

УДК [577.34:574.63:597.08:581.526.3] (28) (477)

О. Л. Зарубин¹, Н. Е. Зарубина¹, А. А. Залисский²,
И. А. Малюк¹, В. А. Костюк¹

**ДИНАМИКА УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ ¹³⁷Cs
У РЫБ РАЗНЫХ ТИПОВ ПИТАНИЯ
ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС
(1986—2013 гг.)**

В 1978—2013 гг. на акватории водоема-охладителя ЧАЭС исследовали уровень удельной активности ¹³⁷Cs у рыб разных типов питания. Представлена многолетняя динамика пределов удельной активности ¹³⁷Cs у рыб 13 видов. Для дискретной оценки динамики удельной активности ¹³⁷Cs у рыб предложен коэффициент инверсии ($K_{инв}$), который отражает кратность изменения (инверсии) удельной активности радионуклида за любой произвольный отрезок времени. Наибольшая удельная активность ¹³⁷Cs регистрируется у рыб высоких трофических уровней. С 1986—1987 гг. по 2012—2013 гг. удельная активность ¹³⁷Cs у рыб снизилась примерно в 100 раз. Наиболее интенсивное снижение удельной активности ¹³⁷Cs характерно для рыб низких трофических уровней. В 2011—2013 гг. удельная активность ¹³⁷Cs исследованных видов рыб водоема-охладителя ЧАЭС находилась в пределах 0,8—7,6 кБк/кг.

Ключевые слова: рыбы, динамика, удельная активность, ¹³⁷Cs, водоем-охладитель ЧАЭС.

Водоем-охладитель Чернобыльской АЭС (далее — водоем-охладитель) представляет собой полузамкнутый искусственный пруд наливного типа, расположенный к юго-востоку от промплощадки АЭС и созданный путем отторжения участка поймы р. Припяти с помощью ограждающей дамбы. По периметру он окружен намывной дамбой, по продольной оси проходит струеразделительная дамба. В северо-западной части водоема-охладителя находится береговая насосная станция, пополняющая потери воды забором из реки.

С 1982 г. площадь акватории водоема-охладителя составляет около 22,9 км², объем воды — около 150·10⁶ м³, средняя ширина — 2 км, длина — 11,4 км, средняя глубина — 6,6 м при наибольшей — 20 м. Как каждый искусственно созданный пресноводный водоем-охладитель, этот водоем по-своему уникален. Более подробное описание различных характеристик водоема-охладителя представлено в работах [7, 10—12, 14].

© О. Л. Зарубин, Н. Е. Зарубина, А. А. Залисский, И. А. Малюк,
В. А. Костюк, 2013

В результате аварии на ЧАЭС уровень радионуклидного загрязнения компонентов экосистемы водоема-охладителя увеличился в тысячи — миллионы раз по сравнению с доаварийным состоянием. По различным оценкам, изначально в водоем-охладитель поступило до 200 000 Ки различных продуктов деления урана [7, 12, 14]. С течением времени короткоживущие радионуклиды распались, а значительная часть долгоживущих была депонирована в донных отложениях и ассимилирована гидробионтами [7, 10, 11, 14]. Уже с лета — осени 1986 г. основной вклад в удельную радиоактивность мышц рыб (до 90 и более %) вносили изотопы цезия, ^{134}Cs и ^{137}Cs , последний до настоящего времени является основным дозообразующим радионуклидом для ихтиофауны водоема-охладителя.

После прекращения работы ЧАЭС в 2000 г. отпала необходимость поддержания стабильных эксплуатационных характеристик ее водоема-охладителя. Со второй половины 2012 г. на акватории водоема-охладителя начались инженерные работы по отсечению ближней к ЧАЭС части водоема. Оставшаяся часть водоема-охладителя площадью около 20 км² планируется сократить в ближайшие годы в несколько раз. При этом, несомненно, будут меняться гидрологические, экологические и радиационные характеристики экосистемы водоема. Поэтому целью работы является анализ многолетней динамики удельной активности ^{137}Cs у рыб водоема-охладителя ЧАЭС, включая периоды от начала эксплуатации по настоящее время, что необходимо для ведения радиоэкологического мониторинга в условиях начавшейся трансформации водоема.

