

УДК 556.114.679:613.472:639.1.055.36(476.2)

Коэффициенты накопления и перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм рыб различного трофического уровня

Д.Н. ИВАНЦОВ¹, А.В. ГУЛАКОВ²

Представлены результаты анализа коэффициентов накопления и перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм рыб в водоемах с различными радиоэкологическими и гидрологическими характеристиками, расположенными на территориях с высокими уровнями радиоактивного загрязнения.

Ключевые слова: ихтиофауна, ^{90}Sr и ^{137}Cs , коэффициенты перехода, коэффициенты накопления.

The results of the analysis of accumulation and transition coefficients ^{90}Sr and ^{137}Cs in the fish organism in reservoirs with different radio ecological and hydrological characteristics located in areas with high levels of radioactive contamination are presented.

Keywords: fish fauna, ^{137}Cs and ^{90}Sr , transition coefficients, accumulation factors.

Введение Возросший в результате аварии на Чернобыльской АЭС радиационный фон стал одним из дополнительных экологических факторов на обширных территориях. Значительному загрязнению радионуклидами подверглось большое количество внутренних водоемов Европы, имеющих рыбохозяйственное значение. На водосборных территориях Днепра и Припяти вследствие Чернобыльской катастрофы сформировалась обширная зона радиоактивного загрязнения, что привело к поступлению радионуклидов во многие водоемы, находящиеся на пострадавших территориях [1], [2].

К настоящему времени на загрязненных территориях радиоактивные изотопы химических элементов регистрируются во всех компонентах экосистем, они вовлечены в геохимические и трофические циклы. Радиоактивные вещества включаются в пищевые цепи и поступают в организм животных.

Одними из наиболее уязвимых звеньев природного комплекса являются замкнутые водные экосистемы – озера и водохранилища, а также каналы мелиоративной сети, в которых происходит аккумуляция поступающих радиоактивных веществ и которые характеризуются медленными темпами очищения [3]. При этом длительному радиоактивному загрязнению подвергается водная биота, в том числе популяции рыб.

В организм гидробионтов ^{137}Cs и ^{90}Sr поступает двумя путями: непосредственно из воды и с пищей. В настоящее время считается, что основная часть ^{137}Cs (до 97–99 %), аккумулярованного в организме рыбы, поступает по пищевому пути [4].

Для каждого вида гидробионтов характерна различная интенсивность накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs [5]. Для характеристики накопления радионуклидов в организме рыб на поздних стадиях радиационных аварий, одним из наиболее важных радиоэкологических параметров является безразмерный коэффициент накопления (КН), который также называют концентрационным отношением или коэффициентом биоаккумуляции [6].

КН не являются универсальными характеристиками каждого вида гидробионтов и могут существенно меняться в зависимости от различных факторов внешней среды, неоднородности распределения радионуклидов в компонентах водоема, отсутствия радиоэкологического равновесия в процессе накопления радионуклидов во времени [7], [8].

Трофические цепи в водоемах состоят всего из нескольких уровней, но могут включать много компонентов. Для количественной оценки переноса радионуклидов в трофических цепях в радиоэкологии принято использовать коэффициент перехода (КП).

Полученные результаты перехода искусственных радионуклидов в органы и ткани рыб, могут быть применены для построения прогнозных моделей, используемых для описания поведения радиоактивных веществ, оценке риска допустимого содержания нормируемых радионуклидов в рыбе, выловленной на территории радиоактивного загрязнения, а также расширить представления о механизмах накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs различными видами гидробионтов.

Материал и методика исследований. В 2018 г. нами были проведены работы по анализу коэффициентов накопления и перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм рыб различного трофического уровня. Изучалось содержание радионуклидов в воде и рыбе, обитающей в различных типах водных объектов на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ), с различными радиоэкологическими и гидрологическими характеристиками. Для проведения анализа использовались материалы собственных исследований.

Исследования проводились на водных объектах с различными экологическими условиями: водотоки – река Припять и малая река Несвич; полупроточные водоемы – озеро Семеница, Николаевский старик; водоемы замкнутого типа – озеро Гнездное, озеро Персток, озеро Жартай и озеро Лядо, а также на участке мелиоративной сети, находящемся вблизи б.н.п. Оревичи. Водные объекты, на которых проводились исследования, характеризовались различным гидрологическим режимом и уровнями радионуклидного загрязнения местности, на которой они расположены.

В качестве орудий лова были использованы трехстенные сети «Нептун» длина 30 м, высота 1,8 м, размер ячеи 30 мм (2 шт.), 40 мм (2 шт.), 50 мм (2 шт.), 65 мм (2 шт.), 70 мм (2 шт.). При проведении отлова рыб одновременно устанавливалось от 2 до 8 сетей с разным размером ячеи [9].

