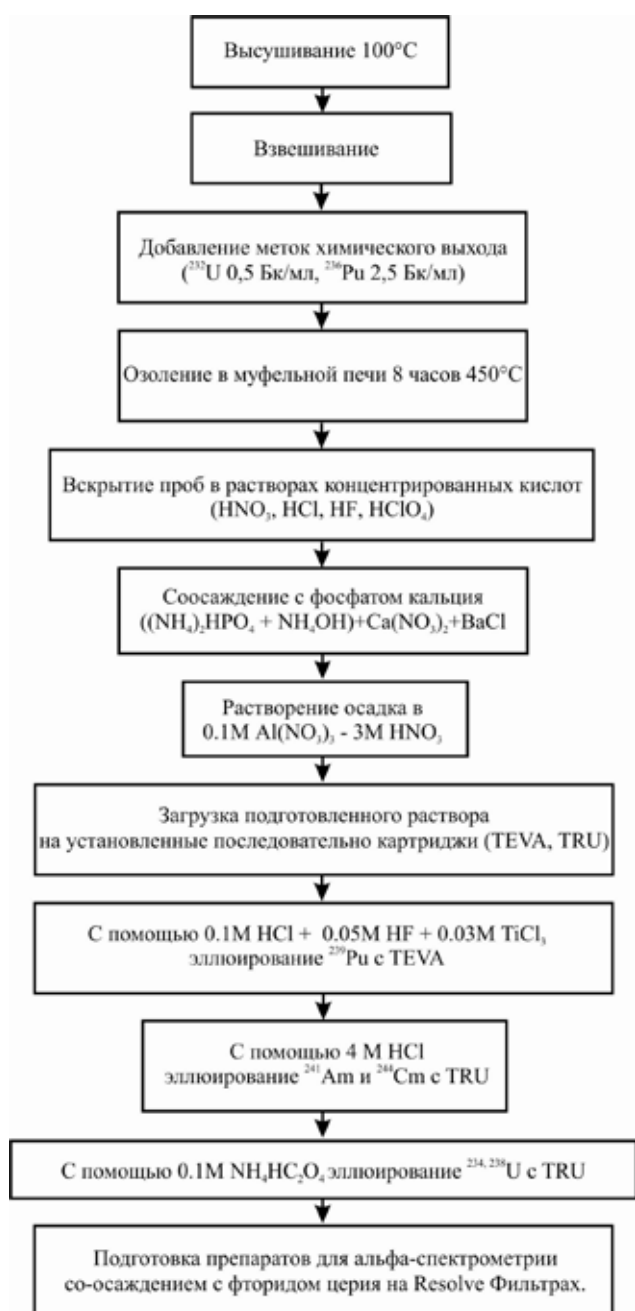


Рис. 4. Схема пробоподготовки и экстракционной хроматографии, используемой для анализа  $\alpha$ -излучающих радионуклидов в исследуемых образцах

В основном отношение концентраций рассчитывали по отношению к воде, однако для организмов, живущих на дне водоёма (личинки хирономид). Для описания накопления радионуклидов в донных отложениях использовали коэффициент распределения (КР), который рассчитывали по формуле

$$КР = \frac{A_{\text{д.о.}}}{A_{\text{вода}}}, \quad (2)$$

где  $A_{\text{д.о.}}$  – удельная активность радионуклида в донных отложениях, Бк/г;

$A_{\text{вода}}$  – удельная активность радионуклида в воде, Бк/мл.

Содержание радионуклидов в биологических образцах и донных отложениях определяли из расчета на сухую массу.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Проведено сравнение удельной радиоактивности отдельных радионуклидов в воде, поровой воде и донных осадках в различных частях водоёма В-17 (отбор 2012 г., табл. 1–4) Результаты показали равномерное пространственное распределение радионуклидов в воде водоёма В-17, что может быть связано с естественным перемешиванием (табл. 1).

При этом обнаружена пространственная неоднородность распределения  $\gamma$ -излучающих радионуклидов в донных осадках и поровой воде водоёма В-17 (табл. 2–4). Максимальная удельная активность изотопов цезия в поровой воде и донных осадках относится к юго-восточной части водоёма (станция В-17/3) (табл. 2, 3). Высокие значения  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{154}\text{Eu}$  и  $^{60}\text{Co}$  обнаружены для донных осадков в западной части водоёма (станция В-17/2). Прослеживается неоднородность в накоплении цезия и америция/европия в донных осадках в различных частях водоёма В-17.

Похожие результаты были получены и при анализе проб, отобранных в августе 2013 г. (рис. 5) и подтвердили пространственную неоднородность распределения радионуклидов в донных осадках водоёма В-17 и выявили накопление не только цезия, но также америция и плутония в юго-восточной части водоёма (3-я станция).