Материал и методика исследований. Отлов рыб проводили на акватории водоема-охладителя ЧАЭС с 1978 по 2013 г., в основном летом и осенью, любительскими снастями (спиннинг, удочка) и ставными сетями с размером ячеи от 14 до 120 мм. Отлов проводили в 1986 г. с конца августа по ноябрь, а в 2013 г. — в мае, в северной части водоема и в районе линии электропередач по обе стороны разделительной дамбы (на «теплой» и «холодной» части), в водосборном и водозаборном каналах. Для исследований было отобрано более 5000 особей 13 видов рыб различных экологических групп. Как правило, отбирались половозрелые особи.

В статье представлены данные по динамике удельной активности ^{137}Cs у промысловых видов рыб различного типа питания: бентофаги — густера (*Blicca bjoerkna* (L.)), карась серебряный (*Carassius auratus gibelio* (Bloch)), плотва (*Rutilus rutilus* (L.)), лещ (*Abramis brama* (L.)), сазан (*Cyprinus carpio* (L.)); планктофаги — белый толстолоб (*Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)), пестрый толстолоб (*Aristichthys nobilis* (Rich.)); фитофаги — красноперка (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)); полифаги — сом канальный (*Ictalurus punctatus* (Raf.)), голавль (*Leuciscus cephalus* (L.)); питающиеся водными животными — сом обыкновенный (*Silurus glanis* (L.)), окунь (*Perca fluviatilis* (L.)); ихтиофаги — судак (*Lucioperca lucioperca* (L.)), жерех (*Aspius aspius* (L.)).

Удельная активность ^{137}Cs у белого и пестрого толстолобов практически не отличалась, поэтому в работе представлены объединенные результаты измерений для этих двух видов.

Через несколько месяцев после аварии на ЧАЭС обнаружили, что результаты, полученные для рыб одного вида в случаях определения удельной активности ^{137}Cs в целом организме, тушке (удалены голова, чешуя, плавники и внутренние органы) и мышцах практически не различались между собой. Эти различия в подавляющем большинстве случаев находились в пределах ошибки измерений. Поэтому подготовка проб рыб к измерениям заключалась в гомогенизации отобранного материала: либо «целиком», либо «тушка», либо «мышцы».

Измерения содержания ^{137}Cs проводили в Институте ядерных исследований НАН Украины стандартными методами гамма-спектрометрии. Часть проб измерена аналогичными методами в Государственном специализированном научно-производственном предприятии «Экоцентр» (г. Чернобыль) (сейчас — Государственное предприятие «Чернобыльский спецкомбинат»).

В зависимости от активности пробы время измерений составляло от 600 до 14 400 с. Относительная погрешность измерений удельной активности ^{137}Cs в образцах не превышала 20%, обычно составляя 5–10%. Удельную радиоактивность рассчитывали на сырую, естественную массу. Статистическую и графическую обработку результатов измерений проводили с использованием пакетов прикладных программ Exel 2003 и Statistica 6.0.

Результаты исследований и их обсуждение

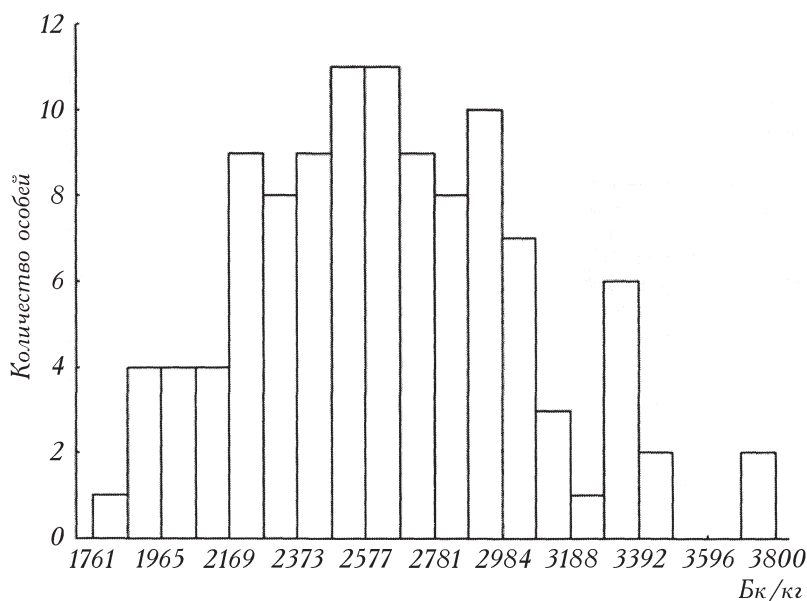
Известно, что на уровень удельной активности ^{137}Cs у рыб одного и того же вида в одном и том же водоеме могут влиять различные факторы, основными из которых являются различный уровень радионуклидного загрязнения разных участков водоема [3, 4], «размерный» эффект [15, 16], сезон года [1, 5], температура воды [6, 9, 13], вероятно, физиологическое состояние особи и принадлежность особи к определенной популяции.

