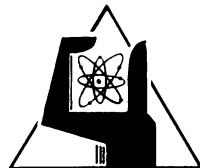


АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ
РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

НАУЧНЫЕ
ДОКЛАДЫ



РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ
В ПОЧВЕННЫХ
И ПРЕСНОВОДНЫХ
СИСТЕМАХ

СВЕРДЛОВСК, 1981

Академия наук СССР
Уральский научный центр

Институт экологии растений и животных

Препринт

РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННЫХ
И ПРЕСНОВОДНЫХ СИСТЕМАХ

Свердловск, 1981

УДК 577.41/46:577.391

Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах.

[Препринт]. Свердловск; 1981.

Излагаются результаты исследований закономерностей миграции и распределения некоторых радиоактивных и стабильных нуклидов химических элементов в системах почва-раствор, почва-растение, вода-грунт и вода-гидробионты.

Материалы представляют интерес для специалистов в области радиэкологии, биогеоценологии, почвоведения, гидробиологии и охраны природной среды.

Отв. редактор Н.В. Куликов.

© УНЦ АН СССР, 1981.

Е.И.БЕЛОВА, З.Г.АНТРОПОВА

ОЦЕНКА РАЗМЕРОВ ПОСТУПЛЕНИЯ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОИЗОТОПОВ
В РАСТИТЕЛЬНОСТЬ В РАЗЛИЧНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

Развитие атомной энергетики и широкое применение человеком радионуклидов в различных сферах своей деятельности поставило перед наукой целый ряд вопросов, среди которых практическое значение приобрела проблема изучения миграции долгоживущих радионуклидов в окружающей среде.

Исследование особенностей перераспределения радиоактивных веществ в системе почва-растение необходимо для прогноза уровней радиоактивного загрязнения продуктов питания растительного происхождения как в ближайшие, так и в отдаленные сроки после поступления радиоизотопов в почву. Известно, что одним из факторов, определяющих биологическую доступность радионуклидов, является время контакта их с почвой (Белова, Шаронов, Моисеев, 1972 ; Погодин, Поляков, 1978).

Целью настоящего исследования является количественная оценка поступления стронция-90 и цезия-137 в растительность в зависимости от времени контакта радиоизотопа с почвой в различных экологических условиях.

Многолетние наблюдения проводились на целинных и пахотных участках. Целинные участки представлены суходольными, злаковыми и разнотравными лугами, а пахотные - различными типами почв, наиболее распространенными в лесостепной зоне Советского Союза. Основные физико-химические свойства и механический состав почв экспериментальных площадок приведены в таблице I.

Радиоизотопы вносили в почву в виде водных растворов однократно до появления луговой растительности или до посева пшеницы. В ко-

Таблица I

**Физико-химические свойства и механический
состав почв**

Угодье, почва	Гу- мус, %	рН (со- лово- вой)	Сумма погло- щенных осно- ваний	Гидро- дити- ческая кисло- тность в мг·экв на 100 г почвы	Содержание фракций, %	
					>0,01 мм	<0,01 мм
Злаковый луг, дерново-подзолистый	5,7	5,1	17,0	6,9	67,0	33,0
Разнотравный луг, чернозем выщелоченный	11,2	6,7	43,1	1,2	79,2	20,8
Пашня, дерново- подзолистая	2,1	5,0	9,1	3,9	86,8	13,2
Пашня, серая лесная	3,2	6,2	17,8	1,5	84,6	15,4
Пашня, чернозем выщелоченный	6,8	6,8	29,2	1,4	77,0	23,0

Ище вегетационного периода на площадках отбирали пробы почвы, травы и пшеницы (зерно). В пробах определяли содержание стронция-90 на установке ДП-100 со счетчиком СТС-6 и цезия-137 на анализаторе АИ-100.

Средние значения коэффициентов пропорциональности между содержанием радиоизотопа в луговой растительности и почве приведены в таблице 2.

Приведенные данные свидетельствуют о снижении содержания радиоизотопов в растительности со временем. Особенно резкое снижение наблюдается во второй вегетационный период для цезия-137.

Отмеченный эффект можно объяснить переходом радиоизотопов со временем в необменную труднодоступную для растений форму (Белова, Шаронов, Молсёев, 1972). Процесс перехода определенной доли об-

Таблица 2

Средние значения коэффициентов пропорциональности,

 $\frac{\text{декюри/кг}}{\text{мкюри/км}^2}$

Тип луга	Год после внесения изотопа					
	I	2	3	4	6	10

Стронций-90

Злаковый	86-6,2	50-2,3	35-10,0	13-2,4	10-3,0	12-2,0
Разно-травный	93-4,6	37-0,8	21-8,0	10-1,3	не опр.	не опр.

Цезий-137

Злаковый	256-35	31-7,0	6,0-3,0	2,4-0,7	2,3-0,4	1,2-0,3
Разно-травный	200-32	22-6,0	4,4-2,0	0,8-0,01	не опр.	не опр.

менного стронция-90 и цезия-137 в необменное состояние происходит, по-видимому, сравнительно быстро. Так, через год после внесения излучателей в почву экспериментальных площадок содержание обменного ^{90}Sr снизилось до 70-80 %, а ^{137}Cs - до 10-15 %. В последующие годы количество обменных форм этих радиоизотопов изменилось незначительно.

Снижение накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в луговой растительности в сравнительно отдаленные сроки происходит значительно медленнее, чем в первые 1-2 года, и зависит в основном от перераспределения радиоизотопов по вертикальному профилю почв.

Распределение радиоизотопов в верхнем 5-сантиметровом слое почвы по годам представлено в таблице 3. Как видно из приведенных данных, происходит перемещение радиоизотопов из дернины в нижележащие слои почвы. Скорость миграции стронция-90 больше, чем цезия-137. Существенных различий в распределении радионуклидов в по-

Таблица 3

Распределение радиоизотопов в верхнем
слое почвы (0-5 см), %

Угодье	Годы после внесения изотопа				
	1	2	3	4	5

Стронций-90

Злаковый луг

дернина	100	88,4 \pm 2,6	74,5 \pm 3,1	66,1 \pm 5,2	40,1 \pm 3,1
почва	0	II,6 \pm 4,1	24,4 \pm 5,7	33,9 \pm 0,6	59,9 \pm 3,0

**Разнотравный
луг**

дернина	100	79,3 \pm 0,9	76,0 \pm 1,4	65,5 \pm 6,2	56,1 \pm 1,5
почва	0	20,7 \pm 2,7	24,1 \pm 5,5	34,5 \pm 5,0	43,9 \pm 2,0

Цезий-137

Злаковый луг

дернина	100	93,4 \pm 1,6	92,0 \pm 2,3	90,0 \pm 0,2	70,5 \pm 5,5
почва	0	6,6 \pm 2,1	8,0 \pm 0,7	10,0 \pm 1,5	29,5 \pm 4,2

**Разнотравный
луг**

дернина	100	93,7 \pm 1,7	94,3 \pm 0,5	81,8 \pm 2,8	60,0 \pm 2,1
почва	0	6,3 \pm 2,1	5,7 \pm 1,7	18,2 \pm 3,8	40,0 \pm 3,8

чвах разных лугов не наблюдается.

В таблице 4 представлены коэффициенты пропорциональности между содержанием стронция-90 в зерне пшеницы и пахотной почве. Как видно из таблицы, поступление стронция-90 из пахотной почвы в зерно пшеницы зависит от типа почвы. Наибольшее поступление наблюдается на дерново-подзолистой почве, наименьшее – на черноземе выщелоченном. Эти величины различаются в 2 – 5 раз.

Заметное снижение накопления стронция-90 пшеницей (~ 2-3 раза) установлено лишь во второй вегетационных период. В последующие го-

Таблица 4

Средние значения коэффициентов пропорциональности
для стронция-90, $\frac{\text{пкюри/кг}}{\text{мкюри/км}^2}$

Почва	Год после внесения изотопа				
	1	2	3	4	5
Дерново-подзольстая	$0,17 \pm 0,03$	$0,11 \pm 0,01$	$0,09 \pm 0,03$	$0,09 \pm 0,01$	$0,10 \pm 0,02$
Серая лесная	$0,11 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,02$
Чернозем выщелоченный	$0,08 \pm 0,02$	$0,03 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$

ды не удалось обнаружить достоверных изменений в накоплении радиостронция. Это обусловлено, в основном, постоянством формы нахождения, а также ничтожно малой миграцией его вглубь за пределы пахотного горизонта.

Исходя из вышеизложенного, можно сделать заключение о том, что динамика поступления радионуклидов из почвы в растительность различна в разных экологических условиях. В луговых биогеоценозах в первые годы после внесения в почву радиоизотопы находятся в дернине и являются более доступными для растений, чем в пахотной почве. Снижение поступления радионуклидов в растительность со временем обусловлено переходом их в необменную форму и вертикальной миграцией по профилю почв.

ЛИТЕРАТУРА

- I. Белова Е.И., Шаронов Г.Е., Моисеев А.А. К вопросу о поведении цезия-137 в дерново-подзолистых почвах Украинского Полесья. Гос. комитет по использованию атомной энергии. М., 1972.
2. Погодин Р.И., Полякова Э.А. О механизме взаимодействия радиоактивных изотопов стронция-90 и цезия-137 с почвой. В сб.

"Моделирование поведения и токсического действия радионуклидов". Тр. Института экологии растений и животных, вып. II4, Свердловск, 1978, стр. 60.

И.Г.ВОДОВОЗОВА

К ВОПРОСУ О МИГРАЦИИ НУКЛИДОВ ОСКОЛОЧНОЙ
И НАВЕДЕННОЙ ПРИРОДЫ В ПОЧВЕННОЙ СИСТЕМЕ

Развитие ядерной энергетики влечет за собой попадание в окружающую среду радиоизотопов, которые включаются в круговорот веществ в природе. Они проникают в растительность, в животных и по пищевым цепям – в организм человека. Вторичные процессы миграции и перераспределения радиоактивных изотопов связаны, главным образом, с растворимостью, физико-химическим состоянием и биологической доступностью их в выпадениях и почвенной системе.

Наиболее подвижной частью почвы является почвенный раствор, который непосредственно участвует в минеральном питании растений и перераспределении изотопов по почвенному профилю. Содержание минеральных элементов и радиоактивных изотопов в почвенном растворе определяется, в основном, емкостью почвенного поглощающего комплекса, спецификой функциональных групп и химических свойств радиоизотопов и наличием комплексообразователей – подвижного органического вещества.

В настоящем сообщении приводятся результаты исследования физико-химического состояния некоторых радиоизотопов осколочного происхождения и продуктов нейтронной активации в подвижном органическом веществе почвы.

Эксперименты проводились на почвах трех типов: дерново-подзолистой, серой лесной и черноземе в естественных условиях (на площадках с внесением радиоизотопов) и в лабораторных опытах.

Выделение органического вещества из почв осуществлялось при помощи ионообменной смолы КУ-2 в натриевой форме (Водовозова и др., 1971). Почва подготавливалась по общепринятым методам (Ари-

нушкина, 1960): из почвы удалялись корешки, а затем она просеивалась через сито с отверстиями диаметром 0,25 мм. Катионит КУ-2 (размер зерен = 0,5 мм) после отмычки от железа переводился в натриевую форму и доводился до влажности 40-45 %. К 10 г почвы, помещенной в коническую колбу, прибавлялось 30 г катионита КУ-2 и 100 мл дистиллированной воды. Колба закрывалась крышкой и встряхивалась на мешалке в течение 8 часов. После получасового отстаивания смесь центрифугировалась при 8000 оборотов в минуту в течение 30 минут для отделения почвы и почвенных коллоидов, а надосадочная жидкость, содержащая органическое вещество - экстракт, сливалась в чистую посуду.