Рассчитанные коэффициенты распределе-

Таблица 1

Удельная активность радионуклидов в воде водоёма В-17 (отбор июль 2012 г.), Бк/мл

Станции отбора проб	$^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{60}\text{Co}$	$^{99}\text{Tc}^*$
В-17/1	17,0±0,5	0,070±0,004	0,020±0,008	8,60±0,07
В-17/2	19,0±0,5	0,070±0,004	0,020±0,008	7,90±0,07
В-17/3	18,0±0,5	0,080±0,004	0,020±0,008	8,60±0,07
В-17/4	17,0±0,5	0,040±0,004	0,030±0,008	8,20±0,07

Примечание: Погрешность для радионуклидов, измеренных  $\gamma$ -спектрометрически, составила не более 2 %.  
\*Содержание  $^{99}\text{Tc}$  определяли только в водных пробах.

Таблица 2

Удельная активность радионуклидов в поровой воде водоёма В-17 (отбор июль 2012 г.), Бк/мл

Станции отбора проб	$^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{241}\text{Am}$	$^{154}\text{Eu}$	$^{60}\text{Co}$
В-17/1	170,0±0,1	0,50±0,05	9,3±0,1	0,20±0,01	0,080±0,008
В-17/2	460,0±0,1	0,20±0,05	6,7±0,1	0,30±0,01	0,060±0,008
В-17/3	520,0±0,1	0,90±0,05	0,7±0,1	0,20±0,01	0,020±0,008
В-17/4	430,0±0,1	1,10±0,05	9,2±0,1	0,10±0,01	0,030±0,008

Примечание:  $^{241}\text{Am}$  и  $^{154}\text{Eu}$  в воде водоёма В-17 не обнаружены.

Таблица 3

Удельная активность радионуклидов в донных осадках водоёма В-17 (отбор июль 2012 г.), Бк/г

Станции отбора проб	$^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{241}\text{Am}$	$^{154}\text{Eu}$	$^{60}\text{Co}$
В-17/1	$(7,50\pm 0,01)\cdot 10^4$	$(1,4\pm 0,7)\cdot 10^2$	$(1,10\pm 0,05)\cdot 10^3$	$(4,7\pm 0,1)\cdot 10^2$	$(3,8\pm 0,4)\cdot 10^1$
В-17/2	$(1,50\pm 0,01)\cdot 10^5$	$(5,4\pm 0,7)\cdot 10^1$	$(3,90\pm 0,05)\cdot 10^3$	$(1,1\pm 0,1)\cdot 10^4$	$(5,8\pm 0,4)\cdot 10^1$
В-17/3	$(2,30\pm 0,01)\cdot 10^5$	$(2,3\pm 0,7)\cdot 10^2$	$(3,80\pm 0,05)\cdot 10^2$	$(1,4\pm 0,1)\cdot 10^2$	$(4,7\pm 0,4)\cdot 10^1$
В-17/4	$(1,50\pm 0,01)\cdot 10^5$	$(4,9\pm 0,7)\cdot 10^1$	$(3,60\pm 0,05)\cdot 10^3$	$(9,9\pm 0,1)\cdot 10^2$	$(5,7\pm 0,4)\cdot 10^1$

Примечание:  $^{241}\text{Am}$  и  $^{154}\text{Eu}$  в воде водоёма В-17 не обнаружены.

Таблица 4

КК радионуклидов в донных осадках по отношению к воде В-17 по точкам отбора проб

№ точки	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{60}\text{Co}$	$^{241}\text{Am}$	$^{239,240}\text{Pu}$	$^{238}\text{U}$
1	$3,54\cdot 10^2$	$3,49\cdot 10^3$	$1,41\cdot 10^3$	$1,11\cdot 10^5$	$5,31\cdot 10^4$	$2,6\cdot 10^1$
3	$4,92\cdot 10^4$	$2,34\cdot 10^4$	$1,76\cdot 10^3$	$5,09\cdot 10^5$	$3,10\cdot 10^4$	$1,5\cdot 10^1$
2	$5,00\cdot 10^2$	$2,67\cdot 10^3$	$2,13\cdot 10^3$	$1,44\cdot 10^5$	$7,09\cdot 10^4$	$3,1\cdot 10^1$

ния для донных осадков (по отношению к воде) показали максимальные значения КР  $^{241}\text{Am}$  для всех изученных объектов экосистемы в обоих исследованных водоёмах (рис. 6).

Для изотопов плутония КР в двух водоёмах отличается на два порядка. Вероятно, это связано с физико-химическими свойствами осадков водоёма В-4, общей удельной активностью и формой поступления этого радионуклида.

