

Е. В. Кашпарова^{1,2,*}, Г.-Х. Теиен², С. Е. Левчук¹, В. С. Павленко¹,
Б. Салбу², В. А. Кашпаров^{1,2}

¹ Український НІІІ сільськогосподарської радіології

Національного університету біоресурсів і природопольовання України, Київ, Україна

² Центр радіоактивності оточуючої середовища, Норвезький університет естественних наук, Ос, Норвегія

*Ответственный автор: elena.kashparova@gmail.com

ДИНАМИКА ВЫВЕДЕНИЯ ¹³⁷Cs ИЗ ОРГАНИЗМА СЕРЕБРЯНОГО КАРАСЯ (*CARASSIUS GIBELIO*) ПРИ РАЗНОЙ ТЕМПЕРАТУРЕ ВОДЫ

Пресноводная рыба, такая как серебряный карась (*Carassius gibelio*), перестает питаться при температуре воды ниже 8 - 10 °С. Для изучения скорости выведения ¹³⁷Cs из организмов серебряных карасей массой 8 - 10 г при разной температуре воды (5 и 22 °С) и режиме кормления была проведена серия аквариумных экспериментов. Период полувыведения активности ¹³⁷Cs из рыбы при температуре воды 5 °С без кормления ($T_{1/2} = 433 \pm 162$ сут) был в 5,6 раз выше, чем при температуре 22 °С ($T_{1/2} = 78 \pm 4$ сут) при использовании разных типов корма. Динамика снижения активности ¹³⁷Cs (Бк) в рыбе при температуре 22 °С была одинаковой для разного типа корма, но при этом скорость уменьшения удельной активности ¹³⁷Cs (Бк·кг⁻¹) в мышечной ткани рыб различалась в 1,8 раза ($0,0089 \pm 0,0005$ сут⁻¹ и $0,016 \pm 0,002$ сут⁻¹) из-за разной динамики набора массы рыбой в течение эксперимента.

Ключевые слова: ¹³⁷Cs, радиоэкология, *Carassius gibelio*, Чернобыльская авария, водные экосистемы, радиоактивное загрязнение, допустимые уровни, коэффициент накопления, скорость поступления радионуклида, скорость выведения радионуклида.

1. Вступлення

Основной задачей радиологии является радиационная защита человека и окружающей среды [1, 2]. Для этого важно знать динамику и уровни радиоактивного загрязнения разных организмов, дозы их облучения и радиобиологические эффекты воздействия ионизирующего излучения, включая водные объекты, которые наблюдаются в различных радиоэкологических ситуациях [3 - 6].

Территория чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО) характеризуется разными уровнями радионуклидного загрязнения и физико-химическими формами радиоактивных выпадений [7 - 9], что обуславливает неравномерное пространственно-временное распределение и перераспределение радионуклидов в наземных и водных экосистемах [10, 11].

В результате ядерных и радиационных аварий радиоактивные вещества загрязняют поверхностные воды и, как правило, долгоживущие радиоизотопы цезия и стронция определяют радиологическую обстановку в водных экосистемах на протяжении длительного времени [12 - 15]. Радионуклиды могут попадать в организм человека из открытых водоемов как с питьевой водой, так и с различными объектами аквакультуры. После Чернобыльской аварии и аварии на АЭС Фукусима-1 уровни загрязнения рыб радиоизотопами цезия до настоящего времени в

некоторых открытых водоемах во много раз превышают установленные допустимые уровни 150 и 100 Бк·кг⁻¹ для Украины и Японии соответственно [5, 12, 13, 16, 17]. Из водных организмов рыба является основным пищевым продуктом в рационе человека, поэтому возможное снижение уровня накопления радиоактивных элементов в организме пресноводной рыбы является актуальной задачей радиационной защиты человека.

Динамика поступления, выведения и накопления ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в разных органах и тканях рыб после попадания гидробионтов в загрязненную среду обитания могут сильно отличаться [14, 18, 19].

Определение содержания радионуклидов в организме рыб необходимо для оценок доз внутреннего облучения с целью радиационной защиты как человека, так и окружающей среды. В соответствии с рекомендациями Международной комиссии по радиационной защите рыбы являются одними из референтных организмов при рассмотрении негативного влияния радиоактивного загрязнения окружающей среды в случае радиационных и ядерных аварий [2].

Для описания динамики и прогнозирования радиоактивного загрязнения рыб, как правило, используют двухкамерную динамическую модель (рис. 1), описывающую метаболизм радионуклидов [18, 20, 21].

© Е. В. Кашпарова, Г.-Х. Теиен, С. Е. Левчук,
В. С. Павленко, Б. Салбу, В. А. Кашпаров, 2019

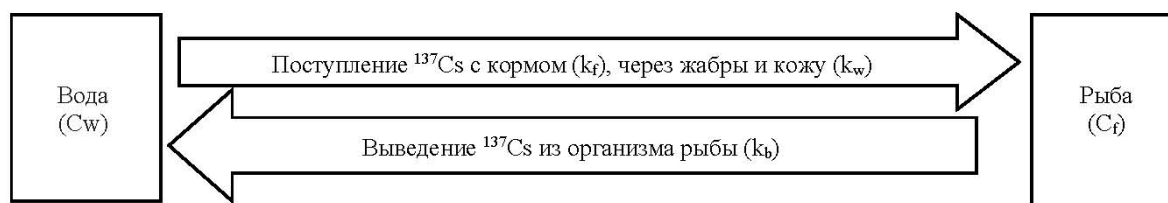


Рис. 1. Иллюстрация модели поступления/выведения радионуклидов в организм рыб с пищей, также непосредственно из воды через жабры и кожу.

