

УДК 574.41.5:539.163

АКТИВНОСТЬ ОСНОВНЫХ ДОЗООБРАЗУЮЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ В ВОДОЕМАХ БЕЛОРУССКОГО СЕКТОРА ЗОНЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ И СОЗДАВАЕМЫЕ ИМИ ДОЗОВЫЕ НАГРУЗКИ НА БИОТУ

А. П. ГОЛУБЕВ¹⁾, В. В. ЖУРАВКОВ¹⁾, В. П. МИРОНОВ¹⁾, В. Л. ЮХНЕВИЧ²⁾, О. А. БОДИЛОВСКАЯ¹⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт им. А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

²⁾Полесский государственный радиационно-экологический заповедник,
ул. Терешковой, 7, 247618, г. Хойники, Беларусь

В 2014–2015 гг. определяли активность наиболее массовых радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{241}Am в водной толще, донных отложениях и доминирующих видах макрофитов и моллюсков в двух водоемах белорусского сектора ближней зоны ЧАЭС. Из них малопроточное оз. Персток является самым загрязненным радионуклидами водоемом в белорусском секторе зоны ЧАЭС, а сформировавшееся в последние два десятилетия проточное Борщевское затопление характеризуется средним для водоемов ближней зоны ЧАЭС уровнем радиационного загрязнения. По этим данным рассчитаны значения мощности поглощенных доз (МПД) при внутреннем облучении для доминирующих видов биоты водоемов от указанного комплекса радионуклидов. В донных отложениях оз. Персток активность ^{90}Sr и ^{137}Cs достигала 185 и 468 $\text{kBk}\cdot\text{m}^{-2}$, а в Борщевском затоплении – 61 и 212 $\text{kBk}\cdot\text{m}^{-2}$ соответственно, что значительно превышает доаварийный уровень этих показателей. Среди организмов биоты наибольшей активностью характеризовались макрофиты. В оз. Персток активность ^{90}Sr и ^{137}Cs у них достигали 24700 и 40100 $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$ сухой массы, а в Борщевском затоплении – 8747 и 3780 $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$. У моллюсков оз. Персток наибольшей активностью ^{90}Sr и ^{137}Cs характеризовались раковины беззубки – до 50216 и 1049 $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$ живой массы. Активность ^{137}Cs в мягких тканях моллюсков значительно ниже – не более 780 $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$ живой массы. Активность ^{241}Am в донных отложениях и макрофитах оз. Персток в период исследований значительно ниже – не более 4,4 $\text{kBk}\cdot\text{m}^{-2}$ и 202 $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$, а в Борщевском затоплении – 2,6 $\text{kBk}\cdot\text{m}^{-2}$ и 48,1 $\text{Bk}\cdot\text{kg}^{-1}$ сухой массы. Активность ^{241}Am в мягких тканях и раковинах моллюсков из обоих водоемов в большинстве случаев не регистрировалась. Суммарные значения МПД от всех исследованных радионуклидов у макрофитов и моллюсков изменялись в пределах 10–28 $\text{mG}\cdot\text{сутки}^{-1}$, а у моллюска большого прудовика – 64 $\text{mG}\cdot\text{сутки}^{-1}$. Наибольший вклад в формирование общей МПД у макрофитов (в пределах 42–99 %) и моллюсков (до 99 %) вносит изобары ^{90}Sr + ^{90}Y . В большинстве случаев вклады изобары ^{137}Cs + ^{137}Ba и ^{241}Am в суммарные значения МПД крайне незначительны.

Образец цитирования:

Голубев АП, Журавков ВВ, Миронов ВП, Юхневич ВЛ, Бодиловская ОА. Активность основных дозообразующих радионуклидов в водоемах белорусского сектора зоны Чернобыльской атомной электростанции и создаваемые ими дозовые нагрузки на биоту. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022;4:57–69.

<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-4-57-69>

For citation:

Golubev AP, Zhuravkov VV, Mironov VP, Yukhnevich VL, Bodilovskaya OA. Activity of the main dose-generating radionuclides in water bodies of the belarusian sector of the Chernobyl NPP zone and their dose loads for the biota. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2022;4:57–69. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2022-4-57-69>

Авторы:

Александр Петрович Голубев – доктор биологических наук, доцент; профессор кафедры экологического мониторинга и менеджмента.

Владислав Владимирович Журавков – кандидат биологических наук, доцент; заведующий кафедрой информационных технологий в экологии и медицине.

Владислав Петрович Миронов – кандидат химических наук, доцент кафедры ядерной и радиационной безопасности.

Виктория Леонидовна Юхневич – старший специалист.

Ольга Александровна Бодиловская – кандидат биологических наук, доцент кафедры общей биологии и генетики.

Authors:

Alexander P. Golubev, doctor of science (biology), docent; professor at the department of environmental monitoring and management.

algiv@rambler.ru

Vladislav V. Zhuravkov, PhD (biology), docent; head of the department of information technologies in ecology and medicine. zhuravkov@iseu.by

Vladislav P. Mironov, PhD (chemistry); associate professor at the department of nuclear and radiation safety.

Victoria L. Yukhnevich, senior specialist.

v.borisenko@mail.ru

Olga A. Bodilovskaya, PhD (biology), associate professor at the department of general biology and genetics.

_olga_iseu@tut.by

Лишь для корней рогоза узколистного их вклад достигал соответственно 37,7 и 20,3 %. В настоящее время в ближней зоне ЧАЭС на фоне снижения активности ^{90}Sr и ^{137}Cs наблюдается рост активности ^{241}Am . Прогнозируется, что к середине XXI в. ^{241}Am станет основным дозообразующим радионуклидом для гидробионтов в водоемах ближней зоны ЧАЭС.

Ключевые слова: ближняя зона ЧАЭС; оз. Персток; Борщевское затопление; ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{241}Am ; вода; донные отложения; макрофиты; моллюски; поглощенные дозы ионизирующей радиации.

ACTIVITY OF THE MAIN DOSE-GENERATING RADIONUCLIDES IN WATER BODIES OF THE BELARUSIAN SECTOR OF THE CHERNOBYL NPP ZONE AND THEIR DOSE LOADS FOR THE BIOTA

A. P. GOLUBEV^a, V. V. ZHURAVKOV^a, V. P. MIRONOV^a, V. L. YUKHNEVICH^b, O. A. BODILOVSKAYA^a

^a*International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daūhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus*

^b*Polessky State Radiation-Ecological Reserve,
7 Tereshkova Street, Khoiniki 247618, Belarus*
Corresponding author: A. P. Golubev (algiv@rambler.ru)

In 2014–2015 we determined the activity of the most abundant radionuclides ^{90}Sr , ^{137}Cs and ^{241}Am in the water column, bottom sediments and dominant species of macrophytes and mollusks in two water bodies of the Belarusian sector of the near zone of the Chernobyl nuclear power plant (ChNPP). Of these, the low-flowing Perstok Lake is the most contaminated with radionuclides water body in Belarus sector of ChNPP, and the flowing Borshchevska waterlogging, which has formed in the past two decades, is characterized by an average level of radiation contamination for the near zone of ChNPP. These data were used to calculate the values of the absorbed dose rate (ADR) during internal exposure for the dominant biota of water bodies from the indicated complex of radionuclides. In the bottom sediments of the Perstok Lake, the activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs reached 185 and 468 kBq·m⁻², respectively, and in the Borshchevska waterlogging, respectively 61 and 212 kBq·m⁻², which significantly exceeds the pre-accident level. Among the biota organisms, macrophytes were characterized by the highest levels of the activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs . In the Perstok Lake the values of ^{90}Sr and ^{137}Cs activities for them reached 24700 and 40100 Bq·kg⁻¹ dry weight, respectively, and in the Borshchevska waterlogging – 8747 and 3780 Bq·kg⁻¹ dry weight. Among the mollusks of the Perstok Lake *Anodonta spp.* shells were characterized by the highest activities of ^{90}Sr and ^{137}Cs – up to 50216 and 1049 Bq·kg⁻¹ of wet weight. The activity of ^{137}Cs in the soft tissues of mollusks is much lower – no more than 780 Bq·kg⁻¹ of live weight. The activity of ^{241}Am in bottom sediments and macrophytes of the Perstok Lake during the study period was significantly lower – no more than 4.4 kBq·m⁻² and 202 Bq·kg⁻¹ of dry weight, and in the Borshchevska waterlogging – 2.6 kBq·m⁻² and 48.1 Bq·kg⁻¹ dry weight. ^{241}Am activity in soft tissues and shells of mollusks from both reservoirs was not recorded in most cases. The total values of ADR from all the studied radionuclides in macrophytes and mollusks varied within 10–28 mkGy·day⁻¹, and in the mollusk of *Lymnaea stagnalis* – 64 mkGy·day⁻¹. The greatest contribution to the formation of the total ADR in macrophytes (within 42–99 %) and mollusks (up to 99 %) is made by the $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ isobar. In most cases, the contributions of the $^{137}\text{Cs} + ^{137}\text{Ba}$ and ^{241}Am isobar to the total ADR values are extremely insignificant. Only for the roots of *Typha angustifolia* their contribution reached 37.7 and 20.3 %, respectively. Currently, in the near zone of ChNPP, against the background of a decrease in the activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs , an increase in the activity of ^{241}Am is observed. It is predicted that by the middle of the XXI century ^{241}Am will become the main dose-forming radionuclide for the biota of water bodies in the near zone of the ChNPP.