Определение пойманных видов и анализ биологических показателей рыб проводился общепринятыми в ихтиологических исследованиях методами [10]–[12].

За период проведения работ получены результаты удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в организме шести видов рыб (возрастом от 2 до 10 лет), относящихся к различным экологическим группам.

Среди хищных рыб (облигатных и факультативных ихтиофагов) были проанализированы: щука обыкновенная (*Esox lucius* L.), жерех (*Aspius aspius* L.), окунь обыкновенный (*Perca fluviatilis* L.). Среди «мирных» видов рыб исследовали представителей следующих групп: бентофаги – карась серебряный (*Carassius auratus gibelio* Bloch), густера обыкновенная (*Blicca bjoerkna* L.), линь (*Tinca tinca* L.) и плотва (*Rutilus rutilus* L.). Классификация рыб по преимущественному типу питания приведена по [10].

Для спектрометрического анализа отбирались мышечная и костная ткани. Часть мелких рыб, определенных как основной объект питания щуки в исследуемых водоемах, гомогенизировалось целиком. Отбор проб воды из водоемов проводился параллельно с изъятием рыбы. Определение удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в биологических пробах и воде проводили гамма-спектрометрическим методом, удельную активность ^{90}Sr в воде определяли радиохимическим методом.

Радиоспектрометрический анализ рыб проведен в лаборатории спектрометрии и радиохимии ПГРЭЗ с использованием гамма-бета спектрометра МКС-АТ1315 и гамма-спектрометра «Canberra».

Удельная активность радионуклидов в рыбах приводится в беккерелях на килограмм (Бк/кг) сырой массы, в воде – в беккерелях на литр (Бк/л). Относительная погрешность измерения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в образцах не превышала 30 %.

КН ^{90}Sr и ^{137}Cs рыбами рассчитывались путем деления усредненного за год содержания исследуемого радионуклида в рыбах конкретного водоема на усредненное содержание радионуклида в воде этого же водоема в этом же году. КП ^{90}Sr и ^{137}Cs рассчитывались путем деления усредненного за год содержания исследуемого радионуклида в последующем звене трофической цепи на усредненное содержание радионуклида в предыдущем звене в этом же водоеме в этом же году.

Статистическая и графическая обработка результатов исследований проводилась с использованием пакета прикладных программ Excel.

Результаты исследований и их обсуждение. Радионуклиды, поступающие в водоем, попадают в воду, переносятся и аккумулируются из нее грунтами и гидробионтами. Вода является как транспортной средой, так и субстратом, в котором протекают первые процессы трансформации химических форм радионуклидов [13].

Поступившие в водоемы радионуклиды начинают накапливаться водными организмами, однако скорость накопления радионуклидов разными видами и типами гидробионтов различа-

ется между собой. В природных водных объектах содержание радионуклидов в абиотических компонентах намного порядков выше, чем биотических.

Для характеристики перехода радионуклидов в ткани пресноводных рыб, обитающих в водоемах на территории радиоактивного загрязнения, нами были рассчитаны коэффициенты накопления и коэффициенты перехода (таблица 1).

Таблица 1 – Коэффициенты накопления радионуклидов для мышечной (^{137}Cs) и костной (^{90}Sr) ткани рыб

Вид	Водоем								
	Река Несвич		Озеро Персток		Николаевский старик		Озеро Жартай	Мелиоративная сеть	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
Карась сер.	$\frac{553}{83-4253}$	$\frac{109}{204-360}$	$\frac{566}{4767-5009}$	$\frac{224}{220-231}$	$\frac{51}{34-66}$	$\frac{266}{182-348}$	–	$\frac{1050}{166-2764}$	$\frac{691}{270-1016}$
Линь	$\frac{335}{230-439}$	$\frac{36}{24-48}$	$\frac{324}{330-531}$	$\frac{287}{139-493}$	$\frac{70}{41-107}$	$\frac{208}{139-397}$	–	–	–
Жерех	–	–	–	–	$\frac{178}{84-534}$	–	$\frac{60}{38-81}$	–	–
Щука	$\frac{967}{554-1468}$	$\frac{49}{19-87}$	–	–	$\frac{96}{81-111}$	188	–	$\frac{1047}{839-1326}$	$\frac{189}{130-326}$
Окунь	–	–	–	–	$\frac{113}{99-341}$	–	$\frac{71}{39-115}$	–	–

Примечание: в числителе – среднее значение; в знаменателе – минимальное, максимальное значение.

КН ^{137}Cs и ^{90}Sr в рыбах могут варьировать в очень широких пределах, что напрямую зависит от типа питания и физиологических характеристик гидробионта. Полученные КН ^{90}Sr для костной ткани исследуемых видов рыб варьируют в пределах 36–691.