Изменение удельной активности радионуклида в организме рыб $C_f(t)$ описывают линейным дифференциальным уравнением [20]

$$\frac{dC_f}{dt} = (k_f + k_w)C_w - (k_b + \lambda)C_f, \quad (1)$$

где $C_w(t)$ и $C_f(t)$ удельные активности ^{137}Cs в воде и мышечной ткани рыбы ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) в момент времени t (сут); k_f и k_w – скорость поступления ^{137}Cs в рыбу с кормом и непосредственно из воды (сут^{-1}); k_b – скорость выведения ^{137}Cs из организма рыбы (сут^{-1}); $\lambda = 6,3\cdot 10^{-5} \text{ сут}^{-1}$ – постоянная радиоактивного распада ^{137}Cs .

В настоящее время спустя более чем 33 года после Чернобыльской аварии удельная активность ^{137}Cs в мышечной ткани рыб в закрытых водоемах левобережной поймы реки Припять в ЧЗО изменяется крайне медленно с периодом полууменьшения около 28 лет $\left(\frac{dC_f}{dt} \approx 0\right)$ [3, 5, 22, 23]. Следовательно, квазиравновесный коэффициент накопления радионуклида из воды в рыбу

$$CF = \frac{C_f}{C_w} \approx (k_f + k_w) / (k_b + \lambda), \quad (2)$$

Величины коэффициентов накопления ^{137}Cs из воды в организм разных видов разного размера рыб в зависимости от содержания в воде макроаналого цезия-калия хорошо изучена [1, 24 - 29]. При этом практически полностью отсутствуют экспериментальные данные о скорости поступления ^{137}Cs в рыбу с кормом (k_f) и из воды (k_w), а также о скорости выведения (k_b) ^{137}Cs из организма рыбы при разной температуре и режиме кормления. Долгое время не было даже единого мнения о значимости поступления радиоцезия в организм рыб с загрязненным кормом или непосредственно из воды через жабры, кожу и т.п. Приводимые в литературе данные крайне противоречивы. Так, значение периода полувыведения ^{137}Cs из мышечной ткани карпов годовиков изменялись с $T_{1/2} = 6$ сут ($k_b = \ln(2)/T_{1/2} = 0,12 \text{ сут}^{-1}$) до 154 сут ($k_b = 0,0045 \text{ сут}^{-1}$) при $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$ и 347 сут ($k_b = 0,002 \text{ сут}^{-1}$) при $T = 11 -$

$-12,5 \text{ }^\circ\text{C}$ [30, 31]. Биологический период полувыведения ^{137}Cs из мышечной ткани карася массой 20 - 100 г при комнатной температуре $T = 17 - 23 \text{ }^\circ\text{C}$ составлял около 100 сут ($k_b = 0,007 \text{ сут}^{-1}$) [21, 32].

У холоднокровных (пойкилотермных) животных существует прямая зависимость уровня обмена веществ и метаболизма отдельных элементов от температуры воды. Однако отсутствие сведений о количественной связи между этими явлениями не позволяет прогнозировать динамику загрязнения рыбы в случае радиоактивного загрязнения водоемов в разное время года при разной температуре воды.

Целью данной работы было определение скорости выведения ^{137}Cs ($k_b, \text{сут}^{-1}$) из организма серебряного карася (*Carassius gibelio*) при разной температуре воды. Для достижения этого в аквариумном эксперименте измерялась динамика содержания ^{137}Cs в организме рыб при температуре воды 5 ± 1 и $22 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$.

2. Материалы и методы исследования

Предметом исследования в настоящей работе были серебряные караси (*C. gibelio*), отобранные 1 ноября 2017 г. из одного из наиболее радиоактивно загрязненных водоемов в ЧЗО – оз. Глубокое ($N 51,444716^\circ$, $E 30,063951^\circ$) при температуре воды около $6 \text{ }^\circ\text{C}$. Средняя удельная активность ^{137}Cs в воде оз. Глубокое в 2016 - 2017 гг. после фильтрации через фильтр 0,45 мкм составляла $C_w = 3,3 \pm 0,7 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ при содержании калия $1,4 \pm 0,5 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ ($M \pm \text{std}$, $N = 5$). Из выборки приблизительно одинакового возраста и размера карасей (около 50 шт.) случайным образом были отобраны 7 экземпляров ($N = 7$) со средней массой ($M \pm \text{std}$) $11,6 \pm 4,3$ г и длиной $9,7 \pm 1,3$ см, у которых были отобраны пробы мышечной ткани, кожи, жабр и желудков для измерения в них удельной активности ^{137}Cs . В период с 1 ноября 2017 г. во время транспортировки из ЧЗО в лабораторию Украинского НИИ сельскохозяйственной радиологии в пгт Чабаны и до начала эксперимента (3 ноября 2017 г.) 24 экземпляра карасей находились в емкости 50 л с водой из оз. Глубокое при температуре окружающей среды $5 - 10 \text{ }^\circ\text{C}$ без кормления.

