

**<sup>137</sup>Cs В РЫБАХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ПОСЛЕ ПРЕКРАЩЕНИЯ  
ЭКСПЛУАТАЦИИ ЧАЭС**

**О. Л. Зарубин<sup>1</sup>, А. А. Залиский<sup>2</sup>, И. А. Малюк<sup>1</sup>,  
Л. А. Головач<sup>1</sup>, А. И. Головач<sup>1</sup>, С. В. Телецкая<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Институт ядерных исследований НАН Украины, Киев, Украина

<sup>2</sup>Государственное специализированное научно-производственное предприятие «Экоцентр», Чернобыль, Украина

В 1999 - 2006 гг. изучали содержание <sup>137</sup>Cs в рыбах водоема-охладителя ЧАЭС. Установлено, что в большинстве видов рыб водоема-охладителя не произошло существенного снижения <sup>137</sup>Cs. В леще (*Abramis brama* (L.)), густере (*Blicca bjoerkna* (L.)) и соме канальном (*Ictalurus punctatus* (Raf.)) содержание <sup>137</sup>Cs к 2006 г. не снизилось по сравнению с 1999 - 2000 гг. В уклее (*Alburnus alburnus* (L.)) содержание <sup>137</sup>Cs в 2006 г. достоверно превышает таковое в 2000 г. Вероятно, данное явление обусловлено перестройкой трофических цепей вследствие изменения температурных и гидрологических параметров экосистемы водоема-охладителя в результате прекращения работы ЧАЭС.

**Введение**

Водоем-охладитель ЧАЭС (ВО) представляет собой искусственный пруд наливного типа, расположенный к юго-востоку от промплощадки АЭС и созданный путем отторжения участка поймы р. Припять с помощью ограждающей дамбы. ВО является открытой экосистемой с круглогодичным обитанием колоний водоплавающих птиц. В нем обитает более 500 видов и внутривидовых таксонов водорослей, свыше 200 видов беспозвоночных, более 20 видов рыб. До аварии теплые воды ЧАЭС использовались для промышленного рыбозаведения.

В период работы ЧАЭС экосистема ВО подвергалась воздействию нескольких техногенных факторов.

Скорость течения в водосбросном и водозаборном канале достигала 33 см/с, в районе струеразделительной дамбы – 24 см/с, а на остальных участках ВО – около 0,5 см/с.

С началом пуска ЧАЭС и вплоть до ее остановки в конце 2000 г. существенное влияние на термический режим ВО оказывал сброс подогретых вод, объем которых в 1985 г. достигал 206 м<sup>3</sup>/с; при этом температура воды в сбросном канале в летние месяцы (до прекращения работы ЧАЭС) часто превышала 30 °С.

По разным оценкам [1 - 3] авария на ЧАЭС обусловила поступление в ВО до 200000 Ки различных продуктов деления. В результате распада короткоживущих радионуклидов, начиная с осени 1986 г., в радионуклидное загрязнение рыб ВО основной вклад вносили изотопы цезия – <sup>137</sup>Cs и <sup>134</sup>Cs. Из-за относительно небольшого периода полураспада <sup>134</sup>Cs в последние годы почти 100 % радионуклидного загрязнения рыб ВО обусловлено <sup>137</sup>Cs.

Кроме радионуклидного, в результате аварии на ЧАЭС и мероприятий, связанных с ее ликвидацией, ВО подвергся мощному химическому загрязнению. Содержание токсикантов в воде значительно превышало предельно допустимые концентрации. Так, даже через много лет после аварии, в 1997 – 1999 гг., в воде ВО регистрировалось превышение ПДК для меди в 2 - 10, а для катионных ПАВ в 10 - 30 раз [4].

Решением Президента Украины ЧАЭС остановила свою работу в декабре 2000 г., в связи с чем на экосистему ВО прекратили воздействовать, по крайней мере, два существенных фактора – гидрологический и температурный. Кроме того, гидробионты перестали подвергаться тепловому воздействию при прохождении через охлаждающий контур ЧАЭС, результатом которого являлась гибель [5] и/или стресс водной биоты.

В этой связи возникает естественный вопрос - как повлияло прекращение работы ЧАЭС на содержание <sup>137</sup>Cs в рыбах ВО, ответ на который мы постараемся дать в данной статье.

Второй нашей задачей являлась регистрация «нулевого фона» содержания радионуклидов в рыбах ВО перед планируемым спуском этого водоема.

**Материал и методика исследований**

Отлов рыб производился на акватории ВО в период с 1999 по 2006 г. (за исключением 2003 и 2005 гг.), в основном летом и осенью, любительскими снастями (спиннинг, удочка) и ставными сетями с размером ячеи от 30 до 150 мм. Обыкновенно отлавливались половозрелые экземпляры рыб.

