

УДК [574.63+577.34] (28) (477)

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС ДЛЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

© 2006 В.Д. Романенко, М.И. Кузьменко, В.В. Беляев, Е.Н. Волкова, Д.И. Гудков,
В.Г. Кленус, А.Е. Каглян, О.И. Насвит

Институт гидробиологии Национальной академии наук Украины, г. Киев, Украина

Изложены результаты изучения качественного и количественного состава чернобыльских радионуклидных выбросов в окружающую природную среду. Обобщены результаты оригинальных натурных исследований трансформации физико-химических форм радионуклидных загрязнений, их транспорта, распределения и миграции в водных экосистемах. Оценена эффективность водоохраных гидротехнических мероприятий. Подчеркивается существующая до последнего времени проблематичность защиты крупных рек при экологически опасных авариях.

26 апреля 1986 г. на Чернобыльской АЭС произошла безprecedентная в истории современной цивилизации катастрофа. В природную среду было выброшено $1,95 \cdot 10^{18}$ Бк радиоактивных веществ [1], которые воздушными течениями разнеслись на огромные расстояния северного полушария. Но особенно интенсивному радионуклидному загрязнению были подвергнуты территории Полесья Украины и Белоруссии. Среди возникшего огромнейшего комплекса технических, социально-экономических и медицинских проблем особую остроту приобрели гидроэкологические последствия радионуклидного загрязнения Днепра, его притоков и водохранилищ как основного источника питьевого водоснабжения населения Украины.

Несмотря на прошедшие 20 лет после Чернобыльской катастрофы, в зоне отчуждения и зоне безусловного (обязательного) отселения активность радионуклидов составляет 8,13 ПБк, из которых 2,2-3,0 ПБк приходится на запасы ^{90}Sr , 3,6-5,8 ПБк – ^{137}Cs . За пределы зоны отчуждения р. Припять ежегодно в днепровские водохранилища выносится от 4,4 до 17,6 ТБк радионуклидов [2].

Исходя из вышеизложенного на данном этапе важное значение приобретает изучение природных процессов дезактивации водных экосистем и на этой основе, исходя из принципа затраты – эффективность, осуществляе-

ние технико-экологических мероприятий реабилитации водных экосистем и создание оптимально приемлемых экологических условий для жизни и хозяйственной деятельности человека.

Количественный и качественный состав чернобыльских радионуклидных выбросов

Авария на 4-м блоке Чернобыльской АЭС с реактором типа РБМК-1000 по международной шкале оценок квалифицируется как авария наивысшего уровня. Специфика этой аварии заключалась в продолжительности выброса, составлявшая 10 дней. За это время изменялся состав выбросов, а метеорологические условия привели к неоднородности радионуклидного загрязнения территорий, как по качественным, так и по количественным характеристикам. Оценка радионуклидного состава выбросов продуктов аварии по состоянию на 6 мая 1986 г. была сделана в [5].

Среди выброшенных в природную среду продуктов деления наиболее летучими были изотопы ксенона, криптона, иода, теллура, цезия и рутения, которые уже 30 апреля – 2 мая 1986 г. обнаруживались в Западной Европе. Согласно экспертным оценкам, паровым взрывом выброшено $1,5 \cdot 10^{18}$ Бк продуктов аварии. В течение 10 дней горения гра-

фита в реакторе струйными выбросами вынесено такое же количество радиоактивности. Ближняя зона аварии (до 30-100 км) была загрязнена главным образом топливными частицами мелко диспергированного ядерного топлива. Такие радионуклиды, как ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{99}Mo , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{154,155}\text{En}$, $^{237,239}\text{Np}$, $^{238-242}\text{Pu}$, $^{241,243}\text{Am}$, $^{242,244}\text{Cm}$ находились только в составе топливных частиц. Более 90% выброшенных $^{89,90}\text{Sr}$ и $^{103,106}\text{Ru}$ также были в составе топливных частиц. Более удаленные от реактора территории этой зоны загрязнены конденсационными продуктами деления. Это прежде всего ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$ и в значительно меньшей степени $^{89,90}\text{Sr}$ и $^{103,106}\text{Ru}$ [12].

Соотношение легко- и труднолетучих радионуклидов, выбрасываемых из разрушенного реактора изменялось со временем: в первый день аварии – 10 нелетучих и 90% легколетучих (в основном изотопы йода и цезия), а в последующие 9 дней, в период горения графита – 28% и 72% соответственно.

Ореал распределения плутония коррелирует с таковым для радионуклидов стронция (соотношение $^{90}\text{Sr}/^{239}\text{Pu}$ в пределах одного порядка). В 10-километровой зоне это соотношение практически постоянно, что объясняется доминированием топливной компоненты и близкими температурами возгонки радионуклидов стронция и плутония. В дальней зоне за счет возгонки высших оксидов радионуклидов плутония отношение $^{90}\text{Sr}/\text{Pu}$ уменьшается. Даже на значительных расстояниях от Чернобыля в цезиевых пятнах регистрируются радионуклиды плутония.

Пятнистость радионуклидного загрязнения территорий связана с метеоусловиями, геоморфологией и ландшафтом. Радиоактивность от разрушенного реактора распространялась в виде двух облаков: нижнего – высотой до 1,5 км и верхнего – от 1,5 до 7 км. Эти облака отличались размерами частиц радиоактивных продуктов. Верхним облаком переносились радионуклиды в атомарном состоянии и в виде мельчайших аэрозолей, нижнее облако содержало в основном аэрозоли размером более 1 мкм топливной или конденсационной природы. За счет нижнего облака и образовались интенсивные пятна радиоактивности на территории Украины и

Беларуси [38].

Радионуклидное загрязнение водоемов

После аварии на ЧАЭС в радионуклидном загрязнении водохранилищ Днепровского каскада выделяются три этапа. Первый этап (26 апреля – начало июня 1986 г.) был связан с поступлением радиоактивных веществ воздушным путем в виде аэрозолей, оседавших на водное зеркало, за счет чего радионуклиды распространялись по всему каскаду. Радионуклидное загрязнение водохранилищ в этот период отличалось неоднородностью из-за различий интенсивности выбросов, расстояния от ЧАЭС и различных метеорологических условий. Первые измерения содержания радионуклидов в воде Киевского и Каневского водохранилищ нами проводились в начале мая 1986 г. В воде обнаруживались $^{141,144}\text{Ce}$, ^{131}I , $^{103,106}\text{Ru}$, ^{140}Ba , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{140}La , ^{140}Pr , $^{89,90}\text{Sr}$. Их содержание колебалось в широких пределах – от 0,04 до 2294,0 Бк/л. Иногда содержание некоторых радионуклидов в воде Каневского водохранилища было выше, чем в Киевском. Максимальные концентрации для ^{131}I наблюдались в Киевском до 1332,0, а в Каневском – до 2294,0 Бк/л.

Второй этап связан с распространением радионуклидов как воздушным путем, так и за счет их смыва с наиболее загрязненных территорий и переносом водными массами вниз по каскаду. Этот этап продолжался до конца июля 1986 г. В этот период резко сократилось оседание радионуклидов из воздуха на водное зеркало и их содержание в воде Киевского и Каневского водохранилищ начало снижаться, хотя продолжали регистрироваться те же радионуклиды, что и в мае. Концентрации короткоживущих радионуклидов уменьшались за счет их естественного распада, а некоторых долгоживущих – особенно радионуклидов цезия, за счет депонирования в донных отложениях. Содержание короткоживущего ^{131}I в воде Киевского водохранилища снизилось до 0,35–0,93 Бк/л. А концентрации остальных радионуклидов колебались в пределах от 0,03 до 8,51 Бк/л.

В этот период в радионуклидном загряз-

нении уже начали проявляться некоторые закономерности. Так, 21 июня 1986 г. Киевское водохранилище по гамма-радиоактивности воды можно было разделить на акваторию с максимальной радиоактивностью (Припятский отрог), минимальной (Днепровский отрог и приплотинный участок) и средней (от Тетеревского отрога до с. Лютеж). На этом этапе в воде Кременчугского водохранилища регистрировались $^{141,144}\text{Ce}$, ^{131}I , ^{140}Ba , $^{106}\text{Ru}+^{106}\text{Rh}$, $^{134,137}\text{Cs}$, $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$ и ^{90}Sr с концентрациями на порядок ниже, чем в Киевском и Каневском водохранилищах. Если на первом этапе вклад ^{131}I в общую радиоактивность воды составлял 80-90%, то в начале второго этапа – только 30%. Несмотря на то, что сильно загрязненная вода р. Припять еще не достигла нижних после Кременчугского водохранилищ (июль-август 1986 г.) в Днепродзержинском водохранилище (25 августа) обнаружены продукты аварии $^{134,137}\text{Cs}$, $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$ и ^{90}Sr с концентрациями 0,05-0,21 Бк/л, в Запорожском (11 июля) в воде обнаружены ^{131}I , ^{140}Ba , $^{95}\text{Nb}+^{95}\text{Zr}$, ^{140}La , $^{134,137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr в количествах от 0,07 до 0,70 Бк/л, в Каховском (12 июля) регистрировались ^{141}Ce , $^{103}\text{Ru}+^{103}\text{Rh}$, $^{134,137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr с содержанием 0,04-0,85 Бк/л.

Можно считать, что третий этап радионуклидного загрязнения водохранилищ начался в августе 1986 г. и будет продолжаться еще долгие годы. Этот период связан со смывом радионуклидов с сильно загрязненных территорий, особенно с ближней зоны ЧАЭС и левобережной поймы р. Припять дождевыми и талыми водами и их переносом водными массами. В августе 1986 г. в воде уже не регистрировался ^{131}I и только иногда в Киевском водохранилище он обнаруживался в незначительных количествах – до 0,02 Бк/л. В это время в воде этого водохранилища регистрировались $^{141,144}\text{Ce}$, $^{103}\text{Ru}+^{103}\text{Rh}$, ^{140}Ba , $^{134,137}\text{Cs}$, $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, ^{140}Pr и ^{90}Sr в количествах от 0,02 до 5,55 Бк/л.

Зимой 1986-1987 гг. в воде Киевского и Каневского водохранилищ были зарегистрированы только $^{134,137}\text{Cs}$, ^{90}Sr и иногда $^{106}\text{Ru}+^{106}\text{Rh}$ в концентрациях от 0,04 до 0,67 Бк/л. В период весеннего паводка помимо вышеизложенных радионуклидов был обнаружен и ^{144}Ce с концентрациями в этих же пределах. Приве-

денные значения содержания радионуклидов относятся к их растворимым формам. Но в водной толще находились еще и сорбированные на взвесях радионуклиды. Вклад сорбированного на взвесях ^{90}Sr в его общее содержание в водной толще водохранилищ Днепра составлял 2,1-9,5%, а радионуклидов цезия – 50-89% [14, 16].

Как показали наши исследования, за период с 1986 г. по настоящее время в воде всех водохранилищ Днепра наблюдается тенденция к снижению содержания растворимых форм ^{90}Sr и ^{137}Cs . При этом концентрации ^{137}Cs достигли доаварийных уровней, а ^{90}Sr продолжают превышать доаварийные значения.

Так как на данном этапе радионуклидное загрязнение днепровского каскада формируется за счет смыва радионуклидов с площадей водосбора, особенно р. Припять, то оно зависит не только от интенсивности весеннего паводка и осенних дождей (т.е. водности года), но и от времени добегания загрязненного фронта, сформировавшегося в ближней зоне ЧАЭС, включая и территории Беларуси. В зависимости от водности года среднее время перемещения водных масс по каскаду днепровских водохранилищ изменяется от 220 до 635 суток [27].

Важным фактором радионуклидного загрязнения водных масс водохранилищ является боковой приток, который разбавляет загрязненную припятскую воду. Незарегулированный сток Днепра в Киевское водохранилище составляет 70% притока (Припять – 27%). Сток Десны (23,5%) снижает радиоактивность воды, поступившей в Каневское водохранилище из Киевского. В Кременчугском водохранилище радиоактивность водных масс формируется в основном стоком из Каневского водохранилища – 94,7%, точно так же, как и в Днепродзержинском, Запорожском и Каховском водохранилищах качество воды на 98-99% формируется за счет притока из вышележащих водохранилищ.

Экологическое качество воды, согласно действующим нормативам [37], по содержанию ^{90}Sr в днепровских водохранилищах стабильно и относится к «слабо загрязненному», за исключением водных масс Припятского

отрога Киевского водохранилища и мест донного загрязненного фронта, сформировавшегося в период весеннего паводка в феврале-марте в ближней к ЧАЭС зоне р. Припять, где оно на категорию хуже – вода («умеренно загрязненная»). Такая стабильность связана с тем, что ^{90}Sr слабо поглощается донными отложениями водохранилищ.

Растворенный в воде ^{137}Cs намного интенсивнее поглощается донными отложениями и гидробионтами, поэтому происходит самоочищение воды от радионуклидов цезия вниз по каскаду более выражено и экологическое качество воды изменяется от «слабо загрязненной» в Киевском водохранилище до «чистой» (класс II, категория 2) в Каховском [13].

Начиная с 1988 г. доля ^{90}Sr в суммарной радиоактивности речной воды, на фоне снижения удельной активности ^{137}Cs , существенно выше. В настоящее время соотношение этих радионуклидов в водоемах зоны отчуждения значительно варьирует. Если для рек Уж и Припять удельная активность ^{90}Sr в среднем в 2,5-4 раза выше удельной активности ^{137}Cs , то в замкнутых озерах этот показатель может достигать 20. Очевидно, единственным исключением среди водоемов зоны отчуждения является пруд-охладитель ЧАЭС, в котором содержание в воде ^{137}Cs превыша-

ет таковое для ^{90}Sr . Предполагается, что это связано с преимущественным поступлением больших активностей ^{137}Cs в пруд-охладитель в период аварии с загрязненными реакторными водами через сбросной канал, а не с атмосферными выпадениями [11].

Общей тенденцией в изменении содержания радионуклидов в воде практически всех исследуемых нами с начала 1990-х годов водных объектов зоны отчуждения является продолжающееся снижение удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs , динамика которой связана в первую очередь с интенсивностью водообменных процессов. Исключение составляют замкнутые водоемы левобережной поймы р. Припять, расположенные на территории одамбированного участка Красненской поймы, где в последние годы, при стабилизации удельной активности ^{137}Cs в воде, отмечена тенденция к увеличению содержания ^{90}Sr .

В настоящее время среднегодовое содержание ^{90}Sr в воде полигонных водоемов регистрируется в широких пределах: от 0,11 Бк/л в р. Уж до более 135 Бк/л в оз. Глубоком. Для ^{137}Cs – от 0,05 Бк/л в р. Припять до 8 Бк/л в оз. Азбучин (табл. 1). Удельная активность трансурановых элементов в период 1998-2003 гг. в воде некоторых водных объектов приведена в табл. 2.

Таблица 1. Динамика среднегодового содержания радионуклидов в воде некоторых водоемов зоны отчуждения, Бк/л [4]

Год	Яновский затон		оз. Далекое-1		Пруд-охладитель		оз. Азбучин		оз. Глубокое		р. Припять, г. Чернобыль		р. Уж, с. Черевач	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs								
1997	30	5,2	45	4,5	2,2	2,8	85	12,7	100	13,2	0,25	0,16	0,26	0,08
1998	35	4,3	50	3,4	1,8	3,1	120	17,2	120	14,0	0,30	0,14	0,32	0,14
1999	38	3,7	45	2,8	1,9	3,1	190	22,8	120	13,6	0,50	0,15	0,25	0,10
2000	49	2,8	48	1,7	1,7	2,7	133	13,0	103	7,8	0,22	0,11	0,16	0,10
2001	26	2,7	35	2,6	1,5	2,1	110	9,9	79	7,1	0,23	0,12	0,18	0,09
2002	23	3,2	29	2,0	1,4	2,1	52	5,6	74	7,2	0,17	0,05	0,08	0,05
2003	22	2,4	40	2,3	1,7	2,1	49	8,7	102	6,8	0,15	0,03	0,11	0,04
2004	19	2,8	55	2,2	1,6	1,8	56	6,7	135	6,2	0,18	0,03	0,17	0,04

Таблица 2. Средняя удельная активность трансурановых элементов в воде некоторых водоемов зоны отчуждения в период 1998–2003 гг., Бк/л (данные ГСНПП «Экоцентр»)

Водный объект	^{238}Pu	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
оз. Глубокое	0,00500	0,01070	0,00610
оз. Далекое-1	0,00250	0,00680	0,00420
Пруд-охладитель ЧАЭС	0,00025	0,00071	0,00027
р. Припять (г. Чернобыль)	0,00017	0,00022	–*

* - Измерения не проводили.

Повышенная, по сравнению с ^{137}Cs , миграционная активность ^{90}Sr в почвах загрязненных территорий обуславливает более высокое поступление ^{90}Sr с поверхностным стоком в речные системы и последующий вынос за пределы зоны отчуждения. При этом вынос ^{90}Sr в первую очередь определяется объемом годового стока речных систем. Более 70% ^{90}Sr , вынесенного р. Припятью в 2003 г. поступило в реку с поверхностным стоком, сформированным на территории зоны отчуждения. Что касается ^{137}Cs , то в последние годы его удельная активность в воде р. Припяти выше по течению зоны отчуждения практически не отличается от удельной активности в воде створа г. Чернобыль и свидетельствует о том, что основная часть ^{137}Cs находится в слаборастворимой форме, прочно фиксируется почвами, что не способствует его интенсивному смыву с поверхности водосборов и поступлению в водотоки. Всего за 1986-2003 гг. р. Припять было вынесено около 158 ТБк ^{90}Sr и 126 ТБк ^{137}Cs [7].

Физико-химические свойства радионуклидных загрязнений и их трансформация в природной среде

В чернобыльских выпадениях аварийных продуктов деления, содержащих нерастворимые «горячие» частицы, вклад обменных форм радионуклидов значительно ниже, чем в сравнении с глобальных выпадениях. При этом вклад обменных форм зависит от расстояния до разрушенного реактора ЧАЭС. Так, вклад необменного ^{137}Cs в выпадениях вокруг Чернобыля составлял около 75% [47], в Брянской области – 50-60%, а в Великобритании – около 10% [45]. На протяжении первых лет после аварии в результате присутствия «горячих» частиц в 30-километровой зоне ЧАЭС в почвах количество обменных форм радионуклидов не увеличивалось и они не могли мигрировать за счет поверхностного стока за пределы зоны.

По способности перехода в водный раствор и миграции в почвах выделяются следующие формы радионуклидов: растворимые формы радионуклидов в виде катионов и комплексных соединений с естественными орга-

ническими и минеральными соединениями; обменные формы радионуклидов, сорбированные почвами по механизму ионного обмена; необменные формы радионуклидов частиц топлива и необратимо сорбированные на минеральных и органических компонентах или донных отложениях. Из почв (донных отложений) в воду могут переходить сорбированные по механизму ионного обмена катионы радионуклидов, а также их растворимые комплексные соединения с гуминовыми и вульвокислотами. Кроме того, в почвах происходит трансформация физико-химических форм радионуклидов. Так, топливные частицы со временем разрушаются и при контакте с водой часть радионуклидов переходит в воду и из раствора сорбируется почвами (донными отложениями) по механизму ионного обмена. В то же время катионные формы радионуклидов при взаимодействии с компонентами почв могут переходить в фиксированное состояние или образовывать водорастворимые комплексные соединения [28].

В связи с тем, что в донных отложениях водоемов сосредоточено основное количество радионуклидов, постоянно находящихся в увлажненном состоянии, не исключено, что под воздействием различных факторов (химических, гидрологических, биологических) они становятся на долгие годы источником поступления радиоактивности в водную толщу. Особенно это касается долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Из литературы известно [46], что выход радионуклидов цезия из донных отложений вызван не растворением радиоцезия, который связан с органическим веществом, а является следствием ионного обмена сорбционно связанного ^{137}Cs ионами NH_4^+ , которые продуктируются в результате ферментации.

Важную роль в процессах трансформации форм радионуклидов в водных экосистемах играют гидробионты, особенно на мелководьях, где доминируют по биомассе высшие водные растения. Поглощая из воды растворимые формы радионуклидов, при отмирании растения осаждают их на дно. Кроме того, поглощая из донных отложений подвижные формы радионуклидов, растения

трансформируют их на некоторое время в фиксированные. Особенно в этом плане важен тростник обыкновенный *Phragmites australis*, который имеет хорошо развитую корневищную систему и способен поглощать радионуклиды как из воды, так и из донных отложений, а также по сравнению с другими водными растениями медленно разлагается в воде, а его корни продолжают свою жизнедеятельность более 3-х лет [22].

Проведенные нами летом 2003 г. исследования на водоеме-охладителе ЧАЭС показали, что доминирующие виды водных растений, включая и нитчатые водоросли, поглощают из воды такое количество ^{90}Sr , которое соответствует 0,1-1,3% его запасов, растворенных в воде, а ^{137}Cs - 3,9-9,9%.

Кроме поглощения из воды ^{90}Sr , водные растения трансформируют его растворимые формы в трудно растворимые карбонаты, которые переводятся в донные отложения. Кроме того, тростник депонирует радионуклиды в корневищах. Как показывают расчеты, запасы ^{90}Sr в корневищах тростника соответствуют $(0,8\text{-}5,4)\cdot10^{-3}\%$, а ^{137}Cs - $(0,7\text{-}1,2)\cdot10^{-2}\%$ от их запасов в донных отложениях водоема.

При разложении отмершей надземной части тростника удельный вклад фиксированного в нем ^{90}Sr увеличивается на 66% по сравнению с живыми растениями за счет перехода подвижных форм радионуклида в воду. При деструкции тростника вклад фиксированного ^{137}Cs практически не изменяется, а кислоторастворимой формы уменьшается на 35%. Так как при разложении тростника, сорбирующая поверхность увеличивается, возрастает на 14% вклад обменного ^{137}Cs . Увеличивается при этом и вклад водорастворимых форм в детрите по сравнению с живыми растениями на 21%. Таким образом, можно сделать вывод, что кроме корневищной системы и надземная часть тростника способствует переводу радионуклидов из воды в донные отложения.

Как показали наши исследования, после разложения погруженных в воду растений (уруть колосистая, роголистник темно-зеленый) 48% накопленного ^{137}Cs в детрите находятся в водорастворимой и обменной форме, а для ^{90}Sr эта величина составляет 37%.

Значит, при разложении этих растений приведенные количества радионуклидов могут обратно переходить в воду.

Распределение и миграция радионуклидов в пресноводных экосистемах

Распределение радионуклидов между компонентами водной экосистемы является одним из важнейших показателей радиоэкологической ситуации в водоеме. В многочисленных работах [18, 23, 40, 42] описаны основные закономерности распределения радионуклидов в водных экосистемах. Согласно теоретическим расчетам [42], в донных отложениях равнинных водохранилищах содержится около 78,3% ^{90}Sr и 96,9% ^{137}Cs . Выполненные в 1980 г. исследования свидетельствуют о том, что количественное распределение радионуклидов по компонентам экосистемы Киевского водохранилища соответствовало распределению, характерному для водоемов, находящихся в состоянии динамического равновесия. Так в водных массах находилось 65% ^{90}Sr и 1,8% ^{137}Cs , в донных отложениях – 33% и 98,2%, в биоте – 2,0% и менее 0,1% радионуклидов, соответственно. При этом в донных отложениях было сосредоточено 85 ГБк ^{90}Sr и 200 ГБк ^{137}Cs .

После аварии на ЧАЭС уже в мае 1986 г. запасы ^{137}Cs в донных отложениях Киевского водохранилища оценивались в 85 ТБк. Оценки запасов ^{137}Cs , проведенные в период с октября 1986 г. по июнь 1988 г. [35], а также широкомасштабные исследования в 1994 г. показали, что эта величина оставалась практически неизменной и на 01.01.1995 г. составила $79,6 \pm 5,6$ ТБк [32]. Полученные результаты согласуются с балансными расчетами для Киевского водохранилища по поступлению и выносу ^{137}Cs . Эти же расчеты позволяют оценить запасы ^{90}Sr в донных отложениях Киевского водохранилища в 18,5 ТБк. Следует отметить, что с 1991 г. потери на радиоактивный распад сопоставимы с притоком ^{137}Cs в экосистему водохранилища. Оценка запасов радионуклидов в водных массах Киевского водохранилища производилась на основании выполненных работ [24, 33].

По балансовым оценкам, на распределение радионуклидов в экосистемах водоемов

биота влияет значительно меньше, чем абиотические компоненты. Однако, в 1986 г. особое значение имело то обстоятельство, что авария на ЧАЭС произошла в ранневесенний период, когда входящие в вегетационный цикл организмы и их популяции находились на стадиях раннего развития, характеризующихся интенсивным накоплением радионуклидов.

В 1985-1988 гг. площадь зарастания мелководий Киевского водохранилища составляла 9165 га для воздушно-водных растений и 640 га для растений с плавающими на поверхности воды листьями, биомасса макрофитов достигала приблизительно 106 000 т [9]. В 1986 г. при расчетах запасов радионуклидов в высших водных растениях учитывали, что около 50% аэрозольных выпадений задерживается на поверхности воздушно-водных растений [31]. В последующие годы расчет запасов радионуклидов в фитомассе проводили исходя из данных об удельной радиоактивности высших водных растений [17, 29, 30]. Запасы радионуклидов в моллюсках рассчитывали на основании удельной радиоактивности и биомассы представителей доминирующих видов [35].

Таблица 3. Распределение ^{90}Sr в компонентах экосистемы Киевского водохранилища

Год	Запасы, Бк/Относительное содержание, %	Донные отложения	Вода	Макрофиты	Моллюски
1986	Запасы	$1,85 \cdot 10^{13}$	$8,33 \cdot 10^{12}$	$9,2 \cdot 10^{11}$	$6,77 \cdot 10^{11}$
	Относительное содержание	65,14	29,33	3,24	2,38
1987	Запасы	$1,85 \cdot 10^{13}$	$2,43 \cdot 10^{12}$	$7,6 \cdot 10^{10}$	$6,55 \cdot 10^{11}$
	Относительное содержание	85,25	11,2	0,35	3,02
1992	Запасы	$1,85 \cdot 10^{13}$	$3,73 \cdot 10^{12}$	$3,1 \cdot 10^9$	$8,95 \cdot 10^{11}$
	Относительное содержание	80,9	16,15	0,01	3,88
1993	Запасы	$1,85 \cdot 10^{13}$	$3,4 \cdot 10^{12}$	$3,4 \cdot 10^9$	$8,95 \cdot 10^{11}$
	Относительное содержание	81,14	14,91	0,01	3,93

Таблица 4. Распределение ^{137}Cs в компонентах экосистемы Киевского водохранилища

Год	Запасы, Бк/Относительное содержание, %	Донные отложения	Вода	Взвеси*	Макрофиты	Моллюски
1986	Запасы	$7,96 \cdot 10^{13}$	$1,82 \cdot 10^{13}$	$2,89 \cdot 10^{12}$	$3,12 \cdot 10^{12}$	$4,81 \cdot 10^{11}$
	Относительное содержание	76,5	17,5	2,78	3,00	0,46
1987	Запасы	$7,96 \cdot 10^{13}$	$2,48 \cdot 10^{12}$	$1,03 \cdot 10^{12}$	$6,3 \cdot 10^{11}$	$3,03 \cdot 10^{11}$
	Относительное содержание	94,76	2,95	1,23	0,75	0,36
1992	Запасы	$7,96 \cdot 10^{13}$	$2,57 \cdot 10^{11}$	$2,03 \cdot 10^{11}$	$3,1 \cdot 10^{10}$	$5,37 \cdot 10^{10}$
	Относительное содержание	99,38	0,32	0,25	0,04	0,07
1993	Запасы	$7,96 \cdot 10^{13}$	$2,86 \cdot 10^{11}$	$1,87 \cdot 10^{11}$	$7,8 \cdot 10^9$	$5,37 \cdot 10^{10}$
	Относительное содержание	99,4	0,36	0,23	0,01	0,07

* - включая зоо- и фитопланктон.

Проведенные расчеты показали, что в результате аварии на Чернобыльской АЭС содержание ^{90}Sr в донных отложениях Киевского водохранилища увеличилось приблизительно в 200 раз, ^{137}Cs – в 400 раз. При этом, по сравнению с 1980 г., в 1986 г. относительное содержание ^{90}Sr в донных отложениях увеличилось в 2 раза, а ^{137}Cs снизилось с 98% до 77%. В последующие годы, за счет очищения других компонентов, относительное содержание ^{90}Sr в донных отложениях увеличилось до 80-85%, ^{137}Cs – до 99%. При расчете относительного содержания радионуклидов в водных массах возникают проблемы, связанные с гидрологическими и метеорологическими факторами. Поэтому нами использовались средневзвешенные величины. В 1986 г. вклад водных масс в общее содержание ^{90}Sr в экосистеме Киевского водохранилища составлял около 30%, что значительно ниже величины, рассчитанной для 1980 г., в то время как для ^{137}Cs увеличился в 11 раз. В дальнейшем относительное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных массах уменьшилось до 10-16% и менее 1% соответственно (табл. 3, 4).

В 1986 г. в общих запасах ^{90}Sr и ^{137}Cs Киевского водохранилища значительно возросла доля биоты, что обуславливалось связыванием радиоактивных аэрозолей поверхностью макрофитов. В дальнейшем относительное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах и ^{137}Cs в моллюсках приблизилось к величинам, характерным для 1980 г. Для моллюсков наблюдалась тенденция к увеличению относительного вклада в запасы ^{90}Sr в экосистеме Киевского водохранилища. Необходимо отметить, что по оценкам в 1991-1994 гг. годовые запасы ^{137}Cs в фитопланктоне только в 2-4 раза меньше поступления этого радионуклида в Киевское водохранилище с водными массами [43].

Распределение радионуклидов между компонентами экосистемы водоема-охладителя ЧАЭС в 1980 г. приведено в табл. 5. Можно отметить, что такое распределение характерно для экосистемы, находящейся в равновесном состоянии. При этом в донных отложе-

ниях было сосредоточено приблизительно 1,5 ГБк ^{90}Sr и 6,7 ГБк ^{137}Cs . По некоторым оценкам [10], к 1986 г. запасы ^{90}Sr в донных отложениях оставались на том же уровне, а ^{137}Cs увеличились до 78 ГБк.

Таблица 5. Распределение радионуклидов по компонентам экосистемы водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, 1980 г.

Компоненты	^{90}Sr , %	^{137}Cs , %
Вода	59,0	3,5
Донные отложения	40,0	96,4
Биота	1,0	0,1

Наиболее достоверную оценку распределения радионуклидов в экосистеме водоема-охладителя ЧАЭС в послеаварийный период представилось возможным выполнить в 2000-2004 гг. (табл. 6), с использованием данных о запасах радионуклидов в донных отложениях [44, 12], биомассе макрофитов [8] и данных о биомассе и запасах радионуклидов в моллюсках [21].

Таблица 6. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах экосистемы водоема-охладителя ЧАЭС, 2000-2004 гг.

Компоненты	^{90}Sr		^{137}Cs	
	Запасы, Бк	Относительное содержание, %	Запасы, Бк	Относительное содержание, %
Донные отложения	$2,41 \cdot 10^{13}$	98,37	$1,63 \cdot 10^{14}$	99,71
Вода	$(1,62 - 3,2) \cdot 10^{11}$	1,31	$(1,62 - 3,2) \cdot 10^{11}$	0,20
Взвеси*	$(0,5 - 1,0) \cdot 10^{10}$	0,04	$(0,5 - 1,0) \cdot 10^{11}$	0,06
Биота	$(2,0 - 9,7) \cdot 10^{10}$	0,40	$(1,5 - 5,6) \cdot 10^{10}$	0,03

* - включая зоо- и фитопланктон.

В результате аварии запасы ^{90}Sr в донных отложениях водоема-охладителя увеличились в 16 000, ^{137}Cs – в 2100 раз. По нашим оценкам, количество ^{90}Sr и ^{137}Cs , сосредоточенного в экосистеме водоема-охладителя Чернобыльской АЭС, выше, чем в экосистеме Киевского водохранилища, при площади поверхности водоемов 22 и 922 км² соответственно.

Запасы радионуклидов в биотических компонентах водоема-охладителя ЧАЭС представлены в табл. 7.

При расчете запасов радионуклидов принимали, что содержание ^{90}Sr на фитопланктоне составляет 0,9-1,4% от его содержания в воде, ^{137}Cs – 7-11% [43].

Таблица 7. Запасы радионуклидов в биотических компонентах водоема-охладителя ЧАЭС, Бк

Компоненты	^{90}Sr	^{137}Cs
Фитопланктон	$(1,6 - 3,2) \cdot 10^9$	$(1,6 - 3,2) \cdot 10^{10}$
Макрофиты	$(0,47 - 12) \cdot 10^8$	$(0,63 - 17) \cdot 10^9$
Моллюски*	$(7,9 - 9,7) \cdot 10^{10}$	$(1,79 - 3,85) \cdot 10^{10}$
Рыбы	**	$(3,0 - 7,9) \cdot 10^8$

* - по данным [21];

** – оценка не проводилась.

На основании данных о надземной биомассе макрофитов [8] рассчитаны запасы радионуклидов в нитчатых водорослях и доминирующих видах высших водных растений (табл. 8).

Таблица 8. Запасы радионуклидов в макрофитах водоема-охладителя ЧАЭС, Бк

Доминирующие виды растений	^{90}Sr	^{137}Cs
Нитчатые водоросли	$(2,1 - 16,4) \cdot 10^6$	$(1,5 - 26,9) \cdot 10^7$
Тростник обыкновенный	$(1,3 - 66,0) \cdot 10^8$	$(0,4 - 11,9) \cdot 10^9$
Урут колосистая	$(1,2 - 22,3) \cdot 10^7$	$(0,6 - 15,2) \cdot 10^8$
Рдест гребенчатый	$(2,9 - 35,4) \cdot 10^6$	$(3,4 - 22,6) \cdot 10^7$
Роголистник темнозеленый	$(1,7 - 26,5) \cdot 10^7$	$(0,7 - 28,3) \cdot 10^8$

Отмечены значительные колебания в уровнях накопления радионуклидов высшими водными растениями даже в пределах одного вида. Соотношения минимальных и максимальных величин составляли для ^{90}Sr до 30, для ^{137}Cs – до 40 раз. Радионуклидное загрязнение нитчатых водорослей было более равномерным. На основании средневзвешенных по водоему данных определено, что около 70% запасов ^{137}Cs в макрофитах сосредоточено в надземной фитомассе тростника обыкновенного, 14% в фитомассе роголистника темнозеленого.

Запасы ^{90}Sr в макрофитах приблизительно в равных долях распределены в фитомассе тростника обыкновенного, урути колосистой и роголистника темнозеленого.

Доминирующее положение в биоте водоема-охладителя ЧАЭС по биомассе и общему содержанию ^{90}Sr (более 95%) занимают моллюски, биомасса которых в 50 раз превышает биомассу макрофитов. При этом запасы ^{137}Cs в моллюсках только в 2,3-28 раз больше, чем в макрофитах, и сопоставимы с запасами этого радионуклида в фитопланктоне. Необходимо отметить, что, согласно нашим данным, по сравнению с 2000 г., содержание ^{137}Cs в моллюсках к 2003-2004 гг. уменьшилось в 2 раза. Несмотря на высокие уровни удельной активности ^{137}Cs в рыбах водоема-охладителя ЧАЭС вклад этих гидробионтов в общие содержание ^{137}Cs в биоте не превышает 0,8%.

Было определено относительное содержание радионуклидов в абиотических и биотических компонентах экосистем некоторых водоемов левобережной поймы р. Припять. Запасы радионуклидов в донных отложени-

ях рассчитаны по данным о плотности радионуклидного загрязнения дна водоемов [33], в водных массах – на основании удельной радиоактивности воды [20], запасы в макрофитах – по данным [20], и результатам исследований по оз. Вершина [15]. В водоемах левобережной поймы р. Припять, так же как и в водоеме-охладителе ЧАЭС, наблюдается аномально высокие уровни радионуклидного загрязнения донных отложений, что объясняет и аналогичное распределение радионуклидов между компонентами водных экосистем. Несколько иное распределение ^{90}Sr , приведенное в [3], можно объяснить различием в определении уровней загрязнения донных отложений, проведенных авторами исследований [20, 33]. Определенные уровни отличаются, в пересчете на 01.01.1998 г., для ^{90}Sr – 8, а для ^{137}Cs – 4,5 раза, методические ошибки, которые приводят к таким расхождениям обсуждены в [33].

Важными характеристиками особенностей накопления радионуклидов компонентами водной экосистемы являются коэффициенты накопления (Kn) и коэффициенты перехода (Kp). Kn представляют собой отношение удельной радиоактивности объекта к удельной радиоактивности воды и отражают способность компонентов аккумулировать радионуклиды из воды. Kp – отношение удельной радиоактивности укорененных высших водных растений и донных животных к удельной радиоактивности донных отложений или радиоактивности представителей высшего звена трофических цепей к низшему. Kp являются интегрирующим конечным показателем сложных процессов, определяющих накопление радиоактивных элементов в организмах гидробионтов. В первые послеаварийные годы наблюдалась высокая вариабельность радионуклидного загрязнения компонентов экосистем днепровских водохранилищ. Так, в 1986 г. содержание ^{137}Cs в бентофагах водоема-охладителя ЧАЭС, Киевского и Каневского водохранилищ значительно превышало удельную радиоактивность хищников [20, 35]. Известно, что в стационарных условиях равновесное состояние организмов со средой наступает не менее чем

через 3 периода биологического полуыведения радионуклида [18]. Рыбы являются конечным звеном трофических цепей водоемов и период биологического полуыведения изотопов цезия в естественных водоемах составлял: у мирных рыб – 230 суток, у хищных рыб – 310 суток [25]. Можно предположить, что относительно равновесное состояние в экосистеме Киевского водохранилища установилось к 1990 г., что проявилось в восстановлении характерного для доаварийного периода Кп в звене трофической цепи бентофаги – хищные виды рыб (табл. 9).

Таблица 9. Значения коэффициента перехода в звене трофической цепи бентофаги-хищные виды рыб

Радионуклиды	Годы исследований		
	до 1986	1986- 1987	После 1990
	90Sr	0,5	≈1
137Cs	3	<1	3

В 1991 г. были определены Кн и Кп ¹³⁷Cs для компонентов Киевского водохранилища, так как к этому времени именно ¹³⁷Cs стал доминирующим в радионуклидном загрязнении большинства гидробионтов, составляющих трофические цепи, ведущие к человеку (рис. 1).

С течением времени происходило постепенное снижение содержания радионуклидов в гидробионтах днепровских водохранилищ, при этом Кп ¹³⁷Cs в звеньях трофических цепей длительное время оставались величинами одного порядка.

Проведенные многолетние исследования дают возможность проанализировать пространственно-временные особенности накопления радионуклидов гидробионтами днепровских водохранилищ. В первые недели и месяцы после аварии на ЧАЭС суммарная радиоактивность гидробионтов возросла в десятки и сотни тысяч раз и достигала величин порядка $n \cdot 10^5$ Бк/кг. Представители водной флоры и фауны аккумулировали в своих организмах все регистрируемые в воде радионуклиды. В мае 1986 г. в Киевском водохранилище основной вклад в радионуклидное загрязнение высших водных растений и моллюсков вносили ⁹⁵Nb, ⁹⁵Zr, ¹⁰³, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce. В рыbach преимущественно накапливались ¹³¹I, ¹³⁴, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce. С течением времени, в связи с прекращением выбросов из разрушенного реактора и распадом короткоживущих радионуклидов, ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs стали играть основную роль в формировании радиоэкологической ситуации в водоемах [36].

В радионуклидном загрязнении высших водных растений ¹³⁷Cs стал определяющим с

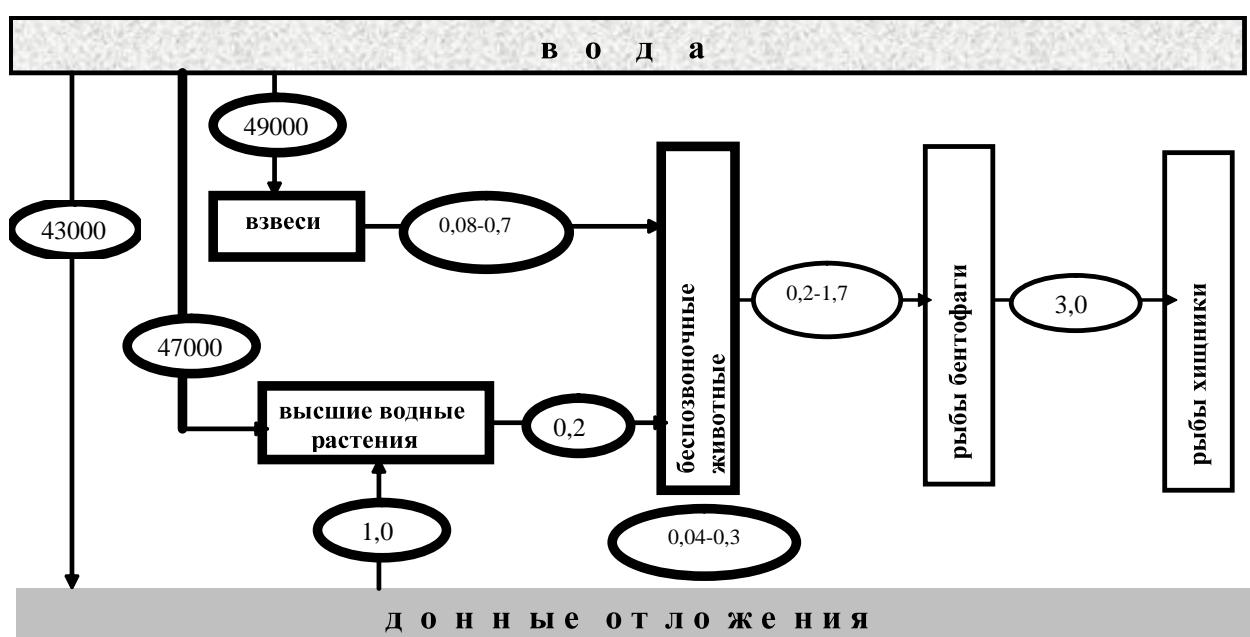


Рис. 1. Коэффициенты перехода цезия-137 по трофической цепи в экосистеме верховьев Киевского водохранилища, 1991 г.

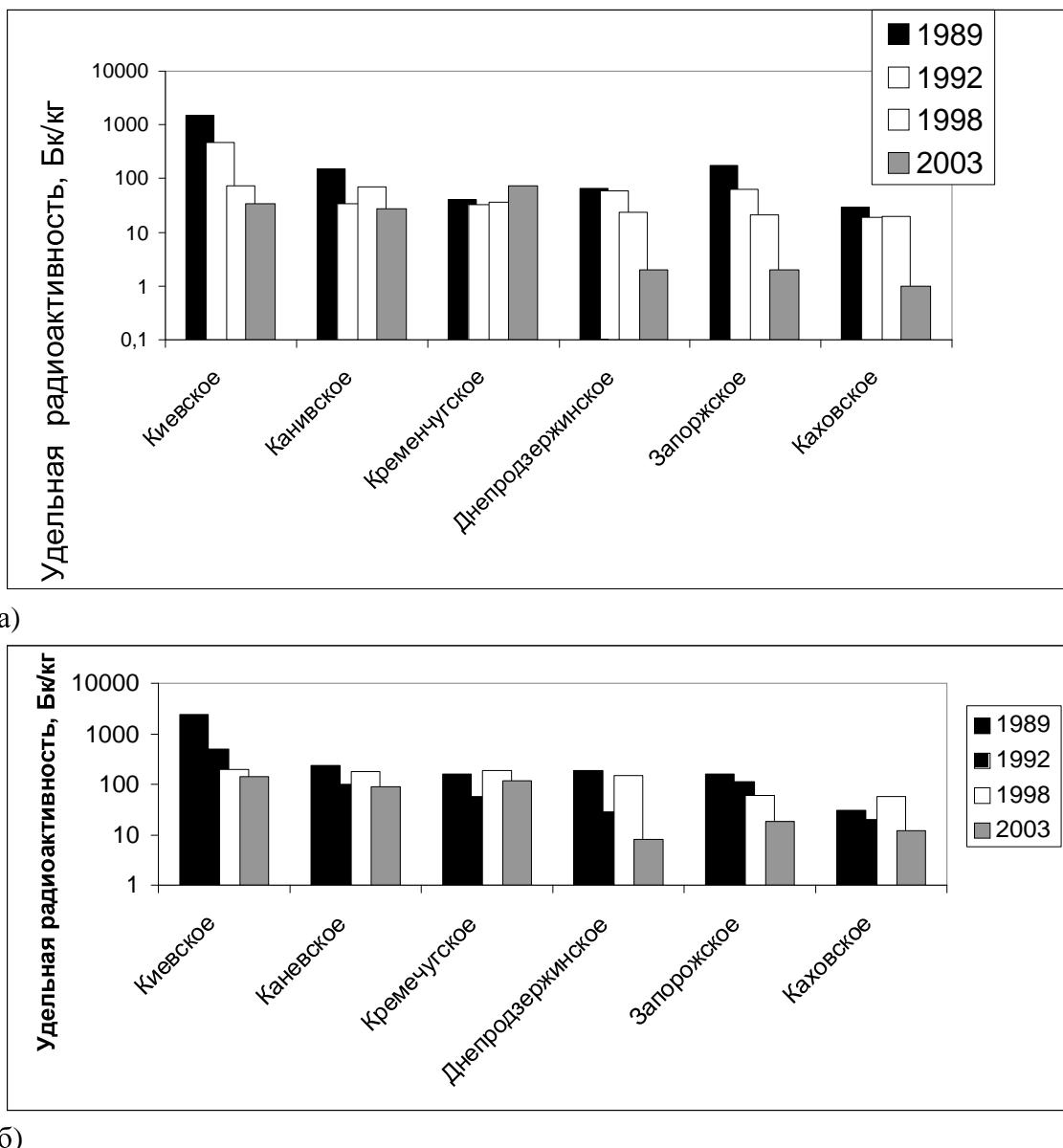


Рис. 2. Динамика накопления ^{137}Cs в высших водных растениях (а) – воздушно-водные, б) – погруженные укорененные) днепровских водохранилищ.

1989 г. [30]. Динамика накопления этого радионуклида высшими водными растениями днепровских водохранилищ представлена на рис. 2.

В 1989 г. отмечено существенное снижение содержания ^{137}Cs во всех видах растений от Киевского к Каховскому водохранилищу. В среднем удельная радиоактивность растений Каневского, Кременчугского, Днепродзержинского, Запорожского и Каховского водохранилищ была, соответственно, в 10; 25; 24; 12 и 65 раз ниже, чем Киевского. В 1992 г. снижение было менее существенным, а в 1998 г. содержание ^{137}Cs в растениях уменьшилось

от Киевского к Каховскому водохранилищу только в 4 раза. К 2003 г. отношение радиоактивности растений Каневского, Кременчугского, Днепродзержинского, Запорожского и Каховского водохранилищ к растениям Киевского составило 2; 21; 16; 24 соответственно.

Неравномерным оказался характер временной динамики накопления ^{137}Cs для растений каждого водохранилища. Относительно 1989 г. достаточно равномерно снижалось среднее содержание ^{137}Cs в растениях Киевского водохранилища – в 4; 16 и 30 раз в 1992, 1998 и 2003 гг. соответственно. За период

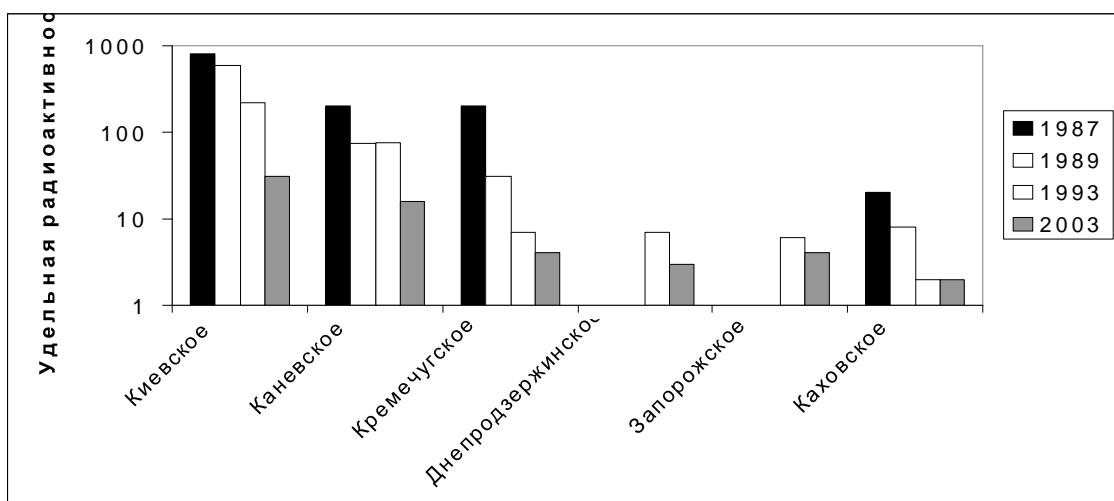


Рис. 3. Динамика накопления ^{137}Cs в рыбах днепровских водохранилищ.

1992-2003 гг. практически неизменной оставалась удельная радиоактивность макрофитов Кременчугского водохранилища и в период 1992-1998 гг. – растений Днепродзержинского, Запорожского и Каховского. К 2003 г. содержание ^{137}Cs в растениях трех нижних водохранилищ снизилось в 16-60 раз. Начиная с 1987 г. в радионуклидном загрязнении рыб основная роль принадлежит ^{137}Cs [35]. На рис. 3 представлена динамика накопления ^{137}Cs рыбами днепровских водохранилищ.

Анализ результатов исследований показывает, что в 1987 г. удельная радиоактивность рыб Каховского водохранилища была ниже, чем Киевского в 40 раз, в 1989, 1993 и 2003 гг. – в 75, 100 и 15 раз соответственно. При этом, если в 1987 г. содержание ^{137}Cs в рыбах Каневского и Кременчугского водохранилищ было приблизительно одинаковым, то к 1993 г. различалось на порядок. Следует отметить, что в 1993-2003 гг., как во времени, так и в пространстве, не зарегистрированы существенные изменения уровней накопления ^{137}Cs рыбами Кременчугского, Днепродзержинского, Запорожского и Каховского водохранилищ.

В заключение можно отметить, что к 2003 г. основное количество накопленного высшими водными растениями днепровских водохранилищ ^{137}Cs сосредоточилось в фитомассе Киевского, Каневского и Кременчугского водохранилищ. При этом радиоактивность растений Киевского и Каневского водохра-

нилищ продолжает снижаться, Кременчугского – с 1992 г. практически не изменяется.

В двух верхних водохранилищах происходит снижение уровней накопления ^{137}Cs рыбами, в Кременчугском, Днепродзержинском, Запорожском и Каховском – значительных изменений удельной радиоактивности этих гидробионтов не наблюдали с 1993 г.

Эффективность некоторых гидротехнических мероприятий, направленных на снижение отрицательных последствий радионуклидного загрязнения водоемов

Начиная с первых дней аварии, одной из ключевых проблем была защита Днепра, его притоков и водохранилищ от радионуклидного загрязнения. Исходя из количественных показателей преимущественного накопления радиоцезия и других экологически опасных радионуклидов во взвесях и донных отложениях, заманчивой представлялась идея перехвата подвижных взвесей и донных отложений. Поэтому как неотложные реализовались гидротехнические мероприятия, направленные на создание геохимических барьеров, защиту водоемов и водотоков [39]. Для задержания загрязненных стоков, которые смывались в р. Припять с прилегающей к ЧАЭС территории были построены защитные валы. С целью перехвата потоков подземных вод были созданы глиняные затворы, улучшены дренажные системы, проведена

реконструкция канализации в г. Припять. Летом 1986 г. вдоль реки Припять началось создание грунтовых насыпных дамб, были перекрыты сильно загрязненные затоны, на малых реках ближней зоны построены фильтрующие дамбы. Однако фильтрующие дамбы слабо очищали воду. Для перехвата радиоактивных взвесей на р. Припять и Киевском водохранилище было создано несколько донных карьеров. Но они тоже были не эффективными, задерживая всего 5-7% суммарного количества радионуклидов. Эти ловушки могли перехватывать только самые крупные фракции взвесей и в меженный период. Остальные фракции, глинистые и илистые мелкодисперсные частицы на протяжении большей части года не задерживались в ловушках. Как показали исследования, более 70% радионуклидов цезия транспортируется взвесями размером менее 0,1 мм, которые преобладают в гранулометрическом составе взвешенных наносов р. Припять. При этом 40-60% сорбированного на взвесях ^{137}Cs транспортируется частицами меньше 0,05 мм и которые не седиментировали в ловушки.

В начале 1987 г. для фиксации радионуклидов на малых реках ближней зоны было построено более 130 фильтрующих дамб, которые содержали цеолит. Однако и они оказались не эффективными.

Зимой 1991 г. после ледовых заторов произошло затопление территорий ближней зоны, в результате чего концентрации ^{90}Sr в воде р. Припять увеличились до 10 раз. С целью локализации радионуклидов на левобережной пойме была построена защитная дамба. Эффективность этого мероприятия была доказана уже летом 1993 г. в период дождевого наводнения, когда был предотвращен смыв в р. Припять около 3 ТБк (80 Ku) ^{90}Sr и ^{137}Cs . В 1994 г. в период зимнего ледового затора и весеннего наводнения благодаря дамбе был предотвращен смыв в водохранилища Днепровского каскада 3,7 ТБк (100 Ku) ^{90}Sr .

В период весеннего паводка 1998 года на правом берегу р. Припяти была построена противопаводковая дамба, которая также значительно сократила смыв радионуклидов с

интенсивно загрязненных территорий ближней зоны в р. Припять [1, 33].

Экспертная оценка за период 1986-1998 г. эффективности мероприятий по предотвращению возможного выноса из ближней зоны Чернобыльской АЭС в днепровские водохранилища представлена в работе [34], где показано, что несмотря на небольшую стоимость строительства в мае-июне 1986 г. земляных валов вдоль правого берега р. Припяти положительного эффекта не наблюдалось. Кроме того, люди, строившие земляные валы, получили неоправданно высокие дозы облучения. На сооружении подводных карьеров в 1986-1987 гг. рабочие не получили высоких доз облучения, однако высокая стоимость этих работ не позволяет считать их эффективными. К 1992 г. карьеры заполнились наносами песка, захоронив около $1,11 \cdot 10^{12}$ Бк (30 Ku) радионуклидов. Сооруженные в 1986-1987 гг. фильтрующие и глухие дамбы с цеолитами на малых реках зоны ЧАЭС к 1988 г. были признаны неэффективными и разобраны. Судьба дренажной системы на фильтрующих ручьях из водоема-охладителя оказалась неопределенной. В 1994 г. эффективность этой системы составила $1,48 \cdot 10^{11}$ Бк (4 Ku) ^{90}Sr , который наносами был возвращен обратно в водоем-охладитель. В 1997 г. эффективность дренажной системы на фильтрующих ручьях из водоема-охладителя снизилась до $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк (1 Ku).

Таким образом, только строительство противопаводковых дамб на левом и правом берегу Припяти дало значительный эффект в предотвращении поступления радионуклидов в р. Припять и дальше в днепровские водохранилища и было экономически оправдано.

С целью перехвата подвижных взвесей и донных отложений в верхней части Киевского водохранилища поперек основного потока водных масс было углублено дно. Как свидетельствуют результаты исследований, выполненных в 1986-1988 гг. в углubлении дна водохранилища было аккумулировано около 2 тыс. т мелкодисперсных частиц, перемещенных с прилегающих участков мелководий. Однако «ловушка» оказывала незначи-

тельное воздействие на режим седиментации и в масштабах водохранилища она оказалась мало эффективной, так как только р. Припять ежегодно поставляет около 158 тыс. т взвесей [19, 26].

В указанной «ловушке» происходила седиментация не только загрязненных радионуклидами взвесей, поступающих из р. Припяти, но и взвесей днепровских, уровень загрязнения которых был значительно меньше. Для первых более эффективной оказалась естественная «ловушка» – старое русло р. Припяти, затопленное подпором водохранилища устьевой части – Припятского отрога. Углубление дна на этом участке дало бы значительно больший эффект для торможения потока радионуклидов, особенно ^{137}Cs . Поэтому эффективность мероприятий, ориентированных на изменение направленности и тем более остановку или разрыв потоков радионуклидов в экосистеме равнинного водохранилища, при современных технических возможностях остается весьма проблематичной. Поэтому как неотложные реализовались гидротехнические мероприятия, направленные на создание геохимических барьеров, защиту водоемов и водотоков [39].

Заключение

Прошедшие 20 лет после аварии на ЧАЭС – период времени, позволяющий на основе наработанной базы данных с позиции гидроэкологии и радиоэкологии природных вод осуществить всесторонний анализ последствий катастрофы для пресноводных экосистем, которые были подвергнуты радионуклидному загрязнению. Итоги анализа отдаленных во времени и пространстве процессов формирования радионуклидного загрязнения, трансформации физико-химических форм выброшенных в природную среду радиоактивных веществ, депонирования радионуклидов в основных компонентах, транспорта и миграции представляют информационную основу и базу для методологии прогнозирования биогеохимической миграции техногенных радионуклидов в системах рек и водохранилищ. В послеаварийный период исследователям представилась возможность изу-

чения актуальных вопросов, связанных с биологическими последствиями загрязнения природной среды техногенными радионуклидами в масштабах громадных территорий. Основные гидроэкологические уроки крупнейшей техногенной катастрофы состоят в следующем.

Выводы

1. Авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. квалифицируется как авария наивысшего уровня. Отличительной особенностью выброшенных радиоактивных веществ является наличие в их составе мелкодисперсных топливных частиц, которые в основном и определяют радионуклидное загрязнение 30-километровой зоны. На более удаленных от ЧАЭС территориях радиоактивность обусловлена продуктами конденсации легколетучих радионуклидов.
2. Радионуклидное загрязнение днепровских водохранилищ происходило в три этапа. Первый – с момента начала аварии до начала июня 1986 г. – связан с поступлением радиоактивных веществ воздушным путем в виде аэрозолей, оседавших на водную поверхность. Второй этап – июнь-июль 1986 г. – обусловлен как поступлением радионуклидов воздушным путем, так и водным за счет смыва радионуклидов с наиболее загрязненной ближней зоны ЧАЭС и их переносом водами р. Припяти. Третий этап – август 1986 г. до настоящего времени – связан со смывом радионуклидов с наиболее загрязненных водохранилищ, особенно р. Припять, и их переносом водными массами вниз по каскаду водохранилищ.
3. Поступившие в водоемы радионуклиды в основном депонировались в донных отложениях, а их подвижность (переход из дна в воду, а также доступность для гидробионтов) зависит от физико-химического состояния. Со временем, под воздействием различных факторов, в том числе и биологических, началась и продолжает происходить трансформация радиоактивных веществ. В результате аварии содержание ^{90}Sr в донных

отложениях Киевского водохранилища увеличилось приблизительно в 200 раз, ^{137}Cs – в 400 раз. При этом, по сравнению с 1980 г., в 1986 г. количество ^{90}Sr в донных отложениях относительно общего содержания в экосистеме увеличилось в 2 раза, а ^{137}Cs снизилось с 98% до 77%. В последующие годы, за счет очищения других компонентов, относительное содержание ^{90}Sr в донных отложениях увеличилось до 80-85%, ^{137}Cs – до 99%.

4. Для предотвращения поступления радионуклидов в каскад днепровских водохранилищ из применяемых сразу после аварии мероприятий наиболее эффективным оказалось строительство противопаводковых дамб на левом и правом берегу р. Припять. Однако в последующие годы на одамбированной левобережной пойме р. Припять произошло переувлажнение, в результате чего увеличился смыв подвижных форм ^{90}Sr и постепенно повышалась концентрация этого радионуклида в воде и гидробионтах пойменных бессточных озер.

5. В 1986 г. в гидробионтах днепровских водохранилищ были зарегистрированы все радионуклиды, обнаруженные в воде. Удельная радиоактивность представителей водной флоры и фауны достигала величин порядка $n \cdot 10^5$ Бк/кг. К 2006 г. содержание радионуклидов в гидробионтах Киевского водохранилища снизилось до $n \cdot 10^2$, Каневского и Кременчугского – до $n \cdot 10$ Бк/кг. В нижерасположенных водохранилищах радионуклидное загрязнение гидробионтов достигло доаварийных уровней. Величины коэффициента перехода радионуклидов в звеньях трофических цепей являются интегрирующим показателем процессов накопления. В 1986 г. уровень коэффициента перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в конечных звеньях трофических цепей водоемов значительно отличался от величин, полученных в доаварийный период. Коэффициент перехода бентофаги-хищники составлял для ^{137}Cs в 1986-87 гг. менее 1 и достиг доаварийных величин в

1991 г. Анализ многолетней динамики коэффициента перехода показал, что с 1991 г. экосистемы Киевского и Каневского водохранилищ находятся в состоянии динамического равновесия.

6. Формирование радионуклидного загрязнения территорий, транспорт и миграция радиоактивных веществ на площади водосбора, в Днепре и каскаде его водохранилищ свидетельствуют о том что вариант выбора площадки для строительства АЭС в верховье такой крупной реки, как Днепр с гидроэкологических позиций оказался наиболее неприемлемым. Основное количество радиоактивных веществ, выброшенных из разрушенного реактора, осело в 30-километровой зоне на площади водосбора Днепра и его основных притоков. Увлекаемые водными потоками радионуклиды практически беспрепятственно проникли в основное русло Днепра уже в первые дни – недели после аварии и транспорт радионуклидов из 30-километровой зоны растянулся на многие десятилетия и будет продолжаться в течение времени, которое сопоставимо со временем полного распада аварийных наиболее долгоживущих трансурановых элементов.
7. Важнейшим недостатком комплексных программ изучения последствий катастрофы была и продолжает оставаться недооценка значения установления экологических и особенно биологических последствий в условиях широкого диапазона радионуклидного загрязнения, формирования доз облучения и нарушений в биосистемах в условиях модифицирующего воздействия сложнейшего комплекса абиотических и биотических факторов. Система мониторинга воздействия предприятий атомной энергетики на окружающую природную среду должна быть подчинена основной составляющей – оценке и прогнозированию возможных ближайших и отдаленных во времени нарушений в биосистемах различных уровней организации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. 15 лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления. Национальный доклад Украины. Киев, 2001.
2. Абагян А.А., Асмолов В.Г., Гуськова А.К. и др. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атом. энергия. 1986. Т. 61, вып. 5.
3. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в компонентах водных экосистем Красненской поймы р. Припять // Гидробиол. журн. 2005. Т. 41, № 1.
4. Гудков Д.І., Кірєєв С.І., Обрізан С.М., Назаров О.Б., Каглян О.Є., Кленус В.Г., Халіва В.Г. Радіоекологічні проблеми перезволожування та заболочування одамбованої території Красненської заплави в зоні відчуження // Бюл. екологіч. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. 2005. № 2 (26).
5. Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1991.
6. Деревець В.В., Іванов Ю.П., Казаков С.В. та ін. Радіаційний стан зони відчуження // Бюл. екологіч. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. 1999. № 13.
7. Деревець В.В., Кірєєв С.І., Ткаченко Ю.В. та ін. Радіаційний стан зони відчуження в 2003 році // Бюл. екологіч. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. 2004. № 1 (23).
8. Дьяченко Т.Н., Насвит О.И. Макрофиты водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. 2005. Т. 41, № 3.
9. Евтушенко Н.Ю., Кузьменко М.И., Сиренко Л.А. и др. Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Киев: Наук. думка, 1992.
10. Зарубін О.Л. Динаміка вмісту ^{137}Cs у рибах (на прикладі водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС): Автореф. дис. ... канд. біол. наук. К., 2003.
11. Каширов В.А., Хомутин Ю.В., Глуховский А.С. и др. Оценка опасности вторичного ветрового переноса радиоактивных аэрозолей после частичного осушения водоема-охладителя ЧАЭС // Бюл. экологич. состояния зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения. 2003. № 1 (21).
12. Каширов В.О., Лундін С.М., Зварич С.І. та ін. Викид та забруднення території радіонуклідами у складі паливних частинок // Бюл. екологіч. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. № 2 (20).
13. Кленус В.Г. Опыт использования экологической классификации и обоснование экологических нормативов качества поверхностных вод Украины по критериям специфических указателей радиационного действия // Гидробиол. журн. 2002. Т. 38, № 4.
14. Кленус В.Г., Матвиенко Л.П., Каглян О.Є. Розподіл радіонуклідів за основними компонентами екосистем деяких водойм лівобережної заплави ріки Прип'ять // Доповіді АН України. 1994. № 1.
15. Кленус В.Г., Матвиенко Л.П., Каглян А.Е., Сипченко П.В. Содержание радионуклидов в воде водохранилищ днепровского каскада // Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев: Наук. думка, 1992.
16. Клоков В.М., Широкая З.О., Паньков И.В. и др. Накопление радионуклидов высшими водными растениями и структура их зарослей в Припятском отроге Киевского водохранилища // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29, № 5.
17. Крылов И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986.
18. Кузьменко М.И., Кленус В.Г., Насвит О.И., Новиков Б.И. Радиоактивное загрязнение Днепра и его водохранилищ и оценка гидроэкологических мероприятий после аварии на ЧАЭС // Семинар МСР «Радиоэкология и контрмеры». Киев, 1991.
19. Кузьменко М.И., Романенко В.Д., Деревець В.В. та інші. Радіонукліди у водних екосистемах України. Київ: Чорнобилінтерінформ, 2001.

24. Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии / Заключительный отчет проекта экспериментального сотрудничества. Под ред. У. Сансоне и О.В. Войцеховича. Киев: «Чорнобільтехінформ», 1996.
25. Насвіт О.І., Буянов Н.І., Кузьменко М.І. Определение кинетических параметров процесса накопления радионуклидов компонентами экосистем по равновесным значениям коэффициентов концентрирования // Гидробиол. журн. 1990. Т. 26, № 1.
26. Новиков Б.И. Донные отложения днепровских водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1985.
27. Новиков Б.И., Тимченко В.М. Гидробиологические условия миграции радионуклидов по каскаду днепровских водохранилищ // Водные ресурсы. 1992.
28. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974.
29. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. и др. Особенности радиоактивного загрязнения фитоценозов Киевского водохранилища. Киев, 1994. 26 с. Деп. в ВИНТИ 15.09.1994, № 2190-В-94.
30. Паньков И.В., Волкова Е.Н., Широкая З.О. Содержание осколков деления урана в водных растениях днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. 1990. № 4.
31. Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. 2-е изд., переработ. и доп. Киев: Урожай, 1991.
32. Прокура Н.І., Долін В.В. Трансформація форм перебування продуктів розподілу в річковій воді акваторії Київського водосховища в 1986-1991 pp. // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. Вип. 1. Київ: Наук. думка, 1994.
33. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Т. 1. Мониторинг радиоактивного загрязнения природных вод Украины / Под общей ред. О.В. Войцеховича. Киев: Чернобыльинформ, 1997.
34. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Т. 2. Прогнозы загрязнения вод, оценка рисков водопользования и эффективности водоохраных контрмер для водных экосистем зоны влияния Чернобыльской аварии / Под общ. ред. О.В. Войцеховича. Киев: Чернобыльинформ, 1998.
35. Романенко В.Д., Кузьменко М.І., Евтушенко Н.Ю. и др. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев: Наук. думка, 1992.
36. Романенко В.Д., Волкова Е.Н., Кузьменко М.І., Паньков И.В. Радионуклиды в биосистемах днепровских водохранилищ // Докл. АН Украины. 1994. № 1.
37. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксюк О.П. та ін. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К., Мінекоресурсів України, 2001.
38. Соботович Э.В.; Бондаренко Г.Н., Ольховик Ю.А. и др. Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС. Киев: Наук. думка, 1993.
39. Соботович Э.В. Анализ эффективности контрмер по предупреждению распространения радиоактивного загрязнения // Чернобыльская катастрофа. Киев: Наук. думка, 1995.
40. Тимофеева-Рессовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов // Тр. УФ АН СССР. 1963. Вып. 30.
41. Холода В.И. Характеристика радиоэкологической ситуации на территории зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения // 15 лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления. Киев, 2001.
42. Христианова Л.А., Аникиев В.В., Виноградова Н.Н. Распределение радиоактивных изотопов в системе водохранилища. М.: Атомиздат, 1973.
43. Щербак В.І. Структурно-функціональна характеристика Дніпровського фіtoplanktonу: Автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Київ, 2000.
44. Experimental studies and assessment of the present state of Chernobyl Cooling Pond bottom topography and bottom sediment radioactive

- contamination. Final report. Task 1. Contract C647/D0426 of 01.02.2001. Center for Monitoring Studies and Environmental Technologies «ECOMONITOR» Ltd., Kyiv 2002.
45. Hilton J., Cambray R.S., Green N. «Fractionation of radioactive cesium in airborne particles containing bomb fallout, Chernobyl fallout and atmospheric material from the Sellafield site» // *J. Environ. Radioactivity*. 1992. Vol. 15.
46. Kaminsky S., Richter T., Malser et all. Microbially mediated redissolution of cesium radionuclides from the sediment of a shallow eutrophic lake // *Fraghwater and Elsevir Sci. B.V.* 1997.
47. Konoplev A.V., Bobovnikova T.S. «Comparative analysis of Chemical forms of long-lived radionuclides and their migration and transformation in the environment following the Kyshtym and Chernobyl accidents» // Proc. of the Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. CEC, Luxembourg, 1990.

RADIO-ECOLOGICAL AFTERMATH OF THE CHERNOBYL ATOMIC POWER STATION DISASTER FOR FRESH-WATER ECOSYSTEMS

© 2006 V.D. Romanenko, M.I. Kuzmenko, V.V. Beljaev, E.N. Volkova, D.I. Gudkov,
V.G. Klenus, A.E. Kagljan, O.I. Nasvit

Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kiev, Ukraine

The results of studying of qualitative and quantitative structure of the Chernobyl radioactive nuclide emissions are stated. Results of natural researches of transformation of physical and chemical forms of radioactive nuclide contamination, their transport, allocation and migration in water ecosystems are generalized. The effectiveness of water-security hydraulic engineering actions is appreciated. Problematical character of protection of large rivers during the period of ecologically dangerous failures existing until recently is emphasized.