После измерения массы рыб и активности ^{137}Cs в сосудах Маринелли объемом 1 л 3 ноября 2017 г. группы по 8 экземпляров рыб были помещены в 2 аквариума (А4 и А5) объемом 27 л при температуре 22 ± 1 °С, поддерживаемой с помощью терморегуляторов мощностью 50 - 100 Вт (Aquael, Польша), и аквариум (А3) объемом 9 л при температуре 5 ± 1 °С, который был помещен в холодильник. Вода для всех аквариумов, близкая по химическому составу воде оз. Глубокое ($^{39}\text{K} - 1,4 \pm 0,5$ мг·л $^{-1}$; $^{44}\text{Ca} - 1,4 \pm 0,5$ мг·л $^{-1}$; $^{88}\text{Sr} - 0,11 \pm 0,04$ мг·л $^{-1}$; $^{133}\text{Cs} - 5 \pm 3$ мг·л $^{-1}$), с содержанием ^{137}Cs меньше 0,01 Бк/л всегда бралась из одного и того же естественного пойменного озера около р. Днепр в районе с. Козин около Киева (N 50,224737°, E 30,670096°). Контроль температуры в аквариумах проводился ежедневно с помощью погруженных в воду термометров. Вода во всех аквариумах постоянно фильтровалась с помощью погружных фильтров (фильтры очищались ежедневно) и подавался воздух. Частичная смена воды во всех аквариумах проводилась через 2 - 4 недели в зависимости от ее состояния.

На протяжении всего эксперимента рыбам в аквариумах при температуре воды 22 ± 1 °С ежедневно давался гранулированный корм для аквариумных рыб «Золотая рыбка» украинского производства фирмы «Скалярия» г. Ровно (А4) и для вскармливания тилапии (*Tilapia*) в промышленных условиях «Nutra Olimpic» фирмы Skretting норвежского производства с размером гранул 1,5 мм (А5). Корм давали по 1 г в 9 и 16 ч (около 2 % в день от массы рыб на 3 ноября 2017 г.) – максимальное количество, которое рыбы могли съесть в течение 30 мин. Через 30 мин после начала кормления остатки не съеденного корма удалялись из аквариумов. Корм «Золотая рыбка» – универсальный гранулированный корм (3 × 3 ÷ 6 мм) для всех видов золотых рыб (*Carassius auratus*) с содержанием протеина 40 %, жира 7 % и клетчатки 5 %. Рыбы в аквариуме (А3) при температуре воды 5 ± 1 °С на протяжении всего эксперимента не получали никакого корма, так как при температуре воды менее 8 - 10 °С в естественных условиях Украинского Полесья серебряные караси часто перестают питаться [33].

Измерения активности ^{137}Cs в живой рыбе (А_f, Бк), воде аквариумов перед ее заменой и образцах мышечной ткани, кожи, жабр и желудков рыб проводили в пластиковых емкостях (сосудах Маринелли объемом 1 л для воды и живой рыбы, а также виалах объемом около 10 см 3 для образцов органов рыб) на низкофономом гамма-

спектрометрическом комплексе ADCAM-300 (программное обеспечение GammaVision 32) многоканальным анализатором ASPEC-927 и с детектором из высокочистого германия GEM-30185 фирмы «EG & G ORTEC» (США) с энергетическим разрешением 1,78 кэВ по линии ^{60}Co 1,33 МэВ в низкофономой пассивной защите. Для измерения активности ^{137}Cs в живых рыбах рыбы из каждого аквариума помещались в сосуд Маринелли с водой (температура равнялась температуре воды в аквариуме, а для А3 также добавлялось 2 кусочка льда для поддержания температуры 5 ± 1 °С во время измерений), суммарная масса которого вместе с рыбой доходила до 1000 г. Измерение скорости счета гамма-квантов в фотопике полного поглощения при энергии 661,6 кэВ (I_г, имп·с $^{-1}$) проводилось в течение 600 - 1000 с.

Многочисленные повторности измерений скоростей счета от живой рыбы в фотопике полного поглощения показали, что относительные разбросы измерений одной партии рыб за счет разного их положения в сосуде Маринелли во время измерений не превышали 20 %. После окончания эксперимента и измерения активности ^{137}Cs в образцах рыбы была получена корреляционная зависимость между ней и скоростью счета импульсов в фотопике полного поглощения во время прижизненных ее измерений на протяжении всего эксперимента для каждой группы рыб во всех аквариумах. Массу рыбы в каждом аквариуме определяли после каждого измерения активности ^{137}Cs по разнице массы сосуда Маринелли с водой и рыбой, а также без нее.

Для измерения активности ^{137}Cs в воде и отобранных образцах рыбы использовали калибровочные эталонные источники с известной активностью при той же геометрии.

Масса образцов воды измерялась на весах KERN pfb (Германия) с точностью до 0,01 г и образцов тканей рыбы на весах AXIS AD200 (Польша) с точностью до 0,001 г.

3. Результаты и обсуждение

Средняя удельная активности ^{137}Cs в мышечной ткани N = 7 экземпляров случайно выбранных серебряных карасей массой $11,6 \pm 4,3$ г и длиной $9,7 \pm 1,1$ см из оз. Глубокое на момент начала эксперимента составляла $C_f(t = 0) = 4164 \pm 314$ Бк·кг $^{-1}$ естественной массы. Удельная активность ^{137}Cs в жабрах была 1200 ± 168 Бк·кг $^{-1}$ и в коже 2805 ± 309 Бк·кг $^{-1}$. При средней удельной активности ^{137}Cs в воде оз. Глубокое в 2016 - 2017 гг. $C_w = 3,3 \pm 0,7$ Бк·кг $^{-1}$ равновесный коэффициент накопления ^{137}Cs из воды в мясо серебряно-

го карася (2) составлял $CF = Cf/Cw = 1262 \pm 284$. У бóльших серебряных карасей из оз. Глубокое массой 64 ± 17 г и длиной $17,1 \pm 2,3$ см удельная активность ^{137}Cs в мышечной ткани составляла 2139 ± 266 Бк·кг⁻¹, что соответствует $CF = Cf/Cw = 648 \pm 153$. Полученный результат согласуется с литературными данными для серебряного карася в ЧЗО и более высокими значениями коэффициента накопления ^{137}Cs из воды в мясо рыб с уменьшением их массы [3, 5, 16, 22].

