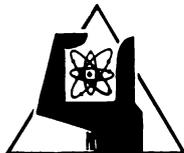


АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

НАУЧНЫЕ
ДОКЛАДЫ



**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
ИССЛЕДОВАНИЯ
КОМПОНЕНТОВ
МОДЕЛЬНЫХ
И ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

СВЕРДЛОВСК

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

Институт экологии растений и животных

Препринт

Радиоэкологические исследования
компонентов модельных и природных
экосистем

Свердловск 1988

УДК 574.4:577.39

Радиоэкологические исследования компонентов модельных и природных экосистем. Препринт, Свердловск: УрО АН СССР, 1986.

В сборнике рассматриваются радиоэкологические аспекты проблемы влияния промышленных предприятий на окружающую среду.

Представлены результаты изучения закономерностей исседения радионуклидов техногенного происхождения в модельных системах различной сложности, а также в природных экосистемах подвергавшихся интенсивному антропогенному воздействию.

Препринт представляет интерес для специалистов в области радиоэкологии, биогеоценологии, почвоведения и охраны природной среды.

Ответственный редактор
доктор биологических наук, профессор
Н.В.Куликов

Рецензент
кандидат биологических наук
М.Г.Нифонтова

Р 21002-87(88) Б0-1986
055/0210

© УрО АН СССР, 1986

Н.В.КУЛИКОВ, И.В.МОЛЧАНОВА
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНАХ
АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

Экологические проблемы современной атомной промышленности и технологии впервые со всей очевидностью проявились в середине 50-х годов, после того как было показано, что при испытаниях ядерного оружия, в каком бы месте они не производились, радиоактивные вещества через верхние слои атмосферы и тропосферу загрязняют биосферу Земли в глобальном масштабе. Это открытие послужило причиной широкого общественного интереса к проблемам окружающей среды во всем мире, благодаря чему экология как наука выдвинулась на передний план естествознания.

Примерно в эти же годы стала формироваться и быстро развиваться новая область экологии, получившая название радиэкологии, и призванная изучать процессы взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой их обитания в условиях радиоактивного загрязнения и повышенного фона ионизирующей радиации. Радиэкологию можно рассматривать и как область радиобиологии, изучающую радиобиологические явления на уровне сложных природных комплексов - экологических систем (или биогеоценозов), подобно тому, как другие разделы радиобиологии изучают эти явления на молекулярном, клеточном и организменном уровнях.

В настоящее время можно выделить следующие области атомной промышленности и технологии, развитие которых требует радиэкологического подхода и соответствующих знаний: 1 - добыча и переработка ядерного горючего; 2 - атомная энергетика и реакторостроение, включая аварийные ситуации; 3 - ядерные взрывы (испытание ядерного оружия, а также мирные подземные и кратерные взрывы, применяемые

для вскрышных работ в горнодобывающей промышленности, для сооружения крутных каналов, морских гаваней и других целей); 4 - захоронение радиоактивных отходов; 5 - военные ядерные конфликты; 6 - использование минеральных удобрений в сельском хозяйстве.

Особенно актуальное значение радиэкологические исследования приобретают в связи с задачами развития атомной энергетики. Известно, что при эксплуатации АЭС предусматривается нормированный сброс в окружающую среду ряда радиоактивных нуклидов. Поэтому важной радиэкологической проблемой в зонах размещения АЭС является изучение уровней содержания, путей поступления, темпов накопления и перераспределения этих нуклидов в почве, воде, донных отложениях водоемов, растениях и животных. Иными словами, в зонах АЭС должен быть налажен радиэкологический мониторинг с использованием современных унифицированных методов контроля экологически значимых радионуклидов в основных компонентах природной среды. В связи с этим привлекает внимание работы по изучению поведения радионуклидов в водоемах-охладителях АЭС (4).

Поступая в водоемы, радиоактивные вещества достаточно быстро поглощаются водными организмами и донными отложениями, в результате чего содержание их в воде резко снижается. Однако низкое содержание радионуклидов в воде не всегда свидетельствует о чистоте водоема в целом. Даже при вполне пригодной для питьевых целей воде концентрация многих нуклидов в водных растениях, животных и донных отложениях водоема может поддерживаться на очень высоком уровне, превышающем концентрацию их в воде в сотни и тысячи раз. Как показали наши исследования на водоеме-охладителе Белоярской АЭС, повышение температуры в зоне сброса подогретой воды АЭС приводит к дополнительному возрастанию накопления отдельных радионуклидов

гидробионтами и донными отложениями (II).

Из данных такого рода исследований можно сформулировать очень важное эмпирическое обобщение, которое сводится к тому, что природную среду нельзя рассматривать в качестве пассивной разбавительницы поступающих в нее радионуклидов. В силу своих структурно-функциональных особенностей и физико-химических свойств экосистемы способны втягивать радиоактивные вещества в биохимические циклы миграции, в результате чего концентрации радионуклидов и соответственно, дозовые нагрузки облучения в отдельных звеньях природных экосистем могут достигать высоких значений. Эти особенности следует учитывать при нормировании и прогнозировании содержания радионуклидов в различных компонентах природных экосистем, прилегающих к АЭС.

Вместе с тем развитие атомной энергетики открывает большие возможности для промышленного рыбозаведения с использованием подогретых водоемов-охладителей АЭС. Поскольку основным источником поступления радионуклидов в организм пресноводных рыб является пища, а не вода, как считалось ранее, то выращивание рыб в садках на искусственном нерадиоактивном корме обеспечит существенно меньшее их загрязнение радиоактивными веществами по сравнению с дикими популяциями рыб, постоянно обитающими в тех же водоемах. Это подтверждено результатами наших исследований на водоем-охладителе Белоярской АЭС. Показано, что содержание, например, цезия-137 в садковом карпе, выращиваемом на подогретой воде АЭС, в несколько раз меньше, чем в свободноживущих рыбах водохранилища. Это объясняется не только тем, что рыба в садках питается "радиоактивно чистым" кормом, но и тем, что она пребывает в воде водоема в течение лишь одного года. Свободно живущая рыба при этом, постоянно питается

обогащенным радионуклидами естественным кормом, живет в водоеме от ее зарождения до отлова в течение, по крайней мере, нескольких лет. Результаты этих исследований стимулировали создание на Белоярском водохранилище специального рыбного хозяйства по промышленному выращиванию рыб на подогретой воде (7). В последнее время в районе Белоярской АЭС формируется промышленный энергобиологический комплекс, в задачу которого, помимо получения электроэнергии, будет входить использование подогретых сбросных вод АЭС для выращивания быстрорастущих пород рыб, обогрева животноводческих ферм, теплиц, парников, шампиньонниц, для обогрева и полива растений, выращиваемых в открытом грунте.

К настоящему времени накоплена обширная научная информация о закономерностях поведения радионуклидов в почвах, в системах почва-раствор и почва-растения, а также в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов. В частности, показана высокая сорбционная способность основных типов почв и прочная фиксация в них многих радионуклидов. Благодаря этому скорости миграции нуклидов в почвах и поступлении их в организмы наземных растений и животных значительно снижены по сравнению с системами вода-гидробионты в водоемах (8). Полученные результаты таких исследований дали возможность предложить комплекс практических рекомендаций по ограничению перехода радионуклидов из почвы в растения и в продукты животноводства (3).

По мере развития атомной энергетики, все шире вовлекаются в радиозоологические исследования наведенные нейтронами радионуклиды, а также естественные и трансуранные радионуклиды, сопутствующие ядерному топливному циклу. В последние годы большое внимание уделяется изучению процессов миграции нуклидов в системе почва-растение в условиях орошаемого земледелия и использования подзо-

гретых вод АЭС при поливе и гидропониом выращивании растений. Расширяются радиэкологические исследования в местах дислокации промышленных АЭС, что позволит в дальнейшем решать вопросы определения границ санитарно защитных зон АЭС и организации землепользования в этих зонах (1).

В районе Белоярской АЭС с точки зрения возможных экологических последствий из числа поступающих во внешнюю среду радионуклидов наибольший интерес в настоящее время представляют тритий, кобальт-60, стронций-90, цезий-137. Эти радионуклиды преимущественно в виде слабо радиоактивных дебалансных вод АЭС, сбрасываемых в Ольховскую болотно-речную экосистему на 5 км от АЭС и, частично, в Белоярское водохранилище.

Наши исследования показали, что многолетний сброс дебалансных вод АЭС в Ольховскую болотно-речную экосистему практически не увеличил содержание в ней стронций-90. Концентрации этого нуклида в компонентах экосистемы лишь незначительно превышают фоновые, обусловленные глобальными радиоактивными выпадениями из атмосферы. Наряду с этим отмечены увеличенные концентрации трития и цезия-137 в воде и донных отложениях болота. Вместе с тем установлено, что прибрежные болотистые образования служат своеобразным природным экраном на пути миграции радионуклидов к береговой зоне и к окружающему болоту почвенно-растительному покрову. На расстоянии свыше 300-500 м от берега содержание радионуклидов в почвах и растениях не превышает фонового уровня. Это подтверждают и специальные исследования содержания долгоживущих радионуклидов в доминирующих видах травянистых растений, съедобных грибах, а также во мхах и лишайниках в окрестностях Белоярской АЭС. Следовательно, в настоящее время санитарно-защитную и наблюдательную зоны Белоярской АЭС можно использовать в народном хозяйстве без существенных санитар-

но-гигиенических ограничений (8).

Весьма актуальной является проблема действия повышенных уровней ионизирующей радиации на организмы и их сообщества. По материалам работ, выполненных с использованием массивных доз гамма- и нейтронного излучений известно, что природные биоценозы очень мозаичны по своей радиочувствительности, и эта мозаичность определяется не только видовым составом и стадиями развития организмов, но также вариабельностью физико-химических факторов среды и их взаимодействием с биологическими факторами. В целом травянистые сообщества являются более устойчивыми к облучению, чем лесные экосистемы, а внутри них животные организмы более радиочувствительны, чем растения. Среди лесообразующих пород наиболее уязвимыми, как известно, являются хвойные. Однако имеющиеся данные дают возможность оценивать лишь начальные последствия достаточно высоких доз лучевых воздействий на природные сообщества растений и животных. Отдаленные же последствия такого рода воздействий содержат еще много неясного и требуют дальнейшего исследования (4).