Воздействие этих факторов приводит к индивидуальным различиям в удельной активности ^{137}Cs у рыб водоема-охладителя. Наименьшие различия регистрируются у рыб низких трофических уровней, например у плотвы (рис. 1).

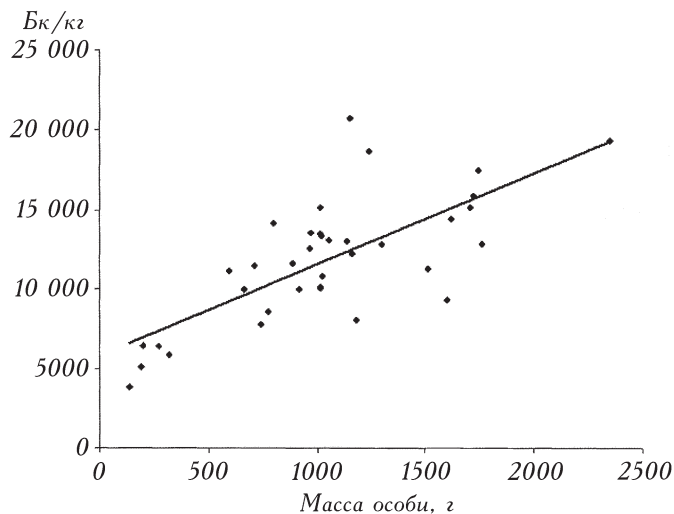
Относительно небольшие индивидуальные различия удельной активности ^{137}Cs у рыб-бентофагов в основном обусловлены слабым проявлением, либо отсутствием «размерного» эффекта [2]. У рыб высоких трофических уровней, например у судака, как правило, проявляется ярко выраженный положительный «размерный» эффект (рис. 2).

Это приводит к тому, что удельная активность ^{137}Cs у особей одного вида, особенно у рыб высоких трофических уровней, отловленных одновременно в одной точке водоема, может различаться до 10 и более раз. В отловах встречаются особи разного возраста, и при выборке за год часто регистрируется широкий диапазон удельной активности ^{137}Cs (рис. 3).

В такой ситуации некорректно представлять и сравнивать между собой усредненные за год результаты, поэтому в статье представлена динамика ежегодных пределов удельной активности ^{137}Cs у рыб.



1. Количество особей плотвы водоема-охладителя ЧАЭС с различным уровнем удельной активности ¹³⁷Cs в отлове 2003 г., Бк/кг.

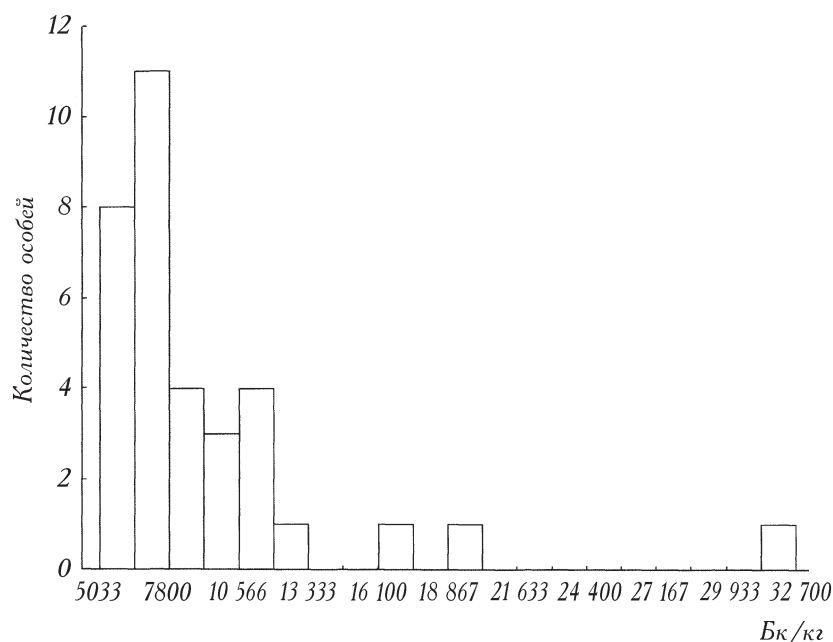


2. Зависимость удельной активности ¹³⁷Cs от массы особи у судака водоема-охладителя ЧАЭС, 2003 г., Бк/кг.