Для изучения взаимодействия радиоактивных изотопов с органическим веществом 2-х типов почв были поставлены лабораторные опыты: в подготовленные пробы почвы были внесены ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{65}Zn , ^{60}Co и ^{144}Ce по 10 мкКи на 100 г почвы; в пробах постоянно поддерживалась влажность 24 %. Через определенные промежутки времени после внесения радионуклидов отбирались навески почвы, из которой экстрагировалось органическое вещество при помощи катионита КУ-2. В экстракте определялось содержание органического углерода и радионуклидов.

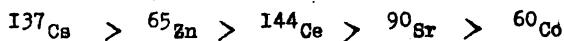
В таблице I приведены данные по содержанию изотопов в подвижной части органического вещества почв, извлекаемой катионитом КУ-2.

Таблица I

Количество изотопов, переходящих
в экстракт из почвы (% от содержания в почве)

Изотоп	^{60}Co	^{65}Zn	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
Тип почвы					
Чернозем	2,1	13,2	3,5	14,6	7,0
Дерново-подзолистая	0,7	5,1	0,9	-	2,2

По степени извлечения в экстракт органического вещества из чернозема исследуемые изотопы образуют ряд:



Очевидно, наибольшая способность к комплексообразованию с органическим веществом чернозема наблюдается у изотопа одновалентного щелочного элемента - цезия. Вероятно, органическое вещество почвы обладает большей склонностью к образованию комплексных соединений с включением катиона во внешнюю сферу. При этом, обладая большой поляризуемостью и малой склонностью к гидратации, цезий в качестве внешнесферного катиона образует устойчивые растворимые комплексные соединения, в то время как многовалентные катионы склонны к образованию малоподвижных электрозаряженных комплексов со внутрисферными катионами.

Для выяснения роли высоко- и низкомолекулярных соединений в связывании радиоизотопов экстракт органического вещества был подвергнут диализу через полупроницаемую целлофановую мембрану. Результаты исследования, представленные в таблице 2, показали, что основное количество цезия-137, церия-144, кобальта-60 не проходит через мембрану, т.е. связано с высокомолекулярной фракцией органического вещества. Аналогичная картина наблюдается и для цинка-65 в экстрактах из чернозема.

Стронций-90 в исследуемых почвах и цинк-65 в дерново-подзолистой почве в основном (55 - 80 %) находится в катионной форме и связан с низкомолекулярными соединениями органического вещества экстракта типа фульвокислот.

Миграционная способность радиоизотопов в почвах в значительной степени зависит от форм нахождения их в подвижной фракции органического вещества.

Исследования физико-химического состояния ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{65}Zn , ^{60}Co и ^{144}Ce в экстрактах органического вещества проводили в

Таблица 2

Количество изотопов, связанных с высокомолекулярной
фракцией органического вещества (% от активности раствора)

Тип почвы \ изотоп	^{60}Co	^{65}Zn	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
Чернозем	92,6	82,5	45,0	88,0	77,4
Дерново-подзолистая	61,7	21,0	34,4	77,0	80,8

2-х вариантах: в первом - чернозем и дерново-подзолистую почву выдерживали в лабораторных условиях в течение 1,5 лет после внесения в них радиоизотопов, во втором - почву отбирали с экспериментальных площадок, время контакта излучателей (^{90}Sr и ^{137}Cs) с почвой составляло в этом случае 8 лет. Результаты этих исследований, приведенные в таблицах 3 и 4, показывают, что исследуемые изотопы находятся в экстракте во всех трех формах (катионной, анионной, нейтральной), причем содержание изотопов в электронейтральной и отрицательно-заряженной формах составляет от 40 до 95 %. Обращает на себя внимание очень большая доля цезия-137 в нейтральной форме. Как уже отмечалось выше, это, видимо, связано со способностью цезия образовывать простые электронейтральные комплексы с внешнесферным катионом. Многовалентные катионы образуют сложные органо-минеральные соединения в катионной, анионной и нейтральной формах, особенно это характерно для обладающих высокой комплексообразующей способностью изотопов цинка, кобальта, церия. Последние образуют ненасыщенные комплексы с органическими лигандами и включаются во внутреннюю структуру органических соединений.

Результаты лабораторных опытов и данные, полученные на экспериментальных площадках, показали, что катионная и нейтральная формы связи радиоизотопов с органическим веществом в экст-

Таблица 3

Физико-химическое состояние изотопов
в экстрактах органического вещества
через 1,5 года после внесения их в почву (%)

Изотоп	Тип почвы	Формы соединений		
		катионная	анионная	нейтральная
^{137}Cs	Д-п*	7	4	89
	Ч**	4	9	87
^{90}Sr	Д-п	24	20	56
	Ч	59	10	31
^{65}Zn	Д-п	12	53	35
	Ч	22	15	63
^{60}Co	Д-п	30	20	50
	Ч	50	14	36
^{144}Ce	Д-п	56	10	34
	Ч	34	5	61

Д-п* - дерново-подзолистая почва;

Ч** - чернозем;

Таблица 4

Формы соединений ^{90}Sr и ^{137}Cs в экстрактах органического вещества почв экспериментальных площадок через 8 лет после внесения их в почву (%)

Изотоп	Тип почвы	Формы соединений		
		катионная	анионная	нейтральная
^{137}Cs	Д-п	17	10	73
^{90}Sr	Д-п	34	12	54
^{90}Sr	Ч	58	16	26

ракте преобладают через 8 лет контакта изотопов с почвой. Необходимо отметить высокую долю катионной формы ^{90}Sr , ^{60}Co в черноземе и ^{144}Ce в дерново-подзолистой почве и черноземе, для

^{65}Zn преобладающей в дерново-подзолистой почве является отрицательно-заряженная наиболее подвижная форма соединений.

Миграционную способность радиоизотопов будут обеспечивать наиболее подвижная фракция органического вещества почвы - низкомолекулярные соединения, хорошо растворимые в воде, и фульвокислоты, поэтому большей подвижностью будут обладать те радиоизотопы, которые в большей степени связаны с этими фракциями органического вещества. Так как ^{137}Cs прочно связывается с гуминовыми кислотами и незначительно с фульвокислотами, он немедленно проникает в глубь почвы. ^{90}Sr образует металлогорганические соединения с фульвокислотами, проходящими через целлофановую мембрану. Известно, что фракции органического вещества с низким молекулярным весом комплексуют в 2-4 раза больше металла, чем соединения с высоким молекулярным весом. Высокое содержание радиоизотопов в нейтральной форме подтверждает тот факт, что металлы, прореагировавшие с органическим веществом, как бы утрачивают свои свойства как ионы, становятся электронейтральными и в силу этого очень подвижными в почвенной системе.

ЛИТЕРАТУРА

1. И.Г.Водовозова, С.Я.Зайдман, З.Г.Антропова. Применение катионита КУ-2 для извлечения органического вещества из почв. В сб. "Ионный обмен и хроматография", часть II, изд. ВГУ, 1971, стр. 206-207.
2. Е.В.Аринушкина. Руководство по химическому анализу почв. Изд. МГУ, 1960.

И.Г.ВОДОВОЗОВА, Р.И.ПОГОДИН

ВЛИЯНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВЫ НА
ПЕРЕХОД РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ В РАСТЕНИЯ

Интерес к почвенному органическому веществу, которое является важной частью почвенного поглощающего комплекса, вызван тем, что органическое вещество существенным образом влияет на рост растений и в то же время образует прочные соединения с различными элементами, что тормозит поступление в растение многих химических элементов, в том числе и радиоактивных изотопов.

Противоречие имеющихся литературных данных послужило отправным моментом для постановки эксперимента по выяснению влияния органического вещества почв на переход ряда изотопов осколочной и наведенной природы в растительность.

В вегетационном опыте изучалось влияние органического вещества на переход ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{60}Co и ^{65}Zn в пшенице Бестая-І из дистиллированной воды и из питательной смеси Гельригеля с внесением органического вещества, выделенного из чернозема при помощи катионита КУ-2 в Na^- -форме, очищенного от неорганических примесей и низкомолекулярных соединений при помощи диализа через целлофановую мембрану. Молекулярный вес органического вещества - более 5000. Концентрация углерода в питательном растворе составляла 0,0005 %, содержание радиоизотопов - от 1 до 10 мккюри на сосуд. Продолжительность эксперимента - 12-14 дней. За испарением влаги из сосудов осуществлялся постоянный контроль.

После выращивания растений до фазы 3-х листьев последние извлекались из сосудов, промывались дистиллированной водой, разделялись на стебли и корни, высушивались, озолялись и поступали на измерение радиоактивности.

В таблице I приведены коэффициенты перехода радиоизотопов из дистиллированной воды в растения (отношение содержания радиоизотопа в 1 кг сырой массы растений к его содержанию в 1 л раствора). Видно, что поступление ^{137}Cs и ^{144}Cs в стебли и корни пшеницы в присутствии органического вещества значительно снижается по сравнению с контролем. Вероятно, происходит образование органоминеральных комплексов с радиоизотопами, которые и снижают поступление последних в пшеницу. Влияние органического вещества на поступление ^{60}Co , ^{65}Zn и ^{90}Sr в растения проявляется в меньшей степени, чем на ^{137}Cs и ^{144}Cs .

Далее было изучено влияние органического вещества почв на переход радиоизотопов в пшеницу на фоне других питательных элементов, составляющих смесь Гельригеля. Результаты этих исследований представлены в таблице 2.

В этом случае органическое вещество снижает переход ^{137}Cs и ^{144}Cs в стебли (в 1,2 - 2,7 раза) и в корни (в 4 - 5 раза). Уменьшается также переход ^{60}Co в корни пшеницы. Влияние органического вещества на переход ^{65}Zn и ^{90}Sr в растения из водных культур не наблюдается.

Если сравнить данные таблиц I и 2, то видно, что на переход радиоизотопов в пшеницу оказывают влияние и питательные вещества из смеси Гельригеля ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, K_2PO_4 , MgSO_4 , KCl , FeCl_3), которые находятся в макроконцентрациях по сравнению с количествами вносимых изотопов и имеют превалирующее влияние на поведение ^{90}Sr , ^{65}Zn и ^{60}Co .

Таким образом, органическое вещество почвы снижает переход одно- и трехвалентных радиоизотопов в проростки пшеницы, по-видимому, за счет образования прочных комплексных соединений изотопов с гуминовыми кислотами.

На переход двухвалентных изотопов из раствора в растения

Таблица 1

Коэффициенты перехода радионуклидов из
дистиллированной воды в пшеницу

Раствор	I ₃₇ Cs		⁹⁰ Sr		I ₆₅ Zn		⁶⁰ Co		I ₁₄₄ Ce	
	сте- бель	ко- рень	сте- бель	ко- рень	сте- бель	ко- рень	сте- бель	ко- рень	сте- бель	ко- рень
Дистиллированная вода без органи- ческого вещества	55,3	I74,I	34,3	40,8	30,3	I98,I	53,6	I50,I	2,5	47,9
Дистиллированная вода с органиче- ским веществом	25,4	57,2	31,6	31,4	41,3	I36,8	43,3	I19,5	1,3	21,8

Таблица 2

Коэффициенты перехода радионуклидов в пшеницу

из смеси Гельригеля

Раствор	I ₃₇ Cs		⁹⁰ Sr		I ₆₅ Zn		⁶⁰ Co		I ₁₄₄ Ce	
	сте- бель	ко- рень	сте- бель	ко- рень	сте- бель	ко- рень	сте- бель	ко- рень	сте- бель	ко- рень
Смесь Гельригеля без органического вещества	I3,8	78,I	6,7	II,9	I,63	2,33	5,16	87,6	0,2I	10,0
Смесь Гельригеля с органическим веществом	5,7	75,0	6,8	I2,9	I,73	2,0I	4,97	65,I	0,14	2,3

также оказывается присутствие органического вещества, однако не в такой мере, как для ^{137}Cs и ^{144}Ce , что может быть связано с образованием комплексных соединений 2-х валентных металлов с органическим веществом фульватного типа.