Особенно большое внимание должна привлекать проблема биологических эффектов, которые могут возникать в результате длительного или хронического действия надфоновых концентраций радиоактивных веществ в окружающей природной среде. Это, в первую очередь, касается водосемов-охладителей АЭС. В зонах сброса радиоактивных веществ в такие водоемы действие радиационного фактора проявляется на фоне подогрева воды и механического травмирования гидробионтов. Повышение температуры воды способствует увеличению накопления радионуклидов гидробионтами и усилению тем самым лучевых нагрузок на них. Дополнительное же травмирование и повреждение мелких гидробионтов при прохождении через агрегаты станции с охлаждающей водой будет снижать их общую резистентность, что может приводить

к проявлению различного рода синергических эффектов.

В водных биоценозах наиболее радиочувствительными являются, по-видимому, рыбы, как организмы, стоящие на относительно высокой ступени эволюционного развития по сравнению с другими представителями водной фауны и флоры. По данным И.А.Шехановой (12) у рыб, как и у теплокровных животных, особенно высокую чувствительность к лучевому воздействию проявляют кровеносная и воспроизводительная системы. Функциональные нарушения этих систем отмечены в условиях длительного пребывания рыб в воде, содержащей 10^{-8} Ки/л ^{90}Sr , при мощности дозы около 0,1 рад в сутки. При содержании цезия-137 в воде порядка $4 \cdot 10^{-9}$ Ки/л отмечены нежелательные изменения в популяции сибирской плотвы - снижение плодовитости, смещение сроков нереста, аномалии в развитии отдельных особей. Вместе с тем известно, что аномалии в развитии эмбрионов рыб из оплодотворенной икры отмечаются лишь при очень высоких концентрациях радионуклидов в воде, достигающих 10^{-5} - 10^{-4} Ки/л. Следовательно, работы в области радиэкологии рыб остаются весьма актуальными и желательно их дальнейшее всемирное развитие.

В связи с проблемой биологической роли малых доз ионизирующей радиации в условиях длительных и хронических воздействий важное значение приобретают работы по изучению природы радиозащитного действия малых доз ионизирующих излучений, а также явлений радиоадаптации и радиостимуляции. В частности, в нашем Отделе на покалющихся семзлах горьха впервые было показано, что дозы гамма-радиации, лежащие в диапазоне стимулирующих рост и развитие растений, не только не вызывают видимых и реально регистрируемых повреждений в хромосомном аппарате зародышевых клеток растений, а наоборот, приводят к повышению устойчивости генетических структур к последующему лучевому воздействию в повреждающих дозах. Как пока-

зали специальные опыты, радиозащитное действие предварительного облучения семян в малых дозах к повторному облучению, по-видимому, связано с явлением активации работы репарирующих ферментных систем клеток в ответ на облучение в малых дозах (2, 5, 9).

Радиозащитное действие малых доз гамма-радиации на уровне генетических структур зародышевых клеток семян растений подкрепляет правомерность использования метода предпосевного облучения семян для радиостимуляции растений, открывает новые подходы к оценке концепции беспороговой линейной зависимости "доза-эффект" в радиобиологии, оно создает также новые предпосылки для совершенствования принципов экологического нормирования содержания радионуклидов в компонентах внешней среды и радиационного воздействия на природные экосистемы. Учитывая неспецифичность действия ионизирующей радиации на биологические объекты, можно ожидать, что предпосевное облучение семян в малых дозах, наряду с радиостимуляцией растений и повышением устойчивости генетических структур клеток к последующему облучению, будет вызывать повышение устойчивости растений к другим повреждающим мутагенным факторам среды.

Наряду с радиэкологическими исследованиями, в зоне АЭС целесообразно проводить периодическую паспортизацию основных разновидностей дичь, растений и животных в природных экосистемах, примыкающих к атомно-энергетическим комплексам. Это необходимо как для нормально функционирующих станций, поскольку в зоне АЭС резко возрастают прежде всего общие (т.е. нерадиационные) антропогенные нагрузки на экосистемы, так и для случаев аварийных ситуаций. Такая паспортизация компонентов природных экосистем в зоне АЭС является важным элементом организации длительного экологического мониторинга в этих зонах. По мере всестороннего описания и исследования природных экосистем в этих зонах со временем превратятся в

своего рода экологические (или биогеоэкологические) стационары, на которых будут изучаться, с применением современных методов исследования, структура и вещественно-энергетические функции биогеоценозов. К созданию подобных биогеоэкологических стационаров в свое время призывал основатель биогеоценологии академик В.Н.Сукачев (10).

Широкая программа развития атомной энергетики в нашей стране становится мощным стимулом для разработки фундаментальных проблем экологии. С одной стороны, это способствует дальнейшему снижению нежелательных воздействий атомной энергетики на окружающую природную среду, а с другой - позволяет более успешно и всесторонне изучать структурно-функциональную организацию природных комплексов-биогеоценозов.

Литература

1. Алексахин Р.М., Буфатин О.И., Маликов В.Г. и др. Радиоэкология орошаемого земледелия., М., Энергоатомиздат, 1985.
2. Альшиц Л.К., Куликов Н.В., Шевченко В.А., Юшков П.И. Изменение радиочувствительности семян гороха под влиянием малых доз радиации. Радиобиология, т.21, №3, 1981.
3. Курнеев Н.А., Сироткин А.Н., Курнеева Н.А. Снижение радиочувствительности в растениях и продуктах животноводства. М., "Колос", 1977.
4. Куликов Н.В. Радиоэкология и атомная энергетика. Информ. бюлл. по проблемам Радиобиологии АН СССР, М., 1982.
5. Куликов Н.В., Альшиц Л.К., Позолотин А.А., Тарчевская С.В. Изменение радиочувствительности растений в результате предварительного лучевого воздействия. Радиобиология, т.15, №4, 1971.
6. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиэкология

- (почвенные и пресноводные экосистемы). М., "Наука", 1975.
7. Куликов Н.В., Трапезникова В.Н., Трапезников А.В. Накопление ^{137}Cs в промысловых рыбах водоема-охладителя Белоярской АЭС. Экология, №6, 1984.
 8. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Некоторые итоги радиозоологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС. Экология, №5, 1985.
 9. Позолотин А.А., Альшиц Л.К. К вопросу о влиянии предварительного γ -облучения на последующую радиочувствительность семян гороха. Радиобиология, т.14, №1, 1974.
 10. Сукачев В.Н. Основные понятия о биогеоценозах и общее направление их изучения. В кн. Программа и методика биогеоценологических исследований. М., Наука, 1974.
 11. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Влияние подогрева воды на накопление ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , Ca и K пресноводными растениями. Экология, №4, 1983.
 12. Шеханова И.А. Радиозоология рыб. М., Легкая промышленность, 1983.

И.В.МОЛЧАНОВА, Е.Н.КАРАБАЕВА, А.И.ТАСФАЕВ,

И.И.ПУКТОМОВА, Н.В.КУЛИКОВ

РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ В
ЗОНЕ ТЕПЛОВОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ

Предприятия угольного топливного цикла, наряду с атомно-энергетическими и химическими, являются одним из основных источников техногенного поступления тяжелых естественных радионуклидов в биосферу. Так, гипотетическая тепловая электростанция мощностью 2000 МВт, работающая на ископаемом угле, может ежегодно выбрасывать в окружающую среду 10^7 - 10^9 Бк продуктов распада ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th . Дозовые нагрузки, образуемые этими нуклидами, вокруг тепловых электростанций (ТЭС), оказывается, как правило, выше, чем в районах атомных электростанций (АЭС) (1, 3).

Цель настоящей работы состояла в оценке уровней содержания и характера распределения ряда тяжелых естественных радионуклидов и продуктов деления урана в почвенно-растительном покрове в районе Рефтинской тепловой электростанции на Урале.

Рефтинская ТЭС, расположенная в 80 км от г.Свердловска, является крупнейшей в СССР тепловой электростанцией. Станция работает на экибастузском каменном угле, зольностью 40-43%. При годовой выработке электроэнергии 25 млрд кВт ч расход топлива достигает $8,3 \cdot 10^6$ т/год. Образующаяся от сжигания угля зола с помощью насосов транспортируется по золопроводам на гидрозолоотвалы, расположенные в непосредственной близости от станции. Общая площадь таких золоотвалов Рефтинской ТЭС составляет 1200 га.

Территория, примыкающая к ТЭС в радиусе ~ 10 км, представляет слабохолмистую равнину, рассеянную поймой р. Рефт. Почвенно-растительный покров подвергается интенсивному антропогенному

воздействию и несет ясновидимое загрязнение частицами зола. В 1984-85 гг в пределах 10-ки зоны были обследованы сопряженные по стоку участки, расположенные на основных элементах рельефа в восточном направлении от ТЭС. Это направление является преобладающим в розе ветров. Выбранные участки охватывали водораздельное пространство, надпойменную террасу и прирусловую пойму по обоим берегам р. Рефт. Общая протяженность сопряженного по стоку геохимического профиля составила около четырех км. В качестве контрольного был выбран участок, расположенный к востоку от станции, на расстоянии 10 км. Почвы водораздела и террасы бурые лесные, слабообразованные на аллювиальных отложениях; в прирусловой пойме - слабообразованные, аллювиальные. Образцы почв отбирали из разрезов до глубины 20 см, слоями мощностью 3-5 см, с учетом генетических горизонтов. В местах расположения почвенных разрезов отбирали пробы растений (разнотравье). Наряду с этим были отобраны пробы угля, на котором работает Рефтинская станция, и зола, образующейся при его сжигании. При этом, отдельно анализировали летучую фракцию зола, удерживаемую на электрофильтрах, более крупную, нелетучую фракцию, скапливающуюся в котлоагрегатах станции, и эолу гидросолоотвалов, представляющую собой смесь летучей и нелетучей фракции.

В отобранных пробах ^{238}U определяли люминисцентным методом, ^{232}Th - фотоколориметрически с реактивом арсеназо-III, ^{226}Ra - эманионным методом, а ^{210}Po и ^{210}Pb - с помощью электро-химического выделения на мишени. Наряду с этим в исследуемых образцах определяли содержание ^{90}Sr радиохимически по дочернему ^{90}Y , а ^{137}Cs - β -спектрометрически.

Анализ проб угля и зола показал, что содержание в них ^{90}Sr и

^{137}Cs ниже предела чувствительности применяемых аналитических методов. Содержание естественных радионуклидов в зольных фракциях выше, чем в угле (табл. 1). При этом наиболее обогащенной радионуклидами оказывается зола, концентрирующаяся в гидрозолоотвалах. Содержание в ней ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{238}U в 2-4 раза выше, чем в исходно сжигаемом угле. Суммарно за годы работы станции в гидрозолоотвалах накопилось, примерно, 7 кг U, 38 кг Th, 220, 460 и 50 МБк ^{226}Ra , ^{210}Pb и ^{210}Po соответственно. В меньшей степени обогащена радионуклидами летучая фракция золы.