Keywords: the near zone of the Chernobyl nuclear power plant; Perstok Lake; Borshchevska waterlogging; ^{90}Sr , ^{137}Cs and ^{241}Am ; water; bottom sediments; macrophytes; mollusks; absorbed doses of ionizing radiation.

Введение

Авария на Чернобыльской АЭС (26.04.1986) привела к значительному радиоактивному загрязнению водоемов 30-километровой зоны отчуждения целым комплексом из около 30 техногенных радионуклидов с резко различными периодами полураспада. За 30-летний послеаварийный период радиационное загрязнение основных компонентов экосистем (донные отложения, вода, биота) проточных водоемов зоны ЧАЭС значительно снизилось. Это обусловлено как радиоактивным распадом короткоживущих изотопов с периодами полураспада от нескольких суток (^{131}I , ^{239}Np и др.) до 1–2 лет (^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{134}Cs др.), так и их выносом течением воды в нижележащие участки рек. Осенью 1986 г. в моллюсках зоны ЧАЭС регистрировалось до 15 радионуклидов, а в 1987 г. – 7, 1988 г. – 5, в 1989 г. – лишь 4 (^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{144}Ce

и ^{106}Ru). С 2002 г. в донных отложениях и биоте водоемов зоны ЧАЭС уверенно регистрировались лишь ^{90}Sr и ^{137}Cs . С другой стороны, радиационное загрязнение малопроточных водоемов ближней (15 км) зоны ЧАЭС и в настоящее время остается достаточно высоким.

На рубеже XX–XXI столетий в почвенном покрове ближней зоны ЧАЭС на фоне снижения активности основных на сегодняшний день дозообразующих радионуклидов – β -излучающего ^{90}Sr и β - γ -излучающего ^{137}Cs изотопов отмечается достаточно быстрый рост активности α -излучающего изотопа ^{241}Am – дочернего продукта β -распада ^{241}Pu [1]. Обладая высокой подвижностью в водной среде, ^{241}Am быстро включается в биотические круговороты и способен накапливаться во многих водных организмах [2–5]. Поэтому ^{241}Am уже в настоящее время начинает оказывать негативное воздействие на биоту водоемов ближней зоны ЧАЭС, что не еще учитывается в большинстве радиоэкологических исследований.

В 2014–2015 гг. нами определена активность важнейших дозообразующих радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{41}Am) в основных компонентах экосистем (вода, донные отложения, биота) оз. Персток и Борщевского затопления с наивысшим и средним для водоемов белорусского сектора зоны ЧАЭС уровнями радиационного загрязнения. На этой основе проведены расчеты вклада каждого радионуклида в суммарные дозы ионизирующей радиации от внутреннего облучения для доминирующих видов биоты этих водоемов – макрофитов и легочных моллюсков.

Материал и методы исследований

Модельные водоемы. Озеро Персток находится в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике (ПГРЭЗ) вблизи отселеной д. Масаны (рис. 1). Район отбора проб ($51^{\circ}30.328^{\prime}$ с. ш.; $30^{\circ}00.903^{\prime}$ в. д.) находился на северо-восточном берегу озера, на расстоянии приблизительно 14 км по прямой от ЧАЭС. Ложе озера, расположенное в пойме Припяти в 2 км от ее русла, вытянуто в меридиональном направлении. Оно практически непроточное и подпитывается преимущественно за счет паводковых и грунтовых вод, а также атмосферных осадков. Лишь иногда в периоды очень высоких паводков в него с юго-запада проникают воды Припяти. После малоснежной зимы и (или) в жаркое засушливое лето урез воды может отступать на 6–9 м от среднего многолетнего уровня, обнажая широкую литоральную зону. В маловодные годы длина озера составляет 1450 м, максимальная ширина – 98 м, площадь – 0,9 км², глубина – до 1,6 м [6].

Борщевское затопление начинается на северо-западнее плотины на Погонянском канале между отселенными деревнями Масаны и Борщевка и простирается в юго-восточном направлении до окрестностей отселеной д. Чемков. Район отбора проб ($51^{\circ}53.6851$ с.ш.; $29^{\circ}93.6213$ в. д.) расположен у моста на дороге Красноселье – Масаны (рис. 1).

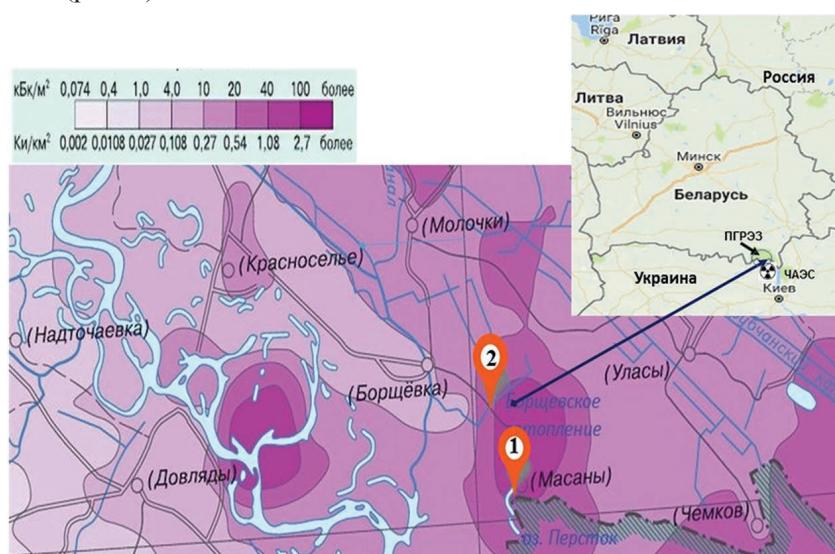


Рис. 1. Районы отбора проб: 1. Озеро Персток. 2. Борщевское затопление

Fig. 1. Sampling areas: 1. Perstok Lale. 2. Borshchevska waterlogging

Этот малопроточный водоем начал формироваться лишь в начале 1990-х гг. как результат снижения пропускной способности близлежащих мелиоративных каналов, заросших высшей водной растительностью. По данным на 2016 г., длина водоема составляла 16,5 км, а средняя площадь – 11,8 км².

Берега, формирование которых еще не полностью завершено, местами заторфованы, поросли ивой, ольхой черной и березой, а на возвышенных участках – сосновой.

В зону затопления, оконтуренную изогипсой с абсолютной высотой около 110 м, попали мелиоративные каналы, заболоченные участки и тальвеги ложбин стока [7]. Максимальные глубины, достигающие в межень 1,5–2,1 м, приурочены к руслам мелиоративных каналов; в затопленных понижениях рельефа глубины обычно не превышают 0,5–1,1 м. В половодье уровень воды повышается лишь на 0,2–0,8 м. Прозрачность воды не более 1,1 м.

Модельные виды. Среди макрофитов взяты виды из следующих биотопических групп.

1. Укореняющиеся водно-болотные растения, стебли и листья которых находятся над поверхностью воды (гелофиты): рогоз узколистный *Turpha angustifolia* и аир обыкновенный *Acorus calamus*.

2. Укореняющиеся полупогруженные растения с плавающими на поверхности воды листьями: водокрас лягушачий *Hydrocharis morsus-ranae*.

3. Погруженные в воду укореняющиеся растения, которые определенную часть сезона вегетации находятся в плавающем состоянии: телорез алоэвидный *Stratiotes aloides*, уруть колосистая *Myriophyllum spicatum*.

4. Среди легочных моллюсков взяты их доминирующие виды – большой прудовик *Lymnaea stagnalis* и катушка *Planorbis planorbis*, а среди двустворчатых – беззубка *Anodonta* sp.