Подготовка проб к измерениям заключалась в отделении мышц от остальных органов и тканей с последующей гомогенизацией отобранного ма-

териала. Как правило, приведенные в статье значения являются усредненными не менее чем по трем экземплярам одного вида рыб.

В 1999 - 2001 гг. измерения содержания гамма-излучающих радионуклидов проводилось в ЦЭП АЭ ИЯИ НАН Украины методами гамма-спектрометрии с использованием германиевых дрейфовых коаксиальных детекторов типа ДГДК-90 – ДГДК-180 с энергетическим разрешением по  $^{60}\text{Co}$  (линия 1332 кэВ) 3,5 - 4,5 кэВ и многоканальных анализаторов ICA-70, AFORA, NOKIA, NOKIA LP4900B. В зависимости от активности пробы время измерений составляло от 1800 до 7200 с.

Часть проб измерена в Государственном специализированном научно-производственном предприятии «Экоцентр» (г. Чернобыль). Измерения проводилось аналогичными методами гамма-спектрометрии с помощью германий-литиевых коаксиальных детекторов ДГДК-105, -109 с разделительной способностью по энергии  $^{60}\text{Co}$  (линия 1332 кэВ) 3 кэВ, блоков детектирования PGT IGC-24 с разделительной способностью по энергии  $^{60}\text{Co}$  (линия 1332 кэВ) 2,34 кэВ, Canberra 7229P 24 с разделительной способностью по энергии  $^{60}\text{Co}$  (линия 1332 кэВ) 2,32 кэВ, Ortec LO-Ax51370/20 24 с разделительной способностью по линии 121,8 - 0,77 кэВ и многоканальных анализаторов NOKIA LP4900B. Время измерения удельной активности образцов в зависимости от их активности составляло от 300 до 3600 с. Относительная погрешность измерения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в образцах не превышала 15 %, обыкновенно составляя 3 - 10 %.

В 2002 - 2006 гг. измерения проводились также в ЦЭП АЭ ИЯИ НАН Украины с использованием гамма-спектрометра «CANBERRA» на базе германиевого коаксиального детектора GC-6020 с разрешением по  $^{60}\text{Co}$  (линия 1332 кэВ) 1,8 кэВ (эффективность 60 %). Применялся цифровой

процессор DSP-9660 фирмы «CANBERRA». Толщина свинцовой защиты 100 мм. Время измерений составляло от 60 до 1800 с.

Удельная радиоактивность рассчитывалась на сырую, естественную массу.

Статистическая обработка результатов измерений проводилась с использованием пакета прикладных программ Exel 2003.

### Результаты исследований и их обсуждение

**Внутривидовые особенности содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах.** В период исследований было обнаружено, что удельное содержание  $^{137}\text{Cs}$  в особях одного вида рыб, отобранных в одно и то же время в одном и том же водоеме, может существенно различаться. Так, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в «мирных» видах рыб – бентофагах, фитофагах и планктофагах, как правило, может различаться в 2 - 3 раза. Различия в содержании  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах со смешанным типом питания и ихтиофагах могут достигать 10 и более раз (рис. 1 и 2), что отмечалось как нами [6 - 10], так и другими авторами [11 - 15]. Причин данного явления может быть несколько. Одной из них является широкий выбор рыбами кормовых объектов с различными уровнями радионуклидного загрязнения. Второй, не менее важной причиной, является, так называемый, «размерный эффект», который заключается в увеличении удельного содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах с увеличением массы тела (с увеличением возраста) [16]. Проявляется он, в основном, у некоторых ихтиофагов и рыб со смешанным типом питания. Данный эффект формируется под воздействием нескольких различных факторов, сущность его довольно сложна и до конца не ясна, поэтому авторы, подробно не останавливаясь на этом явлении в данной статье, планируют рассмотреть «размерный эффект» в последующих работах.

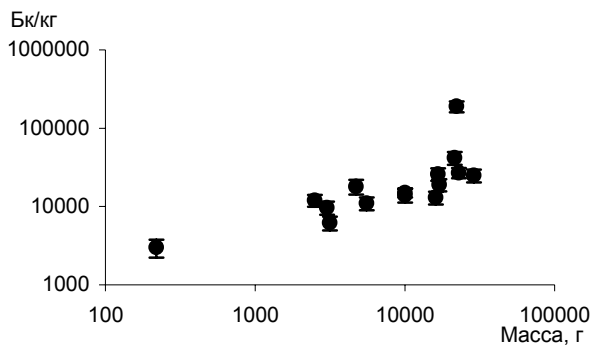


Рис. 1. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в соме ВО ЧАЭС в зависимости от массы тела в 1999 г. (Бк/кг).