В процессе сгорания угля происходит обогащение зольных его фракций торием и радием относительно урана. Так, величины отношений этих элементов к урану в различных фракциях золы выше, чем в угле; наиболее высоких значений они достигают в летучей фракции. По сравнению с углем, эта фракция золы обогащается также ^{210}Pb и ^{210}Po .

Анализ почвенных проб и статистическая обработка полученного материала не выявили достоверных различий в почвах в зависимости от их удаленности от ТЭС и места положения в ландшафте (табл. 2).

Видно, что концентрации естественных радионуклидов в верхнем 10 см слое, наиболее подверженном воздействию зольных выбросов станции, практически не отличаются от кларковых значений, а концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs находятся в пределах величин, характерных для почв средних широт в период стабилизации радиоактивных выпадений из атмосферы (2, 5, 7).

Распределение радионуклидов по глубине почвенных профилей в целом также не зависит от их удаленности относительно станции. Поэтому в табл. 3 рассматривается лишь распределение радионуклидов в профилях, приуроченных к различным участкам ландшафта.

Таблица I

Содержание естественных радионуклидов в угле
Экибастузского месторождения и золе

Объект исследования	п · 10 ⁻³ г/кг		Бк/кг	232Th		238U		В единицах радиактивности	
	236U	ε32Th		210Po	210Pb	226Ra 238U	210Po 238U	210Po 238U	210Pb 238U
Уголь Золь: летучая нелетучая из золотавален	0,83±0,30	2,91±3,32	13,00±1,85	не обн.	60	3,3	1,4	-	5,8
	0,20±0,02	6,53±0,12	33,30±1,10	60	30	32,5	10,5	24,0	12,0
	0,70±0,09	5,54±0,93	40,73±7,42	не обн.	30	7,8	4,0	-	3,4
	1,40±0,20	7,60±1,71	40,70±7,40	I	100	5,4	2,6	5,7	5,7

Таблица 3

Распределение радионуклидов в профиле почв

Место отбора проб	Горизонт, глубина, см	п. 10^{-3} г/кг			Бк/кг				
		^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{210}Po	^{210}Pb	^{137}Cs	^{90}Sr	
Водораздел	Разногравье	0,02±0,008	0,22±0,20	32,9	не определены		139,0±58,3	39,6±3,3	
	A ₀ 0-2	0,22±0,05	1,39±1,20	20,6±9,6	290,0±17,7	1520,0±17,7	195,3±186,8	32,0±5,2	
	A 2-5	0,44±0,12	3,88±0,08	27,7±2,9	91,7±17,7	291,7±51,4	222,2±30,8	29,9±3,5	
	Б 5-8	0,40±0,09	6,39±0,40	37,7±7,5	35,0±26,5	85,0±2,8	109,2±31,2	24,3±8,2	
	Б 8-13	0,37±0,11	4,30±0,13	19,6±9,2	не определены	не определены	8,9±4,9	4,5±2,6	
	И3-И8 И8-21	0,29±0,06 0,25±0,03	4,68±0,10 5,05±1,35	28,5±21,0 23,7±17,8	обнаружено обнаружено	обнаружено обнаружено	18,3±21,0 2,7±4,4	не обнаружено не обнаружено	
Поляна	Разногравье	0,03±0,004	0,11±0,003	26,6±22,2	не определены		39,0±7,0	30,6±9,8	
	A ₀ 0-2	0,17±0,10	0,57±0,20	11,6±4,5	1450±1149	225,0±97,3	81,9±59,7	39,6±100	
	A 2-5	0,21±0,10	4,42±0,99	21,3±3,2	81,7±10,6	213,3±39,0	258,0±81,1	8,9±5,2	
	Б 5-8	0,98±0,49	5,98±0,63	38,3±5,3	110,0±19,3	218,3±12,4	119,2±26,1	22,5±4,5	
	A/B 8-11 И1-И5	0,19±0,10 0,31±0,20	8,70±0,61 6,21±1,11	56,2±15,2 53,3±15,5	50,0±22,4 10	120,0±25,7 95	61,0±21,4 30,4±4,9	24,0±9,4 7,3±3,8	
	Б 15-20	0,47±0,07	5,73±1,01	64,4±7,0	не обнаружено	не обнаружено	12,5±7,9	10,0±4,4	

Видно, что на элювиальном и аккумулятивном участках ^{238}U , ^{232}Th и ^{226}Ra распределяются в профиле более или менее равномерно. В травянистой растительности и лесной подстилке концентрация ^{232}Th и ^{238}U в 15 и 30 раз меньше, чем в почвенных горизонтах, а концентрация ^{226}Ra приближается к таковой в почве. Иначе распределяются по почвенному профилю ^{210}Po и ^{210}Pb . Основное количество этих нуклидов сосредоточено в лесной подстилке и верхнем (до 8 см) слое почвы. Максимальная глубина, на которой обнаруживается ^{210}Pb и ^{210}Po в почвах водоразделов не превышает 8 см, а на участках поймы достигает 15 см. Обращает внимание превышение содержания Pb и Po над содержанием их предшественника ^{226}Ra . Так, содержание Pb и Po в почвах изменяется в пределах от 10 до 520, а ^{226}Ra - от 12 до 65 Бк/кг. Отсутствие явной связи между содержанием в лесных подстилках и верхних горизонтах почв Po и Pb , с одной стороны, и Ra - с другой, может быть, связано как с дополнительным поступлением Pb и Po из атмосферы, так и с преимущественным накоплением их растениями из почвы (4). Максимум содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs также находится в лесной подстилке и верхних, наиболее гумусированных слоях аккумулятивного горизонта А. Это особенно отчетливо прослеживается в почвах водораздельных участков. В них концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs резко снижается на границе генетических горизонтов А и В. В почвах прирусловых поймы, характеризующихся повышенной влажностью и периодическим затоплением паводковыми водами, Sr и Cs в заметных количествах мигрируют на большую глубину и более равномерно распределяются в почвенном профиле. Подобный характер распределения этих нуклидов в почвенно-растительном покрове сопряженных по стоку участков отмечен и в зоне Балжарской АЭС, расположенной в 60 км от ТЭС (6).

Таким образом, радиэкологическое обследование участков, прилегающих к Рефтинской ТЭС в радиусе 10 км, не выявило сколько-нибудь заметного вклада станции в радиоактивное загрязнение почвенно-растительного покрова. Это может быть связано с тем, что обследованные участки подвергаются в основном воздействию летучей, наименее обогащенной радионуклидами, фракции пыли. Кроме того, оценка влияния ТЭС по градиенту концентрации радионуклидов на участках почвенно-растительного покрова, расположенных на разных расстояниях от станции, но в зоне воздействия ее газозольных выбросов, не является вполне корректной. Для сравнения необходим выбор таких контрольных участков, которые находятся вне зоны влияния ТЭС. В этом плане представляет интерес сравнение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове Рефтинской тепловой, Белоярской атомной электростанций (Свердловская обл.), а также - контрольного участка, расположенного на территории Ильменского гос. заповедника (Челябинская обл.), на расстоянии 400 км от станций.

Таблица 4

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове в зонах влияния электростанций и на контрольном участке, Бк/0,1 м³

Район исследований	Почва	^{90}Sr	^{137}Cs	Cs/Sr
Белоярская АЭС	Бурая, лесная	1360 ± 340	8500 ± 1760	6,2
Рефтинская ТЭС	Бурая, лесная	760 ± 515	2560 ± 1160	3,3
Контрольный участок	Бурая, лесная, примитивно-аккумулятивная	1525 ± 320	6780 ± 900	4,4

Как видно из табл. 4, несмотря на значительный разброс в представленных данных, почвенно-растительный покров в районе Рафтинской ТЭС характеризуется минимальным содержанием стронция и цезия, что также свидетельствует об отсутствии вклада станции в загрязнение окружающей ее территории осколочными радионуклидами. Вместе с тем, гидрозолоотвалы, характеризующиеся повышенным содержанием радионуклидов, могут со временем стать источником водного, ветрового рассеяния и дополнительного их поступления в прилегающие экосистемы.

Литература

1. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. М., Энергоиздат, 1982, 216 с.
2. Биноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М., 1958, 238 с.
3. Граценко С.М., Дричко В.Ф., Попов Д.К., Шапов В.П. Нуклиды уранового и ториевого рядов и калий-40 в биосфере. М., Атомиздат, 1977, 9 с.
4. Ермолаева-Маковская А.П., Литвер Б.Я. Свинец-210 и полоний-210 в биосфере. М., Атомиздат, 1978, 159 с.
5. Молчанова И.В., Каравяева Е.Н. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в геохимически сопряженных участках ландшафта. Экология, 1985, №1, с. 30-34.
6. Молчанова И.В., Каравяева Е.Н., Куликов Н.В. Некоторые итоги радиэкологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС. Экология, 1985, №5, с. 30-34.
7. Тороканова Э.Б. Почвенно-геохимические аспекты загрязнения биосферы радионуклидами. Автореф. докт. дис., М., 1982, с. 45.

Н. И. ШЕХУРИНА, Е. Н. КАРАБАЕВА
НАКОПЛЕНИЕ ^{226}Ra РАСТЕНИЯМИ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ
ВЛАЖНОСТИ ПОЧВЫ

В серии работ нами были изучены закономерности перехода из почвы в раствор, вертикальное перемещение и накопление в растениях ряда долгоживущих осколочных радионуклидов при разных уровнях почвенного увлажнения (4-6, 8). Установлено, что с увеличением влажности почвы общее содержание радионуклидов в лицкой фазе возрастает. Однако темпы вертикальной миграции излучателей в почве во многом зависят от того, с какой категорией почвенной влаги они преимущественно перемещаются. Концентрация радионуклидов в растениях незначительно варьирует в зависимости от влажности почвы. При этом, с повышением ее от уровня влажности завядания до полной влагоемкости вынос радионуклидов надземной массой растений возрастает в основном за счет увеличения биомассы. Аналогичные данные получены и другими исследователями (2, 7).

К настоящему времени практически не изучен вопрос о влиянии влажности почвы на поведение в ней группы тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН). Между тем, интенсивная хозяйственная деятельность человека и внедрение безотходных технологий приводят к увеличению масштабов поступления естественных радионуклидов из недр земли на поверхность и вовлечение их в биологический круговорот.

Из группы ТЕРН радий-226 является наиболее активным "водным мигрантом" и в большей степени доступен растениям (3, 9).

Задачей настоящего исследования явилось экспериментальное изучение поведения ^{226}Ra в системе почва-растение при различной влажности почвы.