Э. Б. ТОРДЖАНОВА

РОЛЬ ЛАНДШАФТА В КОНЦЕНТРИРОВАНИИ И РАССЕИВАНИИ
РАДИОАКТИВНЫХ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ

Радиоактивные загрязнители так же, как и другие химические вещества, попадая в природную среду, включаются в биогеохимические циклы миграции, концентрируются или рассеиваются на земной поверхности. Большую роль при этом играют особенности рельефа, гидрологического режима, почвенно-растительного покрова - вся совокупность природных условий, тот ландшафт, в который попадают загрязнители.

Это положение хорошо иллюстрируется судьбой глобального ^{90}Sr в сопряженных по стоку элементарных ландшафтах полесий. Широко распространенные здесь песчаные почвы с высокой фильтрующей и слабой поглотительной способностью обуславливают интенсивное передвижение попадающих в них загрязнителей.

Исследования проводились в 60-е и 70-е годы на водораздельных ландшафтах, представленных сосновыми и березовыми лесами с участками дубовых лесов и изолированных травянисто-моховых болот; а также на транзитном ландшафте, представленном кустарниковой боровой террасой и в пойме, притеррасье которой занято ольховым болотом, а центральная часть - крупнозлаковыми и щучковыми лугами.

В исследуемый ландшафт поступило из атмосферы $57 \text{ нКи}/\text{м}^2$ ^{90}Sr . На водоразделе (табл. I) в почвенно-растительном покрове соснового леса было задержано $35 \text{ нКи}/\text{м}^2$ ^{90}Sr , а вынесено $22 \text{ нКи}/\text{м}^2$. В березовом лесу вынос был меньшим, в дубовом же - практически отсутствовал. Всего из элювиального ландшафта вынесено около $20 \text{ нКи}/\text{м}^2$ ^{90}Sr .

Таблица I
Баланс ^{90}Sr в ландшафтах Русской равнины, нКи/ м^2

Ландшафт	Биогеоценоз, почва	Аккумуляция ^{90}Sr в поч- венно-растительном по- крове	Вынос (-)или принос (+)
<u>Полесье</u>			
Водораздел (злобиальный)	Сосновый лес, подзолистая песчаная	35	-22
	Березовый лес, дерново-подзо- листая супесчаная	40	-17
	Дубовый лес, серая лесная суглинистая	57	0
Транзитный	Травянистый кустарник, дерно- во-подзолистая супесчаная	55	-2
Пойма (аккумуля- тивный)	Щучковый луг, дерново-глеевая супесчаная	23	-34
	Ольховое болото в притеррасье, перегнойно-торфянисто-глеевая суглинистая	II2	+55
	Злаковая центральная пойма, луговая суглинистая	80	+23
<u>Моренный</u>			
Водораздел	Смешанный лес, дерново-подзо- листая суглинистая	55	-2
Пойма	Щучковый луг, дерново-глеевая суглинистая	47	-10
	Ольховое притеррасное болото, перегнойно-глеевая суглинистая	86	+35
<u>Лесостепь</u>			
Водораздел	Дубовый лес, серая лесная су- глинистая	59	-1
Пойма	Злаково-разнотравный луг, дер- новая суглинистая	47	-13
<u>Луговая степь</u>			
Водораздел	Некосимая степь, чернозем ти- личный мощный суглинистый	71	0
Пойма	Злаково-разнотравный луг, лугово-черноземная суглинистая	45	-26

Вынесенный из почв водоразделов радионуклид поступает в транзитный, а затем пойменный ландшафт. В период активных выпадений (1963 - 1965 гг.) транзитный ландшафт выполнял аккумулятивную функцию, которая при стабилизации выпадений (в 70-е годы) сменилась элювиальной (табл. 2). В 60-е годы в почвенно-растительном покрове транзитного ландшафта было аккумулировано до $70 \text{ нКи}/\text{м}^2$ ^{90}Sr , а в начале 70-х годов вынесено до $20 \text{ нКи}/\text{м}^2$ радионуклида. Суммарный вынос значительно меньше, чем из элювиального ландшафта ($2 \text{ нКи}/\text{м}^2$). Вынесенный из почв ^{90}Sr рассеивается в почвообразующей породе и частично поступает в почвенно-грунтовые воды, с которыми переносится в поймы, где в результате изменения физико-химических условий миграции и скорости водного потока выпадает в осадок. Наибольшее количество радионуклида задерживается в притеrrасных поймах, занятых ольховыми болотами (до $112 \text{ нКи}/\text{м}^2$), а также в крупно-злаковых лугах (до $80 \text{ нКи}/\text{м}^2$).

В поймах, наряду с биоценозами, аккумулирующими ^{90}Sr , встречаются такие их разновидности, из которых ^{90}Sr выносится. Это прежде всего относится к щучковым лугам, в которых суммарный вынос ^{90}Sr составляет $34 \text{ нКи}/\text{м}^2$. Эти ландшафты, так же как и транзитные, характеризуются большой динамичностью. При активных выпадениях здесь накапливалось до $50 \text{ нКи}/\text{м}^2$ ^{90}Sr . В 70-х годах содержание радионуклида снизилось до $20 \text{ нКи}/\text{м}^2$ в связи со слабой его закрепленностью при соосаждении с полуторными окислами и образованием подвижных соединений в восстановительных условиях, которые ежегодно возникают при обильном обводнении этих участков пойм.

В моренных ландшафтах на водоразделах, занятых смешанными лесами с суглинистыми почвами, также как и в опольях, лесостепи, луговой степи заметный вынос радионуклидов отсутствует. Поступление в реки происходит исключительно из пойменных почв и с боровых террас, где радионуклид закреплен непрочно.

Таблица 2

Баланс ^{90}Sr в почвах, нКи/м²

Почва	1963-1966	1966-1970	1970-1978
Подзолистая песчаная	+ 15	- 9	- 5
Дерново-глеевая супесчаная пойменная	+ 12	+ 17	- 20
Перегнойно-торфянисто-глеевая суглинистая пойменная	+ 18	+ 40	+ 40
Дерново-подзолистая супесчаная, транзитный ландшафт	+ 20	- 17	- 2

Наиболее активное передвижение радионуклидов в почвах происходило в конце 60-х годов (табл. 2). Исключение составляют дерново-глеевые пойменные почвы, в которых в это время наблюдалось накопление. К началу 70-х годов содержание ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове стабилизировалось. Вынос и миграция радионуклидов происходит импульсивно в зависимости от метеорологических условий года, биологической активности почв и других факторов. В области ландшафтно-геохимического барьера неуклонное накопление ^{90}Sr обусловлено поступлением радионуклида, рассеянного в песчаных породах.

На больших территориях, таких как Русская равнина, в 70-е годы сложившаяся картина распределения ^{90}Sr в сопряженных по стоку ландшафтах была аналогичной распределению стабильного Sr. Между аккумулятивными коэффициентами (отношение содержания химического элемента в аккумулятивном ландшафте к элювиальному) наблюдалась линейная зависимость (рис. I). В полесьях и моренных ландшафтах аккумулятивные коэффициенты Sr и ^{90}Sr больше 1 - наблюдается их накопление в аккумулятивных ландшафтах относительно элювиальных. В опольях, лесостепи, луговой и сухой степи коэффициенты меньше 1 - накопления в аккумулятивных ландшафтах не происходит.

Из вышесказанного следует, что за длительный период времени

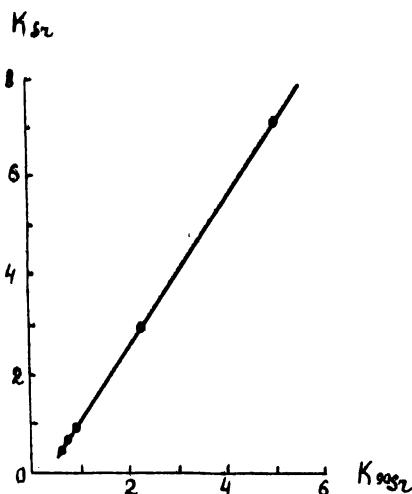


Рис. I Зависимость аккумулятивных коэффициентов Sr и ^{90}Sr в сопряженных по стоку ландшафтах Русской равнины.

радиоактивные загрязнители на больших территориях в сопряженных по стоку ландшафтах распределяются аналогично их стабильным аналогам. Наиболее потенциально опасными районами являются ландшафтно-геохимические барьеры аналогов, являющиеся зонами вторичного накопления загрязнителей. Ландшафтно-геохимические барьеры представляют интерес и с точки зрения захоронения промышленных отходов.

Р.И.ПОГОДИН, И.Г.ВОДОВОЗОВА, Л.Г.ДИДЕНКО,
Э.А.ПОЛЯКОВА, И.И.КОЛТИК, А.Г.ФАТЬКИН, Л.Н.КОРЧАК

ИЗОТОПНЫЙ СОСТАВ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ГАЗОАЭРОЗОЛЬНЫХ И ЖИДКИХ СБРОСАХ БАЭС

В настоящее время важным направлением исследований радиоэкологов и гигиенистов является изучение миграции радионуклидов в природных условиях от источника загрязнения до организма человека. Проведение этих исследований невозможно без точного знания изотопного состава и физико-химического состояния нуклидов в газоаэрозольных и жидких сбросах источника, например, АЭС, распространения их по окружающей территории и закономерностей формирования дозовых нагрузок на живые организмы, включая человека. В связи с тем, что уровни радиоактивного загрязнения объектов внешней среды не всегда легко обнаруживаются (за исключением мест в непосредственной близости от реактора), в наших исследованиях в качестве индикатора источников происхождения загрязнителей использовали так называемый метод изотопных соотношений. Он включает в себя исследование соотношения изотопов ¹³⁷Cs различных источников загрязнения в выбросах и объектах внешней среды.

В данной работе приводятся результаты исследования дисперсности, изотопного состава и физико-химического состояния нуклидов в газоаэрозольных выбросах, жидких сбросах и выпадениях в районе размещения БАЭС за период с 1976 - 1979 гг.

При определении изотопного состава анализируемых образцов использовали как радиохимические, так и инструментальные методы.

Известно, что самый большой вклад в дозу облучения местного населения обычно вносят инертные газы. Так как величина этой дозы

существенно зависит от соотношения изотопов в смеси, представляло интерес оценить количественный состав инертных газов, выбрасываемых через вентиляционные трубы I и II блоков БАЭС. В таблице I приведены усредненные данные, характеризующие вклад отдельных нуклидов в суммарную активность смеси радиоактивных благородных газов (РБГ), выбрасываемых БАЭС.

Таблица I

Состав инертных газов, выбрасываемых с летучими отходами из реакторов БАЭС

Изотоп	Выбросы БАЭС, %	Выбросы АЭС с реакторами типа ВWR, %
Аргон - 4I	5,4 ± 1,8	-
Криптон - 85	6,7 ± 1,4	5,0
Криптон - 87	10,0 ± 3,5	12,0
Криптон - 88	19,8 ± 4,6	14,0
Ксенон - I33	8,6 ± 2,6	14,0
Ксенон - I35	41,7 ± 6,7	26,0
Ксенон - I35m	6,6 ± 2,6	4,0
Ксенон - I38	2,2 ± 0,9	13,0

Для сравнения в последней графе таблицы приведены средние данные по содержанию радиоизотопов в газоаэрозольных выбросах 18 зарубежных АЭС с реакторами типа ВWR (Производство ядерной энергии, 1977). Видно, что состав выбросов РБГ реакторов БАЭС довольно близок к составу выбросов реакторов типа ВWR. Наибольшее отличие наблюдается для ксенона-I38, что, вероятно, связано с конструктивными особенностями систем выдержки летучих отходов перед выпуском их в атмосферу из реакторах данного типа.