До аварии на ЧАЭС удельная активность ¹³⁷Cs у рыб составляла: густера — 2—14 Бк/кг, карась (вид не определен) — 2—25, сазан — 1—12, лещ — 0,3—9,0, плотва — 0,4—9,0, судак — 3—30 Бк/кг.

После аварии содержание ¹³⁷Cs у рыб значительно увеличилось. В таблице 1 представлена удельная активность ¹³⁷Cs у рыб-бентофагов.

У всех бентофагов максимум удельной активности ¹³⁷Cs (до 276 кБк/кг у густеры в 1987 г.) регистрировался в 1986—1987 гг. Отмечены большие различия минимальных и максимальных значений удельной активности ¹³⁷Cs у рыб за год (до 30 и более раз), особенно заметные в первые годы после ава-



3. Количество особей сома обыкновенного водоема-охладителя ЧАЭС с различным уровнем удельной активности ^{137}Cs в отлове 2003 г., Бк/кг.

рии. Вероятно, это вызвано неравномерным загрязнением донных отложений [8] и компонентов водоема, индивидуальными различиями в скорости накопления ^{137}Cs , часто меняющимися температурными и гидрологическими параметрами водоема в 1986—1987 гг. Кроме того, наиболее яркое проявление «размерного» эффекта регистрировали именно в первые годы после аварии [15].

Начиная с 1991 г. различия минимальных и максимальных значений удельной активности у рыб-бентофагов значительно уменьшились и редко выходили за пределы 3—4 раз (см. рис. 1, табл. 1).

Для описания динамики удельной активности ^{137}Cs у гидробионтов, которая представляет собой нелинейный процесс, вместо не совсем подходящего, по нашему мнению, для этих целей термина «скорость» (снижения или увеличения), авторы предлагают использовать коэффициент инверсии: $K_{\text{инв}} = A_0/A_t$, где A_0 — удельная активность радионуклида в нулевой момент времени; A_t — активность радионуклида в момент времени t . По сути, $K_{\text{инв}}$ отражает кратность изменения (инверсии) удельной активности радионуклидов за любой произвольный отрезок времени, то есть во сколько раз снизилась (или увеличилась) удельная активность за любой выбранный для изучения отрезок времени. Если $K_{\text{инв}} > 1$ — удельная активность радионуклида снижается, если $K_{\text{инв}} < 1$ — удельная активность радионуклида увеличивается. Кроме того, коэффициент $K_{\text{инв}}$ можно использовать для сравнения дина-

1. Динамика удельной активности ^{137}Cs у рыб-бентофагов водоема-охладителя ЧАЭС (кБк/кг)

Годы отбора	Густера	Карась серебряный	Сазан	Плотва	Лещ
1986	246,0*	×	25,4—154,7	×	×
1987	10,7—275,8	×	26,2—236,0	×	24,7—235,6
1988	4,8—99,4	×	26,4—64,7	21,1*	27,6—77,1
1989	8,7—25,8	×	×	×	11,6—39,3
1990	4,0—21,3	10,3—18,6	8,2—16,9	×	4,4—32,8
1991	3,1—11,6	×	×	2,8—9,0	5,4—16,1
1992	3,2—8,8	×	×	2,7—8,2	6,1—18,3
1993	2,8—6,6	×	×	×	5,1—17,3
1994	3,7—5,3	×	×	2,5—7,6	4,2—18,0
1995	2,1—3,2	×	×	3,1—8,1	3,6—11,3
1996	1,9—2,9	×	×	×	3,7—8,1
1997	1,6—7,6	2,8—6,2	2,7—6,2	1,3—3,9	3,8*
1998	1,4—5,9	0,8—11,5	2,2—7,4	2,2—6,0	2,3—5,7
1999	1,3—3,6	1,8—9,4	1,5—5,3	2,6—5,1	1,1—4,2
2000	1,6—4,7	×	×	2,2—5,1	1,4—4,0
2001	1,4—3,4	×	×	2,1—4,0	1,6—5,3
2002	1,7—3,2	2,4—6,4	2,5—4,6	1,7—3,2	1,7—4,8
2003	1,4—5,4	2,8—8,9	2,8—7,7	1,8—3,8	1,5—4,8
2004	2,0—4,2	2,7—7,8	×	1,5—5,8	2,3—3,9
2005	2,1*	×	×	×	1,9*
2006	2,0—3,0	2,3—5,2	2,1—3,0	1,2—2,4	1,7—4,4
2007	×	×	×	×	×
2008	×	4,4*	×	1,9*	×
2009	1,3—1,6	×	×	1,3—2,0	×
2010	×	1,2—4,8	×	1,2—1,7	0,9*
2011	0,8—3,4	×	×	1,6—2,1	0,9*
2012	1,7*	1,7*	×	0,8—0,9	1,3*
2013	1,3—1,5	2,3*	2,4*	1,3*	×

Примечание. Здесь и в табл. 2, 3: * один образец; × — не определяли.