В таблице приведена масса рыбы в аквариумах и скорость счета гамма-квантов в фотопике полного поглощения при энергии 661,6 кэВ ($I_f(t)$, имп·с⁻¹) на момент начала и окончания экспери-

ментов, а также удельные активности ^{137}Cs в мясе рыбы. Полученные результаты показывают, что за 54 сут при температуре воды 5 ± 1 °С активность ^{137}Cs в рыбе уменьшилась незначительно (см. таблицу, рис. 2). В случае отсутствия кормления или применения «чистых кормов» в «чистой» воде скорость поступления ^{137}Cs в рыбу с кормом и из воды будет равна 0 ($k_f = 0$ и $k_w = 0$). В этом случае при содержании ^{137}Cs в рыбе в начальный момент $C_f(0)$ решение уравнения (1) будет давать экспоненциальный спад

$$C_f(t) = C_f(0) \cdot \exp(-(k_b + \lambda)t). \quad (3)$$

Масса рыбы в аквариумах ($M(t)$, г) и скорость счета гамма-квантов в фотопике полного поглощения при энергии 661,6 кэВ ($I_f(t)$, имп·с⁻¹) на момент начала ($t = 0$, сут) и окончания эксперимента (t_{max} , сут), а также удельные активности ^{137}Cs в мясе рыбы ($C_f(t_{\text{max}})$, Бк·кг⁻¹ ($M \pm \text{std}$, $N = 8$))

Аквариум	T воды, °С	Масса корма, г·сут ⁻¹	На начало эксперимента ($t = 0$)		На конец эксперимента (t_{max})			
			$M(0)$	$I_f(0)$	t_{max}	$M(t_{\text{max}})$	$I_f(t_{\text{max}})$	$C_f(t_{\text{max}})$
A3	5 ± 1	0	75 ± 7	$2,3 \pm 0,2$	53,8*	70 ± 8	$2,1 \pm 0,2$	4884 ± 184
A4	22 ± 1	2	97 ± 9	$2,8 \pm 0,2$	107,8	105 ± 10	$1,1 \pm 0,1$	1553 ± 171
A5	22 ± 1	2	98 ± 9	$3,0 \pm 0,2$	107,7	202 ± 20	$1,0 \pm 0,1$	697 ± 174

* Эксперимент был остановлен по техническим причинам из-за изменения изотермических условий.

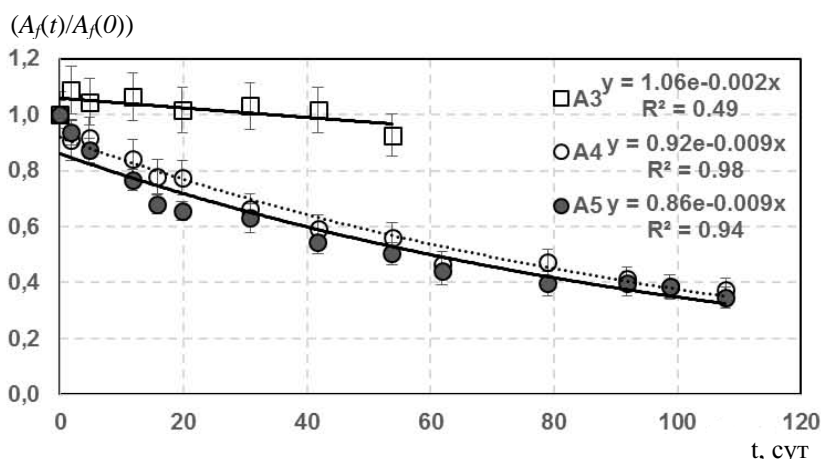


Рис. 2. Относительное уменьшение скорости счета импульсов в пике полного поглощения при энергии 661,6 кэВ (активности ^{137}Cs в рыбе ($A_f(t)/A_f(0)$) при температуре воды 5 ± 1 °С без кормления (A3) и при температуре воды 22 ± 1 °С при кормлении рыб украинским (A4) и норвежским кормом (A5) и соответствующие им экспоненциальные зависимости.

Таким образом, при температуре воды 5 ± 1 °С в аквариуме A3 скорость уменьшения содержания ^{137}Cs в организме рыбы составляла $(k_b + \lambda) = 0,0017 \pm 0,0006$ сут⁻¹ (см. рис. 2), что при $\lambda = 6,3 \cdot 10^{-5}$ сут⁻¹ дает значение скорости выведения $k_b = 0,0016 \pm 0,0006$ сут⁻¹. Это соответствует биологическому периоду полувыведения $T_{1/2} = 433 \pm 162$ сут. При температуре воды 22 ± 1 °С в аквариуме A4 и использовании украинского корма скорость уменьшения содержания ^{137}Cs в организме рыбы составляла $(k_b + \lambda) = 0,0090 \pm$

$0,0005$ сут⁻¹ (см. рис. 2 и 3), что при $\lambda = 6,3 \times 10^{-5}$ сут⁻¹ дает значение $k_b = 0,0089 \pm 0,0005$ сут⁻¹. Это соответствует биологическому периоду полувыведения $T_{1/2} = 78 \pm 4$ сут. Аналогичные значения для биологического периода полувыведения активности ^{137}Cs из организма рыб ($A_f(t)$, Бк·кг⁻¹) $T_{1/2} = 77 \pm 4$ сут ($k_b = 0,0090 \pm 0,0005$ сут⁻¹) были получены и для той же температуры при использовании норвежского корма в аквариуме A5 (см. рис. 2). При этом следует отметить, что при использовании украинского корма (A4) масса рыб за