При изучении газоаэрозольных выбросов БАЭС особое внимание было удалено изотопу I^{131} , играющему заметную роль в формировании дозовых нагрузок от АЭС на население. В результате проведенных исследований было установлено, что доля аэродисперской фрак-

ции этого радиоизотопа составляет в среднем 5 % при диапазоне колебаний от 0,1 до 68,5 %. Эффективность улавливания иода из газового потока вентиляционной трубы БАЭС после удаления дисперсной фракции при использовании одного слоя ленты СФЛ-2И-50, рекомендуемой для целей контроля содержания иода-131 в воздухе, составила в среднем 30 % (диапазон колебаний от 5 до 75 %). Пакет, состоящий из 3-х слоев сорбирующей ленты, задерживает около 60 % иода-131, находящегося в газообразном состоянии. Сравнение этих данных с результатами лабораторных экспериментов показало, что на долю молекулярного иода и иодида приходится в среднем 28% от суммарного содержания иода-131 в летучих отходах станции.

О сложности физико-химического состояния иода-131 в выбрасываемом воздухе свидетельствуют и результаты исследования распределения изотопа по длине колонки с активированным углем. Кривые распределения газообразного иода-131 по колонке в экспериментах на БАЭС и в лабораторных опытах представлены на рис. I. Видно, что в газовой фазе иод находится по крайней мере в трех формах, отличающихся сорбционной способностью. Показатель степени экспоненциального уменьшения активности по слоям колонки с углем в лабораторных экспериментах оказался равным для элементарного иода и иодида -I₂. Распределение иода-131 по колонке при исследовании газовых выбросов I-го блока БАЭС характеризуется двумя экспонентами с показателями степени 0,34 и 0,056. При введении в схему опыта ленты СФЛ-2И-50 тангенс угла наклона уменьшается до 0,045. Наличие точки перегиба и изменение наклона кривой сорбции иода-131 свидетельствует о том, что в газовой фазе иод-131 находится в основном в формах, трудносорбируемых лентой СФЛ-2И-50, предположительно, в органических соединениях.

Таким образом, на основании проведенных экспериментов, можно констатировать, что в аэрозольных выбросах БАЭС на долю дисперсной фракции приходится в среднем 5 %, молекулярных форм и иоди-

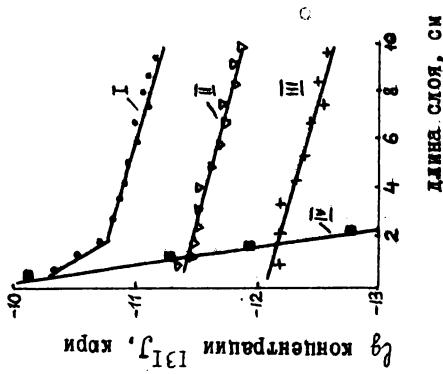


Рис. 1. Распределение иода-131 по колонке с активированными углем.

I - БАЭС, без молочного фильтра;
II - БАЭС, молочная фильтр;
III - БАЭС, 3 молочных фильтр;
IV - лабораторный эксперимент.

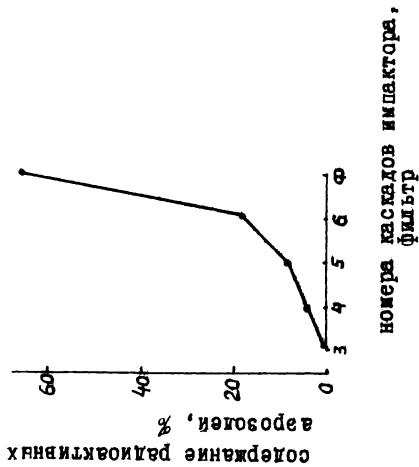


Рис. 2. Распределение радиоактивных аэрозолей по паскальям импактора.

фильтр.

дов - 30 %, органических трудноулавливаемых соединений - 65 % иода-131 от суммарного его содержания в газовом потоке.

Исследования концентрации трития в выбрасываемом воздухе показали, что на долю этого низкоэнергетического изотопа приходится 0,05 % суммарной радиоактивности газовых сбросов БАЭС, включая РБГ, иод и аэрозоли. Основная доля трития в воздушном потоке находится в окисленной форме в виде НТО. Для первого блока эта величина составляет 69 ± 14 %, для II-го - 83 ± 9 %. Остальная часть трития приходится на газообразную молекулярную форму.

Помимо газовой составляющей нами исследовалась дисперсность и изотопный состав аэрозольной фракции воздушных выбросов БАЭС.

Дисперсность радиоактивных аэрозолей, отобранных из трубы контроля газоаэрозольных выбросов, изучалась с помощью 6-каскадного импактора. Результаты опытов представлены на рис. 2. Из приведенных данных видно, что 86 % радиоактивных аэрозолей осаждается на 6-м каскаде и фильтре импактора, т.е. приходится на частицы размером менее 1 мкм. При этом 3 % суммарной радиоактивности аэрозолей проходит через все каскады и первый фильтр РМП-20 и задерживается вторым фильтром, т.е. приходится на субмикронную фракцию аэрозолей. Исследование распределения отдельных изотопов (cobальта-60, цезия-137 и рутения-106) по каскадам импактора и снижение радиоактивности во времени показало, что какого-либо фракционирования изотопов по размерам частиц в исследуемом диапазоне дисперсности не наблюдается. Отсюда следует вывод о том, что изотопный состав выпадений во всех точках следа, образованного аэрозольными выбросами АЭС, одинаков и не должен отличаться от изотопного состава аэрозолей в газовой струе с учетом времени жизни нуклидов.

С целью изучения эффективности контроля за содержанием радиоактивных аэрозолей в выбрасываемом воздухе с помощью фильтров РМП-20 проводился анализ изотопного состава 36 образцов, состоящих из аэрозольного фильтра РМП-20 и находящегося за ним по ходу газового

потока "сопбционного" фильтра на основе ленты СФЛ-2И-50. В таблице 2 приведено распределение некоторых нуклидов, выбрасываемых из вентиляционных систем I-го и II-го блоков БАЭС, между указанными фильтрами.

Таблица 2

Распределение изотопов между фильтрами

РМП-20 и СФЛ-2И-50, %

Изотопы	Фильтры РМП-20	Фильтры СФЛ-2И-50
Стронций-90	70,8	29,2 ± 12,9
Стронций-89	82,5	17,5 ± 8,8
Цезий-137	76,9	23,1 ± 16,5
Цезий-134	87,0	13,0 ± 9,0
Церий-144	79,0	21,0 ± 12,1
Кобальт-60	80,3	19,7 ± 12,0

Приведенные данные свидетельствуют о том, что в среднем 20 % исследуемых изотопов проходит через фильтр РМП-20 и задерживается лентой СФЛ-2И-50. По-видимому, эта часть нуклидов приходится на субмикронную фракцию аэрозольных частиц или находится в молекулярной форме.

С

Изотопный состав твердой фракции газоаэрозольных выбросов БАЭС оценивался по результатам гамма-спектрального и радиохимического анализов фильтров РМП-20. В ходе анализа удалось идентифицировать и количественно измерить следующие нуклиды: стронций-89,90; цирконий-95; рутений-103,106; иод-131,133; теллур-132; цезий-134,137; барий-140; церий-144; кобальт-60; марганец-54.

Установлено, что на долю короткоживущих изотопов иода-133, теллура-132 и бария-140 с лантаном-140 приходится около 85 % суммарной радиоактивности, причем наибольший вклад (~30 %) вносит барий-140 с дочерним лантаном-140. Концентрация наведенного долгоживущего изотопа кобальта-60 сопоставима с концентрацией

стронция-90 и составляет при суточной экспозиции 0,3 % от суммарной радиоактивности фильтра.

В таблице 3 приведены данные по долевому вкладу отдельных изотопов в суммарную радиоактивность фильтров РМП-20 при месячной экспозиции.

Таблица 3

Вклад отдельных нуклидов в суммарную радиоактивность фильтров РМП-20, %

Изотоп	^{89}Sr	^{90}Sr	^{95}Zr	^{106}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs	^{140}Ba	^{144}Ce	^{60}Co
I блок	30,7	3,3	3,2	9,3	1,3	7,6	3,3	7,6	4,0
II блок	14,8	0,7	12,6	2,0	1,9	3,6	56,5	6,7	1,2

Видно, что наибольший вклад в радиоактивность фильтров вносят изотопы стронция-89 и бария-140. На долю долгоживущих стронция-90 и цезия-137 приходится 4-10 % от суммарного содержания изотопов в выбросах.

Как показали наши исследования, отношение содержания изотопов цезия-137 и цезия-134 довольно постоянно во времени и составляет в среднем для I-го блока 5,2, для II-го - 1,7. Увеличение относительного содержания цезия-134 в газоаэрозольных выбросах II-го блока БАЭС соответствует увеличению плотности потока нейтронов по сравнению с первым реактором (Петросянц, 1976).

Отношение среднемесячных концентраций стронция-89 к стронцию-90 в газовом потоке изменяется в довольно широких пределах - от 2 до 25. Аналогичная картина наблюдается и для отношения цезия-137 к стронцию-90. Выбрасываемый из вентиляционных труб станции воздух содержит в 2-20 раз больше ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr . Наибольшим постоянством в рассматриваемый период отличалось отношение стронция-90 к рутению-106 (0,3 - 0,4).

Полученные результаты показали крайнюю неравномерность выбро-

сов радионуклидов в течение года. Максимальные значения концентрации изотопов в газоаэрозолях отличаются от минимальных на 1-2 порядка. Это объясняется нестабильностью работы реакторов и проведением большого количества ремонтных работ в рассматриваемый период.

Для исследования возможности радиоактивного загрязнения окружающей станцию территорию в зимнее время за счет аэрозольных выбросов производился отбор и анализ снега на различном удалении от БАЭС. По данным метеостанции преобладающим в районе расположения БАЭС является восточное направление ветра. В 1976-1977 гг. пробы снега отбирались в этом направлении на расстоянии 25 км с площади 5 м^2 на всю глубину снежного покрова.

Изотопный состав выпадений в районе расположения БАЭС обусловлен в основном изотопами: цезием-137, стронцием-90, кобальтом-60, церием-144. Наибольшее количество этих нуклидов наблюдается в снеге промплощадки. На расстоянии 10-25 км от источника выброса концентрации изотопов очень низки и сравнимы с фоном, обусловленным глобальными выпадениями.

Сравнение отношений радиоизотопов в снеге и выбросах БАЭС показывает, что поступающие в снег от БАЭС изотопы прослеживаются до расстояния 5 км от источника. Отношение концентраций стронция-90 к церию-144, рутению-106 и цирконию-95 в снежном покрове резко увеличивается к 10 км, что свидетельствует о значительном вкладе в суммарную радиоактивность на данном расстоянии стронция-90 глобальных выпадений.

Аналогичные результаты были получены и при исследовании выпадений трития из газового облака. Только в непосредственной близости к трубам (промплощадка) наблюдается повышенное содержание изотопа в снеге, во всех же остальных точках исследуемого сектора и в контрольных пунктах содержание трития практически одинаково,

не отличается от глобального уровня и составляет 100–250 тритиевых единиц.