Отбор проб проводился в середине июля 2014 и 2015 гг. Донные отложения отбирали на расстоянии 30–50 см от уреза воды на глубине 20–30 см. Поршневым пробоотборником с внутренним диаметром 43 мм брались колонки грунта на глубину первых 5 см от его поверхности, так как в этом слое сосредоточено до 95 % радионуклидов, находящихся в донных отложениях [6]. На каждую пробу отбирали по 5 колонок так, чтобы общий объем пробы грунта составлял приблизительно 500 см³.

Пробы воды вместе с сестоном отбирали в местах отбора проб грунта на расстоянии 1,5–2 м от уреза воды, где глубина водоема достигала 0,8–1,0 м. Вода из оз. Персток характеризуется высоким содержанием сестона. Поэтому активность проб воды определяли в трех состояниях.

1. Вода с небольшим осадком сестона.

2. Сильно взболтненная вода, в которой сестон распределялся равномерно по всему объему.

3. Надосадочная жидкость над осевшим слоем сестона в пробах воды, отстоянной в течение недели.

Отобранные в водоемах макрофиты в лаборатории гомогенизировали посредством разрезания на мелкие фрагменты размером до 2–3 см. Затем из них отбирали отдельные навески, у которых определяли сырью массу. При возможности у отдельных видов макрофитов пробы разделяли на стебель и корни. Затем навески высушивали в течение нескольких суток на воздухе до достижения постоянной (воздушно-сухой) массы и использовали для определения активности радионуклидов в них.

Отловленных половозрелых особей *L. stagnalis* (высота раковины 42–47 мм) в течение 3–4 ч доставляли в лабораторию. Там у них сразу же отделяли мягкие ткани вместе с гемолимфой от раковин. Раковины не промывали во избежание удаления абсорбированных на внешней поверхности радионуклидов и досушивали до воздушно-сухой массы. У катушек *C. corneus* полностью отделить мягкие ткани от раковины практически невозможно. Поэтому отловленных половозрелых особей гомогенизировали посредством растирания в ступке до однородной массы.

Определение активности радионуклидов. Активность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs определяли на гамма-бета спектрометре MKC-AT1315 Научно-производственного объединения «Атомтех» (Беларусь). Детектором γ -излучения в нем является сцинтилляционный блок с кристаллом NaI(Tl) Ø63×63 мм, а β -излучения – сцинтилляционный блок с пластмассовым сцинтиллятором Ø128×8 мм. Спектрометр обеспечивает регистрацию спектра γ - и β -излучения в диапазоне энергий соответственно 50–3000 кэВ и 150–3500 кэВ. Относительное энергетическое разрешение детектора γ -излучения для линии с энергией 661,6 кэВ составляет $8 \pm 0,2\%$. Предел допустимой основной относительной погрешности измерения активности ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs при доверительной вероятности 0,95 не превышает $\pm 20\%$.

Определение активности ²⁴¹Am проводили в гамма-спектрометре с полупроводниковым детектором на основе высокочистого германия с композитным углеродным окном фирмы *Canberra* (США) с многоканальным анализатором DSA 1000. Детектор с композитным углеродным окном имеет относительную эффективность 50 % и позволяет проводить измерение гамма и рентгеновского излучения в диапазоне от 20 кэВ до 2 МэВ. Для снижения уровня фонового излучения детектор помещен в свинцовую защиту модели 747Е массой около 1 т. Внутренняя поверхность измерительной камеры покрыта кадмиево-медным экраном.

Расчеты доз облучения биоты водоемов ЧАЭС. Дозы облучения организмов биоты зависят от удельной активности радионуклидов непосредственно в организме, компонентах среды обитания, а также от размеров организма и особенностей его поведения, в частности, от времени пребывания организмов в зонах с разным уровнем радиоактивного загрязнения. Показателем дозовой нагрузки на

биоту является МПД в организме в равновесных условиях поступления и выведения радионуклидов из внешней среды. МПД рассчитывается как средняя для всего организма при условии равномерного распределения радионуклидов по всему организму.

Согласно рекомендациям МАГАТЭ [8], при незначительных плотностях радиоактивных выпадений наиболее рациональным при расчетах МПД является консервативный подход. Он заключается в том, что параметры для оценок МПД выбираются для условий максимальных содержаний радионуклидов в исследуемой среде.

Скрининговый расчет доз облучения выполнен по консервативной дозиметрической модели рекомендованной в документе МАГАТЭ SRS № 19 [9]. Обобщенные миграционные и дозиметрические модели, представленные в этом документе, являются оптимальными для такого рода оценок. В наших исследованиях МПД для организмов биоты водоемов зоны ЧАЭС для 2016 г. произведены только для внутреннего облучения, поскольку вклад внешнего облучения в общие величины МПД в 2016 г. оказался исчезающе малым.

В работе представлена оценка вклада основных на сегодняшний день дозообразующих радионуклидов для биоты водоемов зоны ЧАЭС – ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{241}Am . Поскольку радиоактивный распад первых двух радионуклидов происходит в две стадии с образованием промежуточных короткоживущих радионуклидов (соответственно β -изотопа ^{90}Y и γ -изотопа ^{137}Ba) расчеты МПД произведены суммарно для изобар $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ и $^{137}\text{Cs} + ^{137}\text{Ba}$.

Суммарное значение МПД отдельного радионуклида определено по формуле:

$$\dot{D}_j = \sum_i (CR_{ji}^{\text{water_fresh}} \cdot f_j^{\text{water_fresh}} \cdot C_i^{\text{water_fresh}} \cdot DC_{ji}),$$

где $CR_{ji}^{\text{water_fresh}}$ – коэффициент перехода i -го радионуклида из пресной воды в организм j -го вида биоты, $(\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1} \text{ сырой массы организма})/(\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1})$;

$f_j^{\text{water_fresh}}$ – доля времени, проводимая j -ым видом биоты в пресной воде, отн. единицы. Поскольку все исследованные нами виды являлись водными организмами, это значение для них принято равным единице.

$C_i^{\text{water_fresh}}$ – концентрация i -го радионуклида в пресной воде, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$;

DC_{ji} – дозовый коэффициент перехода от активности в теле j -го организма к дозе внутреннего облучения от i -го радионуклида, $(\text{мкГр}\cdot\text{сут}^{-1})/(\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1} \text{ сырой массы организма})$.

Погрешность приведенных ниже расчетов составляет порядка 50 %. На неопределенность результатов оценок влияют региональные условия, определяющие интенсивность миграционных процессов, вариабельность дозовых коэффициентов основных дозообразующих радионуклидов, а также такие субъективные причины, как перечень контролируемых радионуклидов в объектах природной среды [10].

Для верификации оценки дозовых нагрузок на биоту использовался online калькулятор, разработанный Международной комиссией по радиационной защите [<http://biotadc.icrp.org/>].

Результаты исследования и их обсуждение

Поступившие в водоемы зоны загрязнения ЧАЭС «чернобыльские» радионуклиды сконцентрировались преимущественно в донных отложениях и макрофитах, в значительно меньшей степени – в зоопланктоне и зообентосе [2; 3; 11]. В 2014–2015 гг. уровни радиоактивного загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs донных отложений обоих модельных водоемов сохранялись на достаточно высоком уровне (табл. 1 и 2). При этом активность ^{137}Cs оказалась значительно выше, чем ^{90}Sr , что обусловлено расположением водоемов в пределах «цезиевых пятен», характерных для ближней зоны ЧАЭС [12].

Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной толще модельных водоемов оказалась на 2–3 порядка ниже, чем в донных отложениях. Важным фактором аккумуляции ^{137}Cs в водной толще оз. Персток является сестон. Об этом свидетельствуют значительные различия (в 2–3 раза) активности ^{137}Cs в отстоянной в течение нескольких суток воде (прозрачной надосадочной жидкости над осадком сестона) по сравнению с хорошо взболтанный водой, в которой сестон распределялся равномерно по всему объему. Напротив, содержание сестона в воде Борщевского затопления незначительно, что обуславливает низкую активность всех радионуклидов в ней.

Активность ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{241}Am в иловых отложениях литорали оз. Персток существенно выше, чем в песчаных грунтах Борщевского затопления, что во многом обусловлено гидрологическими особенностями обоих водоемов. На мелководной литорали оз. Персток ветровое перемешивание воды вымывает верхний слой донных отложений вместе с содержащимися в нем радионуклидами в придонный слой воды, что приводит к повышению концентрации сестона в водной толще. Густые

заросли полупогруженной литоральной растительности (аир, рогоз и др.) создают естественный барьер, препятствующий выносу сестона с радионуклидами в сублиторальную зону озера. Напротив, зарастаемость Борщевского затопления, существующего непродолжительное время, еще очень низка. Поэтому в нем не сформировался существенный слой иловых отложений, а песчаные и торфяные грунты, образующие дно затопления, обладают пониженной способностью к накоплению радионуклидов [13]. Уровни активности ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{241}Am в макрофитах оз. Персток существенно выше таковых в Борщевском затоплении, что хорошо коррелирует с уровнями их активности в донных отложениях этих водоемов.