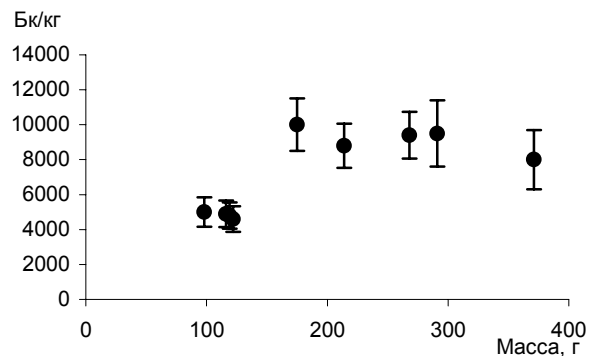


Рис. 2. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в головле ВО ЧАЭС в зависимости от массы тела в 2006 г. (Бк/кг).

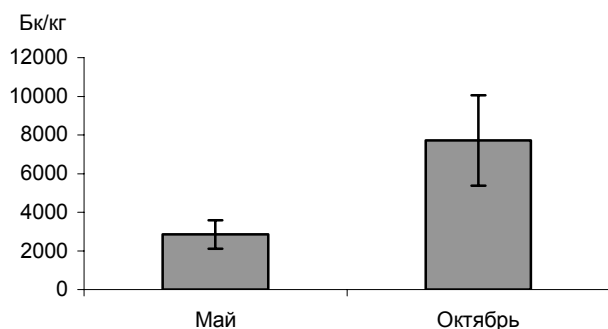


Рис. 3. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в головле ВО ЧАЭС в 1999 г. (Бк/кг).

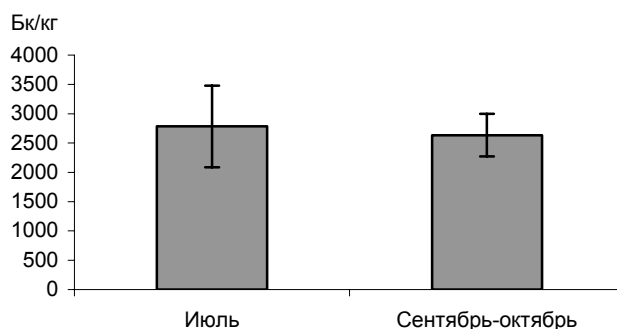


Рис. 4. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в головле ВО ЧАЭС в 2006 г. (Бк/кг).

Обнаруживается сезонная динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах ВО, что частично подтверждает наши данные труднодоступными для широкого круга исследователей научными отчетами «Экоцентра» (ранее ЧЕНТЦМИ) и устными сообщениями сотрудников ИГБ НАН Украины О. И. Насвита и В. В. Беляева. Следует отметить, что сезонная динамика проявляется не обязательно (рис. 3 и 4).

Вышеперечисленные причины приводят к тому, что усредненные данные удельного содержания  $^{137}\text{Cs}$  не всегда реально отражают реальную

картину радионуклидного загрязнения рыб, поэтому в данной работе мы представляем зарегистрированные *пределы удельного содержания* этого радионуклида в воде и рыбах ВО.

**Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде ВО ЧАЭС.** По данным «Экоцентра» [17 - 23] в исследуемый период содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде ВО постепенно снижается (рис. 5 и 6). Отметим, что содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде ВО с 2000 по 2005 г. снизилось почти в 2 раза (см. рис. 5), что совпадает с нашими данными.

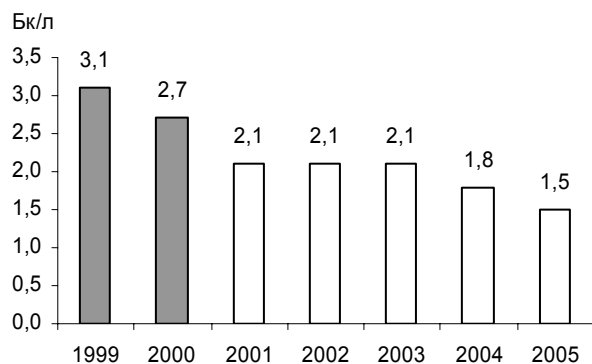


Рис. 5. Динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде ВО ЧАЭС в период с 1999 по 2005 гг. (по данным «Экоцентра», Бк/л).

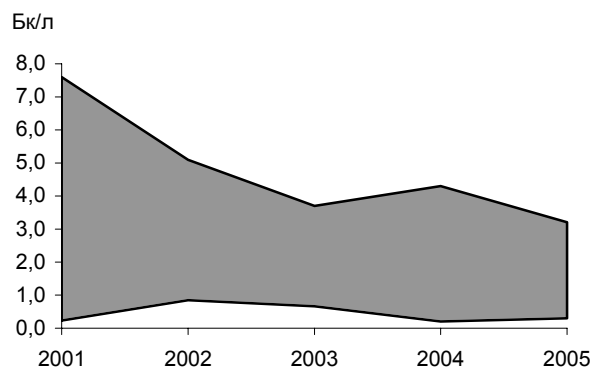


Рис. 6. Пределы содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде ВО ЧАЭС в 2001 - 2005 гг. (по данным «Экоцентра», Бк/л).