Для оценки миграционной способности и биологической доступности радиоактивных изотопов в выпадениях от газоаэрозольных выбросов БАЭС исследовали их формы и распределение между жидкой и твердой фазами в воде, полученной в результате таяния снега, отобранного на промплощадке БАЭС. Полученные результаты приведены в таблице 4.

Таблица 4.

Формы нахождения нуклидов в воде из снега, %

Изотопы	Жидкая фаза			Твердая фаза
	катионная	анионная	нейтральная	
Стронций-89, 90	38,3	3,8	1,9	56,0
Цезий-137, 134	44,4	3,0	3,8	48,8
Церий-144	9,2	5,0	3,0	82,8
Кобальт-60	II,4	10,2	4,0	74,4
Рутений-106	I.,3	6,3	-	77,4

Оказалось, что основная доля (50–80 %) всех исследуемых изотопов находится в твердой фазе, хорошо растворимой в I и соляной кислоте. В жидкой фазе преобладает катионная форма, которая, по-видимому, является менее подвижной по сравнению с анионной и нейтральной.

На состояние радиационной обстановки внутри АЭС и вне её может оказать заметное влияние радиоактивность долгоживущих радионуклидов, накапливающихся в процессе эксплуатации в теплоносителе и мигрирующих затем из него. Как показали исследования, из сравнительно долгоживущих изотопов основной вклад в суммарное гамма-излучение теплоносителя вносят радиоактивные продукты коррозии – хром-51, кобальт-60 и марганец-54, в суммарное бета-излучение – кальций-45 и тритий. На долю продуктов деления, попавших в

теплоноситель за счет дефектных твэлов, приходится 1 % суммарного содержания исследуемых изотопов, исключая тритий. В таблице 5 приведено соотношение количеств радиоизотопов в воде теплоносителя II-го блока БАЭС.

Таблица 5
Соотношение изотопов в теплоносителе

<u>Cs-137</u> Sr-89	<u>Cs-137</u> Y-131	<u>Cs-137</u> Cs-I44	<u>Cs-137</u> Ca-45	<u>Cs-137</u> Cr-51	<u>Cs-137</u> Mn-54	<u>Cs-137</u> Co-60
0,05	0,03	0,41	0,002	0,0002	0,01	0,002

Сравнение полученных данных с соотношением изотопов в газо-аэрозольных выбросах БАЭС указывает на относительное обогащение теплоносителя продуктами коррозии.

Радиоактивные изотопы могут попадать за пределы станции с жидкими сбросами: промывневой, хозфекальной канализацией и системой технического водоснабжения, предназначенной для охлаждения турбин. Проведенные исследования показали, что концентрация всех изотопов в сбросных водах не превышает допустимую концентрацию в питьевой воде (Нормы радиационной безопасности, 1978). Вода промывневой канализации обогащена радиоактивным продуктом коррозии - кобальтом-60. Отношения количеств кобальта-60 к цезию-137 возрастают в ряду: сбросной канал <сброс из Белоярского водохранилища< промывневый канал <теплоноситель и равны соответственно: 0,6; 4,5; 40; 450.

Содержание биологически опасного стронция-90 в воде устья и сброса из водохранилища практически одинаково и не отличается от глобального уровня.

Таким образом, результаты исследования показали, что за исключением мест, расположенных в непосредственной близости к реактору, уровни радиоактивного загрязнения объектов внешней среды чрезвычайно низки и не всегда легко обнаруживаются.

ЛИТЕРАТУРА

1. Производство ядерной энергии. Научный комитет ООН по действию атомной радиации. A/AC, 82/, 343, 14 февраля 1977.
2. Петросьянц А.М. Современные проблемы атомной науки и техники в СССР. М., Атомиздат, 1976.
3. Нормы радиационной безопасности, НРБ-76. М., Атомиздат, 1978.

•

В.А.СИРОВАТКО, Т.М.АНТОНЕНКО
О НАКОПЛЕНИИ ТРИТИЯ РАСТЕНИЯМИ

Фактор радиоактивного загрязнения окружающей среды остается одним из важных в проблеме охраны природы. К ряду научных и практических задач, связанных с этой проблемой, в настоящее время относят исследования поступления ^{3}H в сельскохозяйственные растения.

Известно, что помимо ^{3}H естественного происхождения в окружающую среду поступает значительное количество искусственного трития, образующегося в результате ядерных взрывов и работы предприятий атомной энергетики. Согласно данным, приведенным Научным комитетом ООН по действию атомной радиации, скорость образования трития в зависимости от типа ядерного реактора может составлять от 0,05-0,1 до 15-20 Ки на МВт (Эл-год) (Доклад Научного комитета ООН, 1978). При переработке ядерного горючего большая часть выделяющегося трития поступает в жидкие радиоактивные отходы и около 7% выбрасывается в атмосферу. Опыт эксплуатации заводов по переработке твэлов показывает, что сброс трития с жидкими отходами составляет примерно 13 Ки на МВт (эл-год).

Тритий присутствует в природе в основном в форме НТО. По данным исследований (Вакуловский и др., 1978) содержание этого радионуклида в реках и морях, омывающих территорию СССР, колеблется от 2,2 до $5,2 \cdot 10^{-10}$ Ки/л. Наши оценки содержания трития в днепровской воде приводят к близким величинам.

В настоящей работе приводятся данные скорости поступления трития в растения и распределении специфической активности трития в системе растения-почвенный раствор.

Под термином "специфическая активность" обычно понимают отношение содержания радиоизотопа данного химического элемента к общему количеству этого элемента в анализируемой пробе (Comar, 1955). В данном случае это будет отношение радиоактивности пробы

по ^{3}H к общему количеству водорода в пробе. Используя понятие "специфическая активность", можно оценить, сколько атомов протия приходится на один атом трития в данной пробе. Если при включении водорода в органические соединения происходит дискриминация между изотопами протия и трития, то специфическая активность ^{3}H в свободной воде растений не будет равна специфической активности инкорпорированного в органические соединения трития.

В качестве объекта исследования служила яровая пшеница трех сортов: Саратовская -29, Ровенская и Ленинградка. В серии опытов по изучению скорости поступления НТО в растения использовали 7-дневные проростки, которые выращивали на питательных средах (половинный раствор Кноппа), а затем переносили на такой же питательный раствор, содержащий $5 \cdot 10^{-5}$ Ки/л трития в виде НТО. Через 0,5-10 мин. растения извлекали из сосудов для определения содержания трития в корневом соке.

Побеги расчленяли на 2 части - нижнюю, длиной 0-5 см и верхнюю - 5-10 см, а сок, полученный из этих частей, исследовали на содержание трития. Время экспозиции выбирали от 3 до 24 часов. Усредненную пробу получали из 8-10 проростков. Эксперименты проводили в 6-7 повторностях.

Для определения трития, фиксированного в органических соединениях, растения выращивали в камере на песчаном грунте с внесением соответствующего количества раствора Гельригеля, содержащего $5 \cdot 10^{-5}$ Ки/л тритиевой воды. Исследование подвергали четырех и шестидневельные растения. В течение всего опыта для растений был установлен 15 часовой световой день. Контролем служили проростки пшеницы, выращенные на открытом воздухе. В процессе их выращивания попадание атмосферных осадков на поверхность почвы исключалась.

Для определения содержания связанного в органическом веществе трития растения измельчали и высушивали в течение 48 часов при

температуре 140⁰С. В дальнейшем их помещали в кварцевых сосудах в печь, температуру которой доводили до 400⁰С. В процессе нагревания через кварцевые сосуды пропускали осуженный воздух со скоростью тока 3 л/мин. Возгоняемые из растений водородосодержащие вещества пропускали через кварцевый сосуд, наполненный гранулированным СиO₂, в котором поддерживали температуру 600-700⁰С. Возгоняемый тритий окислялся над СиO₂ до формы НТО и полученная таким образом вода конденсировалась в холодильнике на выходе из этой системы.

Так как инкорпорированный в органических соединениях тритий в конечном итоге переводился в форму НТО (то есть в такое же химическое состояние, как и тритий в питательном растворе), то отношение специфической активности инкорпорированного в органических соединениях ³H к специфической активности ³H в питательном растворе будет равно отношению содержания ³H в определенном объеме воды, полученной из органических соединений, к содержанию ³H в таком же объеме воды питательного раствора.

Измерения содержания трития в пробах проводили на жидкостном сцинтилляционном счетчике "Ультрабета-І2ІО". Опыт проводили в 4-5 повторностях, результаты подвергали статистической обработке.

Поправка на гашение вносилась автоматически. Предварительно измерялась зависимость эффективности счета от содержания гасителя в пробе. Данная зависимость аппроксимировалась полиномом третьей степени

$$B = \alpha_3 z^3 + \alpha_2 z^2 + \alpha_1 z + \alpha_0 , \text{ где}$$

B - эффективность,

$\alpha_0, \alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$ - коэффициенты аппроксимации,

γ - канальное отношение, характеризующее сдвиг регистрацией спектра излучения, вызванного присутствием гасящих агентов.

Радиоактивность пробы рассчитывалась из соотношения:

$$A = \frac{N}{B} \cdot 100 = \frac{N}{a_3 r^3 + a_2 r^2 + a_1 r + a_0} \cdot 100, \text{ где}$$

A - радиоактивность пробы,

N - регистрируемое количество распадов в единицу времени.

В табл. I представлены данные, характеризующие скорость поступления трития в корни пшеницы из питательного раствора. Так, в течение первой минуты концентрация НТО в корневом соке становится равной половине концентрации тритиевой воды в питательном растворе.

При десятиминутной экспозиции концентрация трития в корневом соке достигает максимального значения и при увеличении времени экспозиции практически не меняется. В данном опыте эта величина составила $\sim 82\%$ от концентрации ^{3}H в наружном растворе, в связи с тем, что корневой сок, в основном, представляет собой водный раствор органических и неорганических соединений.

Процесс поступления тритиевой воды в корни может быть описан уравнением, полученным на основе диффузионных представлений. Его решение имеет вид:

$$\bar{A} = d^{\circ} \left(1 - e^{-\frac{BP}{V_b} t} \right); \bar{A} = A_t / A_0; d = V_b / V_b', \text{ где}$$

A_t - содержание ^{3}H в единичном объеме корневого сока,

Таблица I

Отношение содержания трития в корневом соке к его содержанию в питательной среде в зависимости от времени

Время (мин)	Ровенская	Саратовская-29	Ленинградка
0,5	0,528±0,018	0,581±0,013	0,539±0,007
1	0,640±0,020	0,586±0,018	0,601±0,015
3	0,725±0,019	0,742±0,007	0,737±0,025
7	0,850±0,014	0,790±0,011	0,759±0,016
10	0,826±0,028	0,801±0,013	0,815±0,031

Таблица 2

Отношение содержания трития в соке побегов к его содержанию в питательном растворе для различных частей растений в зависимости от времени

Время (часы)	Саратовская-29 0-5 см	Саратовская-29 5-10 см	Ленинградка 0-5 см	Ленинградка 5-10 см
3	0,014±0,001	-	0,028±0,004	-
7	0,137±0,005	0,016±0,003	0,177±0,018	0,014±0,001
24	0,518±0,019	0,265±0,008	0,550±0,005	0,190±0,017

- A_o - содержание ^{3}H в единичном объеме питательного раствора,
 P - коэффициент, характеризующий проницаемость корневой оболочки,
 B - площадь поверхности,
 V_b - парциальный объем воды в единичном объеме корневого сока,
 V_b' - парциальный объем воды в единичном объеме питательного раствора ($V_b' \approx 1$),
 t - время экспозиции

В данном случае $\lambda < 1$ и составляет величину порядка 0,79-0,82.

Такое решение хорошо согласуется с экспериментальной кривой, приведенной на рис. I.

Таким образом, поступление НТО в корни растений является процессом достаточно быстрым и, по-видимому, носит диффузионный характер.