Активность ^{137}Cs и ^{241}Am в корнях гелофитов *T. angustifolia* и *A. calmus* из Борщевского затопления, находящихся в донных отложениях, где в наибольшей степени концентрируются эти радионуклиды, значительно выше, чем в их стеблях, значительная часть которых находится над поверхностью воды. Это указывает на очень низкую скорость миграции радионуклидов из корней в стебли растений. В большинстве случаев активность ^{90}Sr в макрофитах в 2–3 раза превышает активность ^{137}Cs . Наивысшей способностью к аккумуляции радионуклидов, особенно ^{90}Sr (до 25 000 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$), отличаются стебли *S. aloides* и *H. morsus-ranae*.

Таблица 1

Объемная активность важнейших дозообразующих радионуклидов в компонентах экосистемы оз. Персток в 2014–2015 гг.

Table 1

Volumetric activity of the most important dose-forming radionuclides in the ecosystem components of Lake Perstok in 2014–2015

Компонент экосистемы, единицы изменения	Год	Активность		
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am
Вода взболтанная, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-3}$	2014	$19,4 \pm 4,6$	$< 20^*$	$< 0,25^*$
Вода отстоянная; надосадочный слой, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-3}$	2014	$8,1 \pm 2,2$	$< 20^*$	$< 0,25^*$
	2015	$9,3 \pm 3,0$	< 20	$< 0,25$
Донные отложения, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	6551 ± 1310	2596 ± 547	62 ± 12
Донные отложения, $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$	2014	468 ± 94	185 ± 39	$4,4 \pm 0,9$
	2015	250 ± 50	105 ± 23	$2,48 \pm 0,57$
<i>Typha angustifolia</i> , корень мытый, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	$11\ 241 \pm 2248$	2006 ± 424	202 ± 39
<i>Typha angustifolia</i> , стебель, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	750 ± 200	2800 ± 600	$6,2 \pm 1,8$
	2015	684 ± 215	3700 ± 750	$< 3,8$
<i>Stratiotes aloides</i> , листья, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	9500 ± 1900	$24\ 700 \pm 4900$	76 ± 16
	2015	$40\ 100 \pm 900$	$23\ 400 \pm 760$	$5,4 \pm 2,3$
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> , листья, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	$11\ 100 \pm 2200$	$18\ 200 \pm 3600$	93 ± 19
	2015	660 ± 170	$12\ 000 \pm 2400$	*
<i>Lymnaea stagnalis</i> , <i>Coretes corneus</i> , все тело, $\text{Бк}\cdot\text{кг}$ сырой массы	2015	660 ± 170	$12\ 000 \pm 2400$	*
<i>Viviparus viviparus</i> , все тело, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы	2015	780 ± 170	1400 ± 310	*
<i>Viviparus viviparus</i> , раковина, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой	2015	303 ± 118	$18\ 598 \pm 3720$	*
<i>Anodonta</i> sp., все тело, $\text{Вк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы	2015	523 ± 125	2150 ± 460	**
<i>Anodonta</i> sp., раковина, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы	2015	1049 ± 335	$50\ 216 \pm 10\ 043$	*

* – ниже минимально детектируемой активности; ** – не проводили.

Таблица 2

Объемная активность важнейших дозообразующих радионуклидов
в компонентах экосистемы Борщевского затопления в 2014–2015 гг.

Table 2

Volumetric activity of the most important dose-forming radionuclides
in the ecosystem components of the Borshchevska waterlogging in 2014–2015

Компонент экосистемы, единицы изменения	Год	Объемная активность		
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am
Водная толща, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-3}$	2014	$< 2,5^*$	$< 20^*$	$< 0,20^*$
	2015	$2,5 \pm 2,0$	$< 20^*$	$< 0,20^*$
Донные отложения, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	3062 ± 612	165 ± 72	$22,3 \pm 4,4$
	2015	4376 ± 582	898 ± 219	$35,8 \pm 8,3$
Донные отложения, $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}$	2014	$217 \pm 43,4$	$11,8 \pm 5,1$	$1,6 \pm 0,3$
	2015	$212 \pm 43,0$	$61,0 \pm 22,9$	$2,6 \pm 0,26$
<i>Acorus calamus</i> , стебель, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	519 ± 161	$13\ 50 \pm 300$	$4,9 \pm 1,9$
	2015	1380 ± 350	$3\ 320 \pm 740$	$4,8 \pm 2,5$
<i>Acorus calamus</i> , корень мытый, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	3780 ± 780	1350 ± 300	$4,5 \pm 1,9$
	2015	2459 ± 538	5292 ± 1085	$26,5 \pm 12,5$
<i>Stratiotes aloides</i> , розетка листьев, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	4553 ± 949	4568 ± 914	$13,3 \pm 5,1$
	2015	2700 ± 650	8747 ± 1749	$27,0 \pm 7,0$
<i>Myriophyllum spicatum</i> , стебли, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	2807 ± 626	5465 ± 1093	$36,7 \pm 7,2$
	2015	3587 ± 774	4078 ± 816	$48,1 \pm 11,1$
<i>Typha angustifolia</i> , стебли, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2015	311 ± 149	1441 ± 355	$< 2,3$
<i>Typha angustifolia</i> , корень мытый, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2015	1755 ± 414	685 ± 24	$14,5 \pm 3,8$
<i>Lymnaea stagnalis</i> , мягкие ткани вместе с гемолимфой**, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы	2014	166 ± 41	275 ± 80	$< 1,5^*$
<i>Lymnaea stagnalis</i> , раковина, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ воздушно-сухой массы	2014	50 ± 7	$11\ 354 \pm 800$	$< 0,2^*$
<i>Lymnaea stagnalis</i> , все тело, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы**	2014	166^*	942^*	$< 0,2^*$
<i>Stagnicola corvus</i> , все тело, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы**	2015	$74,0 \pm 39,0$	3317 ± 663	*
<i>Coretus corneus</i> , все тело вместе с раковиной, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы	2014	125 ± 52	6519 ± 304	$< 1,53$
	2015	108 ± 48	6221 ± 1226	*
<i>Coretus corneus</i> , раковина, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сухой массы	2015	101 ± 98	$17\ 191 \pm 3438$	*

* – ниже минимально детектируемой активности; ** – рассчитано по сумме активностей радионуклидов в мягких тканях и раковине с учетом соотношений масс последних.

Активность ^{137}Cs мягких тканях моллюсков значительно ниже, чем у макрофитов, а активность ^{90}Sr в сухом веществе раковин – выше. Установленные различия обусловлены биологическими свойствами этих радионуклидов. Щелочной металл ^{137}Cs как биологический аналог калия и натрия накапливается преимущественно в мягких тканях моллюсков. Он отличается высокой мобильностью и в результате процессов метаболизма быстро выводится из организма. Напротив, щелочноземельный металл ^{90}Sr , являющийся биологическим аналогом кальция, концентрируется преимущественно в массивных и метаболически малоактивных раковинах, откуда практически не выводится.

В 2014–2015 гг. активность ^{241}Am в донных отложениях модельных водоемов оставалась еще очень низкой по сравнению с активностью ^{90}Sr и ^{137}Cs . Тем не менее, ^{241}Am начал уже активно включаться в биоту водоемов, в первую очередь, в макрофиты. Так, в корневищах *T. angustifolia* его активность достигла 202 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Активность ^{241}Am в других органах макрофитов из обоих водоемов существенно ниже – до 93 $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ в листьях *H. morsus-ranae* из оз. Персток.

Максимальный уровень МПД для исследованных компонентов биоты модельных водоемов отмечен для *L. stagnalis*. В большинстве случаев преобладающую долю МПД создает изобара $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ (табл. 3). При этом у легочного моллюска *L. stagnalis* ее доля достигает 99 % от общей МПД. Это обусловлено тем, что попавший в организм моллюсков ^{90}Sr в больших количествах аккумулируется в их массивных раковинах, откуда практически не выводится. Этот же вид характеризуется и наивысшим среди исследованных видов уровнем МПД – 63,6 мкГр·сутки⁻¹. Вклад изобары $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в МПД у *L. stagnalis* не превышает 1 %, а наличие ^{241}Am в его организме вообще не установлено.