С этой целью в условиях теплицы был проведен вегетационный опыт по следующей методике. Пахотный горизонт каштановой почвы (рН водной вытяжки 7,8; гумус 4,2%; обменные основания: K^+ - 1,0; Na^+ - 0,2; Ca^{+2} - 29,1; Mg^{+2} - 6,0 мг-экв/100 г) перемешивали с раствором хлористого радия из расчета 1,0 кБк на 1 кг почвы. Почву помещали в вегетационные сосуды емкостью 5 л и засеивали проросшими семенами гороха или овса (10 шт. на сосуд). Влажность почвы в сосудах поддерживали на уровне 40, 25, 17% по весу, что соответствовало 70, 40 и 25% от полной влагоемкости (ПВ). Контроль за влажностью почвы осуществляли ежедневным взвешиванием сосудов. Опыт проведен в трех повторностях; продолжительность его составила 45 дней. За это время растения достигли стадии созревания плодов. По окончании опыта растения извлекали из сосудов, высушивали и озоляли при $t=500^{\circ}C$. Для того, чтобы оценить степень перехода ^{226}Ra из твердой фазы в жидкую, аликвотные навески почвы из каждого вегетационного сосуда центрифугировали в пробирках с сетчатым дном на центрифуге ЦПС-3 при скорости 5 тыс. об./мин. Содержание ^{226}Ra в пробах растений и почвенного раствора определяли радиохимическим методом, путем соосаждения с $BaSO_4$ и последующего просчета на радиометре типа САС-Р-2 с ошибкой счета не более 25%.

Как показали результаты определения сухого веса надземной массы к концу опыта, внесенные количества радионуклида при всех уровнях увлажнения не оказали вредного воздействия на рост и развитие подопытных растений (табл. 1). В то же время, как при внесении ^{226}Ra в почву, так и без него, обнаружена прямая зависимость нарастания биомассы растений от степени почвенного увлажнения. В крайних вариантах опыта сухой вес листьев и стеблей

Таблица I

Влияние внесения ^{226}Ra и влажности почвы на формирование надземной массы растений

Культура	Влажность почвы, % от ПВ	Сухая масса 10 растений, г			
		Контроль		^{226}Ra	
		Листья	Стебли	Листья	Стебли
Горох	25	1,78±0,08	1,37±0,04	2,02±0,19	1,17±0,05
	40	3,69±0,73	4,83±0,68	3,30±0,12	4,62±0,50
	70	3,91±0,30	6,79±2,71	4,31±0,44	7,42±0,47
Овес	25	0,51±0,28	1,31±0,20	0,96±0,09	1,34±0,10
	40	3,58±0,11	4,61±0,87	2,05±0,49	5,48±0,42
	70	5,73±1,35	9,24±1,35	6,60±0,36	10,67±0,34

различаются у гороха соответственно в 2 и 6, а у овса в 9 и 8 раз.

Почти пропорционально возрастанию биомассы в заданном диапазоне влажности почвы происходит и увеличение выноса ^{226}Ra растениями (табл. 2). Концентрация же радионуклида в растениях практически не изменяется. В соответствии с этим, более или менее постоянны значения коэффициентов накопления ^{226}Ra , представляющие собой отношение концентраций радионуклида в надземной массе и почве в расчете на сухой вес. Видовая принадлежность растений также не оказала существенного влияния на перечисленные показатели накопления ^{226}Ra . Максимальные значения коэффициентов накопления ^{226}Ra у изученных культур (0,094-0,102) отмечены для листьев, а минимальные (0,022-0,026) - для стеблей.

Известно, что наиболее доступной для растений является та часть имеющихся в почве химических элементов, которая находится в почвенном растворе. В свою очередь, концентрация элементов минерального питания в жидкой фазе почвы и соотношение между ними

Таблица 2

Параметры накопления ^{226}Ra в растениях в зависимости от влажности почвы (1 - концентрация, мБк/г; 2 - коэффициенты накопления; 3 - вынос, $\text{п} \cdot 10^{-3} \%$ от внесенного количества)

Культура	Влажность почвы, % от ПВ	Листья			Стебли		
		I	2	3	I	2	3
		85 ± 18	0,085	3,0	26 ± 1	0,025	0,5
Горюх	40	93 ± 5	0,093	5,0	26 ± 4	0,025	2,0
	70	102 ± 14	0,102	7,0	31 ± 2	0,031	4,0
Овес	25	81 ± 14	0,081	1,0	22 ± 1	0,022	0,5
	40	90 ± 11	0,090	4,0	23 ± 1	0,023	2,0
	70	94 ± 7	0,094	10,0	23 ± 1	0,023	4,0

значительной мере определяются степенью почвенного увлажнения (1).

Полученные данные показали, что концентрация ^{226}Ra в почвенном растворе находится в обратной зависимости от уровня почвенного увлажнения. В результате величина коэффициентов поступления, выраженная в виде отношения концентраций радионуклида в сухом веществе растений и в почвенном растворе, возрастает с увеличением влажности почвы (табл. 3). Отмеченное увеличение поступления

Таблица 3

Концентрация ^{226}Ra в почвенном растворе и коэффициенты поступления для листьев (1) и стеблей (2) растений в зависимости от влажности почвы

Влажность почвы, % от ПВ	Концентрация, мБк/мл	Коэффициенты поступления			
		Горох		Овес	
		1	2	1	2
40	23 ± 7	$3,7 \pm 0,4$	$1,1 \pm 0,3$	$3,5 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,3$
70	10 ± 4	$9,3 \pm 0,4$	$2,6 \pm 0,4$	$9,0 \pm 0,4$	$2,3 \pm 0,4$

^{226}Ra можно объяснить тем, что источником его поступления для растений является не только почвенный раствор, но и непосредственно почва, как основное депо химических элементов в системе почва-раствор-растение. Кроме того, изменение солевого состава и концентрации почвенного раствора в зависимости от влажности почвы также может способствовать различиям в поступлении ^{226}Ra в растение. Подобные особенности поступления в растения при разных режимах увлажнения ранее были установлены для ^{90}Sr , относящегося по своим химическим свойствам, как и ^{226}Ra , к группе щелочно-земельных элементов (8).

Литература

1. Возбуцкая А.Е. Химия почвы. М., Высшая школа, 1968, 426 с.
2. Гуликин И.В., Юдинцева Е.В., Левина Э.М. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 и цезия-137 в растения. Агрохимия, 1976, №2, с. 102-107.
3. Искра А.А., Бахуров В.Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М., Энергоиздат, 1981, 124 с.
4. Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Куликов Н.В. Влияние влажности почвы на поведение стронция-90, цезия-137 и церия-144 в системе почва-раствор. Радиэкологические исследования почв и растений. Свердловск: УИЦ АН СССР, 1975, с. 3-12.
5. Караваева Е.Н. Влияние влажности почвы на поведение стронция-90, цезия-137 и церия-144 в системе почва-растение. Там же, с. 35-48.
6. Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Куликов Н.В. Режим почвенного увлажнения и миграция радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск, УИЦ АН СССР, 1979, с. 3-16.
7. Мойсеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А. О влиянии влажности почвы на поступление ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения. Агрохимия, 1974, №7, с. 124-127.
8. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 в растения. Экология, 1972, №3, с. 78-80.
9. Титаева Н.А., Таскаев А.И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. Л., Наука, 1983, 232 с.

Е.Н.КАРАБАЕВА, Н.И.ШЕХУРИНА

ВЛИЯНИЕ НОРМЫ ПОЛИВА И СПОСОБА ВНЕСЕНИЯ ^{226}Ra В ПОЧВУ
НА ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДА В СИСТЕМЕ ПОЧВА-РАСТЕНИЕ

На разных этапах полного ядерно-топливного цикла образуются большие объемы технологических вод с повышенным, по сравнению с кларковым, содержанием тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН). Использование технологических вод для орошения сельскохозяйственных угодий требует всестороннего изучения закономерностей миграции ТЕРН в системе почва-поливная вода-растение с учетом многообразия действующих в ней факторов (1, 2). К числу таких факторов прежде всего, можно отнести химические свойства излучателей, физико-химические особенности почв, видовую принадлежность растений, ирригационные свойства поливной воды и режим орошения. Следует также отметить, что длительное орошение изменяет водный режим почв, приводит к кумулятивному накоплению и перераспределению нуклидов по почвенному профилю, что, в свою очередь, влияет как на их подвижность, так и доступность корневым системам растений.

Источниками поступления радионуклидов в растения при орошении являются почва и поливная вода. На примере ряда радионуклидов показана их большая аккумуляция растениями из поливной воды, чем непосредственно из почвы (3), что связано со способностью почвенно-поглощающего комплекса поглощать и прочно удерживать микроколичества радиоактивных элементов.

Целью настоящей работы явилось сравнительное изучение накопления ^{226}Ra растениями из поливной воды и из почвы при разных нормах ее полива. Кроме того, изучены особенности вертикального распределения нуклида при внесении его в почву с поливной водой.

Было проведено две серии опытов. В первой серии нахотный го-

ризонт каштановой почвы (Апах)^х помещали в вегетационные сосуды емкостью 5 л и засевали проклюнувшимися семенами гороха сорт "Чимшинский мелкосемянный" или овса сорт "Исетский" (10 шт. на сосуд). Растения поливали водопроводной водой, содержащей ^{226}Ra в количестве 1,2 кБк/л, исходя из нормы полива 25, 50 и 100 м³/га в зависимости от варианта опыта. При этих нормах полива влажность почвы в сосудах соответствовала 25, 40 и 70% от полной влагоемкости. К концу опыта, через 45 дней, концентрация ^{226}Ra в почве с максимальной нормой полива достигла 2, с минимальной - 0,5, а в среднем варианте - 1,0 кБк на 1 кг почвы.

Во второй серии опыта в каштановую почву перемешивали с раствором хлористого радия так, что концентрация его составляла 1,0 кБк/кг. Затем почву помещали в вегетационные сосуды и, так же, как и в первой серии, засевали проклюнувшимися семенами растений. Полив осуществляли водопроводной водой при нормах полива 25, 50 и 100 м³/га.

По окончании опыта растения, находившиеся в фазе созревания, извлекали из сосудов, высушивали и озоляли. Для того, чтобы количественно оценить распределение радионуклида по глубине почвы поливавшейся меченой ^{226}Ra водой, ее делили на слои мощностью 2 см. Из каждого слоя отбирали корни и почвенные навески для приготовления проб. В пробах растений и почвы ^{226}Ra определяли радиохимическим методом.^х

В таблице представлены данные, характеризующие накопление ^{226}Ra подопытными растениями в зависимости от нормы полива и

^хКраткие химические свойства почвы и методика определения ^{226}Ra приведены в работе Н.И.Шехуриной, Е.Н.Каравановой в наст. г. репринте.