Установлен следующий ряд накопления радионуклидов донными осадками В-17 (КР от большего к меньшему):  $\text{Am}\rightarrow\text{Pu}\rightarrow\text{Cs}\rightarrow\text{Co}\rightarrow\text{Sr}\rightarrow\text{U}$ . Для В-4 обнаружено слабое накопление Pu по отношению с другими радионуклидами. Изучение пространственной неоднородности КР в водоёме В-17 определило высокие показатели для Sr на станции 3. Остальные радионуклиды ведут

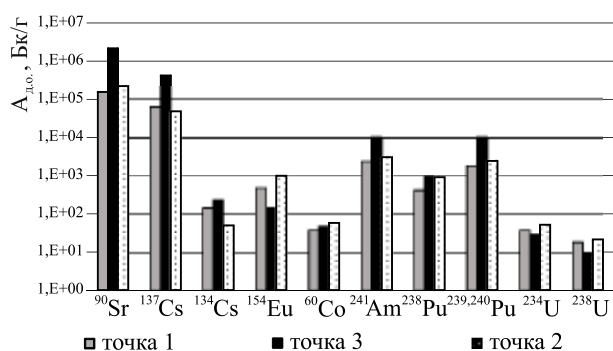


Рис. 5. Удельные активности радионуклидов в донных осадках водоёма В-17 (отбор август, 2013)

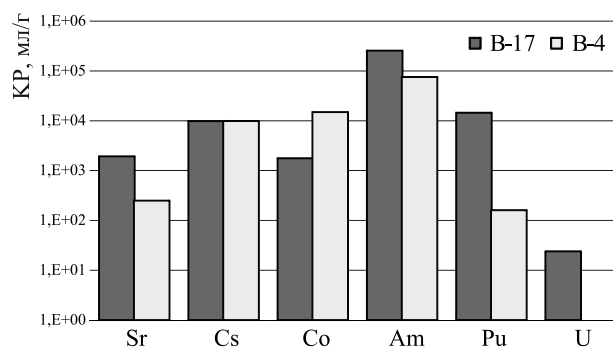


Рис. 6. Коэффициент распределения донные осадки/вода в исследованных водоёмах

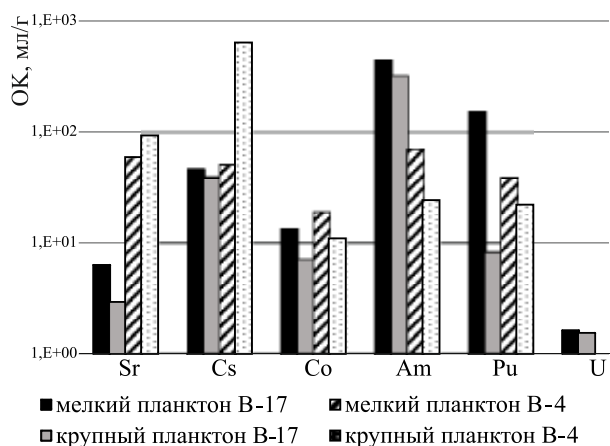


Рис. 7. Отношение концентраций радионуклидов в мелком и крупном планктоне относительно воды для обоих водоёмов

себя идентично не зависимо от точки отбора (табл. 4).

Мелкий и крупный планктон интенсивно накапливают радионуклиды из водной среды. Максимальные значения КР определены для Am, Pu и Cs для двух водоёмов (рис. 7). Также обнаружен высокий КР для стронция в водоёме В-4. Мелкий планктон накапливает больше радионуклидов, чем крупный планктон (за исключением Cs в водоёме В-4). Так как при отборе проб, крупный и мелкий планктон отделялся только фильтрацией, то такое распределение радионуклидов можно связать с большей площадью удельной поверхностью мелкого планктона. Минимальное значение КР в исследованных гидробионтах наблюдается для урана. КР соответствует литературным данным [13, 14], в целом сохраняется установленная для донных осадков цепочка накопления радионуклидов Am→Pu→Cs→Co→U→Sr за исключением урана-стронция. В исследованных образцах КР для урана сильно меньше, чем для стронция.

Отношение концентраций для личинок хирономид рассчитывался как по отношению к воде, так и к донным осадкам, так как личинки живут на дне водоёма и основную дозу получают именно из осадков (рис. 8 и 9). ОК хирономиды/вода/донные осадки рассчитывались только для водоёма В-17.