Макрофиты отличаются существенно более низкими уровнями МПД – не более 28 мкГр·сутки⁻¹ в оз. Персток и 7 мкГр·сутки⁻¹ в Борщевском затоплении. У всех исследованных макрофитов наибольший вклад в суммарную МПД также вносит изобара $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, однако ее доля существенно ниже, чем у *L. stagnalis*. При этом в формировании МПД у макрофитов определенный вклад начал вносить ^{241}Am , а для корней *T. angustifolia* он достигает даже 20 %.

Таблица 3

Поглощенные дозы ионизирующей радиации у доминирующих видов биоты водоемов зоны ЧАЭС в июле 2014 г.

Table 3

Absorbed doses of ionizing radiation in the dominant species of biota in the water bodies of the Chernobyl zone in July 2014

Вид, часть тела	Поглощенная доза, мкГр·сутки ⁻¹ ± 25 %		
	$^{137}\text{Cs} + ^{137}\text{Ba}$	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	^{241}Am
Озеро Персток			
<i>Typha angustifolia</i> , стебель	1,6 (16,3)*	8,10 (82,9)	0,07 (8,0)
<i>Typha angustifolia</i> , корень	2,6 (37,7)	2,90 (42,0)	1,4 (20,3)
<i>Stratiotes aloides</i> , стебель	1,7 (6,1)	26,0 (92,6)	0,3 (1,3)
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> , стебель	1,8 (6,9)	24,0 (91,5)	0,43 (1,6)
Борщевское затопление			
<i>Stratiotes aloides</i> , стебель	1,0 (15,4)	5,30 (81,5)	0,20 (3,1)
<i>Myriophyllum spicatum</i> , стебель	0,52 (7,6)	6,10 (89,5)	0,20 (2,9)
<i>Acorus calamus</i> , стебель	0,23 (8,0)	2,60 (90,0)	0,06 (2,0)
<i>Lymnaea stagnalis</i> , все тело	0,61 (1,0)	63,0 (99,0)	**

* – в скобках – вклад каждого радионуклида в суммарную эквивалентную дозу, %; ** – ниже минимально детектируемой активности.

В многолетней динамике радиоактивного загрязнения территорий белорусского сектора зоны ЧАЭС в 1986–2015 гг. выделяются три последовательных этапа [14].

1. Начальный йодно-нептуниевый этап, характеризуется преимущественно короткоживущими радионуклидами (^{131}I , ^{239}Np и др.) с периодом полураспада до нескольких недель. Он начался сразу же после аварии на ЧАЭС и продолжался до конца 1986 г.

2. Промежуточный церий-рутенийевый этап, обусловленный радионуклидами с периодом полураспада около года (^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{134}Cs и др.), который закончился в конце 1990-х гг.

3. Современный стронций-цезиевый этап, обусловленный радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs с периодами полураспада около 30 лет. Он начался в конце 1980-х гг. и продолжается до настоящего времени.

В 2014–2015 гг., почти через 30 лет после аварии, уровни активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях и макрофитах исследованных малопроточных водоемов остаются очень высокими (рис. 2, 3). Активность ^{137}Cs в моллюсках низкая по сравнению с таковой для макрофитов, однако все еще значительно превышает естественный (доаварийный) уровень для пресноводного макрозообентоса (моллюски, ракообразные, пиявки), составляющий не более 4–8 Бк·кг⁻¹ сырой массы [15].

При этом активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях и биоте проточных водоемов зоны ЧАЭС (участок р. Припять и ее притоки в ближней зоне ЧАЭС и др.) уже к 2010 г. снизились практически до естественного (доаварийного) уровня (рис. 2, прямая 1; рис. 3, прямая 1). Показательно, что γ -активность донных отложений в оз. Персток за 30-летний послеаварийный период снижалась быстрее (рис. 2, прямая 2) по сравнению с расчетными данными для гипотетического изолированного водоема (рис. 2, прямая 3). Очевидно, в оз. Персток имеет место перенос радионуклидов из донных отложений в подземные воды.

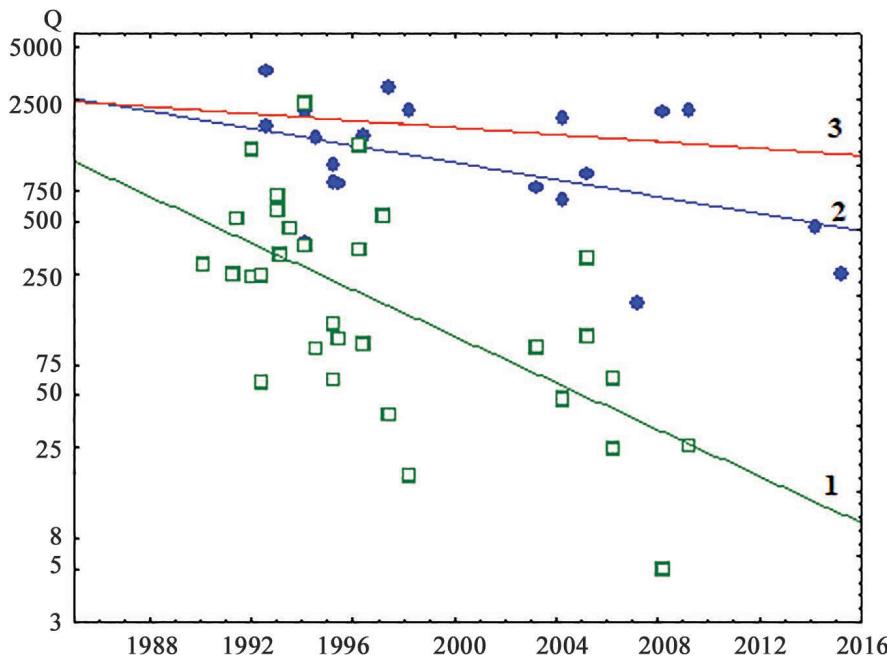


Рис. 2. Многолетняя динамика активности ^{137}Cs (Q , $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$) в донных отложениях разнотипных водоемов зоны загрязнения Чернобыльской АЭС: 1. Проточные водоемы ($Q_t = 811e^{-0.1468t}$).

2. Малопроточное оз. Персток ($Q_t = 1958e^{-0.0358t}$). По результатам [4; 16] и настоящего исследования.

3. Теоретическая линия снижения активности ^{137}Cs ($Q_t = 2400e^{-0.023t}$) в донных отложениях гипотетического и золированного водоема зоны ЧАЭС. Здесь и на рис. 3 t – промежуток времени (годы) после аварии, считая от 1 мая 1986 г.

Fig. 2. Long-term dynamics of ^{137}Cs activity (Q , $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$) in bottom sediments of different types of reservoirs in contamination zone of the Chernobyl nuclear power plant: 1. Flowing reservoirs ($Q_t = 811e^{-0.1468t}$). 2. Low-flowing lake Perstok ($Q_t = 1958e^{-0.0358t}$). According to the results of [4; 16] and the present study. 3. Theoretical line of ^{137}Cs activity decrease ($Q_t = 2400e^{-0.023t}$) in bottom sediments of a hypothetical isolated water body of the Chernobyl zone. Here and in fig. 3 t – time interval (years) after the accident, counting from May 1, 1986

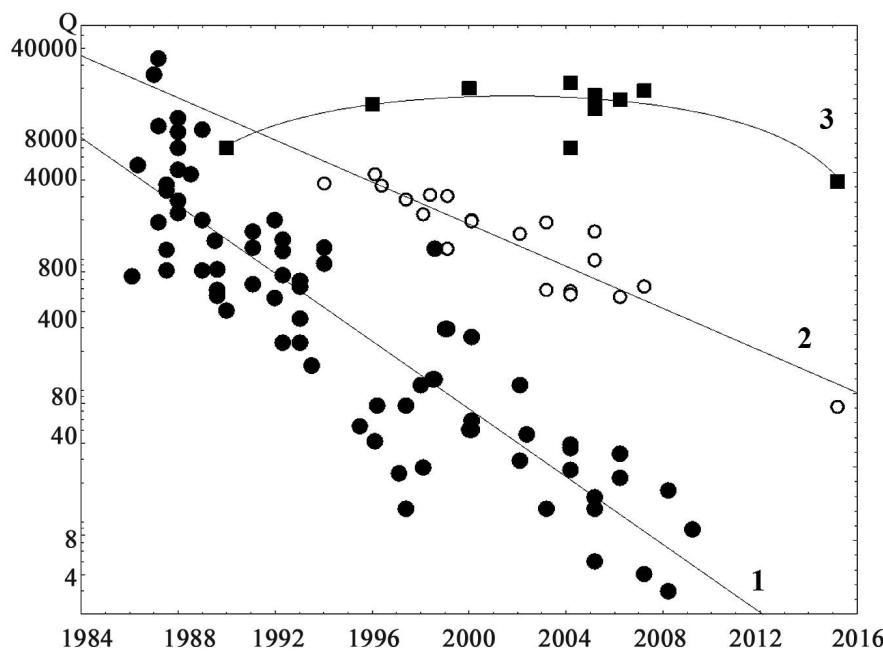


Рис. 3. Многолетняя динамика активности ^{137}Cs и ^{90}Sr у брюхоногих моллюсков (Q , $\text{Бк}\cdot\text{кг сырой массы}^{-1}$) из разнотипных водоемов зоны загрязнения Чернобыльской АЭС: 1. ^{137}Cs , проточные водоемы ($Q_t = 4584e^{-0.2989t}$).