Из табл. 2 видно, что скорость поступления тритиевой воды в стебли гораздо меньше, чем в корни, но в достаточной мере высока.

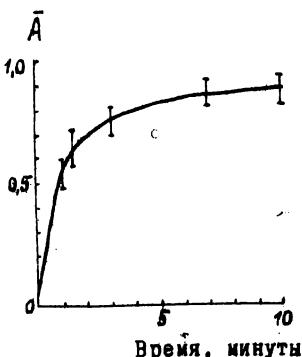
Приведенные результаты свидетельствуют также о том, что поступление НТО из питательной среды в растения практически одинаково для всех исследованных сортов пшеницы.

Нами было определено отношение специфической активности трития, включенного в органические соединения пшеницы, выращенной в камере и на открытом воздухе, к специфической активности воды в грунте.

Эти величины составляют соответственно 0,46 и 0,34. Полученные данные говорят о том, что в процессе вегетации растений тритий включается в органические соединения гораздо хуже протия (Urey,

Rittenberg, 1933; Waterfield et al., 1968; Cohen, Kneip, 1973).

Рис. I. Изменение во времени
отношения содержания ^{3}H в
корневом соке к его содержа-
нию в питательном растворе
(сорт Ровенская).



Снижение специфической активности у растений, выращенных на открытом воздухе, по -видимому , следует отнести за счет потерь в результате обмена с атмосферной влагой.

Аналогичные опыты были проведены Вайнбергером и Портером (Weinberger , Porter, 1954), измерявшиими специфическую активность трития в хлорелле и воде. Найденная ими величина дискриминации (47 %) хорошо согласуется с нашими данными.

В настоящем исследовании не обнаружено достоверного различия между специфической активностью фиксированного трития у четырех- и шестинедельных растений.

Таким образом, проведенные эксперименты позволяют заключить, что в настоящее время загрязняющий природные экосистемы тритий не представляет опасности в экологическом плане, поскольку в растениях не происходит накопления трития , а содержание его в окружающей среде очень мало. Очевидно, проблема тритиевого загрязнения актуальна в местах хронического выброса.

ЛИТЕРАТУРА

1. Источники и действие ионизирующей радиации. Научный Комитет Организации Объединенных наций по действию атомной радиации. Доклад за 1977 год Генеральной Ассамблеи с приложениями. Т. I, 1978, стр. 316-319, 354-355.

2. Вакуловский С.М., Воронцов А.И., Катрич А.И. и др. Тритий в атмосферных осадках, реках и морях, омывающих территорию Советского Союза. Ж.Атомная энергия, 1978, т.44, вып.5, стр. 432 - 435.

3. Comar C.L. Radioisotopes in biology and agriculture, New - York, 1955, p.7.

4. Urey H.C, Rittenberg D. Some thermodynamik properties of H^1 H^2 molecules and compounds containing the H atom.

J. Chem. Phys. ,1933,no.1,p.137 - 143.

5. Waterfield W.R., Stanford F.G., Spanner I.A. Tritium in exchange from compounds in dilute aqueous solution. J. Nature, 1968, no.218, p.472 - 473.

6. Cohen L.K. and Kneip T.I. Environmental tritium studies at a PWR power plant. 1973 ,p.623 -630 .In : Journal of Environmental Quality, 1979,vol.8,no.3,p.269 -276.

7. Weinberger D., and Porter I.W., Metabolism of hydrogen isotopes by rapidly growing , Chlorella pyrenoidosa cells. Arch. Biochem.Biophys. 1954,no.50. p.160 -168.

С.А.ЛЮБИМОВА

ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Белоярское водохранилище создано в 1959 году в верховьях реки Пышмы. Оно служит водоемом-охладителем Белоярской АЭС. На физико-химические свойства воды данного водоема существенное влияние оказывают внутриводоемные процессы, промышленное загрязнение и сброс "теплой воды".

При заполнении водохранилища на дне остались затопленными отдельные невырубленные деревья, несвеженный кустарник, пни. Поэтому в первые годы после зарегулирования наблюдалась высокая степень загрязнения водоема органическими веществами. Исследования, проведенные сотрудниками Свердловского НИИ гигиены труда и профпатологии совместно с Уральским отделением ВНИОРХ (Ленченко В.Г. и др., 1964) в 1958-1961 гг. показали, что концентрация кислорода в отдельные периоды составляла 0,2 - 2,4 мг/л, окисляемость достигала 30 мг/л, а БПК₅ доходил до 9,5 мг/л. Авторы отмечали значительную степень минерализации: от 130 до 350 мг/л в летнее время и до 448 мг/л - в зимнее. Содержание Ca²⁺ достигало 44,1 - 52,1 мг/л, Mg²⁺ - 21,9 - 26,7 мг/л.

В последующие годы (1973 - 1975) в программу комплексного изучения Белоярского водохранилища, проводившегося Институтом экологии растений и животных совместно с ОблСЭС и Свердловским педагогическим институтом, вошли и гидрохимические исследования.

Полученные данные показали (табл. I), что качество воды изучаемого водоема несколько улучшилось: понизилась степень загрязнения водоема органическими веществами, степень минерализации (окисляемость составляла 6,5 мг/л; сухой остаток 245,0 мг/л, Ca²⁺ = 28,7 мг/л; Mg²⁺ = 11,4 мг/л). По величине водородного по-

казателя Белоярское водохранилище можно характеризовать как слабо-щелочной водоем ($\text{pH} = 7,3$). Вода относится к гидрокарбонатному классу. Из макроэлементов преобладает кальций.

Таблица I
Гидрохимическая характеристика
Белоярского водохранилища (июль, 1973 г.)

Показатели	Единицы измерения	Количество
pH		7,3
Сухой остаток	мг/л	245,0
K^+	-" -	3,6
Na^+	-" -	12,8
Ca^{2+}	-" -	28,7
Mg^{2+}	-" -	11,4
HCO_3^-	-" -	149,4
Cl^-	-" -	23,2
SO_4^{2-}	-" -	42,8
Окисляемость	мг O_2 на 1 л	6,5

При рассмотрении содержания основных катионов и анионов в различных точках водохранилища (табл. 2) существенных отличий в концентрации одного и того же иона в зависимости от места отбора не обнаружено. В 1975 году наблюдалось некоторое повышение концентрации натрия, кальция и магния в воде по сравнению с 1973 годом.

В отдельные годы отмечалось значительное изменение ионного состава воды водохранилища и степени минерализации. Так, по данным Зубаревой Э.Л. и Киселева А.И. (Зубарева, Киселев, 1978) величина минерализации летом 1978 года понизилась до 170,0 мг/л,

Таблица 2

Основной ионный состав воды Белоярского
водохранилища в июле 1973 и 1975 гг. (мг/л)

# точки	K ⁺		Na ⁺		Ca ²⁺		Mg ²⁺		HCO ₃ ⁻		SO ₄ ²⁻	
	1973	1975	1973	1975	1973	1975	1973	1975	1973	1975	1973	1975
1.	3,8	3,4	12,1	17,2	28,3	34,0	II,2	14,6	158,6			
2.	3,6	3,5	12,5	17,3	29,2	32,9	II,4	16,0				
3.	3,7	3,5	12,1	21,3	28,0	33,7	II,1	18,7	128,1			
4.	3,7	3,5	12,8	21,7	28,5	34,4	II,3	14,8				
5.	3,9	2,1	12,9	21,5	28,5	34,0	II,1	15,7	44,4			
6.	3,6	2,0	12,9	16,5	28,5	35,3	II,1	14,8				
7.	3,4		12,5		29,9		II,2					
8.	3,4	2,1	12,5	18,0	28,8	35,1	II,7	14,0	149,5			
9.	3,4		12,5		28,7		II,5					
10.	3,7		13,2		29,4		II,5					
15.	-	1,8	-	15,7	27,6	33,8	II,3	15,2	161,7			

при этом возросло содержание иона SO_4^{2-} и уменьшилось количество HCO_3^- , Cl^- и ряда других ионов.

Таким образом, Белоярское водохранилище является гидрокарбонатно-кальциевым водоемом со средней степенью минерализации и нормальным кислородным режимом, что в совокупности с повышением температуры воды в районе сброса подогретых вод БАЭС и слабощелочной реакцией среды говорит о наличии благоприятных условий для обитания в водоеме рыб и других гидробионтов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ленченко В.Г., Сажина Л.А., Шилкова Е.В. Санитарно-гигиенический очерк реки Пышмы и Белоярского водохранилища.- Свердловский НИИ гигиены труда и профпатологии. Материалы XIII научной сессии института. Свердловск, 1964, стр. 102-106.
2. Зубарева З.Л., Киселев А.И. Рыбхозяйственная характеристика Белоярского водохранилища и возможность выращивания форели и карпа на сбросных водах БАЭС. Рукописный фонд Уральского госМОРХ, 1978.

М.Я.ЧЕБОТИНА

О ПРОЧНОСТИ ФИКСАЦИИ ^{90}Sr И ^{137}Cs
ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

Известно, что химические элементы закрепляются в растениях с разной степенью прочности. Воднорастворимые и адсорбированные формы считаются наиболее подвижными и легко переходят из растений в наружный раствор. Кислоторастворимые формы отличаются меньшей подвижностью. Их относят к резервному фонду, который при определенных условиях может реутилизироваться. Различные формы элементов находятся в состоянии динамического равновесия (Абуталибов, 1956 ; Петров-Спиридовонов, 1962).

В настоящей работе изучали прочность фиксации ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями. Объектом исследования служили десять видов растений, в том числе пять видов высших водных растений (*Elodea canadensis* Rich., *Ceratophyllum demersum* L., *Potamogeton crispus* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Lemna trisulca* L.) и пять представителей харовых водорослей -*Chara tomentosa* L., *Chara apera* (Deth.) Willd., *Chara strigosa* A.Br., *Nitella opaca* Agardh., *Chara altaica* A.Br. Растения раздельно помещали в аквариумы, содержащие водные растворы $^{90}\text{SrCl}_2$ и $^{137}\text{CsCl}$ (20 мкКи/л) и выдерживали в течение 16 суток (соотношение биомассы растений и воды составляло 1:1000, объем раствора в аквариуме 10 л).

Изучение прочности закрепления поглощенных радионуклидов проводили на живых и убитых растениях. В первом случае растения, накопившие стронций-90 или цезий-137, переносили в чистую воду, которую меняли через каждые трое суток. Определяли количество излучателя, перешедшего в водную среду в результате десорбции. Во втором случае растения извлекали из радиоактивного раствора, тщатель-

тельно ополаскивали и убивали, помещая их в сушильный шкаф с температурой 105° . Затем растения растирали, определенные навески растительной массы помещали в стаканы и обрабатывали последовательно дистиллированной водой, 2 н NaNO_3 , 2 н CH_3COOH , 2 н HCl , в результате чего выделяли следующие формы радионуклидов: воднорастворимую, адсорбированную, уксуснорастворимую и растворимую в HCl . Время обработки - 24 часа, соотношение растительного материала и десорбирующего раствора 1:50. Раствор отделяли от растительной массы путем центрифугирования. По окончании опытов измеряли содержание радионуклидов в десорбирующих растворах и растениях. Радиометрию препаратов производили на установке ПСТ-100 со счетчиком СБТ-13.

На рис. 1 показано снижение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в подопытных растениях при замене внешнего раствора чистой водой. Видно, что ^{137}Cs фиксируется в тканях живых растений прочнее, чем ^{90}Sr . После трехкратной замены раствора в них остается в среднем от 10 до 50 % поглощенного ^{137}Cs и от 1 до 30 % поглощенного ^{90}Sr . Группа харовых водорослей и высших водных растений не различаются по прочности фиксации ^{137}Cs . Что касается ^{90}Sr , то в харовых водорослях он связан болееочно. Последнее обстоятельство, по-видимому, объясняется повышенной способностью харовых водорослей образовывать карбонаты на поверхности растений и непосредственно в их тканях (Куликов и др., 1971; Левина, Любимова, 1971).