время эксперимента достоверно не изменилась, а в случае применения норвежского корма (А5) увеличилась в 2 раза за 3 мес (см. таблицу). Если при этом динамика уменьшения активности/содержания ^{137}Cs в организме рыб была одинакова (см. рис. 2), то динамика уменьшения удельной актив-

ности ^{137}Cs в рыбе отличалась за счет увеличения массы рыб в аквариуме А5 при использовании более питательного норвежского корма $k_b = 0,016 \pm 0,002 \text{ сут}^{-1}$ (см. рис. 3). Это соответствует биологическому периоду полувыведения $T_{1/2} = 43 \pm 5 \text{ сут}$.

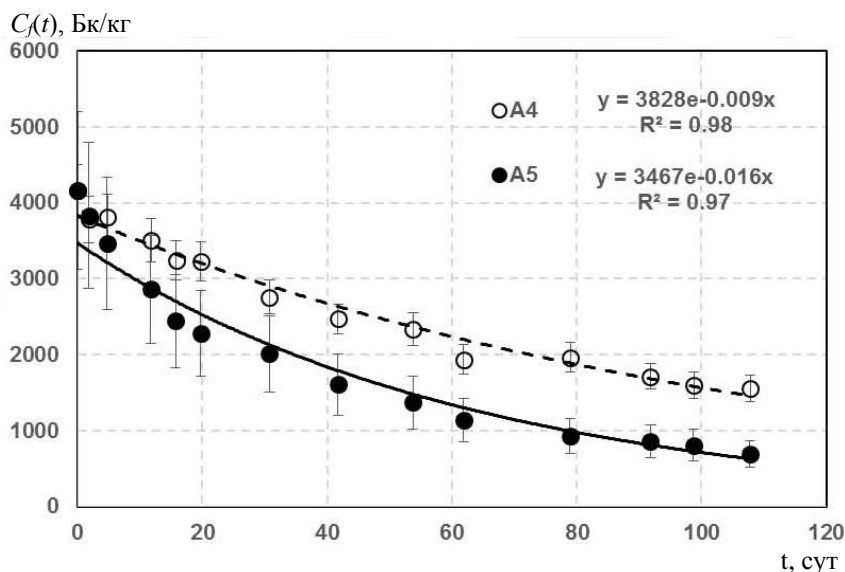


Рис. 3. Уменьшение удельной активности ^{137}Cs в рыбе ($C_f(t)$, Бк/кг) при температуре воды $22 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ при кормлении рыб украинским (А4) и норвежским кормом (А5) и соответствующие им экспоненциальные зависимости.

Таким образом, скорость выведения ^{137}Cs из организма рыб при температуре воды 22 и $5 \text{ }^\circ\text{C}$ отличалась в 5,5 раза, что хорошо согласуется с модельными данными по скорости метаболизма у серебряных карасей массой около 20 г [21].

При температуре воды ниже $8 - 10 \text{ }^\circ\text{C}$ серебряный карась на севере Украины перестает питаться [33]. В отсутствие кормления рыбы в зимнее время будет существенно уменьшено/прекращено как поступление, так и выведение калия/стабильного цезия, а следовательно, и ^{137}Cs из организма рыб, о чем свидетельствуют полученные нами низкие значения скоростей выведения ^{137}Cs из организма серебряного карася $k_b = 0,0016 \pm 0,0006 \text{ сут}^{-1}$ ($T_{1/2} = 433 \pm 162 \text{ сут}$) при температуре воды $5 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$. Поэтому уровень радиоактивного загрязнения рыбы в зимний период будет постоянным и его сезонное уменьшение в среднем в 1,5 - 2 раза в зимнее время (пилообразная зависимость), обычно получаемое при прогнозных оценках [21, 34] не должно наблюдаться, о чем также свидетельствуют экспериментальные данные в ЧЗО [35].

В оз. Глубокое равновесный коэффициент накопления ^{137}Cs из воды в мясо серебряного карася (2) составлял $CF = C_f/C_w = 1262 \pm 284$. При температуре воды $22 \text{ }^\circ\text{C}$ поступление радиоцезия в организм рыбы в основном происходит с кормом, а не из воды ($k_f \gg k_w$), следовательно при $k_b = 0,009 \text{ сут}^{-1}$ имеем

$$CF = \frac{C_f}{C_w} \approx \frac{k_f}{(k_b + \lambda)},$$

$$k_f = CF \cdot (k_b + \lambda) = 11,4 \pm 2,6 \text{ сут}^{-1}. \quad (4)$$

Таким образом, скорость поступления ^{137}Cs в организм серебряного карася (*C. gibelio*) оз. Глубокое составила $k_f = 11,4 \pm 2,6 \text{ сут}^{-1}$, что при удельной активности ^{137}Cs в воде оз. Глубокое $C_w = 3,3 \pm 0,7 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ соответствует скорости накопления: $k_f \cdot C_w = 38 \pm 11 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1} \text{ сут}^{-1}$.