Результаты расчета ОК для растительности водоёмов (рис. 10) показали, что больше всего радионуклидов содержится в корнях растений, менее активны листья, минимальные удельные активности обнаружены в стеблях (исключение – стронций). Максимальные ОК обнаружены для плутония и америция, минимальные – для урана. Для <sup>90</sup>Sr была характерна другая зависимость распределения в организме растений. Больше всего радиоактивного стронция содержалось в листьях, далее в порядке снижения удельной активности следовали стебли и, наконец, корни.

О подвижности радионуклидов в водоёме можно судить по ОК поровая вода/вода. Исследованиями определено, что он максимален для стронция (ОК=57) и минимален для америция (ОК=1,3). При этом результаты показывают, что америций накапливается в гидробионтах в больших количествах, нежели стронций (рис. 7–10). Однако до последнего времени оста-



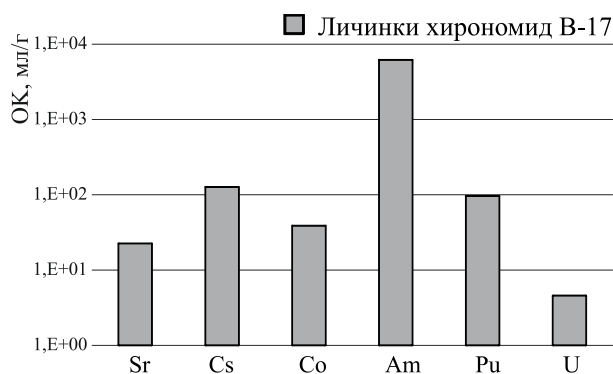


Рис. 8. Отношение концентраций (личинки хирономид)/вода для водоёма В-17

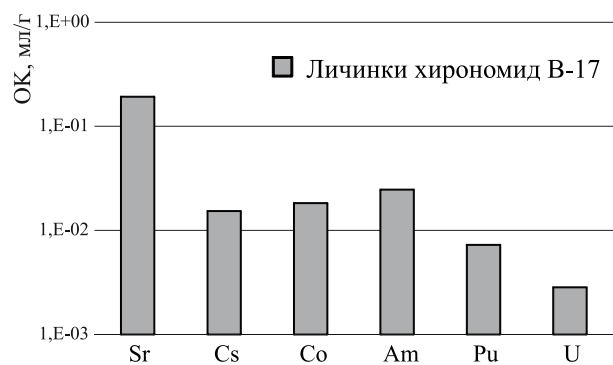


Рис. 9. Отношение концентраций (личинки хирономид)/донные осадки для водоёма В-17

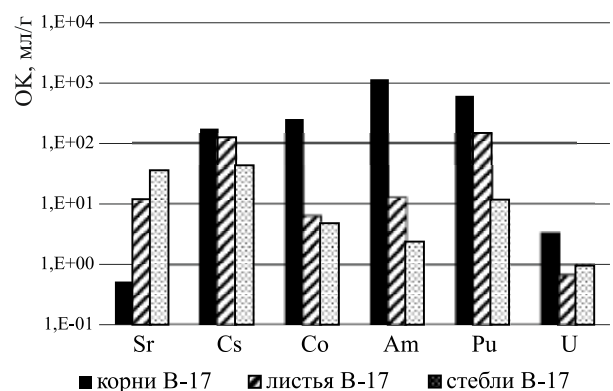


Рис. 10. Отношение концентраций тростник/вода в водоёме В-17

ются невыясненными особенностями самоочищения и самовосстановления водных экосистем от радионуклидного загрязнения в отдаленные периоды времени после загрязнения.

В табл. 5–8 представлены средние удельные активности в объектах экосистемы водоёмов В-17 и В-4. Исследуемые объекты были охарактеризованы по следующим параметрам:  $^{99}\text{Tc}$  определяли только для воды,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137,134}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238,239,240}\text{Pu}$ ,  $^{234,238}\text{U}$  и  $^{244}\text{Cm}$  определяли для всех объектов двух водоёмов. В воде водоёма В-4 не были обнаружены  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{234,238}\text{U}$  и  $^{244}\text{Cm}$ . Поэтому КР этих радионуклидов для водоёма В-4 не рассчитывали. В донных осадках водоёма В-17 обнаружен  $^{237}\text{Np}$  с удельной активностью 1,3–16,1 Бк/г.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Были проведены исследования по изучению распределения радионуклидов в абиотических и биотических компонентах водоёмов В-17 и В-4 ПО "Маяк", которые являются объектами использования ядерной энергетики и используются как хранилища жидких радиоактивных отходов. Определяли содержание радионуклидов в поверхностной воде, поровой воде, содержащейся в донных осадках, в донных отложениях и гидробионтах (тростник южный; мелкий планктон, преимущественно представленный фитопланктоном; крупный планктон, преимущественно представленный зоопланктоном; личинки хирономид).

По коэффициенту распределения радионуклиды в порядке снижения показателя для водоёма В-17 могут быть расположены в следующем порядке:  $\text{Am} \rightarrow \text{Pu} \rightarrow \text{Cs} \rightarrow \text{Co} \rightarrow \text{Sr} \rightarrow \text{U}$ . Для водоёма В-4 по этому показателю радионуклиды могут быть расположены в следующем порядке:  $\text{Am} \rightarrow \text{Co} \rightarrow \text{Cs} \rightarrow \text{Sr} \rightarrow \text{Pu}$ .

Мелкий планктон, который представлен преимущественно фитопланктоном, в исследуемых водоёмах накапливает больше радионуклидов, чем крупный планктон, представленный преимущественно зоопланктоном. В изученных растениях (тростник южный) больше радионуклидов содержится в корнях, чем в стеблях и листьях, за исключением  $^{90}\text{Sr}$ , содержание которого в листьях было больше, чем в стеблях и корнях.

Таблица 5

Активность β-излучающих радионуклидов в различных компонентах экосистемы водоема В-17 (Старое болото)

Объект	Ед.	<sup>3</sup> H	<sup>90</sup> Sr	<sup>99</sup> Tc	<sup>137</sup> Cs	<sup>60</sup> Co
Вода поверхн.	Бк/мл	$(9,0 \pm 0,2) \cdot 10^2$	$(4,4 \pm 0,1) \cdot 10^2$	$8,65 \pm 0,07$	$(1,81 \pm 0,06) \cdot 10^1$	$(2,7 \pm 0,8) \cdot 10^{-2}$
Вода поровая	Бк/мл	$(10,9 \pm 0,9) \cdot 10^2$	$(2,5 \pm 0,1) \cdot 10^3$	н/и	$(1,7 \pm 0,1) \cdot 10^2$	$(8,4 \pm 0,1) \cdot 10^{-2}$
Донные осадки	Бк/г	н/и	$(5,20 \pm 0,01) \cdot 10^4$	н/и	$(1,50 \pm 0,01) \cdot 10^5$	$(5,8 \pm 0,4) \cdot 10^1$
Корни (тростник)	Бк/г	н/и	$(2,3 \pm 0,2) \cdot 10^2$	н/и	$(3,20 \pm 0,04) \cdot 10^3$	$(6,9 \pm 0,7) \cdot 10^0$
Листья (тростник)	Бк/г	н/и	н/и	н/и	$(2,3 \pm 0,1) \cdot 10^3$	$(1,7 \pm 0,5) \cdot 10^{-1}$
Стебли (тростник)	Бк/г	н/и	$(1,60 \pm 0,01) \cdot 10^4$	н/и	$(7,9 \pm 0,1) \cdot 10^2$	$(1,3 \pm 0,1) \cdot 10^{-1}$
Мелкий планктон	Бк/г	н/и	$(2,8 \pm 0,3) \cdot 10^3$	н/и	$(8,5 \pm 0,9) \cdot 10^2$	$(3,6 \pm 0,1) \cdot 10^{-1}$
Крупный планктон	Бк/г	н/и	$(1,3 \pm 0,02) \cdot 10^3$	н/и	$(7,1 \pm 0,7) \cdot 10^2$	$(1,9 \pm 0,1) \cdot 10^{-1}$
Хирономиды	Бк/г	н/и	$(1,0 \pm 0,04) \cdot 10^4$	н/и	$(2,3 \pm 0,04) \cdot 10^3$	$(1,05 \pm 0,07) \cdot 10^0$

Примечание: здесь и далее в табл. 6–8: н/и – не исследовался; н/о – ниже предела обнаружения (0,05 Бк/пробу); Бк/г – единица измерения удельной активности из расчёта на сухую массу образца.

Таблица 6

Активность α-излучающих радионуклидов различных компонентов экосистемы водоема В-17 (Старое болото)