КН ^{137}Cs для мышечной ткани значительно выше и изменяются в более широких пределах (от 51 до 1050), максимальные значения отмечаются у хищных видов рыб (щуки, окуня и жереха), за исключением исследованного участка мелиоративной сети, где не отмечается эффект трофических уровней [14].

КН ^{137}Cs для карасей, обитающих в реке Несвич и озере Персток, сходны и в среднем составляли 553 и 566 соответственно. В Николаевском старице карась накапливал ^{137}Cs менее интенсивно и КН данного радионуклида находился на уровне 51. КН ^{137}Cs щукой из реки Несвич и участка мелиоративной сети вблизи б.н.п. Оревичи был около 1000, а в Николаевском старице он составил 96.

Одним из хищных видов рыб, повсеместно встречающимся во всех типах водоемов на территории ПГРЭЗ, является щука. Щука питается на протяжении всего года. В возрасте 1+ питание состоит из рыб, в основном, из плотвы, которая по массе занимает в питании щуки до 90 % [10]. По нашим наблюдениям и других авторов [10], основным объектом питания щуки, обитающей в реке Припять, озерах Семеница и Гнездное, является плотва [15], [16]. Для реки Несвич, озера Лядо и участка мелиоративной сети, основным объектом питания щук является карась серебряный – доминантный вид для этих водных объектов [17], [18] и регулярно встречающийся в желудках отловленных щук.

Для оценки эффективности переноса радионуклидов к рыбам-ихтиофагам были рассчитаны КП в трофических парах «плотва → щука» (таблица 2) и «карась → щука» (таблица 3).

Величины КП ^{137}Cs на участке трофической цепи «плотва → щука» варьировали от 1,54 до 1,85, находясь в достаточно узких пределах. Самый высокий КП по звеньям трофической цепи «плотва → щука» отмечен в реке Припять, самый низкий в озере Семеница. Рассчитанный КП для озера Гнездное составил 1,57.

Таблица 2 – Коэффициенты перехода ^{137}Cs на участке трофической цепи «плотва → щука»

Водоем	Коэффициенты перехода
Река Припять	1,85
Озеро Семеница	1,54
Озеро Гнездное	1,57

Таблица 3 – Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr на участке трофической цепи «карась → щука»

Водоем	^{137}Cs	^{90}Sr
Река Несвич	1,99	0,27
Озеро Лядо	1,26	0,25
Мелиоративный канал вблизи б.н.п. Оревичи	1,00	0,23

На участке трофической цепи «карась → щука» КП ^{137}Cs в исследованных водоемах находился на уровне 1,00–1,99. Рассчитанные КП ^{90}Sr на участке цепи «карась → щука» для трех исследованных водных объектов были относительно стабильны и варьировали в пределах 0,23–0,27.

КП ^{137}Cs на участке трофической цепи «карась → щука» во всех исследованных водных объектах был выше чем КП ^{90}Sr в 4–7 раз, что говорит о более интенсивном переходе ^{137}Cs в организм щуки из организма карася.

Заключение. Таким образом, за время проведения исследований нами получены КН и КП ^{90}Sr и ^{137}Cs для рыб различного трофического уровня.

Рассчитанные КН ^{90}Sr для костной ткани исследуемых видов рыб находились в пределах 36–691. КН ^{137}Cs для мышечной ткани был значительно выше и варьировал в более широких пределах (от 51 до 1050).

Максимальные значения КН ^{137}Cs в мышечной ткани характерны для хищных видов рыб (окуня, щуки и жереха). Наибольшие значения КН ^{90}Sr в костной ткани выявлены у «мирных» видов рыб (карась, линь), что обусловлено более высокими уровнями накопления ^{90}Sr в костной ткани «мирных» видов рыб.

КП ^{137}Cs на участке трофической цепи «плотва → щука» варьировали от 1,54 до 1,85, на участке цепи «карась → щука» находился в пределах 1,00–1,99. Полученные КП ^{90}Sr на участке трофической цепи «карась → щука» для реки Несвич, малого озера Лядо, и участка мелиоративной сети были относительно стабильны, находясь в пределах 0,23–0,27.

На участке трофической цепи «карась → щука» на всех исследованных водных объектах отмечен более интенсивный переход ^{137}Cs в организм щуки из организма карася.

Техногенные радионуклиды с разной эффективностью накапливаются пресноводной биотой и переносятся в трофических сетях, это отражается в видовых различиях накопления радионуклидов рыбами, что в значительной мере обусловлено отличием типа и спектра питания.