способа внесения нуклида в почву. Можно видеть, что в случае внесения радия с водой, увеличение нормы полива, а следовательно, и содержания нуклида в почве, приводит к почти пропорциональному возрастанию его концентрации во всех частях гороха. При этом коэффициенты накопления (КН) ^{226}Ra либо остаются постоянными (стебли), либо варьируют вокруг средних величин (листья, бобы), составляя 0,49, 0,13 и 0,05 для листьев, стеблей и бобов соответственно. В целом, аналогичные данные по накоплению ^{226}Ra , внесенного в почву с поливной водой, получены и для растений овса.

При внесении ^{226}Ra непосредственно в почву различия в концентрации и КН нуклида в частях растений по вариантам опыта оказались статистически недостоверными ($p=0,05$), поэтому в таблице приведены результаты для одной нормы полива ($50 \text{ м}^3/\text{га}$). Сравнение концентраций и КН ^{226}Ra для растений гороха и овса при двух способах внесения нуклида в почву выявляет существенное снижение этих показателей в случае предварительного перемешивания почвы с раствором хлористого радия. Максимальные различия в накоплении ^{226}Ra растениями, обусловленные способом внесения его в почву, обнаруживаются для листьев и стеблей, минимальные - для плодов.

Видные особенности подопытных растений оказали незначительное влияние на аккумуляцию ^{226}Ra из почвы (таб.). В качестве исключения следует отметить более высокие величины КН ^{226}Ra для стеблей и плодов у гороха по сравнению с таковыми у овса при внесении нуклида с поливной водой.

Выше отмечалось, что в результате применения поливных вод, содержащих повышенные количества радионуклидов, происходит их накопление в почвах. Дальнейшая судьба радионуклидов в почвах

Таблица

Концентрация (I - мБк/г) и коэффициенты накопления (2) ^{226}Ra для растений в зависимости от норм полива и способа внесения кукуида в почву

Способ внесения	Норма полива, м ³ /га	Листья		Стебли		Бобы, зерно	
		I	2	I	2	I	2
С полива водой	25	125 ± 71	0,37	63 ± 13	0,13	17 ± 4	0,034
	50	550 ± 63	0,58	130 ± 70	0,13	70 ± 40	0,070
	100	1025	0,51	260 ± 19	0,13	80 ± 25	0,040
В почву	50	90 ± 5	0,09	26 ± 4	0,03	15 ± 3	0,015
				Овес			
С полива водой	25	303 ± 200	0,60	36 ± 20	0,07	не обн.	-
	50	350 ± 120	0,35	28 ± 11	0,03	15 ± 9	0,015
	100	900 ± 400	0,45	57 ± 1	0,03	15 ± 7	0,008
В почву	50	90 ± 11	0,09	23 ± 1	0,02	9 ± 0	0,009

определяется совокупностью целого ряда процессов (диффузия, кольматаж, конвективный перенос с растворами), приводящих к вертикальному перераспределению излучателей. В связи с этим представляло интерес количественно оценить вертикальное распределение в почве и корнях растений ^{226}Ra , внесенного с поливной водой при разных нормах полива. Из рисунка видно, что, независимо от про-

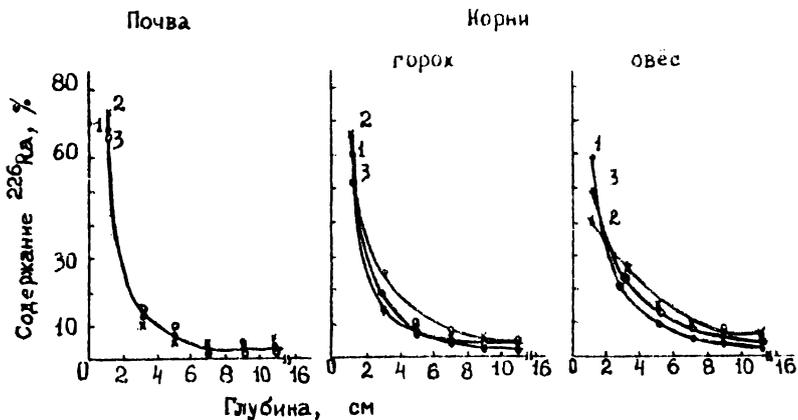


Рис. Распределение ^{226}Ra в почве и корнях подопытных растений по глубине сосуда: 1, 2, 3 - нормы полива 25, 50 и 100 м³/га соответственно.

израставшей в сосуде культуры и объема прилитой воды, около 80% от внесенного количества радия находится в верхнем 0-4 см слое почвы. Остальные 20% нуклида сравнительно равномерно распределяются в ниже расположенных почвенных слоях. Такой характер распределения ^{226}Ra связан с высокой сорбционной способностью твердой фазы почвы и с тем, что вертикальная миграция этого нуклида, вероятно, преимущественно связана с перемещением малоподвижных форм влаги. Сходным образом, но более равномерно, чем в почве,

^{226}Ra распределяется в корнях гороха и овса. Норма полива оказала влияние на процентное содержание ^{226}Ra в корнях подопытных растений лишь в верхнем слое 0-2 см. С глубиной это влияние сглаживается, так что суммарное содержание ^{226}Ra в корнях, расположенных в слое 0-4 см, практически не зависит от режима орошения.

Таким образом, с увеличением нормы полива растений водой, обогащенной ^{226}Ra , содержание его в растительной продукции, как правило, возрастает. Однако, концентрирующая способность растений, оцениваемая величиной коэффициента накопления нуклида, изменяется незначительно. Показано, что значения Кн ^{226}Ra для растений гороха и овса существенно выше при внесении нуклида с растением, чем непосредственно в почву. При этом, основная часть ^{226}Ra , поступившего в почву и корни растений с поливной водой, концентрируется на глубине 0-4 см.

Литература

1. Алексахин Р.М., Буфатин О.И., Маликов В.Г. и др. Радиэкология орошаемого земледелия. М., Энергоатомиздат, 1985; 224 с.
2. Архипов Н.П., Февралева Л.Т., Молчанова И.В. и др. Поведение естественных радионуклидов в системе почва-поливная вода-растение. В сб. Естественные и трансурановые радионуклиды в окружающей среде. Серия препринтов. Свердловск, УИЦ АН СССР, 1986, с. 33-41.
3. Буфатин О.И., Алексахин Р.М., Парацукон Н.П., Фомкина Н.Д. Накопление радионуклидов рисом из поливной воды и почвы. Агрохимия, 1982, №1, с. 82-86.

И.В.МОЛЧАНОВА, Н.П.АРХИПОВ, Л.Т.ФЕБРАЛЕВА, Л.Н.МИХАЙЛОВСКАЯ
ПОВЕДЕНИЕ СОЛЕЙ И ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОРОШАЕМОЙ
ПОЧВЕ.

Обостряющийся дефицит водных ресурсов диктует необходимость поиска путей использования минерализованных вод в орошаемом земледелии. Накопленный в этом плане опыт показывает, что для орошения можно применять воды с минерализацией от 0,5 до 12 г/л, если учитывать особенности их солевого состава и почвенно-климатические условия региона (4,5). Воды с повышенной минерализацией и, как правило, с повышенным содержанием естественных радионуклидов, в больших количествах образуются в процессе функционирования горнодобывающих и рудоперерабатывающих предприятий. Чтобы оценить возможные последствия использования их в целях орошения необходимо иметь представление как о направленности миграционных процессов, происходящих в орошаемой почве, так и о поведении в ней токсичных ионов и радиоактивных загрязнений.

В настоящей работе в условиях 3-х летнего лизиметрического опыта изучали поведение микро- и макрокомпонентов шахтной воды в системе почва - поливная вода - растение.

Опыты проводили в течении трех лет в металлических лизиметрах размером 100x100x35 см. Лизиметры устанавливали на специальной площадке с навесом из полиэтиленовой пленки. Для сбора лизиметрических вод дренажные трубки выводили в траншею с приемными емкостями. В каждый лизиметр помещали по 360 кг пахотного горизонта каштановой почвы (гумус 4,2%; обменные основания: K^+ 1,0 ; Na^+ 0,2 ; Ca^{+2} 29,1; Mg^{+2} 6,0 мг-экв./100г; ^{238}U 13,6 ; ^{226}Ra 25,2 ; ^{210}Pb (^{210}Po) 30,3 Бк/кг) и засевали семенами овса сорт "Исетский" в количестве 600 шт/м². На второй год опыта почву пе-

ред посевом рыхлили и увлажняли, а на третий - в нее вносили удобрения в дозах $N_{70}P_{70}K_{70}$. Полив лизиметров в течение 3-х вегетационных сезонов осуществляли еженедельно, исходя из нормы орошения 3 тыс. м³/га и добиваясь поступления в приемник 1-2 л воды. Для полива использовали шахтную воду с суммарным содержанием в ней солей 1,56 г/л (содержание Na^+ 15,0 ; Cl^- 13,9 ; SO_4^{-2} 7,4 мг-экв./л ; ^{238}U 2,02 ; ^{226}Ra 0,83 ; $^{210}Pb(^{210}Po)$ 0,05 Бк/л). Такую воду будем в последующем называть кативной шахтной водой. Растения контрольного варианта поливали водопроводной водой с общей минерализацией 0,18 г/л (содержание Na^+ 0,2 ; Cl^- 0,2 ; SO_4^{-2} 0,6 мг-экв./л ; ^{238}U 0,02 ; ^{226}Ra 0,17 ; $^{210}Pb(^{210}Po)$ 0,02 Бк/л). Хотя концентрации радионуклидов в шахтной воде выше, чем в водопроводной, они не позволяют еще получить достоверные данные, характеризующие закономерности накопления нуклидов растениями и выноса из почвы. Поэтому в первый год опыта в шахтную воду при поливе добавляли раствор $NaCl_2$ и $UO_2(NO_3)_2$ в таком количестве, что концентрация в ней ^{238}U составила 400 ; ^{226}Ra - 1500 ; $^{210}Pb(^{210}Po)$ - 800 Бк/л. Эту воду будем называть меченой шахтной водой.