мики удельной активности ^{137}Cs (и не только) у гидробионтов разных водоемов за одинаковый отрезок времени.

Так как в данной статье представлены не усредненные данные, а ежегодные пределы удельной активности ^{137}Cs у рыб, $K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs}$ здесь можно оценить только приблизительно.

Например, наиболее резкое, 10—25-кратное снижение удельной активности ^{137}Cs у рыб-бентофагов водоема-охладителя ($K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs} = 10\text{—}25$) происходит в первые 5 лет после аварии, с 1986—1987 по 1990—1991 гг. Затем снижение удельной активности ^{137}Cs у них замедляется, и примерно за 20 лет, с 1990—1991 по 2011—2013 гг., она снижается не более чем в 10 раз ($K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs} = < 10$) (см. табл. 1).

За весь период исследований, с 1986—1987 по 2011—2013 гг., удельная активность ^{137}Cs у рыб-бентофагов снизилась примерно в 100 раз и в последние 2 года находится на уровне 0,8—3,4 кБк/кг.

Сходные процессы наблюдали и у других видов различного типа питания (табл. 2), за исключением рыб высоких трофических уровней.

Так же, как и у бентофагов, наибольшие различия в максимуме и минимуме удельной активности ^{137}Cs регистрировали у планктофагов толстолобов (до 18 раз в 1987 г.) и у полифага канального сома (до 9 раз в том же году) в первые годы после аварии. В дальнейшем, начиная с 1991 г., минимальные и максимальные уровни удельной активности у этих видов рыб редко различались более чем в 3—4 раза. У голавля и красноперки в изучаемый период максимум и минимум удельной активности ^{137}Cs , за исключением отдельных случаев, редко различался более, чем в 3—4 раза.

$K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs}$ с 1986—1987 по 1990—1991 гг. у сома канального составляет около 20, у толстолобов — несколько ниже, что, вероятно, обусловлено особенностями данных видов.

Начиная с 1990—1991 гг., как и у бентофагов, снижение удельной активности ^{137}Cs у толстолобов и сома канального к 2009—2010 гг. замедляется; $K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs}$ за этот период составляет примерно 10.

У рыб высоких трофических уровней динамика удельной активности ^{137}Cs несколько другая (табл. 3). По сравнению с рыбами более низких трофических уровней (см. табл. 1, 2), различия максимальных и минимальных значений удельной активности ^{137}Cs в течение исследуемого года у рыб высоких трофических уровней могут быть выше. Причем такие относительно большие различия отмечались не только в первые годы после аварии, например у судака в 1988—1990 гг. и у жереха в 1988 г., но и периодически на протяжении последующих лет исследований, когда радиационная обстановка в водоеме-охладителе уже была довольно стабильной. Так, у судака в 2009 г. минимум удельной активности ^{137}Cs отличался от ее максимума в 7 раз. Наибольший размах величины удельной активности ^{137}Cs в течение года регистрировался у сома обыкновенного в 1999 г. когда ее минимум и максимум различались в 23 раза. Вероятно, относительно большие различия максимума и минимума удельной активности ^{137}Cs у рыб высоких трофических уровней, кроме перечисленных выше причин, во многом обусловлены «раз-

2. Динамика удельной активности ^{137}Cs у рыб разных видов с различным типом питания водоема-охладителя ЧАЭС (кБк/кг)