2. ^{137}Cs , малопроточное озеро Персток ($Q_t = 21983e^{-0.1795t}$). 3. ^{90}Sr , малопроточное оз. Персток ($Q_t = 688 + 2221t - 72.4t^2$).

Вершина кривой (3) соответствует $t = 16$ лет после аварии, что приходится на конец апреля 2002 г.

Fig. 3. Long-term dynamics of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity (Q , $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$) in bottom sediments of different types of reservoirs in contamination zone of the Chernobyl nuclear power plant: 1. ^{137}Cs , flowing water bodies ($Q_t = 4584e^{-0.2989t}$).

2. ^{137}Cs , low-flowing lake Perstok ($Q_t = 21983e^{-0.1795t}$). 3. ^{90}Sr , low-flowing lake Perstok ($Q_t = 688 + 2221t - 72.4t^2$).

The top of curve (3) corresponds to $t = 16$ years after the accident, which falls at the end of April 2002

В отличие от активности ^{137}Cs , динамика активности ^{90}Sr у моллюсков оз. Персток в послеаварийный период передается куполообразной кривой с минимальными значениями в 1986–1987 гг. (рис. 3, кривая 3). Это обусловлено тем, что выпадения ^{137}Cs имели мелкодисперсный характер и при попадании в водоемы этот радионуклид активно поглощался биотой. Напротив, в первые послеаварийные годы основной пул ^{90}Sr находился в составе достаточно крупных и биологически инертных «топливных частиц» [17]. Однако постепенное их разрушение в результате ряда физико-химических процессов привело к выделению свободного ^{90}Sr . Последний быстро включался в биотические круговороты, концентрируясь преимущественно в макрофитах, а как химический аналог кальция и в раковинах моллюсков (табл. 1). Пик активности ^{90}Sr в моллюсках оз. Персток (рис. 3, кривая 3) приходился на 2001–2002 гг., когда степень деструкции «топливных частиц» достигла 90–95 %. В последующие годы активность ^{90}Sr в моллюсках начала снижаться с такой же скоростью, как и ^{137}Cs , поскольку периоды их полураспада очень близки.

В обоих модельных водоемах доминирующую роль в биогенной миграции радионуклидов играют макрофиты. Максимальная биомасса их сообществ в водоемах умеренной зоны составляет около 1 кг сырого вещества на 1 м² [18]. При отмирании макрофитов в осенне-зимний период преобладающая часть депонированных в них радионуклидов переходит в донные отложения, а их остаток – в воду. Отмирающая биомасса макрофитов является одним из важнейших факторов илообразования в стоячих и малопроточных водоемах. Иловые отложения, содержащие большое количество гуминовых веществ, являются эффективными концентраторами радионуклидов. В последующий сезон вегетации часть радионуклидов, депонированных в донных отложениях, вновь вовлекается быстрорастущими макрофитами в биотический круговорот.

Сообщества моллюсков, несмотря на их более низкую по сравнению с макрофитами биомассу, играют важную роль в процессах перевода радионуклидов из подвижного в связанное состояние. Раковины отмерших моллюсков, где накапливают значительные количества ^{90}Sr , захораниваются в донных отложениях. Там они с трудом подвергаются разрушению под воздействием биологических и физико-химических факторов.

Наряду со снижением активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в ближней зоне ЧАЭС с начала XXI в. отмечается существенный рост активности ^{241}Am и других радионуклидов из семейства актиноидов. В почвенном покрове ближней зоны ЧАЭС сосредоточены значительные запасы ^{241}Am – в среднем 300–400 Бк·кг⁻¹ при максимальных значениях более 600 Бк·кг⁻¹ [1]. Подземными водами и атмосферными осадками ^{241}Am вносятся в близлежащие водоемы, где быстро включаются биотические круговороты. Однако миграции ^{241}Am , как и других радиоизотопов семейства актиноидов, в водоемах белорусского сектора зоны ЧАЭС, исследована в значительно меньшей степени, чем миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs . Так, в 2002 г. активность комплекса $^{239,240}\text{Pu}$ в погруженных макрофитах оз. Персток изменилась в пределах 16–32 Бк·кг⁻¹ воздушно-сухой массы, а его материнского изотопа ^{241}Am – в пределах 5,7–20 Бк·кг⁻¹ воздушно-сухой массы. Активность всего комплекса актиноидов в полупогруженных макрофитах здесь была существенно ниже – в пределах 0,2–1,4 Бк·кг⁻¹. Еще ниже ^{241}Am и комплекса $^{239+240}\text{Pu}$ отмечена в и моллюсках оз. Персток в 2002 г. – соответственно 0,35 и 0,25 Бк·кг⁻¹ [17].

Активность ^{241}Am в донных отложениях оз. Персток и Борщевского затопления в 2008 г. – 40,0 и 12,8 кБк·м⁻² соответственно [7] была почти на порядок выше таковой в 2014–2015 гг. (табл. 1, 2), что находится в противоречии с данными о росте его активности в почвах ближней зоны ЧАЭС. Вероятно, активность ^{241}Am в донных отложениях, как и активность ^{90}Sr и ^{137}Cs (рис. 1), подвержена существенным многолетним колебаниям, обусловленным многочисленными абиотическими и биотическими факторами. Поэтому короткий период наблюдений (2008–2015 гг.) не позволяет сделать определенных выводов о характере многолетней динамики активности ^{241}Am в экосистемах водоемов зоны ЧАЭС.

При этом активность ^{241}Am в теле пресноводных моллюсков по сравнению с макрофитами продолжает оставаться очень низкой. Это находится в существенном противоречии с результатами лабораторных экспериментов по аккумуляции ^{241}Am органами и тканями у других водных животных – карася *Carassius auratus gibelio* [5] и кальмара *Octopus vulgaris* [18]. Суммарные значения активности ^{241}Am для всего организма у *C. a. gibelio* составляли почти 400 Бк·кг⁻¹ сырой массы, при этом в тканях пищеварительного тракта они достигали 2,951 кБк·г⁻¹ сырой массы. Еще более высокая активность ^{241}Am отмечена у *O. vulgaris* – 8,1 кБк·г⁻¹ сырой массы.

Однако следует учитывать, что особей *O. vulgaris* в эксперименте в течение 70 суток содержали в воде с активностью ^{241}Am , равной 1 кБк·л⁻¹, что на несколько порядков выше, чем в водоемах зоны ЧАЭС, а в организме *C. a. gibelio* значительные количества ^{241}Am попадали с искусственно обогащенной им пищей. Тем не менее, эти данные убедительно доказывают, что потенциальная способность к накоплению ^{241}Am водными пойкилтермными животными может быть очень высокой.

В первое десятилетие после аварии важнейшим дозообразующим фактором для бентосных организмов водоемов зоны ЧАЭС являлось внешнее излучение от γ -излучающих радионуклидов (преимущественно

^{137}Cs), аккумулированных в донных отложениях [20]. Внешнее излучение от α - и β -радионуклидов не вносило существенного вклада в дозовые нагрузки по причине малого (до 1 мм) пробега α - и β -частиц в плотных средах.

Летом 1986 г., когда γ -активность донных отложений водоемов зоны ЧАЭС была максимальной, МПД от внешнего γ -облучения для *L. stagnalis* в оз. Персток достигала 997 мкГр·сутки $^{-1}$ [20]. В водоеме-охладителе ЧАЭС, находящемся в непосредственной близости от станции, эти показатели были еще выше. В конце апреля 1986 г. значения МПД от донных отложений здесь достигали 10–20 Гр·сутки $^{-1}$, а от воды – только 2–3 мГр·сутки $^{-1}$ [21]. Однако уже в 1987 г. значения МПД от внутреннего облучения в тканях моллюсков в водоеме-охладителе ЧАЭС снизились до 0,10–0,21 Гр·сутки $^{-1}$ [22].