Обращают на себя внимание широкие пределы содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде ВО в течение года (см. рис. 6), что, вероятно, можно объяснить сезонной динамикой и различными гидрометеорологическими условиями во время отборов проб воды.

**Динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах ВО ЧАЭС в 1999 - 2006 гг.** Как указывалось ранее, ЧАЭС прекратила свою работу в декабре 2000 г. В результате на экосистему ВО перестали действовать, по крайней мере, два существенных фактора: повышенная температура воды и искусственное циркуляционное течение; осталось лишь

ветровое течение. По-видимому, в отсутствие работы ЧАЭС, химическое и радионуклидное загрязнение снизилось или прекратилось. Кроме того, с 2000 по 2005 г. содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде р. Припять, которая является основным водосточником ВО снизилось почти в 2 раза [23]. В этой связи ожидалось снижение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в воде и гидробионтах ВО. Действительно, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде снижалось (см. рис. 5 и 6). В то же время во многих видах рыб существенного снижения содержания этого радионуклида не произошло (рис. 7).

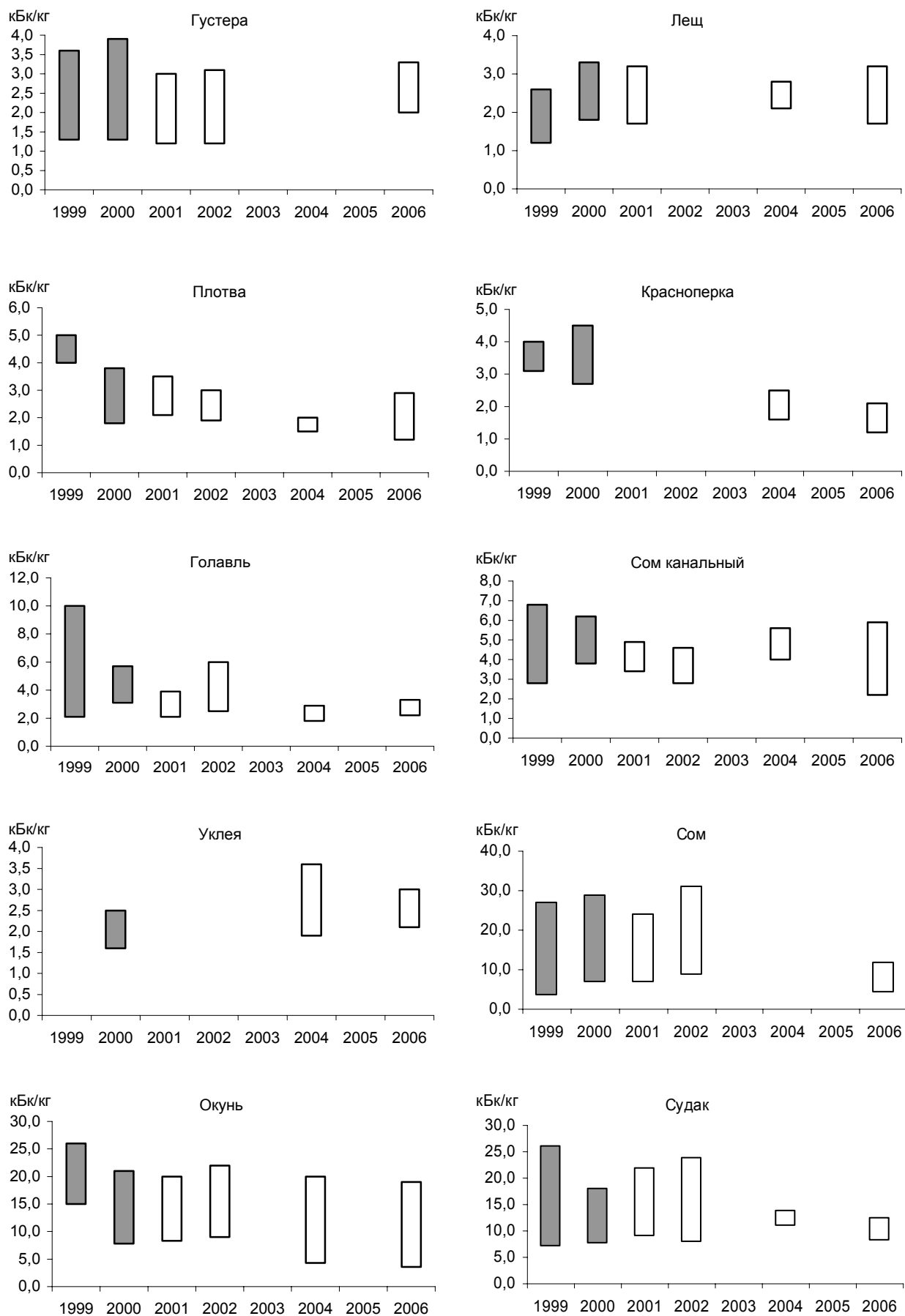


Рис. 7. Динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах ВО ЧАЭС в 1999 - 2006 гг. (Бк/кг).