Объект	Ед.	<sup>241</sup> Am	<sup>238</sup> Pu	<sup>239,240</sup> Pu	<sup>234</sup> U	<sup>238</sup> U	<sup>244</sup> Cm
Вода поверхн.	Бк/мл	$(2,1 \pm 0,1) \cdot 10^{-2}$	$(4,3 \pm 0,1) \cdot 10^{-2}$	$(3,4 \pm 0,2) \cdot 10^{-1}$	$(1,4 \pm 0,1) \cdot 10^0$	$(6,8 \pm 0,1) \cdot 10^{-1}$	$(2 \pm 1) \cdot 10^{-3}$
Вода поровая	Бк/мл	$(2,8 \pm 0,1) \cdot 10^1$	н/и	н/и	н/и	н/и	н/и
Донные осадки	Бк/г	$(5,27 \pm 0,05) \cdot 10^3$	$6,21 \cdot 10^{-2}$	$(4,50 \pm 0,08) \cdot 10^3$	$(4,20 \pm 0,06) \cdot 10^3$	$(1,6 \pm 0,1) \cdot 10^1$	н/и
Корни тростник	Бк/г	$(2,4 \pm 0,3) \cdot 10^1$	$(1,25 \pm 0,04) \cdot 10^2$	$(2,10 \pm 0,05) \cdot 10^2$	$(5,5 \pm 0,1) \cdot 10^0$	$(2,33 \pm 0,01) \cdot 10^0$	н/о
Листья (тростник)	Бк/г	$(2,7 \pm 0,7) \cdot 10^{-1}$	$(6,5 \pm 0,7) \cdot 10^1$	$(5,1 \pm 0,4) \cdot 10^1$	$(9,5 \pm 0,7) \cdot 10^{-1}$	$(4,5 \pm 0,1) \cdot 10^{-1}$	н/о
Стебли (тростник)	Бк/г	$(5,0 \pm 0,1) \cdot 10^{-2}$	$(2,3 \pm 0,1) \cdot 10^0$	$(4,01 \pm 0,05) \cdot 10^0$	$(1,34 \pm 0,02) \cdot 10^0$	$(6,5 \pm 0,1) \cdot 10^{-1}$	н/о
Мелкий планктон	Бк/г	$(9,2 \pm 0,4) \cdot 10^0$	$(4,4 \pm 0,6) \cdot 10^1$	$(5,1 \pm 0,1) \cdot 10^1$	$(3,06 \pm 0,01) \cdot 10^0$	$(1,11 \pm 0,01) \cdot 10^0$	$(1,20 \pm 0,01) \cdot 10^{-1}$
Крупный планктон	Бк/г	$(6,7 \pm 0,1) \cdot 10^0$	$(1,02 \pm 0,09) \cdot 10^0$	$(2,79 \pm 0,05) \cdot 10^0$	$(1,12 \pm 0,01) \cdot 10^0$	$(1,05 \pm 0,01) \cdot 10^0$	$(1,50 \pm 0,01) \cdot 10^{-1}$
Хирономиды	Бк/г	$(1,3 \pm 0,1) \cdot 10^2$	$(1,5 \pm 0,1) \cdot 10^1$	$(3,3 \pm 0,3) \cdot 10^1$	$(4,50 \pm 0,01) \cdot 10^0$	$(3,12 \pm 0,01) \cdot 10^0$	$(9,0 \pm 0,1) \cdot 10^{-2}$

Таблица 7

Активность β-излучающих радионуклидов в различных компонентах экосистемы водоёма В-4

Объект	Ед.	<sup>3</sup> H	<sup>90</sup> Sr	<sup>99</sup> Tc	<sup>137</sup> Cs	<sup>60</sup> Co
Вода поверхн.	Бк/мл	(1,6±0,1)·10 <sup>1</sup>	(1,4±0,2)·10 <sup>1</sup>	(5,6±0,1)·10 <sup>-2</sup>	(1,7±0,2)·10 <sup>0</sup>	(1,0±0,1)·10 <sup>-2</sup>
Вода поровая	Бк/мл	(1,8±0,1)·10 <sup>2</sup>	(2,10±0,05)·10 <sup>2</sup>	н/и	(1,2±0,2)·10 <sup>2</sup>	(1,0±0,1)·10 <sup>0</sup>
Донные осадки	Бк/г	н/и	(3,50±0,01)·10 <sup>3</sup>	н/и	(1,70±0,01)·10 <sup>4</sup>	(1,49±0,06)·10 <sup>2</sup>
Корни (тростник)	Бк/г	н/и	(6,6±0,03)·10 <sup>3</sup>	н/и	(1,2±0,02)·10 <sup>3</sup>	(1,10±0,08)·10 <sup>1</sup>
Листья (тростник)	Бк/г	н/и	н/и	н/и	(2,20±0,02)·10 <sup>1</sup>	(2,0±0,5)·10 <sup>-1</sup>
Стебли (тростник)	Бк/г	н/и	(3,20±0,03)·10 <sup>3</sup>	н/и	(1,3±0,1)·10 <sup>2</sup>	(1,0±0,3)·10 <sup>-1</sup>
Мелкий планктон	Бк/г	н/и	(8,3±0,3)·10 <sup>2</sup>	н/и	(8,8±0,9)·10 <sup>1</sup>	(1,9±0,6)·10 <sup>-1</sup>
Крупный планктон	Бк/г	н/и	(1,3±0,02)·10 <sup>3</sup>	н/и	(1,1±0,7)·10 <sup>3</sup>	(1,1±0,1)·10 <sup>-1</sup>
Хирономиды	Бк/г	н/и	н/и	н/и	н/и	(1,10±0,07)·10 <sup>0</sup>

Таблица 8

Активность α-излучающих радионуклидов различных компонентов экосистемы водоёма В-4

Объект	Ед.	<sup>241</sup> Am	<sup>238</sup> Pu	<sup>239,240</sup> Pu	<sup>234</sup> U	<sup>238</sup> U	<sup>244</sup> Cm
Вода поверхн.	Бк/мл	(7±1)·10 <sup>-3</sup>	(4±1)·10 <sup>-2</sup>	(6,1±0,1)·10 <sup>-2</sup>	н/о	н/о	н/о
Вода поровая	Бк/мл	(1,8±0,1)·10 <sup>1</sup>	н/и	н/и	н/и	н/и	н/и
Донные осадки	Бк/г	(5,3±0,2)·10 <sup>2</sup>	(5,6±1,2)·10 <sup>0</sup>	(5,3±0,3)·10 <sup>0</sup>	(3,7±0,2)·10 <sup>0</sup>	(2,4±0,7)·10 <sup>0</sup>	н/и
Корни тростник	Бк/г	(1,70±0,01)·10 <sup>1</sup>	(4,2±0,1)·10 <sup>-1</sup>	(6±1)·10 <sup>-1</sup>	(3,5±0,4)·10 <sup>-1</sup>	(1,2±0,4)·10 <sup>-1</sup>	н/о
Листья (тростник)	Бк/г	(2,70±0,05)·10 <sup>0</sup>	(4,7±0,1)·10 <sup>-1</sup>	(7±1)·10 <sup>-1</sup>	(1,2±0,1)·10 <sup>-1</sup>	(2,0±0,1)·10 <sup>-2</sup>	н/о
Стебли (тростник)	Бк/г	(1,10±0,01)·10 <sup>-1</sup>	(2,0±0,1)·10 <sup>-2</sup>	(4,0±0,2)·10 <sup>-2</sup>	(2,1±0,1)·10 <sup>-1</sup>	(7,0±0,1)·10 <sup>-2</sup>	н/о
Мелкий планктон	Бк/г	(4,9±0,4)·10 <sup>-1</sup>	(1,62±0,05)·10 <sup>0</sup>	(2,4±0,6)·10 <sup>0</sup>	(4,5±0,8)·10 <sup>0</sup>	(9,2±0,1)·10 <sup>0</sup>	(7,0±0,1)·10 <sup>-2</sup>
Крупный планктон	Бк/г	(1,7±0,3)·10 <sup>-1</sup>	(9,8±0,5)·10 <sup>-1</sup>	(1,4±0,2)·10 <sup>0</sup>	(1,5±0,3)·10 <sup>0</sup>	(1,80±0,05)·10 <sup>0</sup>	(9,0±0,1)·10 <sup>-2</sup>
Хирономиды	Бк/г	(4,9±0,2)·10 <sup>1</sup>	(3,0±0,1)·10 <sup>1</sup>	(4,2±0,2)·10 <sup>1</sup>	(3,5±0,5)·10 <sup>-1</sup>	(5,4±0,5)·10 <sup>-1</sup>	(3,0±0,1)·10 <sup>-2</sup>

Кюрий-244 достоверно определен только в донных осадках В-17, а также в мелком/крупном планктоне и хирономидах исследованных водоёмов. Нептуний-237 только в донных осадках В-17.

**Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (грант № 16-13-00049).**

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Стукалов П.М. Промышленный водоём ПО "Маяк" Старое Болото. Общая характеристика и история эксплуатации // Вопросы радиац. безопасности. – 2000. – № 1. – С. 50–60.
2. Стукалов П.М. Радиоактивное загрязнение промышленного водоёма ПО "Маяк" Старое Болото. Обзор результатов исследовательских работ (1949–2006 годы). Ч. 1 (Библиотека журнала "Вопросы радиационной безопасности", № 10). – Озерск: РИЦ ВРБ. – 2007. – 136 с.
3. Трапезников А.В., Юшков П.И., Николкин В.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам оз. Червяное на территории ВУРСА // Экология. – 2007. – Т. 38. – № 1. – С. 27–33.
4. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н. и др. Влияние АЭС на радиоэкологическое состояние водоёма-охладителя. – Екатеринбург: Изд-во "АкадемНаука", 2008. – 400 с.
5. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Пресноводная радиоэкология. – Екатеринбург: Изд-во "АкадемНаука", 2012. – 544 с.
6. Gudkov D.I., Kireev S.I., Kuzmenko M.I. et al. Peculiarities of radionuclides distribution in the main components of aquatic ecosystems within the Chernobyl accident exclusion zone // Aquatic Ecosystems Research Trends / G.N. Nairne (Ed.). – New York: Nova Science Publishers, Inc. – 2009. – P. 383–403.
7. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radioecological problems of aquatic ecosystems of the Chernobyl exclusion zone // Biophysics. – 2010. – V. 55. – No. 2. – P. 332–339.
8. Gudkov D.I., Dzyubenko E.V., Shevtsova N.L. et al. Aquatic biota within the Chernobyl accident exclusion zone: consequences of the long-term radiation exposure // Radiobiology and Environmental Security / C. Mothersill, V. Korogodina, C. Seymour (Eds.), NATO Science for Peace and Security, Series C: Environmental Security. – Dordrecht: Springer, 2012. – P. 233–244.
9. Тряпицына Г.А., Андреев С.С., Осипов Д.И. и др. Оценка радиационного воздействия на гидробионтов некоторых специальных промышленных водоёмов ПО "Маяк" // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52. – № 2. – С. 207–2014.
10. 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. 6–16.
11. Атаманюк Н.И., Тряпицына Г.А. и др. Мелкий планктон специального промышленного водоёма В-17 ПО "Маяк" // Вестник Карагандинского университета. Серия "Биология. Медицина. География". – 2013. – Т. 71. – № 3. – С. 18–27.
12. 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 // Health Physics. – 2012. – Jul. – V. 103. – No. 1. – P. 61–63.
13. Fesenko S., Fesenko J., Sanzharova N. et al. Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies // J. of Environ. Radioactivity. – 2011. – V. 102. – P. 8–25.
14. Hosseini A., Thorrying H., Brown J. et al. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems – Default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool // Journal of Environmental Radioactivity. – 2008. – V. 99. – P. 1408–1429.
15. Horwitz E.P., McAlister D.R., Bond A.H. et al. // Solvent Extrac. Ion Exch. – 2005. – V. 23. – No. 219. – P. 29–37.
16. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоёмов // Тр. Ин-та биологии Уральского ф-ла АН СССР. – 1963. – Вып. 30. – С. 36–42.
17. Смагин А.И. Радиоэкология экосистемы промышленных водоёмов на Южном Урале: Дисс... канд. биол. наук. – М., 1994. – 198 с.
18. Tateda Y., Tsumune D., Tsubono T. Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food

- chain transfer model // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – V. 124. – P. 1–12.
19. Андреев С.С., Попова И.Я., Пряхин Е.А. Радиоактивное загрязнение некоторых водоёмов – хранилищ жидких радиоактивных отходов ПО "Маяк" // *Вестник Челябинского государственного университета*. – 2013. – № 7 (298). Биология. Вып. 2. – С. 85–87.
20. Yankovich T., Beresford N., Fesenko S. et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – V. 126. – P. 299–313.
21. Howard B., Baresford N., Copplestone D. et al. The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – V. 121. – P. 55–74.
22. Wood M., Beresford N., Howard B. et al. Evaluating summarized radionuclide concentration ratio datasets for wildlife // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2013. – V. 126. – P. 314–325.
23. IAEA. Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments for radioecological assessments. IAEA-TECDOC-1616. International Atomic Energy Agency, –Vienna. – 2009.
24. IAEA. Yandbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. IAEA Technical report series. TRS No 472. International Atomic Energy Agency. – Vienna. – 2010.
25. Pryakhin E.A., Mokrov Yu.G., Tryapitsina G.A. et al. Characterization of biocenoses in the storage reservoirs of liquid radioactive wastes of Mayak PA. Initial descriptive report // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2016. – V. 151. – P. 449–460.
26. Власова И.Э., Калмыков С.Н., Батук О.Н. и др. Физико-химические формы альфа-излучающих радионуклидов в пробах донных осадков водоёма 17 (В-17, старое болото) ПО "Маяк" // *Вопросы радиац. безопасности*. – 2013. – № 2. – С. 48–56.
27. Nordstrom D.K. Reduction-Oxidation Potential (Electrode Method) / D.K. Nordstrom, F.D. Wilde, Geological Survey (U.S.). – 2005. – (Techniques of Water-Resource Investigation / V.09-A6.5).
28. Eichrom Technologies, Inc. ACW17 VBS. Analytical procedures.
29. Алиев Р.А., Калмыков С.Н., Хрестенко Р.В., Тананаев И.Г. Определение  $^{99}\text{Tc}$  в загрязнённых природных водах // *Вопросы радиац. безопасности*. – 2007. – № 3. – С. 10–16.