В последующие годы уровни МПД от внешнего облучения для моллюсков оз. Персток быстро уменьшались параллельно со снижением γ -активности донных отложений. К лету 2003 г. МПД здесь уже не превышали 5,2 мкГр·сутки $^{-1}$ [20]. Уровни МПД при внутреннем облучении от инкорпорированных в организмах биоты радионуклидов снижались значительно медленнее, и уже в 1989 г. внутреннее облучение стало ведущим дозообразующим фактором для гидробионтов зоны ЧАЭС [23]. Показательно, что еще в 2001–2005 гг. уровни МПД от внутреннего облучения у макрофитов из ряда водоемов украинского сектора зоны ЧАЭС (Дальнее, Глубовое, Азбучин и др.) изменялись в пределах 23–123 мГр·сутки $^{-1}$. Основной вклад в МПД вносила ^{137}Cs , а суммарный вклад ^{241}Am и других актиноидов не превышал 1 % [2].

По нашим данным (табл. 3), основной вклад в величину МПД у исследованных видов макрофитов из обоих водоемов вносила изобара $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, доля которой в ряде случаев достигала 90 % и даже более. Это говорит о высоком уровне поглощения макрофитами ^{90}Sr из донных отложений.

Обращает на себя внимание очень высокий уровень МПД, создаваемый α -излучающим радионуклидом ^{241}Am (8–20 %) в корнях макрофитов оз. Персток. К сожалению, значение коэффициента качества для α -излучения Международная комиссия по радиационной защите к настоящему времени установила только для человека [24], для которого он принят равным 20,0. Это не позволяет по формальным причинам рассчитать эквивалентные дозы облучения, создаваемые ^{241}Am , у исследованных нами пойкилотермных организмов – макрофитов и моллюсков. Однако, учитывая принципиальную схожесть механизмов радиационного воздействия на базовые уровни биологической организации (ДНК, РНК, органеллы, клетки) у гомойотермных и пойкилотермных организмов, можно с определенным основанием предположить, что относительный вклад ^{241}Am в эквивалентные дозы ионизирующей радиации у исследованных организмов биоты водоемов зоны ЧАЭС, будет существенно превышать их вклад в уровни МПД.

Заключение

Период полураспада ^{241}Am значительно длиннее, чем его материнского изотопа ^{241}Pu – 432,6 и 14,4 лет соответственно. Поэтому соотношение активностей $^{241}\text{Am}/^{241}\text{Pu}$ в зоне ЧАЭС в последующие годы будет только возрастать. Если непосредственно после аварии в 1986 г. этот показатель составлял $0,13 \pm 0,03$, то, по прогнозам, к 2056 г. он достигнет своего максимального уровня – $2,6 \pm 0,6$ [25]. Затем в малопроточных водоемах зоны ЧАЭС достигнутый максимальный уровень активности ^{241}Am будет медленно снижаться в течение нескольких последующих столетий.

Учитывая дальнейшее снижение активности ^{90}Sr и ^{137}Cs и параллельный рост активности ^{241}Am в воде, донных отложениях и биоте, уже в ближайшие десятилетия ^{241}Am станет важнейшим дозообразующим фактором для биоты (в первую очередь, макрофитов) малопроточных водоемов ближней зоны ЧАЭС. Это означает наступление IV, актинидного этапа динамики радиоактивного загрязнения водоемов зоны ЧАЭС [14].

Согласно последним оценкам, нижний предел безопасных доз ионизирующей радиации для биотических сообществ пресных водоемов составляет 240 мкГр·сутки $^{-1}$ [26]. Полученные нами данные значения МПД существенно ниже этого предела (табл. 3). Тем не менее, подобные дозы могут вызывать определенные изменения на молекулярно-генетическом уровне [3; 27], что способствует постепенному накоплению сублетальных мутаций в последовательных поколениях. При этом ^{241}Am наряду с радиологическим эффектом обладает также высокой хемотоксичностью [28]. Поэтому в среднесрочной перспективе ^{241}Am будет оказывать все большее негативное воздействие на сообщества макрофитов как основы трофических цепей для всей биоты водоемов, что отразится на состоянии всей экосистемы. Следовательно, дальнейшее изучение закономерностей биологической миграции ^{241}Am и в водоемах зоны ЧАЭС и вызываемых им биологических эффектов для организмов биоты является актуальной задачей.

Библиографические ссылки

- Галочкина ОМ и др. Подходы к проведению картирования территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. *Экологический вестник*. 2008;1(4):31–38.

2. Гудков ДІ. *Радіонукліди в компонентах водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС: розподіл, міграція, дозові навантаження, біологічні ефекти* [автореферат диссертации]. Київ: [б. и.]; 2006. 37 с.
3. Гудков ДІ и др. Пресноводные моллюски в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС: динамика содержания радионуклидов, дозовые нагрузки, цитогенетические и гематологические исследования. *Гидробиологический журнал*. 2010;46(3):86–104.
4. Golubev A, Sikorski V, Stolar O. Ionizing radiation long-term impact on biota in water bodies with different levels radioactive contamination in Belarusian sector of Chernobyl nuclear accident zone. *Radioprotection*. 2011;46(6):393–399.
5. Zotina TA, et al. Accumulation of ^{241}Am by crucian carp from food and water. *Doklady Biological Sciences*. 2011;439:248–252.
6. Голубев АП и др. Динамика радиоактивного загрязнения экосистем разнотипных водоемов белорусского сектора зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2007;47(3):322–332.
7. Голубев АП и др. Современное состояние радиоактивного загрязнения экосистем водоемов белорусского сектора зоны ЧАЭС. *Веснік Мазырскага дзяржаўнага педагогічнага ўніверсітэта імя І. П. Шамякіна*. 2009;2(23):15–19.
8. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. Technical Report. Vienna: IAEA; 1992. p. 332.
9. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Reports. Vienna: IAEA; 2001. p. 19.
10. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Radionuclides for Biota in the Marine Environment. Technical Reports. Vienna: IAEA; 2004. p. 422.
11. Гудков ДІ и др. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в компонентах озерных экосистем Красненской поймы р. Припять. *Гидробиологический журнал*. 2005;41(1):76–91.
12. Зарубин ОЛ і інш. Особливості радіоактивного забруднення біоти деяких прісноводних водойм України. *Бюллєтень екологічного стану зони відчуждения та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 2003;22:33–43.
13. Пяткова СВ, Горішкова ТА, Сынзыныс БИ. Экосистемное нормирование. Обнинск: Обнинский государственный технический университет атомной энергетики; 2007. с. 68.
14. Germenchuk MG, Zhuravkov VV. Retrospective assessment and modelling of radioactive contamination of the territory of the Republic of Belarus as a result of the disaster at the Chernobyl NPP. *Journal of Belarusian State University. Ecology*. 2022;1:56–67.
15. Сытник ІОМ. *Накопление стронция-90 и цезия-137 в экосистеме Килийской бухты Дуная* [автореферат диссертации]. Киев: [б. и.]; 1992. 20 с.
16. Golubev A, Afonin V, Maksimova S, Androsov V. The current state of pond snail *Lymnaea stagnalis* populations from water reservoirs of the Chernobyl nuclear accident zone. *Radioprotection*. 2005;1(40):511–517.
17. Конопля ЕФ, Миронов ВП, Журавков ВВ. *Радиация и Чернобыль: трансуранные элементы на территории Беларуси*. Минск: Белорусская наука; 2006. с. 191.
18. Алимов АС. *Введение в продукционную экологию*. Ленинград: Гидрометеоиздат; 1989. с. 152.
19. Miramand P, Guary JC. Association of Americium-241 with adenochromes in the branchial hearts of the cephalopod *Octopus vulgaris*. *Marine Ecology – Progress Series*. 1984;4:127–129.
20. Третьякович СС, Голубев АП. Реконструкция многолетней динамики доз внешнего γ -облучения у большого прудовика *Lymnaea stagnalis* в озере Персток (зона ЧАЭС). В: *Международный симпозиум «Актуальные проблемы дозиметрии*. Минск: [б. и.]; 2005. 179–182 с.
21. Лысцов ВН и др. Оценка дозовых нагрузок гидробионтов водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в 1989 г. В: *I Международная конференция «Биологические и радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской атомной станции*. Москва: [б. и.]; 1990. с. 107.
22. Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС. Минск: Навука і тэхніка; 1995. 263 с.
23. Рябов ИН. Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-километровой зоны контроля аварии на Чернобыльской АЭС. *Радиобиология*. 1992;32(5):662–666.
24. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Москва: Алана; 2009. с. 68–71.
25. Научное решение чернобыльских проблем (основные итоги 2001 года). Минск: [б. и.]; 2002. с. 44.
26. Andersson P, et al. Numerical benchmarks for protecting biota against radiation in the environment: proposed levels and underlying reasoning. *Swedish Radiation Protection Authority*. 2008. p. 48.
27. Цыцугина ВГ, Поликарпов ГГ. Цитогенетические и популяционные эффекты у олигохет Чернобыльской зоны. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2000;40(2):226–230.
28. Toxicological profile for americium. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta: [publisher unknown]; 2004. p. 333.