Литература

1. Кузьменко, М.И. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М.И. Кузьменко, Д.І. Гудков, С.І. Кіреєв. – К. : Наукова думка, 2010. – 263 с.
2. Собонович, Э.В. Естественная защищенность природных вод от загрязнения техногенными радионуклидами Чернобыльского выброса / Э.В. Собонович // I Международная рабочая группа по тяжелым авариям и их последствиям, 30 октября – 3 ноября 1989 г., Дагомыс, Сочи. – М. : Наука, 1990. – С. 144–152.
3. Левина, С.Г. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах Восточно-Уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.01 / С.Г. Левина. – М., 2008. – 49 с.
4. Зарубин, О.Л. Количественные характеристики путей поступления ^{137}Cs в организм карпа (*Cyprinus carpio* (L.)) и канального сома (*Ictalurus punctatus* (Raf.)) водоема-охладителя Чернобыльской АЭС / О.Л. Зарубин // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 3. – С. 74–80.
5. Хомути, Ю.В. Зависимость коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема / Ю.В. Хомутин, В.А. Кашпаров, А.В. Кузьменко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2011. – Т. 51, № 3. – С. 374–384.
6. Крышев, И.И. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах / И.И. Крышев, Е.Г. Сазыкина – М. : Энергоатомиздат, 1986. – 149 с.
7. Крышев, И.И. Радиоэкологические процессы в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС / И.И. Крышев, И.Н. Рябов, В.К. Чумак [и др.] // Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. – М. : Ядерное общество СССР, 1991. – С. 54–70.
8. Зарубин, О.Л. Цезий-137 в компонентах трофических цепей Каневского водохранилища после аварии на ЧАЭС / О.Л. Зарубин, И.В. Паньков // Матеріали щоріч. наук. конф. Ін-ту ядерних досл. – К., 1997. – С. 349–353.

9. Гашев, С.Н. Методика комплексной оценки состояния сообществ и популяций доминирующих млекопитающих, амфибий и рыб / С.Н. Гашев, Н.А. Сазонова, А.Г. Селюков, О.А. Хританько, С.И. Шаповалов – Тюмень : ТюмГУ, 2005. – 94 с.
10. Жуков, П.И. Справочник по экологии пресноводных рыб / П.И. Жуков – Мн. : Наука и техника, 1988. – 310 с.
11. Правдин, И.Ф. Руководство по изучению рыб / И.Ф. Правдин – Москва : Пищевая промышленность, 1966. – 376 с.
12. Брюзгин, В.Л. Методы изучения рыб по чешуе, костям и отолитам / В.Л. Брюзгин – Киев : Наук. думка, 1969. – 187 с.
13. Левина, С.Г. Современная радиэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа : монография / С.Г. Левина, А.В. Аклеев ; под ред. А.В. Аклеева. – М. : РАДЭЖОН ; Изд-во Челябинского государственного педагогического университета, 2010. – 238 с.
14. Крышев, А.И. Динамичное моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.01 / А.И. Крышев. – Обнинск, 2008. – 51 с.
15. Юрченко, И.С. Видовое разнообразие рыб и их гельминтов в водоемах на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / И.С. Юрченко, Д.Н. Иванцов // Зоологические чтения 2017: материалы Международной научно-практической конференции, Гродно, 15–17 марта 2017 г. – Гродно, 2017. – С. 229–232.
16. Иванцов, Д.Н. Радиоактивное загрязнение ихтиофауны водоемов, расположенных на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Д.Н. Иванцов, А.В. Гулаков // Известия Гомельского гос. ун-та им. Ф. Скорины. Естественные науки. – 2016. – № 6 (99). – С. 18–23.
17. Иванцов, Д.Н. Распределение радионуклидов в организме карася серебряного (*Carassius auratus gibelio* Bloch), выловленного в мелиоративной сети Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Д.Н. Иванцов, А.В. Гулаков // Радиэкологические и радиобиологические последствия Чернобыльской катастрофы : материалы Международной научно-практической конференции, Хойники, 11–12 октября 2017 г / редкол.: И.Н. Семененя [и др.]. – Мн., 2017. – С. 72–78.
18. Иванцов, Д.Н. Накопление и распределение по органам и тканям ^{137}Cs и ^{90}Sr в организме щуки обыкновенной (*Esox lucius* L.), обитающей в водоемах Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / Д.Н. Иванцов, А.В. Гулаков // Проблемы и перспективы развития территорий, пострадавших в результате катастрофы на чернобыльской АЭС, на современном этапе : материалы Международной научно-практической конференции, Хойники, 26–27 июля 2018 г. / Хойники, ГПНИУ «Полесский государственный радиационно-экологический заповедник» ; редкол.: М.В. Кудин [и др.] – Хойники, 2018. – С. 96–100.

¹Полесский государственный радиэкологический заповедник

²Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины