

4. **Пепельшев Ю.Н., Смирнов В.С.** Измерение среднего времени жизни поколения нейтронов в реакторе ИБР-2: Препринт ОИЯИ Р-13-2006-115. Дубна, 2006.
5. **Michalek S., Hascik J., Farkas G.** MCNP5 delayed neutron fraction (β_{eff}) calculation in training reactor VR-1. — J. Electrical. Engng, 2008, v. 59, № 4, p. 221—224.
6. **Зизин М.Н., Ярославцева Л.Н.** Расчет эффективной доли запаздывающих нейтронов и времени жизни мгновенных нейтронов для быстрых критических сборок. — В сб.: Советско-бельгийско-голландский симп. по некоторым проблемам физики быстрых реакторов. Мелекес, февраль 1970, т. 1. М., ЦНИИАтоминформ, с. 16—20.
7. **Чжан Чан Мин.** Влияние термомеханических перемещений реакторных конструкций на реактивность ИБР-2М. Сообщение ОИЯИ Р13-2009-166. Дубна, 2009.
8. **Rhoades W., Childs R.** An updated version of the Dort-4 one-and two-dimensional neutron/photon transport code. — In: Rep. RSICC Computer Code Collection Tort-Dort-PC Two-and Three-Dimensional Discrete Ordinates Transport. Version 2.7.3. ORNL-5851, July 1982.
9. **Greene N., Petrie L.** A one-dimensional discrete-ordinates code transport analysis. — In: Rep. SCALE: a Modular Code System for Performing Standardized Computer Analyses for Licensing Evaluation. V.I-III. NUREG/CR-0200, Rev. 6. ORNL/NUREG/CSD-2/R6, 2000.
10. **Carpenter S., Gasidlo J., Stevenson J.** Measurements of the effective delayed-neutron fraction in two fast critical experiments. — Nucl. Sci. Engng, 1972, v. 49, p. 236—239.
11. **Angelo A., Mcknight R.** Delayed Neutron Data for the Major Actinides. A Report by the Working Party on Intern. Evaluation Co-Operation of the NEA Nuclear Sci. Com. V. 6. NEA/WPEC-6, OECD, 2002.

Поступила в Редакцию 30.11.10

УДК 504.054.4(282.247.32):621.039.58

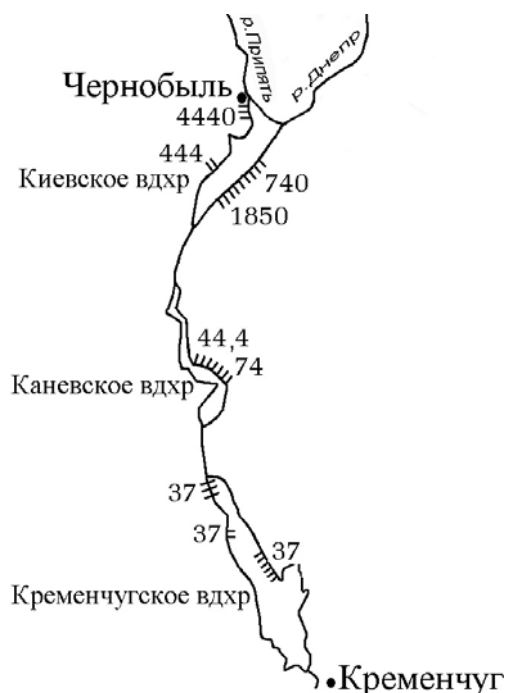
ЗАГРЯЗНЕНИЕ БЕРЕГОВ ВОДОХРАНИЛИЩ ДНЕПРОВСКОГО КАСКАДА ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Вакуловский С.М., Новицкий М.А. (НПО «Тайфун», г. Обнинск), Ворончук М.М. (УкрНИГМИ, г. Киев)

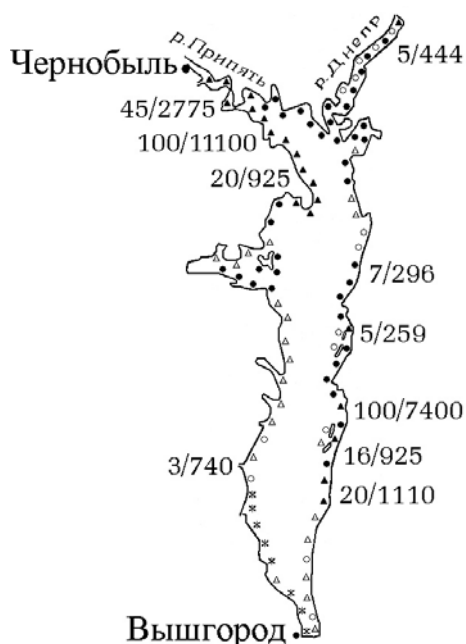
После аварии на Чернобыльской АЭС в результате оперативных и регулярных наблюдений за состоянием радиоактивного загрязнения водохранилищ Днепровского каскада, проведенных специалистами Госкомгидромета СССР и других ведомств, была получена обширная информация о степени загрязнения воды и донных отложений как в ранний период после аварии, так и в последующие годы [1, 2]. Тщательное рассмотрение этой информации выявило отсутствие оценки степени загрязнения. Берега водохранилищ Днепровского каскада являются традиционным местом летнего отдыха населения и любителей рыбной ловли. Поэтому после аварии, вследствие которой подверглись загрязнению водохранилища Днепровского каскада и прилегающие к ним территории, в мае и осенью 1986 г., весной 1987 г. сотрудники НПО «Тайфун» и УкрНИГМИ обследовали состояние загрязнения берегов Киевского, Каневского и Кременчугского водохранилищ [3—5]. Однако их результаты не были широко доступны. В связи с этим в настоящей статье приводится информация о состоянии радиоактивного за-

грязнения берегов Днепровского каскада по результатам обследований, представленных в указанных отчетах.

Берега водохранилищ обследовали с использованием различных плавательных средств, вертолетов и наземной радиометрической съемки с последующим отбором проб почвы в местах с повышенной экспозиционной мощностью дозы γ -излучения (рис. 1—4). Обследования показали, что загрязнение берегов носит неоднородный прерывистый характер и представляет собой цепочку узких полос, примыкающих к урезу воды. Ширина полос 0,5—5 м, протяженность от нескольких десятков метров до километра. По морфологическим показателям и генезису можно выделить пять основных геометрических форм загрязнения берегов водохранилищ — протяженная линия вдоль уреза воды, овальная вдоль края ложбины, суффозионные блюдца, абразивные ниши, площадки различной конфигурации в зоне мелководий. На этих участках береговой линии Киевского водохранилища в мае—августе 1986 г. мощность дозы γ -излучения изменялась в пределах 4—30 мкЗв/ч, достигая на отдельных участках

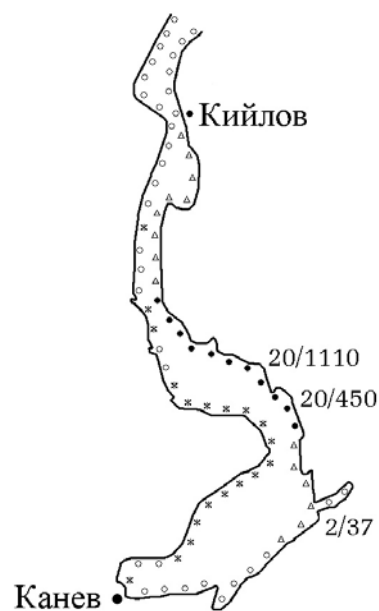


Р и с. 1. Картосхема радиоактивного загрязнения береговой линии Киевского, Каневского и Кременчугского водохранилищ в мае—июне 1987 г.: |||| — зона повышенного загрязнения (цифры — плотность загрязнения ^{137}Cs)

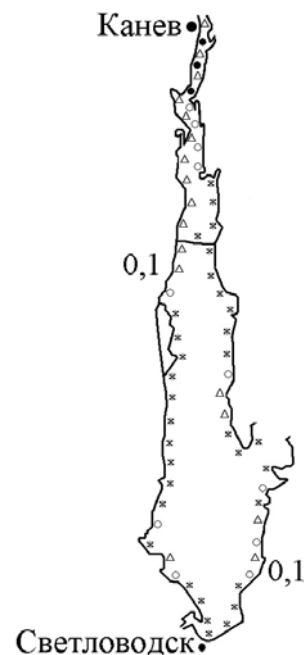


Р и с. 2. Радиационная обстановка на береговой полосе Киевского водохранилища по состоянию на первую декаду декабря 1986 г. (вертолетная съемка на Ка-26): *, $\circ$, Δ , $\bullet$, $\blacktriangle$ — $<0,5$, $0,5-1$, $1-3$, $3-10$, $10-100$ мкЗв/ч соответственно (первая цифра — γ -излучение на высоте 0,1 м, вторая — плотность загрязнения ^{137}Cs в пунктах отбора проб почвы)

высокая — до 30 мкЗв/ч под хвойными деревьями. В отдельных местах на пологих песчаных пляжах левого берега водохранилища в прибойной зоне, куда выбрасывался волнами мелкий



Р и с. 3. То же, что на рис. 2, для Каневского водохранилища



Р и с. 4. То же, что на рис. 2, для Кременчугского водохранилища: *, $\circ$, Δ , $\bullet$ — $<0,05$, $0,05-0,1$, $0,1-0,3$, $0,3-1$ мкЗв/ч соответственно (цифры — γ -излучение на высоте 0,1 м)

100 мкЗв/ч, в 10—50 раз выше, чем на прилегающей местности. Минимальное загрязнение наблюдалось возле кромки воды — 4 мкЗв/ч, оно увеличивалось до 8 мкЗв/ч на участках, поросших травой. Мощность дозы γ -излучения до 15 мкЗв/ч была зафиксирована в лозняке, самая сор, наблюдалось заметное повышение загрязнения до 10 мкЗв/ч по сравнению с сухим песком 5—6 мкЗв/ч.

Населенный пункт	¹⁰³ Ru	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	¹⁰⁶ Ru	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr
Толстый лес (21 км*)	81	52	43	96	22	44	263	166
Вильча (30)	52	26	200	118	15	1,3	8,4	2,3
Припять (3,5)	19	13,3	59,6	23,8	26	52,9	66,1	39,7
Белые Сороки (17)	67	41	170	63	555	30	189	144
Вепры (27)	52	30	137	78	22	44	233	89
Кошовка (7)	48	33	166	544	7,4	15	174	104
Чикаловичи (19)	22	18	2,3	30	0,1	0,3	8,6	4,5
Гдень (21)	15	11	44	0,5	2,2	4,4	1,3	0,8
Скородное (28)	11	0,15	30	15	3,7	7,4	30	19
Рудня Вересня (21)	55	19	89	63	11	44	85	48
Оранное (30)	25	41	196	155	11	30	189	115
Иловница (23)	211	85	396	248	33	22	403	244
Диброво (25)	1,8	0,74	7,4	18	11	19	7,4	3,7
Старые Соколы (30)	11	7,4	41	18	55	4	44	26
*Расстояние до Чернобыльской АЭС.								

данные о степени загрязнения древесной листвы, отобранной в различных пунктах 30-км зоны вокруг Чернобыльской АЭС, и выполнены расчеты, позволившие сопоставить роль этого источника загрязнения с другими [3] (табл. 2).

Для оценки количества радионуклидов, поступавших в Киевское водохранилище с листовым опадом с учетом прямого попадания листвы на водную поверхность и подхвата пойменными водами, исходили из площади пойм, выходящих в листовые леса, и содержания радионуклидов в листве. Оценки показали, что этот источник не приведет к дополнительному загрязнению берегов на фоне обусловленного выпадениями радиоактивных веществ из атмосферы в апреле—мае 1986 г.

По данным обследований 1987 г. загрязнение береговой линии водохранилищ Днепровского каскада во многом тождественно 1986 г. Отличие состоит в значительной мощности дозы γ -излучения вследствие радиоактивного распада и миграции радионуклидов с поверхностного горизонта в более глубокие слои почвы. Как видно из табл. 3, повышенное загрязнение к лету 1987 г. сохранилось лишь на отдельных участках восточных берегов Киевского и Каневского водохранилищ, поэтому необходимости в крупномасштабной дезактивации береговой зоны не было.

Таблица 3. Загрязнение берегов водохранилищ Днепровского каскада в мае—июне 1987 г.

Водохранилище	Берег	
	западный	восточный
Киевское:		
мощность дозы*, мкЗв/ч	1,5—5	5—30
^{137}Cs , кБк/м ²	185—4440	296—1850
Каневское:		
мощность дозы, мкЗв/ч	0,5—1	2—10
^{137}Cs , кБк/м ²	1,85—37	7,4—37
Кременчугское:		
мощность дозы, мкЗв/ч	0,2—0,5	0,2—0,5
^{137}Cs , кБк/м ²	11—37	11—37
*Экспозиционная мощность дозы γ -излучения на высоте 1 м.		

Загрязнение береговой линии водных объектов радионуклидами, поступившими в атмосферу из аварийного реактора Чернобыльской АЭС, было зафиксировано в 1986—1987 гг. в Литве [7]. На территории Лаздийского района Литвы на берегах озер Балтасис, Дуся, Верста-

минай и Тракайских были обнаружены пятна от нескольких десятков квадратных сантиметров до нескольких десятков квадратных метров и полосы с повышенной радиоактивностью по сравнению с удаленными от берегов участками

местности. Радиоактивные пятна находились на крутых берегах в непосредственной близости от водной поверхности, на пологих — на удалении в несколько метров. Максимальная мощность дозы γ -излучения была существенно ниже, чем на берегах Киевского и Каневского водохранилищ, и колебалась в пределах 0,7—0,9 мкЗв/ч по результатам измерений геолого-разведочным радиометром типа СРП-68-01, который не был дозиметрическим прибором и завышал истинные значения в 2,5—3 раза. Фактическое загрязнение на указанных озерах не представляло опасности для населения.

Авторы приносят благодарность А.И. Никитину за предоставленный материал об обнаружении загрязнения на берегу Каневского водохранилища 17 мая 1986 г. в виде отдельного пятна небольшого размера и полезные замечания по содержанию статьи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.
2. Тишков В.П., Степанов А.В., Цветков О.С. Радиоактивное загрязнение речной системы Припять—Киевское водохранилище—Днепр в 1986 г. как следствие аварии на Чернобыльской АЭС. — Труды Радиового института им. В.Г. Хлопина. Санкт-Петербург, 2009, т. 14, с. 46—63.
3. Чуркин В.Н. Картограммы радиационной обстановки на береговой линии Киевского, Каневского и Кременчугского водохранилищ по состоянию на 1-ю декаду 1986 г. Отчет НПО «Тайфун». Обнинск, 1987.
4. Выявить и исследовать зоны скопления радиоактивных загрязнений на акватории Киевского водохранилища и его притоков в районе Чернобыля. Отчет УкрНИГМИ. Киев, 1997. 36 с.
5. Седунов Ю.С. Оценка состояния загрязнения радионуклидами бассейна р. Припять в районе Чернобыльской АЭС и прогноз возможного загрязнения вод водохранилищ Днепровского каскада в период осенних паводков 1986 г. и весеннего половодья 1987 г. с учетом выполнения комплекса гидротехнических мероприятий по защите водных объектов от радиоактивного загрязнения. Отчет НПО «Тайфун». Обнинск, 1986. 99 с.
6. Христианова Л.А., Анисеев В.В., Виноградова Н.Н. Распределение радиоактивных изотопов в системе водохранилища: Препринт КАЭ СССР, 1973.

7. Тарасюк Н.В., Стелингис К.И., Гудялис А.Ю. О проявлениях механизма поверхностного самоочищения водоемов после аварии на ЧАЭС. — В сб.: Радиационные

аспекты чернобыльской аварии. СПб: Гидрометеиздат, 1993, т. 1, с. 399—404.

Поступила в Редакцию 18.02.11

УДК 621.039.014

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ЛОКАЛИЗАЦИИ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В ГЛУБИННОМ ХРАНИЛИЩЕ «СЕВЕРНЫЙ»

Сафонов А.В., Косарева И.М., Ершов Б.Г. (Ин-т физ. химии и электрохимии им. А.Н. Фрумкина РАН, г. Москва), Ревенко Ю.А., Понизов А.В., Леконцева А.А. (Горно-химический комбинат, г. Железногорск)

Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов является одной из немногих в мире промышленно реализованных технологий окончательного удаления радионуклидов из среды обитания человека, которая осуществляется в течение 45 лет на полигонах подземного захоронения Сибирского химического и Горно-химического комбинатов, НИИАРа, а также Кирово-Чепецкого химического комбината. К настоящему времени в подземных хранилищах этих предприятий локализовано около 50 млн м³ отходов [1].

Количество отходов, их состав и токсические свойства оказывают существенное влияние на выбор геологических структур и оценку их пригодности для захоронения. При захоронении жидких радиоактивных отходов в результате распада радионуклидов формируются тепловые и радиационные поля, что приводит к разложению компонентов отходов, образованию газов и является наиболее важным в обеспечении безопасной эксплуатации подземных хранилищ [2].

Экологическая безопасность полигонов глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов определяется гарантированной локализацией контролируемых токсичных компонентов (радионуклидов и стабильных токсичных элементов) в пределах установленного горного отвода и предотвращением физико-химических процессов, которые могут привести к их выбросу из нагнетательных скважин. Среди категорий отходов, удаленных в глубинный пласт-коллектор, самый большой объем составляют низкоактивные, поэтому их локализация требует комплексной оценки техногенного воздействия на подземную экосистему [3].

С начала эксплуатации полигонов проводятся исследования в целях изучения взаимодействия отходов с породами и подземными водами поглощающих горизонтов, сорбции и миграции

радионуклидов по пласту-коллектору, технологической подготовки отходов к захоронению, газовыделения, а также поведения микроорганизмов в пласте и оценки их влияния на условия захоронения и др. Многолетние наблюдения за эксплуатацией полигонов захоронения низкоактивных отходов показали, что температура в месте их локализации увеличивается на 2—3 °С. Для низкоактивных отходов Горно-химического комбината характерен следующий состав:

α-Излучающие радионуклиды, Бк/дм ³ . . .	<10 ⁴
β-Излучающие радионуклиды, Бк/дм ³ . . .	<10 ⁶
Нитрат натрия, г/дм ³ . . .	<10
Сульфат натрия, г/дм ³ . . .	<2
Ацетат натрия, г/дм ³ . . .	<5
Трибутилфосфат, мг/дм ³ . . .	<2
Гексахлорбутадиен, мг/дм ³ . . .	<2
Поверхностно-активные вещества, мг/дм ³ . . .	<20
pH . . .	8—10

Радиоактивность отходов обусловлена преимущественно ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, но основная токсичность определяется их солевым составом — нитратными (до 10 г/дм³), ацетатными (до 5 г/дм³) и сульфатными натриевыми солями (до 2 г/дм³).

Водоносный горизонт хранилища жидких низкоактивных отходов «Северный» расположен на глубине 180—220 м. Скорость движения подземных вод составляет 5—10 м/год. Естественная разгрузка полигона осуществляется в сторону рек Канн и Большая Телль, которые впадают в Енисей. Породы полигона сложены слабоцементированными среднезернистыми песчано-глинистыми юрскими породами и изолированы от выше- и нижележащих слоев слабопроницаемыми глинистыми породами. Соле-содержание пластовых вод составляет не более 0,3 г/дм³ [2].

На схеме полигона «Северный» отмечены четыре ныне действующие нагнетательные