В исследуемый период в бентофагах со сходным спектром питания, густере и леще, содержание  $^{137}\text{Cs}$  не изменилось и в 2006 г оставалось на уровне 1999 - 2000 гг. В плотве содержание  $^{137}\text{Cs}$  снизилось незначительно (см. рис. 7).

В фитофаге красноперке регистрируется достоверное снижение содержания  $^{137}\text{Cs}$ ; после закрытия ЧАЭС оно упало в два раза. Очевидно, такое снижение напрямую связано с типом питания данного вида. В условиях ВО красноперка питается, в основном, обрастаниями и нитчатые

ми водорослями, содержание  $^{137}\text{Cs}$  в которых довольно быстро меняется (дни - недели) в зависимости от содержания этого радионуклида в воде.

В планктофаге уклее содержание  $^{137}\text{Cs}$  достоверно увеличилось к 2006 г. по сравнению с 2000 г. Вероятно, происходящие изменения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах ВО можно объяснить перестройкой, в первую очередь, начальных звеньев рыбных пищевых цепей. Упрощенно рыбные трофические цепи в ВО представлены на рис. 8.

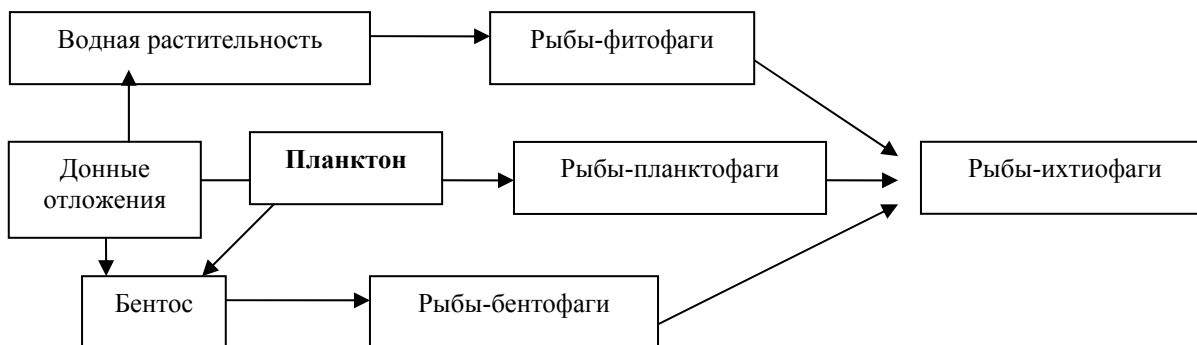


Рис. 8. Схема рыбных пищевых цепей в ВО ЧАЭС.

До 100 %  $^{137}\text{Cs}$  в организм свободнообитающих рыб поступает по пищевому пути [24]. Снижение температуры воды в ВО привело к различным изменениям в экосистеме. На многих участках ВО интенсифицировалось зарастание прибрежной зоны воздушно-водными растениями (тростник, рогоз). По визуальным оценкам происходят сукцессионные изменения ассоциаций водных растений. Изменилась структура зообентоса, уменьшилась биомасса «мягкого» бентоса. В то же время в 2001 г. в ВО обнаружено 15 таксономических групп макрозообентоса (на 4 больше, чем до остановки ЧАЭС) [25]. Изменилась структура перифитона [26].

Продолжается привнесение гидробионтов с водой р. Припять, многим из которых ранее не подходили температурные и другие условия обитания на акватории ВО. Начиная с 2001 г., происходит процесс изменений видового состава, соотношения и численности видов ихтиофауны ВО. С уменьшением температуры воды прекратился нерест канального сома, значительно снизилось количество его молодых экземпляров в уловах. Понижение температуры воды и отсутствие течения способствовало изменению путей нерестовых и кормовых миграций большинства видов рыб, рассредоточению рыбных стад по акватории. Начали встречаться ерш и молодые экземпляры щуки, ранее практически отсутствующие в водоеме

[27]. Происходящие изменения вносят коррективы в звенья пищевых цепей, по которым мигрируют биогенные радионуклиды.

У рыб со смешанным типом питания снижается содержание  $^{137}\text{Cs}$  в голавле, в то же время в канальном соме за период исследований снижения содержания этого радионуклида не зарегистрировано (см. рис. 7).

Наблюдается уменьшение  $^{137}\text{Cs}$  в факультативном ихтиофаге - обыкновенном соме, однако, вероятно, это вызвано субъективными причинами. В 1999 г. средняя масса отлавливаемых сомов составляла 12,555 кг, а в 2006 г. - всего 6,220 кг. Максимальная масса сома, отобранного в 1999 г., составил 28,860 кг, а в 2006 г. - 19,800 кг. Учитывая упоминавшийся выше «размерный эффект» в накоплении  $^{137}\text{Cs}$ , присущий сому (см. рис. 1), вполне возможно, что реального снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в обыкновенном соме не произошло.

Также практически не наблюдается существенного снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в факультативном ихтиофаге окуне и облигатном ихтиофаге судаке. Это закономерно, так как не снижается содержание  $^{137}\text{Cs}$  в основных объектах их питания - рыбах-бентофагах.

**Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах ВО ЧАЭС в 2006 г.** На рис. 9 представлены пределы содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах различных экологических групп ВО ЧАЭС.

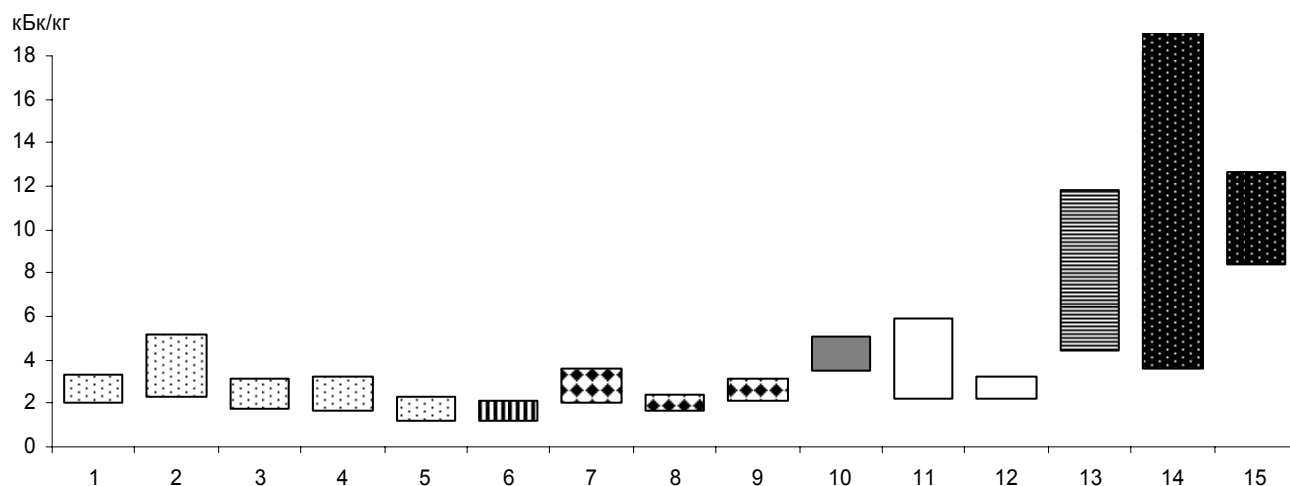


Рис. 9. Пределы содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах различных экологических групп ВО ЧАЭС в 2006 г. (кБк/кг). Бентофаги: 1 – густера; 2 – золотой и серебряный караси; 3 – карп (сазан); 4 – лещ; 5 – плотва; фитофаги: 6 – красноперка; планктофаги: 7 – синец; 8 – белый и пестрый толстолобы; 9 – укля (верховодка); планктофаг с переходом на хищничество: 10 – чехонь; рыбы смешанного типа питания: 11 – сом канальный; 12 – голавль; факультативный ихтиофаг: 13 – сом; рыбы смешанного типа питания с переходом на хищничество: 14 – окунь; облигатный ихтиофаг: 15 – судак.

В 2006 г. рыб отлавливали летом и осенью. Межвидовое распределение удельного содержания  $^{137}\text{Cs}$  оказалось классическим. Наименьшее содержание  $^{137}\text{Cs}$  регистрируется в фитофаге – в красноперке, а самое высокое – в хищных видах рыб и в соме.

### Заключение

Со времени прекращения работы ЧАЭС в 2000 г. содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде ВО ЧАЭС к 2005 г. снизилось почти в два раза. Из всех изученных видов рыб только для красноперки было характерно такое же снижение, что возможно объяснить вероятным снижением содержания  $^{137}\text{Cs}$  в ее пище – обрастаниях и нитчатых водорослях, удельная радиоактивность которых напрямую зависит от радионуклидного загрязнения воды.

В большинстве видов рыб существенного снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  не произошло. В леще, густере и канальном соме удельное содержание  $^{137}\text{Cs}$  с 2000 по 2006 гг. не изменилось.

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в уклее в 2006 г. достоверно увеличивается, что возможно связано с количественным и качественным изменением видового состава планктона в результате снижения температуры воды ВО после прекращения работы ЧАЭС.

Исчез температурный шок при прохождении гидробионтов через систему охлаждения ЧАЭС. Прекратилось принудительное циркуляционное течение.

Начиная с первых звеньев, происходит коррекция пищевых цепей в данной экосистеме. Изменилась структура перифитона [26], увеличилось количество таксономических групп макрозообентоса [25]. Происходит зарастание берегов водоема высшей водной растительностью, что создает благоприятные условия для нереста и обитания фитофильных видов рыб. Так, в последние годы на акватории водоема впервые были отловлены молодые экземпляры щуки.

Значительно уменьшилось количество нерестующих теплолюбивых канальных сомов. В то же время благодаря подпитке водой из р. Припять в ВО ЧАЭС продолжают поступать различные гидробионты, которые в новых температурных условиях чувствуют себя достаточно комфортно. Например, с 2002 г. в водоеме регулярно отлавливается ерш, ранее не встречавшийся здесь.

Таким образом, отсутствие снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах ВО после прекращения работы ЧАЭС, вероятно, можно объяснить перестройкой трофических цепей, по которым этот радионуклид мигрирует и, начиная с планктона, поступает вместе с пищей последующим звеньям сложившихся в данной экосистеме трофических цепей.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Войцехович О.В., Канивец В.В., Лантев Г.В.* Современное состояние радиоактивного загрязнения водных объектов зоны влияния аварии // Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. - К.: Чернобыльтехинформ, 1997. - С. 60 - 96.
2. *Кузьменко М.И.* Радиоэкологические проблемы водоемов Украины // Гидробиол. журн. - 1998. - Т. 34, № 6. - С. 95 - 119.
3. *Кононович А.Л., Осколков Б.Я., Коротков В.Т. и др.* Радиационное состояние водоема-охладителя Чернобыльской АЭС и его радиоэкологический статус // Сб. докл. 4-й междунар. науч.-техн. конф. «Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС». - Чернобыль, 1994. - Т. 1. - С. 160 - 164.
4. *Зарубин О.Л., Заліський О.О.* Радіоактивне забруднення риб у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 2000. - № 16. - С. 39 - 43.
5. *Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / А. А. Протасов, О. А. Сергеева, С. Н. Кошелева и др.; отв. ред. М. Ф. Поливанная; АН УССР. Ин-т гидробиологии.* - К.: Наук. думка, 1991. - 192 с.
6. *Зарубин О.Л., Шатрова Н.Е., Мельник В.А. и др.* Межвидовые и внутривидовые различия в накоплении радиоцезия рыбами различных экологических групп водоема-охладителя ЧАЭС // Матеріали щоріч. наук. конф. Ін-ту ядерних досл. - 1999. - С. 301 - 303.
7. *Зарубин О.Л.* Содержание цезия-137 в густере водоема-охладителя ЧАЭС // Там же. - 1997. - С. 361 - 364.
8. *Зарубин О.Л., Шатрова Н.Е., Коваль Г.Н.* Температурный фактор в накоплении Cs-137 гидробионтами водоема-охладителя ЧАЭС // Там же. - 1998. - С. 312 - 314.
9. *Зарубин О.Л., Шатрова Н.Е., Мельник В.А., и др.* Межвидовые и внутривидовые различия в накоплении радиоцезия рыбами различных экологических групп водоема-охладителя ЧАЭС // Там же. - 1999. - С. 301 - 303.
10. *Зарубин О.Л., Залиський А.А., Деревець В.В., и др.* Внутривидовые различия в накоплении <sup>137</sup>Cs некоторыми пресноводными рыбами // Тез. докл. XI Междунар. симп. по биоиндикаторам: «Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга», Сыктывкар, 17 - 21 сентября 2001 г. - Сыктывкар, 2001. - С. 66.
11. *Насвит О.И., Каррейро К., Романенко В.Д., и др.* Экспериментальное изучение возможного влияния размера рыб на период биологического полувыведения радиоцезия // Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии: Заключит. отчет КЕС-СНГ совместной программы по изучению последствий катастрофы (ЕСР-3). - Чернобыль: Чернобыльтехинформ, 1996. - С. 106 - 111.
12. *Хаддеринг Р., Насвит О., Рябов И. и др.* Полевые исследования размерного эффекта в накоплении Cs-137 у рыб // Там же. - С. 85 - 100.
13. *Рябов И.Н., Белова Н.В.* Полевые исследования сезонных и возрастных изменений в рационе рыб // Там же. - С. 101 - 106.
14. *Насвит О.И., Фомовский М.А., Кленус В.Г.* Содержание радионуклидов в гидробионтах водоемов зоны ЧАЭС // Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. - К.: Чернобыльтехинформ, 1997. - С. 215 - 222.
15. *Kryshchuk I.I., Sazykina T.G., Ryabov I.N. et al.* Model testing using Chernobyl data: II. Assessment of the consequences of the radioactive contamination of the Chernobyl nuclear power plant cooling pond. // Health Physics Society. - № 0017-9078/96. - P. 13 - 17.
16. *Рябов И.Н.* Радиоэкология рыб в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС: по материалам экспедиционных исследований. - М.: Товарищество научных знаний КМК, 2004. - 215 с.
17. *Деревець В.В., Иванов Ю.П., Казаков С.В. та ін.* Радіаційний стан зони відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. - 1999. - № 13. С. 9 - 19.
18. *Деревець В.В., Кіреєв С.І., Обрізан С.М. та ін.* Радіаційний стан зони відчуження в 2001 році // Там же. - 2002. - № 19. - С. 3 - 31.
19. *Деревець В.В., Кіреєв С.І., Обрізан С.М. та ін.* Радіаційний стан зони відчуження у 2002 році // Там же. - 2003. - № 21. - С. 3 - 33.
20. *Деревець В.В., Кіреєв С.І., Ткаченко Ю. В. та ін.* Радіаційний стан зони відчуження в 2003 році // Там же. - 2004. - № 23. - С. 6 - 32.
21. *Деревець В.В., Кіреєв С.І., Бицуля В.В. та ін.* Радіаційний стан на території зони відчуження у 2004 році // Там же. - 2005. - № 25. - С. 3 - 24.
22. *Гудков Д.І., Кіреєв С.І., Обрізан С.М. та ін.* Радіо-екологічні проблеми перезволоження та заболочування одамбованої території Красненської заплави в зоні відчуження ЧАЕС // Там же. - 2005. - № 26. - С. 3 - 7.
23. *Годун Б.О., Деревець В.В., Кіреєв С.І. та ін.* Радіаційний стан зони відчуження в 2005 році // Там же. - 2006. - № 27. - С. 5 - 24.
24. *Зарубин О.Л.* Количественные характеристики путей поступления <sup>137</sup>Cs в организм карпа и канального сома в водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. - 2006. - Т. 42, № 3. - С. 74 - 80.
25. *Лукашев Д.В., Северенчук Н.С.* Изменение структуры макрозообентоса водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в условиях уменьшения тепловой нагрузки на экосистему // Там же. - 2004. - Т. 40, № 4. - С. 64 - 72.
26. *Шевченко Т.ф.* Сообщества водорослей перифитона водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Там же. - 2004. - Т. 40, № 5. - С. 9 - 26.
27. *Зарубин О.Л.* Динамика коэффициентов накопления <sup>137</sup>Cs рыбами водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Там же. - 2004. - Т. 40, № 5. - С. 90 - 100.