Химический состав поливной воды в течение трех лет был довольно стабилен, максимальное отклонение содержания отдельных ионов от средних значений не превышало 15-20%. В течение всего опыта вели наблюдения за ростом и развитием растений. По окончании вегетации измеряли некоторые биометрические показатели подопытных растений. Почвенные пробы отбирали после каждой уборки урожая. Порции лизиметрических вод, поступившие в приемник в течение вегетационного периода объединяли. Отобранные пробы поливных и лизиметрических вод, растений и почв анализировали по общепринятым методам (1,3). Содержание тяжелых естественных радионуклидов определяли

из одной навески: ^{238}Pu - фотометрическим методом с арсеназо-III после предварительного его выделения на анионите АВ-17; ^{226}Ra - путем осаждения с сульфатом бария и последующим измерением α -активности препарата в толстом слое; ^{210}Pb и ^{210}Po выделяли из раствора самопроизвольным осаждением на никелевые диски с последующим измерением α -активности ^{210}Po и β -активности ^{210}Bi , являющегося дочерним продуктом распада ^{210}Pb .

Результаты проведенных опытов показали, что 3-х летний полив подопытных растений шахтной водой, содержащей повышенные количества радионуклидов, не повлиял на величину и структуру урожая. Высота растений, вес надземной биомассы, количество зерен в метелках к концу третьего года исследований не отличались от таковых в контроле (табл. I)

Таблица I

Структура урожая

Поливная вода	Высота растений, см		Кол-во зерен в метелках, шт	Вес 1000 зерен, г	Вес надземной биомассы, г/м ²
	общая до метелки				
Водопроводная	126 ₊₉	106 ₊₈	29 ₊₄	15 ₊₀	1185 ₊₁₂₈
Шахтная, мече- ная	121 ₊₂	104 ₊₂	28 ₊₃	14 ₊₁	967 ₊₁₅₂

Содержание зольных элементов в репродуктивных органах и вегетативной массе растений также не зависело от условий эксперимента и варьировало вокруг средних значений, составляющих 0,74 ; 0,22; 0,23 и 0,97 мг-экв./г абс. сухого вещества для К, Са, Mg и Р соответственно; в репродуктивных органах они оказались в 2-5 раз ниже.

Концентрация ионов Na и Cl в растениях в условиях орошения шахтной водой превышала таковую в контроле. Отмеченные различия увеличивались со временем так, что к концу опыта содержание Na и Cl в надземной массе опытных растений было в 5 раз выше, чем в контроле.

Иная картина складывается в отношении накопления радионуклидов. Полив почв в течение одного вегетационного сезона меченой шахтной водой привел к увеличению концентрации радионуклидов в надземной массе опытных растений (табл.2). Это увеличение вызвано, по-видимому, большей доступностью корневым системам нуклидов почвенной воды по сравнению с изначально находящимися в почве. Следует отметить и соответствующее возрастание коэффициентов накопления (к.н. - отношение концентрации радионуклидов в сухом веществе растений и в почве) по сравнению с контролем, указывающее на отсутствие прямой пропорциональной зависимости между концентрацией радионуклидов в растениях и в почве. В последующем, на 2-ой и 3-ий год наблюдений, в условиях полива нативной шахтной водой, концентрации и коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе растений снижались, приближаясь к величинам, найденным в контроле. Дополнительное поступление в почву U, Ra и Pb (Pb) с меченой шахтной водой практически не сказалось на уровне загрязнения генеративных органов растений, что, по-видимому, является отражением барьерно-регулирующих функций организма. В целом по степени накопления в растениях исследуемые радионуклиды располагаются в ряду: $^{226}\text{Ra} > ^{210}\text{Pb} = ^{210}\text{Po} > ^{238}\text{U}$.

Отмеченные особенности в характере накопления радионуклидов в надземной массе овса в условиях орошения связаны с тем, что поглощение их растениями является интегральным процессом, количественное выражение которого зависит от прочности закрепления радионук-

Таблица 2

Концентрация (I - Бк/кг сухого вещества) и коэффициенты накопления
($2 - n \cdot 10^{-3}$) радионуклидов в растениях овса

Полив водой	Годы набле- ний	Часть растения											
		Вегетативная масса						Зерно					
		^{235}U		^{238}Pu		^{210}Po (^{210}Pb)		^{235}U		^{238}Pu		^{210}Po (^{210}Pb)	
I	2	I	2	I	2	I	2	I	2	I	2	I	2
Водопр- водной (контроль)	среднее из 3-х	0,6±	42±	5,7±	125±	3,4±	100±	0,4±	26±	0,3±	12±	2,0±	60±
		±0,2	±15	±4,5	±55	±1,2	±39	±0,2	±17	±0,1	±3	±1,2	±36
Шахтной меченой	I-ый	130,0±	270	605,0±	1455±	160,0±	521±	0,2±	1	12,3±	36±	1,8±	6±
				±274,0	±168	±142,0	±450			±8,3	±39	±1,2	±4
Шахтной нативной	2-ой	1,7±	15	30,9±	75±	5,8±	24±	0,2±	5	5,4±	13±	2,7±	11±
				±30,3	±90	±6,1	±19			±5,3	±15	±0,6	±3
	3-ий	-	-	17,0	28	1,6	4	-	-	2,6	4	1,8	4

лидов в почве, скорости перераспределения и условий равновесия между твердой и жидкой фазами. Чтобы оценить прочность закрепления радионуклидов в почвах, испытывающих полив водой разной степени минерализации, в конце каждого вегетационного сезона отобранные образцы подвергали выщелачиванию 1М раствором HCl. Полученные результаты показали, что при орошении почв меченой шахтной водой возрастает доля кислоторастворимых форм радионуклидов (рис.1).

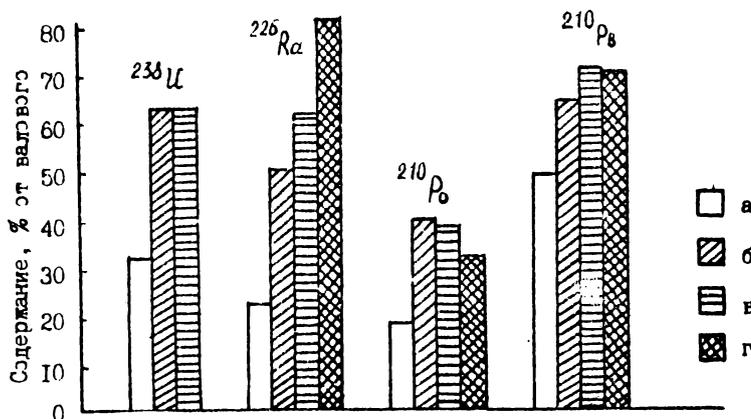


Рис.1. Содержание кислоторастворимых ТЕРН в орошаемой почве. Орошение водой: а- водопроводной; б- меченой шахтной (1-ый год наблюдений); нативной шахтной: в- 2-ой год наблюдений; г- 3-ий год наблюдений.

Так, к концу первого года полива минерализованной шахтной водой содержания в почве кислоторастворимых форм ^{238}U , ^{226}Ra и ^{210}Po увеличилось в 2 раза по сравнению с контролем. Дальнейшее орошение привело к еще большему увеличению содержания кислоторастворимого Ra в почве, но практически не повлияло на прочность закрепления в ней остальных нуклидов.

Поступление минерализованной шахтной воды вызывает такое интенсивное концентрирование в почве воднорастворимых соединений Na , Cl , SO_4 , токсичных для сельскохозяйственных растений. Наиболее резкое

увеличение содержания этих соединений происходит, как правило, в первый год полива (рис.2). В последующем темп накопления водно-

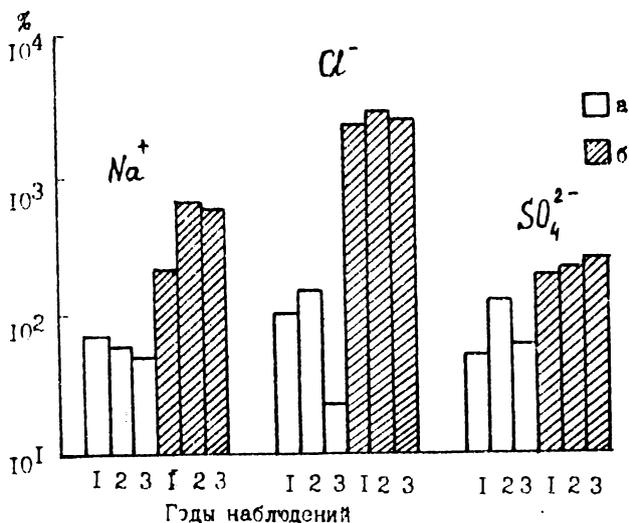


Рис.2. Содержание воднорастворимых солей в орошаемой каштановой почве, % от содержания в неорошаемой почве. Полив водой: а- водопроводной, б- шахтной.

растворимых солей снижается и относительно большее их количество вымывается за пределы пахотного горизонта в составе лизиметрических вод. В целом к концу 3-х летнего периода орошения почв минерализованной шахтной водой содержание в них легкорастворимых солей составило 0,23%. При этом около 60% от их общего запаса приходилось на долю токсичных ионов. По существующим классификациям почвы с таким содержанием воднорастворимых токсичных солей относятся к разряду слабозасоленных, а отношение концентраций $Cl:SO_4$ равное 0,7 указывает на хлоридно-сульфатный тип засоления. Вместе с накоплением легкорастворимых солей происходит увеличение содержания в почвенном поглощающем комплексе обменного Ca . К концу опыта оно

достигло 1,5 мг-экв./100г, что составило 3% от суммы поглощенных оснований. При таком содержании обменного Na, в почвах отмечается появление признаков, характерных для начальной стадии осолонцевания (2).

Более определенно о характере миграционных процессов, происходящих в орошаемых почвах, можно судить по данным баланса химических элементов, в котором за приходную статью баланса принято поступление химических элементов в почву с поливной водой, а расходные статьи складываются из выноса их лизиметрическими водами и надземной массой растений (табл.3). Проведенные расчеты показали, что в условиях промывного режима 3-х летний полив калтаповой почвы пресной водой приводит к потере из нее солевых элементов и элементов минерального питания растений. При этом Mg и Na выносятся в равной степени лизиметрическими водами и биомассой растений, Ca - мигрирует преимущественно с лизиметрическими водами, а K, P и Cl - за счет накопления в растениях. При длительном орошении шахтной водой вынос Ca, Mg, Na и Cl с лизиметрическими водами существенно превышает накопление этих элементов в растениях. Кроме того, использование для орошения шахтной воды в 100 раз повышает суммарное поступление в экосистему Na и Cl по сравнению с контролем. Такое массивное поступление элементов-загрязнителей, преобладающее над выносом их лизиметрическими водами и урожаем растений, приводит, как отмечалось, к накоплению их в почвах. Так за период опыта в почву дополнительно поступило 258 г/м² Na и 270 г/м² Cl, что составило 86 и 66% соответственно, в расчете от количества этих элементов, поступающих с поливной водой. При орошении шахтной водой в почве складывается положительный баланс Mg и Ca, а P и K, также как и в контроле, остаются в дефиците.