4. Выводы

Экспериментально получены значения скоростей выведения ^{137}Cs из организма серебряного карася (*C. gibelio*) $k_b = 0,0016 \pm 0,0006 \text{ сут}^{-1}$ ($T_{1/2} = 433 \pm 162 \text{ сут}$) в отсутствие кормления при температуре воды $5 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ и $k_b = 0,0089 \pm 0,0005 \text{ сут}^{-1}$ ($T_{1/2} = 78 \pm 4 \text{ сут}$) при температуре воды $22 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ в случае использования корма «Золотая рыбка» фирмы «Скалярка» (Украина). Аналогичные значения для биологического периода полувыведения активности ^{137}Cs из организма рыб ($A_f(t)$, Бк/кг) $T_{1/2} = 77 \pm 4 \text{ сут}$ ($k_b = 0,0090 \pm 0,0005 \text{ сут}^{-1}$) были получены и для температуры воды $22 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ при использовании корма норвежского производства, однако в этом случае масса рыб за время эксперимента (108 сут) увеличилась в 2 раза. Если при этом

динамика уменьшения активности/содержания ¹³⁷Cs в организме рыб при использовании разного корма была одинакова, то динамика уменьшения удельной активности ¹³⁷Cs в рыбе отличалась за счет разной скорости изменения массы рыб при температуре воды 22 ± 1 °C. В случае использования более питательного норвежского корма скорость выведения ¹³⁷Cs из организма серебряного карася составила $k_b = 0,016 \pm \pm 0,002$ сут⁻¹ ($T_{1/2} = 43 \pm 5$ сут), что в 1,8 раза больше по сравнению с применением корма украинского производства фирмы «Скалярия». Это позволяет использовать откорм радиоактивно загрязненной рыбы высокопродуктивными чистыми кормами как эффективную контрмеру с целью получения продукции с содержанием радионуклидов ниже допустимого уровня [17].

Авторы выражают благодарность НУБиП Украины за поддержку настоящей работы в рамках темы 110/1-пр-2019 «Установление предельно допустимых концентраций радионуклидов в водоемах на основе метаболизма цезия и стронция у рыб» и гранта СРЕА-2015/10108 Норвежского центра международного сотрудничества в области образования (the Norwegian Centre for International Cooperation in Education (SiU)) «Joint Ukrainian-Norwegian education programme in Environmental Radioactivity». Эти исследования также были частично поддержаны в рамках проекта № 223268/F50 Norwegian Research Council through its Centre of Excellence (CoE).

СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (Vienna, IAEA, 2006) 166 p.
2. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Ann. ICRP 38 4-6 (2008) 242 p.
3. D.I. Gudkov et al. Dynamics of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. *Hydrobiological Journal*. 44(5) (2008) 87.
4. A.I. Kryshev, T.G. Sazykina, Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 108 (2012) 9.
5. А.Е. Каглян и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб чернобыльской зоны отчуждения. *Ядерна фізика та енергетика*. 13(3) (2012) 306.
6. E. Kashparova et al. A dose rate causes no fluctuating asymmetry indexes changes in silver birch (*Betula pendula* (L.) Roth.) leaves and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Radioactivity* 211 (2018) 10573.
7. V. Kashparov et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)* 10 (2018) 339.
8. V. Kashparov et al. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209 (2019) 1.
9. B. Salbu. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 186 (2018) 101.
10. J.T. Smith, M.J. Bowes, F.H. Denison. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers. Part 1. Water and sediment. *Science of the Total Environment* 368 (2006) 485.
11. I.I. Kryshev, T.G. Sazykina. Assessment of radiation doses to aquatic organisms in the Chernobyl contaminated area. *Journal of Environmental Radioactivity* 28 (1995) 91.
12. T. Wada et al. Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: An overview of monitoring results. *Journal of Environmental Radioactivity*. 151 (2016) 144.
13. T. Wada. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity*. 204 (2019) 132.
14. J.E. Pinder. Cesium accumulation by fish following acute input to lakes: a comparison of experimental and Chernobyl-impacted systems. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 456.
15. A.I. Kryshev. Model reconstruction of ⁹⁰Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. *Journal of Environmental Radioactivity* 64 (2003) 67.
16. Ю.В. Хомутинин, В.А. Кашпаров, А.В. Кузьменко. Зависимость коэффициентов накопления ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема. *Радиационная биология. Радиоэкология* 51(3) (2011) 374.
17. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
18. J.T. Smith et al. Uptake and elimination of radiocesium in fish and the "size effect". *Journal of Environmental Radioactivity* 62 (2002) 145.
19. M.J. Chowdhury, R. Blust. A mechanistic model for the uptake of waterborne strontium in the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Environ. Sci. Technol.* 35 (2001) 669.