На рис. 2 приведено содержание воднорастворимых, адсорбированных и кислоторастворимых форм соединений ^{90}Sr и ^{137}Cs в исследуемых растениях. Как видно, ^{137}Cs переходит из растительной массы в водную среду в больших количествах, чем ^{90}Sr (содержание ^{90}Sr в водной вытяжке варьирует от 5 до 15 %, а ^{137}Cs - от 45 до 70 %). Полученный результат хорошо согласуется с литературными данными, свидетельствующими о большей прочности фиксации ^{137}Cs .

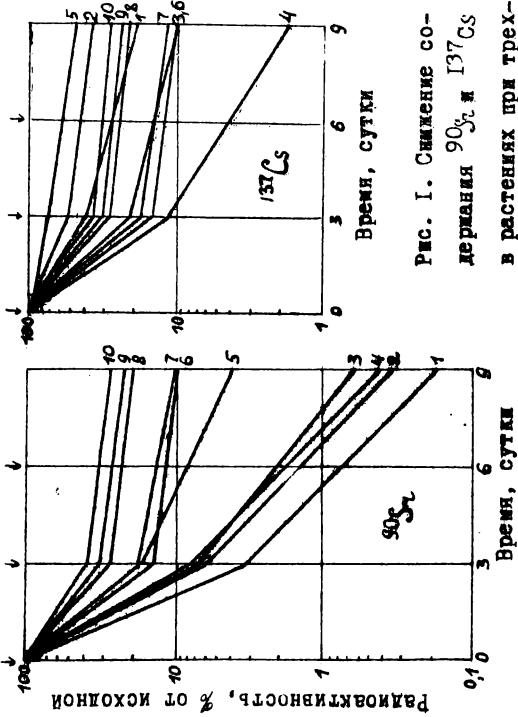


Рис. 1. Снижение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных водных растениях при трехкратной замене внешнего раствора.

1- *Elodea canadensis*; 2- *Ceratophyllum demersum*; 3- *Potamogeton crispus*; 4- *Myriophyllum spicatum*; 5- *Lemna trisulca*; 6- *Chara tomentosa*; 7- *Chara aspera*; 8- *Chara strigosa*; 9- *Nitella gracilis*; 10- *Chara altaica*.

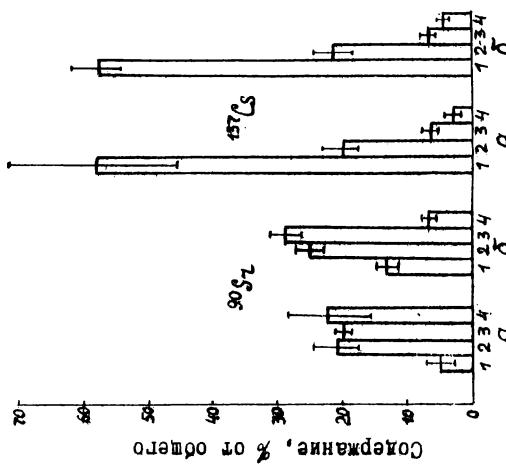


Рис. 2. Содержание различных форм соединений ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных водных растениях (а) и харовых водорослях (б).

Формы соединений: 1-волнорасторвимая; 2-аэдробиоравнинная; 3-уксуснорасторвимая; 2-аэдробиоравнинная; 3-уксуснорасторвимая; 4-растворимая в HCl.

относительно ^{90}Sr в живых растениях и менее прочной фиксации его по сравнению со ^{90}Sr в тканях убитых растений (Куликов и др., 1967, 1968, 1975; Боченина, Молчанова, 1978).

Как видно из приведенных данных, содержание воднорасторимых, адсорбированных и кислоторастворимых форм соединений ^{137}Cs в харовых водорослях и высших водных растениях практически одинаково. Следовательно, как в живых, так и убитых растениях рассматриваемых групп ^{137}Cs закреплен с одинаковой степенью прочности.

Что касается ^{90}Sr , то воднорасторимая форма этого радионуклида извлекается из мертвой массы харовых водорослей в несколько больших количествах, чем из высших водных растений (соответственно 5 и 15 %). Количество адсорбированных и уксуснорастворимых форм излучателя в рассматриваемых группах растений существенно не различается, а количество ^{90}Sr , растворимого в HCl, в харовых водорослях значительно меньше, чем в высших водных растениях (соответственно 6 и 22 %). Таким образом, если ткани живых растений харовых водорослей удерживают ^{90}Sr болееочно по сравнению с высшими водными растениями, то ткани убитых водорослей, наоборот, легче его выделяют. С одной стороны, это можно объяснить разрушением механизма специфической сорбции ^{90}Sr при отмирании харовых водорослей, с другой – различиями в морфологическом строении рассматриваемых групп растений (например, большим размером клеток у харовых водорослей по сравнению с высшими водными растениями).

Используя литературные данные, попытаемся высказать некоторые предположения о локализации форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в клетках водных растений. В связи с этим представляют интерес сведения о распределении в растениях кальция и калия, близких химических аналогов ^{90}Sr и ^{137}Cs . По данным М.Г.Абуталыбова (1956), воднорасторимые и адсорбированные формы кальция в растениях локализованы преимущественно в протоплаазме клеток, а наличие кислоторастворимых

форм обусловлено переходом элемента из протоплазмы в клеточный сок и образованием нерастворимых в воде кристаллов оксалата кальция. По-видимому, аналогичным образом распределены в клетках и формы соединений ^{90}Sr ; об этом косвенно свидетельствует наличие радионуклида во всех выделенных из растений фракциях (Рулевская, 1974 ; Чеботина и др., 1979 ; Чибрайте и др., 1973 ; Напров, 1967).

Цезий-137, как и калий, концентрируется, по-видимому, преимущественно в протоплазме клеток, на что указывает высокое содержание радионуклида в водной вытяжке (Чибрайте и др., 1973 ; Diamond, Solomon, 1959 ; Mac Robbie , 1962). Ничтожно малое содержание ^{137}Cs в кислорасторимых фракциях может быть связано с трудностью проникновения этого радионуклида через тонопласт в вакуоли (Mac Robbie, Dainty, 1958).

ЛИТЕРАТУРА

1. Абуталысов М.Г. Распределение кальция в растениях. Физиология растений, т. 3, вып. 4, 1956, 306-312.
2. Боченина Н.В., Молчанова И.В. Поступление и прочность закрепления радионуклидов в растениях мхов в зависимости от условий их произрастания. - Лихеноиндикация состояния окружающей среды. (Материалы Всесоюзной конференции 3-5 октября 1978г.). Таллин, 1978, 86.
3. Куликов Н.В., Любимова С.А., Тимофеева Н.А. Накопление некоторых радиоизотопов живыми и мертвыми тканями пресноводных растений. - Радиобиология 1967, т. 7, вып. 2.
4. Куликов Н.В., Любимова С.А., Тимофеева Н.А. О прочности фиксации стронция-90 и цезия-137 живыми и мертвыми тканями пресноводных растений. - Радиобиология, 1968, т. 8, вып. 5.
5. Куликов Н.В., Любимова С.А., Флейшман Д.Г. Накопление строн-

- ция-90 и цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и в естественном водоеме. - Сб. "Проблемы радиоэкологии водных организмов", 1971, 67-71. Свердловск.
6. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. "Наука", М., 1975.
7. Левина А.И., Любимова С.А. О корреляции зольности и коэффициентов накопления стронция-90 пресноводными растениями. Сб. "Проблемы радиоэкологии водных организмов", 1971, 80-83. Свердловск.
8. Петров-Спиридов А.Е. О распределении и реутилизации кальция в растениях. Известия ТСХА, 1962, вып. 5(48), 73-82.
9. Рулевская Н.Н. Фракционный состав стронция-90 и кальция в растениях в зависимости от условий питания. Автореферат кандидатской диссертации. Москва, 1974.
10. Чеботина М.Я., Быструшкина В.Д., Боченин В.Ф. Накопление и выделение радионуклидов водорослью *Chara tomentosa* G. L. Экология, 1979, № 4.
11. Чибирайте Н.А., Марчукенене Д.П., Полякарпов Г.Г. Поглощение радионуклидов клетками харовых водорослей. Сб. "Харовые водоросли и их использование в исследовании биологических процессов клетки. (Материалы к Всесоюзному симпозиуму по изучению харовых водорослей. Вильнюс, 27 сентября 1973г.). Вильнюс, 1973, 179-186.
12. Diamond J.M., Solomon A.K. Intracellular potassium compartments in *Nitella axillaris*. Journ.Gen.Physiol., 42, 1959, 1105 - 1121.
13. Mao Robbie E.A.C., Dainty J. Ion transport in *Nitellopsis obtusa*. J.Gen.Physiol., 42, 355, 1958.
14. Mac Robbie E.A.C. Ionic relations of *Nitella translucens*. J.Gen.Physiol., 45, 861, 1962.

В.Е.МОИСЕЕВ, А.В.ТРАПЕЗНИКОВ, В.Н.ТРАПЕЗНИКОВА, Н.В.КУЛИКОВ

ПРИМЕНЕНИЕ НЕЙТРОННО-АКТИВАЦИОННОГО МЕТОДА К АНАЛИЗУ

НЕКОТОРЫХ КОМПОНЕНТОВ ПРЕСНОВОДНОГО ВОДОЕМА

При эксплуатации ядерных энергетических установок в гидросфере могут проникать искусственные радионуклиды, поведение которых, в частности, в водоемах-охладителях атомных электростанций, в ряде случаев целесообразно изучать на фоне их стабильных носителей. Применяя метод изотопных отношений и используя понятие удельной активности ($\frac{\text{кири радионуклида}}{\text{г всего элемента}}$), можно получать интересную информацию о состоянии изотопного равновесия в исследуемом водоеме (Kaye, Nelson, 1968). Такой подход позволяет исследовать пути поступления химических элементов, включая их радиоактивные изотопы, в организм водных растений и животных (Nelson, 1964; Nelson, 1967; Флейшман, 1971).

В подобного рода исследованиях весьма перспективным является метод нейтронно-активационного анализа (НАА), позволяющий в природных объектах определять содержание микроэлементов с высокой чувствительностью и точностью (Кист, Лобанов, 1967; Кист, 1976; Сухов, 1976; Абдуллаев и др. 1979). Суть метода НАА заключается в облучении исследуемых образцов вместе с эталонами потоком нейтронов с последующим измерением образующейся наведенной радиоактивности (Кузнецов, 1974). В то же время, наиболее распространенный спектральный метод в ряде случаев имеет недостаточную чувствительность при анализе природных объектов. Например, в воде предел обнаружения составляет для кобальта 4×10^{-5} и для цинка - 8×10^{-5} г/л (Павленко и др., 1977). По другим сведениям (Боровик-Романова и др., 1962) методами спектрального анализа в золе почв, растений и сухих остатков вод можно определить цезий

с чувствительностью 3×10^{-5} г/г, цинк - 1×10^{-5} г/г и сурьму - 1×10^{-5} г/г. В силу высокой специфичности и возможности одновременного определения многих примесей из одной навески НАА может оказаться полезным при изучении поведения в водоемах расеянных микроэлементов, таких как сурьма и скандий (Немодрук, 1978).

В настоящей работе предпринята попытка использовать нейтронно-активационный метод для анализа микроконцентраций, главным образом, цезия, цинка и кобальта в компонентах Белоярского водохранилища.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Объектами исследования служили вода, грунт, некоторые виды рыб и водных растений Белоярского водохранилища.

Пробы воды по 0,5 - 1 л, подисленные соляной кислотой марки "ОСЧ" упаривали в кварцевой посуде на плитке до минимального объема, а затем под лампой типа "ЗН" - до сухого остатка. Сухой остаток доводили в сушильном шкафу до абсолютно сухой массы при температуре 105°C и озоляли в муфельной печи при 450°C .

Водные растения - элодек (*Elodea canadensis*), роголистник темнозеленый (*Ceratophyllum demersum*), рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus*) и ряску малую (*Lemna minor*) - сначала подсушивали до воздушно-сухого состояния, а затем озоляли при той же температуре. Тушки рыб - леща (*Abramis brama*), линя (*Tinca tinca*) и плотвы (*Rutilus rutilus*) высушивали при 150°C , после чего озоляли при 450°C . Пробы грунта использовали для анализа в виде растерпого сухого порошка.

Исследуемые образцы помещали в пакеты из алюминиевой фольги размером 35×35 мм. Масса пробы грунта в каждом пакете составляла 0,2 г, золы растений - 0,5 г, золы рыб - 1,0 г и сухого остатка воды - 1,0 г. Рабочие эталоны готовили по методике, изложенной в работе (Боузен, Гиббонс, 1968), путем нанесения с помощью микро-

пипетки на полоску обеззоленного фильтра (35 мм x 35 мм, "си-
няя лента") 0,1 мл эталонного раствора, содержащего определяе-
мый элемент в концентрации: по цинку - 1×10^{-3} г/мл, а в полизеле-
ментном растворе - по цезию, кобальту, сурье и скандию, соотве-
тственно, $1,0 \times 10^{-5}$, $1,13 \times 10^{-5}$, $1,12 \times 10^{-4}$ и $4,8 \times 10^{-6}$ г/мл.

В алюминиевый контейнер для облучения помещали 6-8 "этаже-
рок", содержащих пакеты из 12 исследуемых образцов, а также в
трех параллелях рабочие эталоны. Контейнер облучали в вертикаль-
ном экспериментальном канале реактора с плотностью потока тепло-
вых нейtronов 7×10^{13} нейт.
 $\text{см}^{-2} \cdot \text{с}$. в течение 50 часов. По окончанию об-
лучения контейнер перегружали в "сухую" сборку на 2-3 месяца для
снижения мешающей активности от коротковивущих радионуклидов.
После выдержки образцы перепаковывали в чистую алюминиевую фоль-
гу для избежания наведенной гамма-активности упаковочного ма-
териала.

Измерения образцов выполняли на германиеволитиевом детекторе
объемом 40 см³ (разрешение 5 кэВ по гамма-линии 1333 кэВ нукли-
да ^{60}Co) с использованием амплитудного анализатора типа
АИ-4096-ЗМ. Дальнейшую обработку гамма-спектрометрической инфор-
мации проводили на электронно-вычислительной машине "Наира-2" с
помощью светового карандаша (Виноградов, Протасов, 1975). На
цифропечать выводились следующие данные: 1. энергия радионукли-
да; 2. полезная площадь фотопика; 3. разрешение спектрометра
по измеряемому фотопику; 4. коэффициент вариации определения
площади фотопика; 5. величина критерия $3\sqrt{\mu}$ фона. Погреш-
ность измерений для всех анализируемых образцов, как правило, не
превышала 5 - 7 % .

Расчет содержания определяемых элементов проводили относи-
тельным методом путем сравнения величин полезной площади Фото-
пика образца и эталона. Предел обнаружения элемента рассчитыва-

ли, принимая в качестве минимально обнаруживаемой величины полезного сигнала значение, равное трем стандартным отклонениям фона-критерий $3\sqrt{N}$ фона (Гунне, Пелексис, 1966; Лобанов, Хуснутдинов, 1967; Гринзайд и др., 1977). При расчете содержаний элементов использовали следующие аналитические гамма-линии (Меднис, 1974): 1333 кэВ - радионуклид ^{60}Co (период полураспада $T = 5,26$ года); 1116 кэВ - ^{65}Zn ($T = 246$ сут.); 796 кэВ - ^{134}Cs ($T=2,05$ года); 889 кэВ - ^{46}Sc ($T = 83,9$ сут.) и 1691 кэВ - ^{124}Sb ($T = 60,9$ сут.).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Предварительные эксперименты показали, что в компонентах Белоярского водохранилища активационным методом возможно одновременное (из одной навески) определение не только таких важных информативных элементов, как кобальт, цезий и цинк. В силу этого для иллюстрации возможностей метода, наряду с указанными элементами далее в тексте приводятся данные и по сурье, скандию и железу. В табл. I приведены обобщенные данные по колебаниям концентраций микроэлементов в проанализированных пробах водных растений, воды, донных отложений и рыб, а в табл. 2 - данные по чувствительности метода НАА.

Из табл. I видно, что, несмотря на высокую чувствительность метода, не во всех компонентах водоема удалось обнаружить анализируемые микрокомпоненты. В первую очередь это относится к цезию в воде, а также к цинку в донных отложениях и скандию в рыбе. Определение цезия в воде затруднительно вследствие двух причин: крайне низкой концентрации металла (ниже 7×10^{-8} г/л) и наличия в аналитической области измеряемого спектра мешающего комптоновского распределения от более высокозергетических гамма-излучателей ^{65}Zn , ^{46}Sc , ^{60}Co и ^{124}Sb . Определению цинка в донных отложениях

Таблица I

Диапазон концентраций анализируемых элементов в компонентах
Белоярского водохранилища по данным активационного анализа

Исследуемый объект	Размерность	C_C	C_S	\bar{A}	χ_c	$\delta \delta$	$\delta \epsilon$
Роголистник	г/г сух. массы	$(1-6) \cdot 10^{-6}$	$(0,7-2) \cdot 10^{-7}$	$(0,5-2) \cdot 10^{-4}$	$(0,3-2) \cdot 10^{-3}$	$(0,6-7) \cdot 10^{-7}$	$(0,7-4) \cdot 10^{-7}$
Чеснок	-"	$(0,5-2) \cdot 10^{-6}$	$(0,7-8) \cdot 10^{-7}$	$(0,6-6) \cdot 10^{-4}$	$(0,7-3) \cdot 10^{-3}$	$(0,8-3) \cdot 10^{-7}$	$(1-5) \cdot 10^{-7}$
Элодея	-"	$(1-5) \cdot 10^{-6}$	$(0,7-4) \cdot 10^{-7}$	$(0,7-5) \cdot 10^{-4}$	$(0,6-6) \cdot 10^{-3}$	$(0,4-3) \cdot 10^{-6}$	$(2-13) \cdot 10^{-7}$
Раска	-"	$(0,5-3) \cdot 10^{-6}$	$(0,7-2) \cdot 10^{-7}$	$(2-10) \cdot 10^{-5}$	$(0,7-6) \cdot 10^{-3}$	$(0,6-9) \cdot 10^{-7}$	$(1-8) \cdot 10^{-7}$
Вода	г/л	$(1-3) \cdot 10^{-7}$	$(0,5-25) \cdot 10^{-5}$	$(1-3) \cdot 10^{-4}$	$(0,9-7) \cdot 10^{-7}$	$(3-15) \cdot 10^{-8}$	
Донные отложения	г/г сух. массы	$(0,4-2) \cdot 10^{-5}$	$(1-6) \cdot 10^{-6}$	ниже предела обнаружения	$(2-II) \cdot 10^{-2}$	$(0,6-5) \cdot 10^{-6}$	$(0,7-2) \cdot 10^{-5}$
Линь	г/г сырой массы	$(1-2) \cdot 10^{-8}$	$(3-4) \cdot 10^{-9}$	$(1-2) \cdot 10^{-5}$	$(2-4) \cdot 10^{-5}$	$(4-9) \cdot 10^{-9}$	$(2-8) \cdot 10^{-9}$
Плотва	-"	$(1-2) \cdot 10^{-8}$	$(3-5) \cdot 10^{-9}$	$(3-4) \cdot 10^{-5}$	$(2-4) \cdot 10^{-5}$	$(4-9) \cdot 10^{-9}$	$(2-10) \cdot 10^{-9}$
Лещ	-"	$(1-2) \cdot 10^{-8}$	$(3-9) \cdot 10^{-9}$	$(1-2) \cdot 10^{-5}$	$(2-4) \cdot 10^{-5}$	$(4-9) \cdot 10^{-9}$	ниже предела обнаружения

Таблица 2.

Пределы обнаружения элементов в различных компонентах водоема.

Компонент	Размерность	C_D	C_S	λ_R	λ_E	S_E	S_C
водные растения	г/г золы	$1 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-8}$
	г/г сух. массы	$3 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-8}$
вода	г/г золы	$7 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-8}$
	г/л	$2 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$
донные отложения	г/г сухой массы	$4 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$8 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$
	г/г золы	$9 \cdot 10^{-9}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$8 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$
рыба	г/г сух. массы	$5 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-9}$

препятствует в основном присутствие относительно высоких содержаний скандия. Образующийся при нейтронной активации радионуклид ^{46}Sc имеет гамма-линию 1121 кэВ, близость которой к аналитической линии ^{65}Zn (отличие составляет 5 кэВ) в силу недостаточно-го энергетического разрешения спектрометра создает интерференционные помехи при анализе. Сурьма и скандий уверенно определяются во всех компонентах водоема, кроме проб рыб, в которых их содержание находится на уровне, близком к пределу обнаружения (в пробах леща - скандий даже не обнаружен).

Приведенные в табл. 2 пределы обнаружения исследуемых элементов указывают на высокую чувствительность инструментального НАА компонентов водоема. Например, при анализе воды активационный метод в сравнении со спектральным (Боровик-Романова и др., 1962; Павленко и др., 1977) чувствительнее при определении цезия в 100, цинка - в 5-40 и кобальта - в 200 раз. Однако для получения более полной информации необходимо дальнейшее совершенствование методики НАА с целью снижения пределов обнаружения цезия в воде и цинка в донных отложениях.

Точность НАА можно охарактеризовать величиной коэффициента вариации C_V , значения которого для исследуемых элементов в компонентах водоема представлены в табл. 3. На основании приведенных данных можно сделать вывод, что кобальт во всех анализируемых основах определяется с хорошей точностью, обусловленной высокими содержаниями в сравнении с пределом его обнаружения (примерно в 10 - 100 раз, согласно табл. I и 2). В целом, достаточно высокая точность достигается также при определении цинка (кроме донных отложений), железа и скандия (кроме проб рыбы). Несколько меньшая точность анализа наблюдается в случае цезия и сурьмы, что можно объяснить близостью анализируемых содержаний элементов с пределом их обнаружения (табл. I и 2).

Таблица 3

Коэффициенты вариации (%) при активационном
определении элементов в ряде компонентов водоснабжения

Анализируемый элемент	Вода	Водные растения	Данные отложений	Рыба
кофейт	II, 2 (23) не обнаружен	4,4 (23) 42,2 (5)	5,9 (10) 19,1 (6)	7,8 (7) 27,4 (5)
цезий	I4,6 (6)	I3,I (21)	не обнаружен	2,4 (7)
циник	8,7 (25)	I3,9 (24)	6,2 (9)	20,8 (7)
хром	I4,I (26)	22,6 (24)	29,2 (8)	35,0 (3)
станиций	IO,0 (4)	7,4 (24)	5,I (9)	23,3 (4)

Примечание:

1. В скобках указано количество исследованных проб;

2. Количество параллельных образцов при анализе каждой отдельной пробы составляло: для воды - 3 , водных растений - 2 , донных отложений - 3 , рыбы - 3 .