Таблица 3
Баланс химических элементов в орошаемой почве за период опыта, г/м²

Поливная вода	Статья баланса	Ca	Mg	K	Na	P	Сел
Водопродная	Приход	22,9	10,3	1,1	5,1	0	5,7
	Расход	32,9/7,7*	9,9/5,5	0,7/69,7	4,2/3,3	0,2/15,7	1,8/10,2
	Баланс	-17,7	-5,1	-69,3	-2,4	-15,9	-6,3
Шахтная нативная	Приход	80,3	65,7	3,4	301,6	0	411,1
	Расход	61,3/12,4	23,3/9,2	1,3/63,1	28,8/13,9	0,2/10,8	102,7/37,6
	Баланс	+6,6	+32,6	-61,0	+258,9	-11,0	+270,8

* Над чертой - лизиметрические растворы, под чертой - растения

Из данных баланса тяжелых естественных радионуклидов видно, что в условиях полива водопроводной водой исследуемые элементы выносятся лизиметрическими водами и биомассой растений в равной степени (табл.4). Однако, поступление радионуклидов с поливной водой, превышающее, как правило, расходные статьи баланса, приводит к их накоплению в почве. По степени выраженности этого процесса элементы располагаются в ряду $Ra > U > Pb = Po$. Еще резче накопление естественных радионуклидов в почве проявляется в варианте с орошением меченой шахтной водой. В этих условиях поступление U , Ra , Pb и Po в почву увеличивается в сотни тысяч раз. По сравнению с этой величиной внос нуклидов лизиметрическими растворами и урожаем растений оказывается настолько малым, что практически не сказывается на абсолютном значении баланса. Преобладающее количество радионуклидов (99% от содержания в поливной воде) прочно удерживается в почве, т.ч. на 2 и 3 год наблюдений их поступление в растения и лизиметрические воды не отличается от такового в контроле.

Таким образом, в каштановых почвах, испытывающих в течение 3-х лет орошение минерализованной шахтной водой, даже в условиях промывного режима идут процессы засоления и осолонцевания, сопровождающиеся аккумуляцией естественных радионуклидов. Однако, сорбционная емкость почвенного поглощающего комплекса и прочное закрепление в нем радионуклидов забуферивает со временем их поступление в растения, в результате чего содержание U , Ra , Pb и Po в хозяйственно ценной части урожая удерживается на уровне контроля в условиях, когда содержание этих элементов в почве превышает контроль в тысячи раз.

Таблица 4

Баланс ТЕРН в орошаемой почве, Бж/м²

Пожилал вода	Год наб- людения	Статья баланса	238 U	225 Pa	210 Pв	210 Pо
Водопр- водная	среднее за период опыта	Приход	7,2	60,8	6,5	6,5
		Расход	0,9/0,5*	12,1/6,0	1,3/3,3	1,2/3,3
Шахтная меченая	1	Приход	$1,3 \cdot 10^5$	$4,5 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^5$
		Расход	$0,5 \cdot 10^2/0,5 \cdot 10^2$	20,0/11,1 $\cdot 10^2$	$1,9/1,5 \cdot 10^2$	$1,0/1,5 \cdot 10^2$
Шахтная нечтеная	2	Приход	$1,4 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^2$	16,0	16,0
		Расход	$0,9 \cdot 10^2/1,6$	2,3/20,0	0,9/3,6	0,3/3,6
Шахтная нативная	3	Приход		21,0	13,0	13,0
		Расход		1,7/14,0	0,4/3,6	0,1/3,6

* Над чертой - диэлектрические растворы, под чертой - растения

Литература

1. Агрохимические методы исследования почв. М., Наука, 1975, 654 с.
2. Антипов-Каратаев И.Н., Седлецкий И.Д. Физико-химические процессы солончехообразования. Почвоведение, 1937, №6, с. 883-897.
3. Арипушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М., МГУ, 1970, 487 с.
4. Грамматикати О.Т. Орошение морской водой. М., Колос, 1979, 96 с.
5. Толстой М.П. Современные требования к оросительным водам. Почвоведение, 1978, №12, с. 97-108.

Н.А.ТИТАЕВА, А.И.ТАСКАЕВ, Р.М.АЛЕКСАНИ,
И.И.ШУКТОМОВА, О.Н.ПОПОВА
О ПОДВИЖНОСТИ ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ
В ТВЕРДЫХ РУДНЫХ ОТХОДАХ

В связи с высокими темпами технического прогресса техногенная миграция тяжелых естественных радионуклидов становится соизмеримой с процессами природной миграции. К сожалению, значительная часть естественных радионуклидов, поднятых на дневную поверхность из земных недр, мало или совсем не контролируется (1,2). Это может приводить к локальным загрязнениям окружающей среды в районах горнодобывающей и горноперерабатывающей промышленности как долгоживущими радионуклидами, так и сравнительно короткоживущими продуктами их распада.

Предметом настоящего исследования были рудные отходы после извлечения из них полезного компонента. Отходы в течение 30 лет находились в открытом хвостохранилище на берегу реки и подвергались воздействию природных агентов выветривания и, естественно, могли быть источником загрязнения окружающей среды.

Изучали мелкодисперсные (0,5 мм) твердые отходы двух типов:

Тип А - после содовой обработки природных минералов и горных пород;

Тип Б - продукты последующей кислотной обработки отходов типа А.

Анализ урана выполняли стандартным люминесцентным методом, анализ тория - фотометрическим, радия - эманационным. Изотопный состав урана и тория определяли альфа-спектрометрическим методом с выделением элементов по специально разработанной методике (4). Обработку альфа-спектров осуществляли на ЭВМ "Напри-С". Составляя

^{238}U и ^{226}Ra в отходах установили при помощи реагентов, избирательно воздействующих на составляющие твердой фазы, при различных экспозициях.

Отходы обоих исследуемых типов мало отличались по содержанию урана $(1,8-2,7) \cdot 10^{-4}$ и тория $(3,1-3,7) \cdot 10^{-5}$ г/г, а также по отношению Th/U , которое варьировало от 0,1 до 0,2. Концентрация ^{226}Ra в отходах типа А была несколько выше $(3,1-3,4) \cdot 10^{-9}$, чем в отходах типа Б $(1,3-2,4) \cdot 10^{-9}$ г/г. Перераспределение радионуклидов и изменение их состояния в отходах относительно первичных руд происходило под влиянием двух процессов: технологической переработки руд и последующего естественного выветривания отходов при складировании и хранении. Представлялось важным оценить вклад того и другого процесса.

Для оценки подвижности радионуклидов в твердых отходах и возможного поступления их в окружающую среду мы использовали 3 метода:

- метод изотопных неравновесий;
- экспериментальное изучение состояния урана и радия в отходах;
- определение интенсивности перехода радионуклидов по цепочке субстрат-растение.

Метод изотопных неравновесий. Оценка миграции радионуклидов с помощью этого метода основана на использовании отклонений от радиоактивного равновесия между радионуклидами одного ряда распада (3-5). В целях наглядности было предложено использовать изотопные спектры, представляющие собой отношения активностей радионуклидов, входящих в один и тот же ряд распада. Подобные изотопные спектры для рудных отходов обоих типов представлены в табл. I. Обращает на себя внимание сильно выраженная неравновесность между генетически

Таблица I

Изотопные спектры усредненных проб рудных отходов
(относительные единицы активности)

№ пробы	Ряд урана - 238				Ряд тория							
	^{238}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{230}Th	^{228}Th	^{224}Ra	^{230}Th ^{232}Th	^{232}Th ^{238}U	^{226}Ra ^{230}Th	^{224}Ra ^{228}Th	
1.	I	1,27	1185,0	533,1	Тип "А"	I	81,0	22,7	2060	0,17	0,45	0,28
2.	I	1,01	1268,0	1002,0	I	I	39,2	18,4	1068	0,13	0,79	0,47
3.	I	1,30	255,9	102,4	Тип "Б"	I	101,3	43,6	2354	0,11	0,40	0,43
4.	I	1,04	279,3	178,8	I	I	34,5	19,7	824	0,13	0,64	0,57

связанными радионуклидами в отходах того и другого типа. Продукты распада преобладают над равновесными активностями соответствующих родоначальников рядов. Особенно сильно это заметно для радионуклидов ряда урана в отходах типа "А". Здесь активность дочернего ^{230}Th более чем на три порядка превышает активность материнских изотопов урана, а активность ^{226}Ra приближается к активности тория.

В отходах типа "Б" активность продуктов распада несколько меньше: для ^{230}Th она превышает активность ^{238}U в 256-279 раз, а для ^{226}Ra - в 102-179 раз. Изотопный состав урана в отходах того и другого типов варьирует в одних и тех же пределах. Причиной наблюдаемой столь сильной неравновесности является технологическая переработка руд.

Ряд тория включает в себя изотопы радия и тория с различной продолжительностью жизни, что позволяет использовать отношения между ними в качестве прямых индикаторов двух влиявших на отходы процессов: технологической переработки руд и последующего естественного выветривания отходов. Наблюдаемый резкий избыток ^{228}Th над ^{232}Th говорит о том, что технологическая обработка привела к извлечению в большей степени изотопов тория, чем радия, т.к. природные сдвиги равновесия в выветривающихся породах имеют противоположный характер ($^{228}\text{Th} < ^{232}\text{Th}$). Вместе с тем, две другие пары генетически связанных изотопов радия и тория ^{226}Ra - ^{230}Th и ^{224}Ra - ^{228}Th имеют сходный между собой характер отношений активностей, свидетельствующий о преимущественном выносе радия над торием. Кажущееся противоречие в этих двух выводах имеет логическое геохимическое объяснение. Для короткоживущей пары ^{228}Th - ^{224}Ra , радиоактивное равновесие между которыми восстанавливается через месяц, наблюдаемое неравновесие может быть обусловлено лишь недавним вы-

ветриванием. Следовательно, в условиях выветривания хранящихся отходов происходит преимущественный вынос всех изотопов радия по сравнению с изотопами тория. Отношение $^{228}\text{Th}/^{232}\text{Th}$, напротив, отражает процесс технологической обработки руд, где большей подвижностью обладали изотопы тория. Последующее выветривание не помогло вызвать существенного разделения изотопов одного и того же элемента, хотя их отношение и могло несколько снизиться за счет преимущественного выноса ^{228}Ra , находящегося между ними в цепочке распада.