Годы отбора	Толстолоб белый + толстолоб пестрый	Сом канальный	Голавль	Красноперка
1986	99,5—175,4	110,0—613,4	×	×
1987	13,3—236,7	26,6—248,2	×	×
1988	14,9—105,0	19,4—36,0	×	×
1989	9,1—72,1	24,6—44,2	×	×
1990	3,7—70,1	7,0—27,6	×	4,6—11,3
1991	×	7,3—28,8	×	×
1992	×	6,6—26,1	×	×
1993	×	6,9—23,0	2,6*	×
1994	8,6—10,1	5,3—16,0	5,0—8,9	×
1995	×	4,0—12,9	×	×
1996	×	8,8*	3,8—6,6	×
1997	2,0—5,3	5,1—7,9	1,5—5,6	1,7—5,8
1998	3,3—7,5	2,6—12,4	1,0—10,6	1,8—4,1
1999	1,3—6,9	2,1—8,2	2,1—10,0	2,5—4,0
2000	×	3,5—11,1	×	×
2001	×	2,2—8,4	×	×
2002	3,3*	2,8—6,4	1,7*	2,5*
2003	2,6—4,0	1,4—10,1	2,0—6,5	1,5—4,4
2004	×	4,0—7,4	1,8—4,4	1,7—3,8
2005	×	1,8—7,1	×	×
2006	2,0*	2,2—5,9	2,2—3,3	1,2—2,1
2007	×	×	×	×
2008	×	4,9*	×	1,4*
2009	×	2,5*	1,9*	×
2010	1,6*	×	1,9—2,1	×
2011	×	×	1,4—2,3	1,2—1,3
2012	×	×	1,3—2,0	1,2—1,4
2013	×	×	2,4*	1,2*

мерным эффектом» накопления ^{137}Cs , который наиболее ярко проявляется именно у рыб высоких трофических уровней [15].

3. Динамика удельной активности ^{137}Cs у рыб высоких трофических уровней водоема-охладителя ЧАЭС (кБк/кг)

Годы отбора	Окунь	Судак	Жерех	Сом обыкновенный
1986	138,3*	440,3*	×	×
1987	123,0—443,4	53,8—436,6	×	45,3—128,8
1988	76,5—540,5	23,7—295,8	25,0—386,8	46,3—170,7
1989	×	11,2—272,4	34,9—44,1	39,6—59,8
1990	42,4—82,2	15,3—169,1	22,1—50,0	26,9—35,6
1991	×	×	18,2—44,6	×
1992	×	×	15,6—36,8	10,3—28,8
1993	5,7*	28,2*	14,9—24,1	7,9*
1994	×	19,2—35,9	8,6—21,3	12,1—41,9
1995	×	×	9,0—27,0	10,1—31,9
1996	×	×	8,7—32,2	×
1997	8,3—23,3	×	6,6—14,8	2,7—18,5
1998	7,6—28,3	3,5—24,7	×	3,4—43,4
1999	5,3—26,0	5,7—26,0	5,6—11,4	1,8—42,0
2000	×	×	5,8—14,1	2,3—19,7
2001	×	×	5,7—21,0	3,9—27,8
2002	5,7—14,5	6,2—13,1	×	4,4—10,6
2003	3,0—25,8	3,8—20,7	6,4—13,2	5,0—32,7
2004	4,2—19,9	6,1—16,1	×	×
2005	6,0*	4,4*	3,8—9,7	×
2006	3,5—19,0	8,4—12,6	×	4,4—12,0
2007	×	×	×	×
2008	2,9—18,0	×	×	×
2009	2,1—10,6	2,2—15,3	3,9*	×
2010	1,3—4,3	5,6*	×	3,0—5,2
2011	2,8—5,4	2,2—7,6	×	3,6*
2012	1,7—4,4	1,7—3,3	×	5,7*
2013	3,3*	4,4*	×	×

У окуня, в отличие от рыб более низких трофических уровней, максимум удельной активности регистрировали только через два года после аварии. В дальнейшем у него происходило постепенное снижение удельной актив-

сти ^{137}Cs , причем на протяжении 11 лет, с 1997 по 2008 г. активность ^{137}Cs у него практически не менялась (см. табл. 3).

У судака за четыре года после аварии $K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs}$ был < 3 , что значительно меньше, чем у рыб других типов питания. В дальнейшем у этого вида наблюдается снижение удельной активности ^{137}Cs .

У жереха с 1989 по 2009 г. также регистрировалось довольно медленное снижение удельной активности ^{137}Cs (за 20 лет $K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs}$ составил ≈ 10).

Аналогична динамика удельной активности ^{137}Cs у сома обыкновенного. В отличие от рыб других типов питания, максимум удельной активности ^{137}Cs у него регистрировался в 1988 г. С 1990 по 2003 г. её величина снижалась незначительно (см. табл. 3).

За период с 1986—1987 гг. по 2012—2013 гг. у окуня и судака $K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs}$ составил около 100, тогда как у сома обыкновенного — только 20.

У рыб высоких трофических уровней — ихтиофагов окуня, судака, сома обыкновенного и жереха — снижение удельной активности ^{137}Cs , по сравнению с изученными видами рыб более низких трофических уровней (бенитофагов, фитофагов и др.), в первые годы после аварии происходило значительно медленнее, что соответствует данным [14, 17].