### **<sup>137</sup>Cs у РИБАХ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ПІСЛЯ ПРИПИНЕННЯ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ЧАЕС**

**О. Л. Зарубін, О. О. Заліський, І. А. Малюк, Л. О. Головач, А. І. Головач, С. В. Телецька**

У 1999 - 2006 рр. вивчали вміст <sup>137</sup>Cs у рибах водойми-охолоджувача ЧАЕС. Установлено, що в більшості видів риб водойми-охолоджувача не відбулося істотного зниження вмісту <sup>137</sup>Cs. У *Abramis brama* (L.), *Blicca bjoerkna* (L.) та *Ictalurus punctatus* (Raf.) вміст <sup>137</sup>Cs до 2006 р. не знизився порівняно з 1999 - 2000 рр. У *Alburnus alburnus* (L.) вміст <sup>137</sup>Cs в 2006 р. вірогідно перевищує такий у 2000 р. Імовірно, дане явище обумовлене перебудовою трофічних ланцюгів унаслідок зміни температурних і гідрологічних параметрів екосистеми водойми-охолоджувача в результаті припинення роботи ЧАЕС.

### **<sup>137</sup>Cs IN FISHES OF THE COOLING-POND AFTER THE DECOMMISSIONING THE ChNPP**

**O. L. Zarubin, A. A. Zallissky, I. A. Maljuk, L. A. Golovach, A. I. Golovach, S. V. Teletckaya**

Content of <sup>137</sup>Cs in fishes of the ChNPP cooling-pond was studied during 1999 - 2006. It is established, that in the main fishes species of the cooling-pond there was no essential decrease of content of <sup>137</sup>Cs. In *Abramis brama* (L.), *Blicca bjoerkna* (L.) and *Ictalurus punctatus* (Raf.) the contents of <sup>137</sup>Cs to 2006 has not decreased in comparison to 1999 - 2000. In *Alburnus alburnus* (L.) the content of <sup>137</sup>Cs in 2006 authentically exceeds those in 2000. Probably, the given phenomenon is caused by the reorganization of trophic circuits due to the change of temperature and hydrological parameters of the cooling-pond ecosystem as the result of decommissioning of ChNPP.

Поступила в редакцію 05.02.07,  
после доработки – 21.06.07.