References

1. Galochkina OM et al. *Podkhody k provedeniiu kartirovaniia territorii Polesskogo gosudarstvennogo radiatsionno-ekologicheskogo zapovednika* [Approaches to Carrying out Mapping of the Territory of the Polessky State Radiation-Ecological Reserve]. *Ekologicheskiy vestnik*. 2008;1(4):31–38. Russian.
2. Hudkov DI. *Radionuklidы v komponentakh vodnykh ekosistem zony vidchuzhennia Chornobyl'skoi AES: rozprodil, mihratsiya, dozovi navantazhennia, biolohichni efekty*. [Radionuclides in the components of the water ecosystems of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant: distribution, migration, dose loads, biological effects] [PhD thesis]. Kyiv: [publisher unknown]; 2006. 37 p. Ukrainian.
3. Гудков ДІ, et al. *Presnovodnye molliuski v zone otchuzhdenia Chernobyl'skoi AES: dinamika soderzhaniia radionuklidov, dozovye nagruzki, tsitogeneticheskie i gematologicheskie issledovaniia* [Freshwater mollusks in the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant: dynamics of radionuclide content, dose loads, cytogenetic and hematological studies]. *Gidrobiologicheskiy zhurnal*. 2010;46(3):86–104. Russian.
4. Golubev A, Sikorski V, Stolar O. Ionizing radiation long-term impact on biota in water bodies with different levels radioactive contamination in Belarusian sector of Chernobyl nuclear accident zone. *Radioprotection*. 2011;46(6):393–399.
5. Zotina TA, et al. Accumulation of ^{241}Am by crucian carp from food and water. *Doklady Biological Sciences*. 2011;439:248–252.

6. Golubev AP, et al. *Dinamika radioaktivnogo zagiazneniya ekosistem raznotipnykh vodoemov belorusskogo sektora zony otrchuzhdeniya Chernobylskoi AES* [Dynamics of radioactive contamination of ecosystems of different types of water bodies in the Belarusian sector of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant]. *Radiatsionnaia biologija. Radioekologija*. 2007;47(3):322–332. Russian.
7. Golubev AP, et al. *Sovremennoe sostoianie radioaktivnogo zagiazneniya ekosistem vodoemov belorusskogo sektora zony ChaES* [The current state of radioactive contamination of ecosystems of water bodies in the Belarusian sector of the Chernobyl zone]. *Vesnik Mazyrskaga dziarzhaunaga pedagogichnaga universiteta imia I. P. Shamiakina*. 2009;2(23):15–19. Russian.
8. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. Technical Report. Vienna: IAEA; 1992. p. 332.
9. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Reports. Vienna: IAEA; 2001. p. 19.
10. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Radionuclides for Biota in the Marine Environment. Technical Reports. Vienna: IAEA; 2004. p. 422.
11. Gudkov DI, et al. *Radionuklidy ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{241}Am v komponentakh ozernykh ekosistem Krasnenskoi poimy r. Pripiati* [Radionuclides ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in the components of lake ecosystems of the Krasnenskaya floodplain of the river Pripyat]. *Gidrobiologicheskiy zhurnal*. 2005;41(1):76–91. Russian.
12. Zarubin OL, et al. *Osnovnye radioaktivnye zabrudneniya bioty deiakykh priyasnovidnykh vodoim Ukrayny* [Features of radioactive contamination of biota of some freshwater bodies of Ukraine]. *Biulleten ekolohichnogo stanu zony vidchuzhdeniya ta zony bezumovnoho (oboviazkovoho) vidselennia*. 2003;22:33–43. Ukrainian.
13. Piatkova SV, Gorshkova TA, Synzyns BI. *Ekosistemnoe normirovanie* [Ecosystem rationing]. Obninsk: Obninskii gosudarstvennyi tekhnicheskii universitet atomnoi energetiki; 2007. p. 68. Russian.
14. Germenchuk MG, Zhuravkov VV. Retrospective assessment and modelling of radioactive contamination of the territory of the Republic of Belarus as a result of the disaster at the Chernobyl NPP. *Journal of Belarusian State University. Ecology*. 2022;1:56–67.
15. Sytnik IuM. *Nakoplenie strontsii-90 i tseziia-137 v ekosisteme Kiliiskoi bukhty Dunaia*. [Accumulation of Strontium-90 and Cesium-137 in the Ecosystem of the Kiliya Bay of the Danube] [PhD thesis]. Kyiv: [publisher unknown]; 1992. 20 p. Russian.
16. Golubev A, Afonin V, Maksimova S, Androsov V. The current state of pond snail *Lymnaea stagnalis* populations from water reservoirs of the Chernobyl nuclear accident zone. *Radioprotection*. 2005;1(40):511–517.
17. Konoplia EF, Mironov VP, Zhuravkov VV. *Radiatsii i Chernobyl: transuranovye elementy na territorii Belarusi* [Radiation and Chernobyl: transuranic elements on the territory of Belarus]. Minsk: Belorusskaia nauka; 2006. p. 191. Russian.
18. Alimov AS. *Vvedenie v produktionsnuiu ekologiu* [Introduction to production ecology]. Leningrad: Gidrometeoizdat; 1989. p. 152. Russian.
19. Miramand P, Guary JC. Association of Americium-241 with adenochromes in the branchial hearts of the cephalopod *Octopus vulgaris*. *Marine Ecology – Progress Series*. 1984;4:127–129.
20. Tretiakovich SS, Golubev AP. *Rekonstruktsiia mnogoletnei dinamiki doz vnesnego γ -oblucheniia u bolshogo prudovika Lymnaea stagnalis v ozere Persiok (zona ChaES)* [Reconstruction of the long-term dynamics of external γ -irradiation doses in the large pond snail *Lymnaea stagnalis* in Lake Persiok (Chernobyl zone)]. In: *Mezhdunarodnyi simpozium «Aktualnye problemy dozimetriii*. Minsk: [publisher unknown]; 2005; p. 179–182. Russian.
21. Lystsov VN, et al. *Otsenka dozovnykh nagruzok gidrobiontov vodoema-okhlatelii Chernobylskoi AES v 1989 g.* [Estimation of Dose Loads of Hydrobionts in the Cooling Pond of the Chernobyl Nuclear Power Plant in 1989]. In: *I Mezhdunarodnaia konferentsiia «Biologicheskie i radioekologicheskie posledstviia avarii na Chernobylskoi atomnoi stantsii*. Moscow: [publisher unknown]; 1990. p. 107. Russian.
22. *Zhivotnyi mir v zone avarii Chernobylskoi AES* [Fauna in the Chernobyl accident zone]. Minsk: Navuka i tekhnika; 1995. p. 263. Russian.
23. Ryabov IN. *Ocenka vozdejstviya radioaktivnogo zagryazneniya na gidrobiontov 30-kilometrovoj zony kontrolya avarii na Chernobylskoj AES* [Assessment of the impact of radioactive contamination on hydrobionts of the 30-kilometer control zone of the accident at the Chernobyl NPP]. *Radiobiologiya*. 1992; 32(5):662–666. Russian.
24. *Publikatsiia 103 Mezhdunarodnoi Komissii po radiatsionnoi zashchite (MKRZ)* [103rd International Commission on Radiation Protection Publication]. Moscow: Alana; 2009. p. 68–71. Russian.
25. *Nauchnoe reshenie chernobylskikh problem (osnovnye itogi 2001 goda)* [Scientific solution of Chernobyl problems (main results of 2001)]. Minsk: [publisher unknown]; 2002. p. 44. Russian.
26. Andersson P, et al. Numerical benchmarks for protecting biota against radiation in the environment: proposed levels and underlying reasoning. *Swedish Radiation Protection Authority*. 2008. p. 48.
27. Tsytsgina VG, Polikarpov GG. *Tsitogeneticheskie i populatsionnye effekty u oligokhet Chernobylskoi zony* [Cytogenetic and population effects in oligochaetes of the Chernobyl zone]. *Radiatsionnaia biologija. Radioekologija*. 2000;40(2): 226–230. Russian.
28. Toxicological profile for americium. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta: [publisher unknown]; 2004. p. 333.

Статья поступила в редакцию 08.11.2022.
Received by editorial board 08.11.2022.