20. J.T. Smith. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers. Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment* 368 (2006) 502.
21. А.И. Крышев, И.Н. Рябов. Модель расчета загрязнения рыб ^{137}Cs и ее применение для озера Кожановского (Брянская область). Радиационная биология. Радиоэкология. 45(3) (2005) 338.
22. Н.А. Ненашев и др. Накопление ^{137}Cs ихтиофауной различных водоемов ПГРЭЗ. Экосистемы и радиация: Аспекты существования и развития. Сб. науч. тр., посвященный 25-летию Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Под общ. ред. Ю. И. Бондаря (Минск: Белорусское отделение российско-белорусского информационного центра, РНИУП «Институт радиологии», 2013) 353 с.
23. Д.И. Гудков и др. Современные уровни и динамика радионуклидного загрязнения компонентов водных экосистем в Чернобыльской зоне отчуждения. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., гідроекологія* 3-4(64) (2015) 149.
24. T. Yankovich et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* 126 (2013) 299.
25. L. Konovalenko et al. Evaluation of factors influencing accumulation of stable Sr and Cs in lake and coastal fish. *Journal of Environmental Radioactivity* 160 (2016) 64.
26. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616 (Vienna, IAEA, 2009) 622 p.
27. S. Fesenko et al. Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies. *Journal of Environmental Radioactivity*. 102 (2011) 8.
28. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. IAEA-TRS-472 (Vienna, IAEA, 2010) 194 p.
29. N.A. Beresford et al. A new approach to predicting environmental transfer of radionuclides to wildlife: A demonstration for freshwater fish and cesium. *Science of the Total Environment* 463-464 (2013) 284.
30. Г.Д. Лебедева. Влияние различного солевого состава воды на накопление и выведение цезия-137 пресноводной рыбой. *Радиобиология* 6(4) (1966) 556.
31. А.И. Крышев. ^{90}Sr in fish: A review of data and possible model approach. *Science of the Total Environment* 370 (2006) 182.
32. Патент № 128443. Спосіб очищення карася сріблястого (*Carassius gibelio* Bloch) від радіонуклідів ^{137}Cs до гігієнічних радіаційно-безпечних рівнів / О.Є. Каглян та ін. Опубл. 25.09.2018, бюл. № 18.
33. Ю.В. Мовчан, А.І. Смірнов. *Фауна України. Риб.* Том 8. Вип. 2. Коропові. Част. 2. (К: Наук. думка, 1983) 360 с.
34. Ю.В. Хомутигин и др. Прогноз динамики и риска превышения допустимого содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбе Киевского водохранилища на поздней фазе Чернобыльской аварии. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 53(4) (2013) 411.
35. О.Л. Зарубин и др. Накопление ^{137}Cs судаком (*Lucioperca lucioperca* L.). *Ядерна фізика та енергетика* 13(2) (2012) 175.

О. В. Кашпарова^{1,2,*}, Г.-Х. Теїєн², С. Е. Левчук¹, В. С. Павленко¹, Б. Салбу², В. О. Кашпаров^{1,2}

¹ Український НДІ сільськогосподарської радіології

Національного університету біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна

² Центр радіоактивності навколишнього середовища, Норвезький університет природничих наук, Ос, Норвегія

*Відповідальний автор: elena.kashparova@gmail.com

ДИНАМІКА ВИВЕДЕННЯ ^{137}Cs З ОРГАНІЗМУ СРІБНОГО КАРАСЯ (*CARASSIUS GIBELIO*) ПРИ РІЗНІЙ ТЕМПЕРАТУРІ ВОДИ

Прісноводна риба, така як срібний карась (*Carassius gibelio*), перестає харчуватися при температурі води нижче 8 - 10 °С. Для вивчення швидкості виведення ^{137}Cs з організму срібних карасів масою 8 - 10 г при різній температурі води (5 і 22 °С) і режимах годування було проведено серію акваріумних експериментів. Період напіввиведення активності ^{137}Cs з риби при температурі води 5 °С без годування ($T_{1/2} = 433 \pm 162$ доби) був у 5,6 раза вище, ніж при температурі 22 °С ($T_{1/2} = 78 \pm 4$ доби) при використанні різних типів корму. Динаміка зниження активності ^{137}Cs (Бк) у рибі при температурі 22 °С була однаковою для різного типу корму, але при цьому швидкість зменшення питомої активності ^{137}Cs (Бк·кг⁻¹) у м'язовій тканині риб відрізнялася у 1,8 раза ($0,0089 \pm 0,0005$ добу⁻¹ і $0,016 \pm 0,002$ добу⁻¹) через різну динаміку набору маси рибою протягом експерименту.

Ключові слова: ^{137}Cs , радіоекологія, *Carassius gibelio*, Чернобыльська аварія, водні екосистеми, радіоактивне забруднення, допустимі рівні, коефіцієнти накопичення, швидкість надходження радіонукліда, швидкість виведення радіонукліда.

O. V. Kashparova^{1,2,*}, H.-C. Teien², S. E. Levchuk¹, V. S. Pavlenko¹, B. Salbu², V. O. Kashparov^{1,2}

¹ *Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, National University of Life and Environment Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

² *Center for Environmental Radioactivity, Norwegian University of Life Sciences, Ås, Norway*

*Corresponding author: elena.kashparova@gmail.com

DYNAMICS OF THE ¹³⁷Cs EXCRETION FROM PRUSSIAN CARP (*CARASSIUS GIBELIO*) AT DIFFERENT WATER TEMPERATURES

Freshwater fish such as Prussian carp (*Carassius gibelio*) don't need a feed at a water temperature below 10 °C. To study the rate constants of ¹³⁷Cs excretion from the body of Prussian carp at different water temperatures (5 and 22 °C) and different feeding, the series of aquarium experiments were conducted. The half-life time of ¹³⁷Cs activity excretion from fish in the water (T = 5 °C) without feeding ($T_{1/2} = 433 \pm 162$ days) was 5.6 times higher compared to the rate constants for water temperature 22 °C ($T_{1/2} = 78 \pm 4$ days) with different types of feeding. The temporal decline of ¹³⁷Cs activity (Bq) in fish was the same for different feeds, but the activity concentration of ¹³⁷Cs (Bq·kg⁻¹) in fish differed up to 1.8 times (0.0089 ± 0.0005 day⁻¹ and 0.016 ± 0.002 day⁻¹) due to different weight gains.

Keywords: ¹³⁷Cs, radioecology, *Carassius gibelio*, the Chernobyl accident, water ecosystems, radioactive contamination, permissible levels, concentration factor, the rate constant of uptake, rate constant of excretion.