Заключение

В 1978—2013 гг. на акватории водоема-охладителя ЧАЭС исследовали динамику уровня удельной активности ^{137}Cs у рыб различного типа питания.

Максимум удельной активности ^{137}Cs регистрировали у большинства видов рыб в 1986—1987 гг. У окуня и сома обыкновенного максимум удельной активности ^{137}Cs отмечен позднее, в 1987—1988 гг.

Для дискретной оценки динамики удельной активности ^{137}Cs у рыб предложен коэффициент инверсии: $K_{\text{инв}} = A_0/A_t$, где A_0 — удельная активность радионуклида в нулевой момент времени; A_t — активность радионуклида в момент времени t . $K_{\text{инв}}$ отражает кратность изменения (инверсии) удельной активности радионуклидов за любой произвольный отрезок времени.

С 1986—1987 гг. по 1990—1992 гг. удельная активность ^{137}Cs у рыб низких трофических уровней снизилась примерно в 10 раз у сазана ($K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs} \approx 10$) и до 20—25 раз у других «мирных» видов ($K_{\text{инв}}^{137}\text{Cs} = 20—25$). За этот же период у рыб высоких трофических уровней удельная активность ^{137}Cs снижалась в 2—3 раза медленнее.

Вероятно, изменения удельной активности ^{137}Cs у рыб во многом зависит от «эффекта трофических уровней» [15, 17], который предполагает некоторую задержку в накоплении и выведении ^{137}Cs у рыб высоких трофических уровней по сравнению с рыбами более низких трофических уровней.

С 1990—1992 гг. по 2011—2013 гг. у всех видов рыб водоема-охладителя $K_{\text{инв}}^{137\text{Cs}}$ значительно снизился по сравнению с первыми годами с начала радионуклидного загрязнения водоема после аварии на ЧАЭС и составлял ≈ 10 .

За исключением сома обыкновенного у исследованных видов рыб водоема-охладителя удельная активность ^{137}Cs с 1986—1987 гг. по 2012—2013 гг. снизилась примерно в 100 раз ($K_{\text{инв}}^{137\text{Cs}} \approx 100$). За это же время удельная активность ^{137}Cs у сома обыкновенного снизилась в 20 раз ($K_{\text{инв}}^{137\text{Cs}} \approx 20$).

В настоящее время (2011 г. — май 2013 г.) удельная активность ^{137}Cs у всех исследованных рыб водоема-охладителя ЧАЭС находится в пределах 0,8—7,6 кБк/кг. В данном случае — это «нулевой фон» удельной активности ^{137}Cs в ихтиофауне водоема, который можно учитывать при разработке экологического мониторинга водоема-охладителя ЧАЭС при дальнейшей трансформации данной уникальной экосистемы.

**

У 1978—2013 рр. на акваторії водойми-охолоджувача ЧАЕС досліджували рівні питомої активності ^{137}Cs у риб різного типу живлення. Представлена багаторічна динаміка меж питомої активності ^{137}Cs у 13 видів риб. Для дискретної оцінки динаміки питомої активності ^{137}Cs у риб запропоновано коефіцієнт інверсії ($K_{\text{инв}}$), який відображає кратність зміни (інверсії) питомої активності радіонукліда за будь-який довільний відрізок часу. Найбільша питома активність ^{137}Cs реєструється у риб високих трофічних рівнів. З 1986—1987 рр. по 2012—2013 рр. питома активність ^{137}Cs у риб знизилася приблизно в 100 разів. Найбільш інтенсивне зниження питомої активності ^{137}Cs характерне для риб низьких трофічних рівнів. У 2011—2013 рр. питома активність ^{137}Cs досліджених видів риб водойми-охолоджувача ЧАЕС знаходиться в межах 0,8—7,6 кБк/кг.

**

Levels of specific activity of ^{137}Cs at fishes of different type of a food on water area of cooling-pond of ChNPP investigated in 1986—2013. Long-term dynamic of limits of specific activity of ^{137}Cs in 13 species of fishes is introduced. The inversion factor ($K_{\text{инв}}$) which characterizes multiplicity of change (inversion) of specific activity of radioactive nuclide for any arbitrary interval of time is offered for a discrete assessment of dynamics of specific activity of ^{137}Cs at fishes. The maximum specific activity of ^{137}Cs registers at fishes of high trophic levels. Specific activity of ^{137}Cs in fishes has decreased approximately in 100 times from 1986—1987 till 2012—2013. The most intensive decrease of specific activity of ^{137}Cs is characteristic for fishes of low trophic levels. Specific activity of ^{137}Cs the investigated species of fishes of cooling-pond of ChNPP is in limits of 0,8—7,6 kBq/kg in 2011—2013.

**

1. Зарубин О. Л. Сезонная динамика содержания ^{137}Cs в головле водоема-охладителя ЧАЭС / V Міжнар. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: Зб. наук. ст. У 2-х т. Т. 1. Алушта, 7—11 вер. 2009 р. — Х.: Райдер, 2009. — С. 146 — 147.
2. Зарубин О.Л., Залисский А.А., Беляев В.В. и др. Удельная активность ^{137}Cs в мышцах рыб-бентофагов в зависимости от массы особи / Гидробиол. журн. — 2011. — Т. 47, № 5. — С. 96 — 105.

3. Зарубин О.Л., Залисский А.А., Лукашев Д.В., и др. Неравномерность распределения радионуклидов в основных компонентах реки Припять на территории 30-км зоны ЧАЭС / Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту. Серія: Біологія, № 4 (15). Спеціальний випуск: Гідроекологія. — 2001. — С. 11 — 12.
4. Зарубин О.Л., Залисский А.А., Лукашев В.Д., Головач Л.А. Влияние пространственного расположения и гидрологических факторов на радиационное загрязнение биоты различных участков реки Припять на территории 30-км зоны ЧАЭС / Наукові і технічні аспекти Чорнобиля. Зб. наук. статей. Вип. 4. — К.: Політехніка, 2002. — С. 456—462.
5. Зарубин О.Л., Костюк В.А., Малюк И.А. О сезонной динамике содержания ^{137}Cs в плотве Каневского водохранилища (2006—2009 гг.) / VI Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: Зб. наук. ст. У 2-х т. Алушта, 6—10 вер. 2010 р. Т. 1. — Х.: Райдер, 2010. — С. 135—137.
6. Зарубин О.Л., Шатрова Н.Е., Коваль Г.Н. Температурный фактор в накоплении Cs-137 гидробионтами водоема-охладителя ЧАЭС // Матеріали щорічної наук. конф. Інституту ядерних досліджень. — К., 1998. — С. 312 — 314.
7. Казаков С.В. Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техніка, 1995. — 192 с.
8. Канивец В.В., Войцехович О.В. Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Тр. УкрНИГМИ, 2000. — Вып. 248. — С. 154—171.
9. Катков А.Е., Гусев Д.И., Дзекунев А.В. и др. Влияние температуры воды на накопление радионуклидов рыбой // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Тр. Ин-та экологии растений и животных Уральского НЦ АН СССР. — Свердловск, 1978. — С. 70—75.
10. Крышев И.И., Алексахин Р.М., Сазыкина Т.Г. и др. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии / Под ред. И. И. Крышева. — М.: Ядерное общество СССР, 1991. — 126 с.
11. Крышев И.И., Алексахин Р.М., Рябов И.Н. и др. Радиоактивность районов АЭС / Под ред. И. И. Крышева. — М.: ИАЭ им. И. В. Курчатова, 1991. — 150 с.
12. Кузьменко М.И. Радиоэкологические проблемы водоемов Украины // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 34, № 6. — С. 95—119.
13. Куликов Н.В., Ожегов Л.Н., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление радионуклидов гидробионтами при разной температуре воды // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Тр. Ин-та экологии растений и животных Уральского НЦ АН СССР. — Свердловск, 1978. — С. 65—69.
14. Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС, Т. 1 / Под. ред. О. В. Войцеховича. — Киев: Чернобыльтехинформ, 1997. — 308 с.

15. *Рябов И.Н.* Радиозэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС: по материалам экспедиционных исследований. — М.: Изд-во Т-ва науч. знаний КМК, 2004. — 215 с.
16. *Koulikov A.O., Ryabov I.N.* Specific cesium activity in freshwater fish and size effect // *Sci. Total Environ.* — 1992. — Vol. 112. — P. 125—142.
17. *Kryshev I.I., Ryabov I.N.* About the efficiency of trophic levels in the accumulation of Cs-137 in fish of the Chernobyl NPP' cooling pond // 1 Intern. Conf. «Biological and Radioecological Aspects of the Consequences of the Chernobyl NPP accident». — Moscow, 1990. — P. 117.

¹ Институт ядерных исследований
НАН Украины, Киев

² Государственное предприятие
«Чернобыльский спецкомбинат»

Поступила 02.08.13