REFERENCES

1. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (Vienna, IAEA, 2006) 166 p.
2. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Ann. ICRP 38 4-6 (2008) 242 p.
3. D.I. Gudkov et al. Dynamics of the Content and Distribution of the Main Dose Forming Radionuclides in Fishes of the Exclusion Zone of the Chernobyl NPS. *Hydrobiological Journal* 44(5) (2008) 87.
4. A.I. Kryshev, T.G. Sazykina, Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 108 (2012) 9.
5. A.E. Kaglyan et al. Radionuclides in the indigenous fish species of the Chernobyl Exclusion Zone. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 13(3) (2012) 306. (Rus)
6. E. Kashparova et al. A dose rate causes no fluctuating asymmetry indexes changes in silver birch (*Betula pendula* (L.) Roth.) leaves and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles in the Chernobyl Exclusion Zone. *Journal of Environmental Radioactivity* 211 (2018) 10573.
7. V. Kashparov et al. Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone. *Earth System Science Data (ESSD)* 10 (2018) 339.
8. V. Kashparov et al. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209 (2019) 1.
9. B. Salbu. Challenges associated with the behaviour of radioactive particles in the environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 186 (2018) 101.
10. J.T. Smith, M.J. Bowes, F.H. Denison. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers. Part 1. Water and sediment. *Science of the Total Environment* 368 (2006) 485.
11. I.I. Kryshev, T.G. Sazykina. Assessment of radiation doses to aquatic organisms in the Chernobyl contaminated area. *Journal of Environmental Radioactivity* 28 (1995) 91.
12. T. Wada et al. Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: An overview of monitoring results. *Journal of Environmental Radioactivity* 151 (2016) 144.
13. T. Wada. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity* 204 (2019) 132.
14. J.E. Pinder. Cesium accumulation by fish following acute input to lakes: a comparison of experimental and Chernobyl-impacted systems. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 456.
15. A.I. Kryshev. Model reconstruction of ⁹⁰Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. *Journal of Environmental Radioactivity* 64 (2003) 67.
16. Yu.V. Khomutinin, V.A. Kashparov, A.V. Kuzmenko. Dependence of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr accumulation rates by fish on the potassium and calcium content in freshwater water. *Radiation Biology. Radioecology* 51 (3) (2011) 374. (Rus)
17. M. Balonov et al. Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 38 (2018) 854.
18. J.T. Smith et al. Uptake and elimination of radiocesium in fish and the "size effect". *Journal of Environmental Radioactivity* 62 (2002) 145.
19. M.J. Chowdhury, R. Blust. A mechanistic model for the uptake of waterborne strontium in the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Environ. Sci. Technol.* 35 (2001) 669.
20. J.T. Smith. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers. Part 2. Uptake by fish. *Science of the Total Environment* 368 (2006) 502.

21. A.I. Kryshev, I.N. Ryabov Calculation model of fish contamination by ^{137}Cs and its application for Lake Kozhanovsky (Bryansk region). *Radiation Biology. Radioecology* 45(3) (2005) 338. (Rus)
22. N.A. Nenashev et al. Accumulation of ^{137}Cs by the ichthyofauna of various reservoirs of PGREZ. Ecosystems and radiation: Aspects of existence and development. Sbornik Nauchnykh Trudov dedicated to the 25th anniversary of the Polesky State Radiation and Ecological Reserve. Ed. by Yu. I. Bondar (Minsk: Belarusian Branch of the Russian-Belarusian Information Center, Republican Scientific Research Unitary Enterprise "Institute of Radiology", 2013) 353 p. (Rus)
23. D.I. Gudkov et al. Current levels and dynamics of radionuclide contamination of the components of aquatic ecosystems in the Chernobyl exclusion zone. *Naukovi Zapysky of Ternopil National Pedagogical University. Ser. Biol., Hydroecology* 3-4 (64) (2015) 149. (Rus)
24. T. Yankovich et al. Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* 126 (2013) 299.
25. L. Konovalenko et al. Evaluation of factors influencing accumulation of stable Sr and Cs in lake and coastal fish. *Journal of Environmental Radioactivity* 160 (2016) 64.
26. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616 (Vienna, IAEA, 2009) 622 p.
27. S. Fesenko et al. Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies. *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011) 8.
28. [Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. IAEA-TRS-472 \(Vienna, IAEA, 2010\) 194 p.](#)
29. N.A. Beresford et al. A new approach to predicting environmental transfer of radionuclides to wildlife: A demonstration for freshwater fish and cesium. *Science of the Total Environment* 463-464 (2013) 284.
30. G.D. Lebedeva. The effect of various salt composition of water on the accumulation and elimination of cesium-137 by freshwater fish. *Radiobiology* 6(4) (1966) 556. (Rus)
31. A.I. Kryshev. ^{90}Sr in fish: A review of data and possible model approach. *Science of the Total Environment* 370 (2006) 182.
32. Patent No. 128443. The method for purification of crucian carp (*Carassius gibelio* Bloch) from ^{137}Cs radionuclide to hygienic radiation-safe levels / O.E. Kaglyan et al. Publ. 09/25/2018, bull. No. 18. (UKr)
33. Yu.V. Movchan, A.I. Smirnov. *Fauna of Ukraine. Fishes*. Vol. 2. Issue 2 (Kyiv: Naukova Dumka, 1983) 360 p. (Ukr)
34. Yu.V. Khomutinin et al. The forecast of the dynamics and risk of exceeding the permissible content of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the fish of the Kyiv reservoir at the late phase of the Chernobyl accident. *Radiation Biology. Radioecology* 53 (4) (2013) 411. (Rus)
35. O.L. Zarubin et al. Accumulation of ^{137}Cs in a pike perch (*Lucioperca lucioperca* L.). *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 13(2) (2012) 175. (Rus)

Надійшла 30.08.2019

Received 30.08.2019