Таким образом, использование метода изотопных неравновесий позволило качественно реконструировать относительную подвижность химических элементов урана, тория и радия на различных этапах изменения руды и отходов. При содовом извлечении урана из руд в отходах практически сохранились полностью изотопы радия и тория. Однако, подвижность изотопов тория была несколько выше. Это прежде всего относится к торийсодержащим минералам. При кислотной обработке степень перехода в раствор тория и радия была близка. Последующее выветривание отходов при открытом их складировании привело к частичному выносу изотопов радия и тория при относительно прочном закреплении в них изотопов урана. При этом интенсивность выноса изотопов радия из отходов была в 2-3 раза больше, чем изотопов тория.

Экспериментальное изучение состояния урана и радия. Можно было ожидать, что ^{238}U и ^{226}Ra в исследуемых отходах закреплены достаточно прочно, но имеют различные состояния. Действительно, содовая обработка руд привела к практически полному удалению подвижных форм урана. Радий в основной своей массе должен был оставаться в составе карбонатов и гидроксидов. Дальнейшее кислотное воз-

действие (отходы типа "Б") не только вызвало растворение карбонатов и гидроксидов, но, вероятно, затронуло минеральную основу, не подвергшуюся химическому превращению при содвом разложении. Таким образом, после технологической переработки количество подвижных форм радионуклидов в отходах было минимальным. И только дальнейшее длительное нахождение отходов в поверхностных условиях могло привести к появлению подвижных состояний ^{238}U и ^{226}Ra . Представляло интерес получить количественные данные о нахождении подвижных форм радионуклидов. С этой целью была выполнена серия экспериментов по выщелачиванию урана и радия из отходов в статических, периодических и динамических условиях.

Статическое выщелачивание осуществляли дистиллированной водой, растворами HCl , BaCl_2 и карбонатными средами, при отношении фаз 1:10 и времени контакта 24 и 48 часов (табл. 2).

Как и следовало ожидать, результаты эксперимента показали, что и радий, и уран достаточно прочно закреплены в отходах. Прежде всего это относится к отходам типа "Б", где процент извлечения урана не превышал 0,4, а радия - 0,2. Увеличение концентрации реагентов привело к повышению выхода радионуклидов в раствор в несколько раз. Для радия преобладали кислотнорастворимые формы, для урана - формы, растворимые в карбонатных средах.

В отходах типа "А" содержание подвижных форм радионуклидов было существенно выше. Выход радия в водные вытяжки достигал 2,2%, а в солянокислые - 10%, что свидетельствовало о его присутствии в отходах в форме карбонатов и бикарбонатов. Переход урана в раствор Na_2CO_3 достигал 5,8%. При увеличении времени контакта фаз переход радия в водный и солянокислые растворы из отходов типа "Б" резко

Таблица 2

Извлечение ^{238}U и ^{226}Ra из отходов при различном времени контакта фаз, %
(статистические условия, отношение фаз 1:10)

Реагент	Время контакта 24 ч						Время контакта 48 ч			
	Тип А		Тип Б		Тип А		Тип Б		Тип Б	
	^{238}U	^{226}Ra	^{238}U	^{226}Ra	^{238}U	^{226}Ra	^{238}U	^{226}Ra	^{238}U	^{226}Ra
Дистиллированная вода	0,004	2,20	0,02	0,005	0,002	2,20	0,015	0,001	0,001	0,001
0,001н раствор HCl	-	-	0,03	0,016	-	-	0,050	0,001	0,001	0,001
0,01н раствор HCl	-	-	0,08	0,025	-	-	0,100	0,001	0,001	0,001
0,1н раствор HCl	0,130	10,00	0,12	0,140	0,010	9,90	0,150	0,001	0,001	0,001
0,01н раствор BaCl ₂	-	-	-	0,003	-	-	-	-	-	-
0,1н раствор BaCl ₂	-	-	-	0,044	-	-	-	-	-	-
5% раствор Na ₂ CO ₃	5,800	0,18	0,25	0,034	5,800	0,15	0,400	0,005	0,005	0,005
5% раствор (NH ₄) ₂ CO ₃	0,580	0,19	0,35	0,040	0,700	0,13	0,200	0,200	0,200	0,200

снижался. Можно допустить, что в данных условиях процесс сорбции радия древесным углем преобладал над извлечением радионуклида в раствор.

Периодическое выщелачивание. Статические условия эксперимента не позволяли с достаточной полнотой смоделировать природные условия просачивания метеоэрных вод через толщу отходов. Для приближения условий к природным было проведено дополнительно периодическое и динамическое выщелачивание. Периодическое выщелачивание проводили с помощью 0,1н раствора HCl. Отношение фаз равнялось 1:10. С интервалом в 24 часа выделат отбирали и вводили свежую порцию кислоты. Опыт проводили 4 раза. Эксперимент показал, что начиная со второй порции наблюдается существенное увеличение выхода урана, которое в отходах типа "А" составило 5,34% - 7,60%, а в отходах типа "Б" - 2,30% - 3,06% (табл. 3).

Таблица 3
Периодическое извлечение ^{238}U и ^{226}Ra из
отходов 0,1н раствором HCl, %

Отбираемые объемы	Тип А		рН	Тип Б	
	^{238}U	^{226}Ra		^{238}U	^{226}Ra
1	0,03	7,02	6,3	1,00	0,24
2	5,34	6,09	4,2	3,06	0,41
3	6,48	6,00	3,3	2,60	0,38
4	7,60	7,13	2,5	2,30	0,22
Всего:	19,45	26,24		8,96	1,25

Процесс сопровождается снижением рН с 6,3 в первой порции до 4,2-2,5 в остальных. Видимо, это и определило условия, благоприятные

для растворения урановых минералов.

Изменение величины pH в пределах данного интервала не повлияло на степень перехода в раствор радия. Для отходов типа "А" она оставалась достаточно высокой во всех порциях (6,0 - 7,1%), а для отходов типа "Б" - низкой (0,22 - 0,41%).

Динамическое выщелачивание выполняли с помощью 0,00In, 0,0In, 0,In, In растворов HCl и CH₃COOH на колонке, заполненной отходами типа "Б" при соотношении фаз 1:25. Отбор порций элюата осуществляли в равных объемах.

В противоположность периодическим условиям выщелачивания, при динамическом режиме, содержание ²²⁶Ra в последовательно отбираемых объемах растворов HCl и CH₃COOH возрастало (табл. 4).

Таблица 4
Динамическое извлечение ²²⁶Ra из отходов
типа А растворами HCl и CH₃COOH, %

Условные объемы	0,00In	0,0In		0,In		In
	HCl	HCl	CH ₃ COOH	HCl	CH ₃ COOH	CH ₃ COOH
1	0,001	0,005	0,004	0,020	0,014	0,157
2	0,003	0,009	0,007	0,168	0,133	0,358
3	0,004	0,017	0,017	1,008	0,311	0,549
4	0,006	0,028	0,020	1,406	0,430	0,634
5	0,008	0,032	0,050	2,550	0,450	0,700
Всего:	0,022	0,090	0,098	5,152	1,338	2,398

Различие между первой и последней порциями составляло 30 и более раз. Суммарная концентрация радия в 4-х порциях 0,In раствора HCl в четыре раза выше, чем в том же объеме предыдущего эксперимента. Увеличение концентрации кислот способствовало более глубо-

кому разложению отходов, что особенно сказалось при переходе от 0,01н к 0,1н раствору HCl и от 0,1н к 1н для CH_3COOH . Слабые растворы минеральной и органической кислот оказывали практически одинаковое воздействие на отходы. Различие между ними проявляется лишь в области 0,1н растворов. При этом HCl оказывается более агрессивной по отношению к твердой фазе, чем CH_3COOH - 1н раствор органической кислоты извлекает в 2,3 раза меньше ^{226}Ra , чем 0,1н раствор минеральной. Укажем, что несмотря на сравнительно невысокий коэффициент извлечения радия из отходов, содержание его в элюатах, например, для 0,1н раствора HCl достигало п. 10^{-8} г/л, а для 0,001н HCl оно составляло всего п. 10^{-12} г/л.

Для ^{238}U не получено столь четкой закономерности, как для радия. Обнаружена, однако, тенденция к уменьшению концентрации данного радионуклида при насыщении отходов ионами водорода. Максимум извлечения урана из отходов не превышал 0,1%.

Полученные экспериментальные данные позволяют, по нашему мнению, высказать ряд соображений о процессах, которые могут иметь место при контакте дождевых вод с твердыми отходами в условиях влажного климата с умеренной температурой.

Дождевая вода, имеющая pH около 6 и содержащая значительное количество растворенного кислорода, фильтруется через толщу отходов до погребенного почвенного слоя.

Поскольку воздействие атмосферных осадков на складированные отходы носит регулярный характер, наиболее легко извлекаемые из них химические элементы, а также и мелкодисперсная часть фазы были постепенно вынесены из поверхностного слоя отходов. При этом в результате одновременно происходящего горизонтального перемещения отходов с талыми и дождевыми водами могло происходить обнаже-

ние той части твердой фазы, которая подвергалась меньшему выщелачиванию.

Исходя из полученных в экспериментах данных можно допустить, что, по мере фильтрации вод через отходы их pH становится более щелочным. При этом в водах, фильтрующихся через толщу отходов типа "А" и достигающих погребенной почвы, возможно ожидать повышенного содержания как ^{238}U , так и ^{226}Ra . При фильтрации вод через отходы типа "Б" почвенного слоя достигает только ^{238}U . Последнее хорошо иллюстрируется изученным составом фильтровавшихся через отходы типа "Б" вод, собранных при помощи лизиметров.

Действительно, установлено, что содержание ^{238}U в лизиметрических водах достигает $1 \cdot 10^{-6}$ г/л, а ^{226}Ra - только $1 \cdot 10^{-12}$ г/л. Процессы, которые могут протекать при контакте вод, содержащих повышенные концентрации изучаемых радионуклидов, с почвами, типичными для региона, описаны нами ранее (4).

Необходимо также отметить, что радионуклиды могут поступать из отходов в окружающую среду не только с поверхностными водами, но и аэральным путем. Действительно, для исследованных отходов характерны значительные коэффициенты эманирования ^{222}Rn (в среднем для отходов типа "А" - 77% и типа "Б" - 69%) и, как следствие, ощутимый аэральный вклад долгоживущих продуктов распада радона - ^{210}Pb и ^{210}Po .

Интенсивность перехода радионуклидов в системе субстрат-растение изучали, выращивая бобы (сорт "Русские черные") и ячмень (сорт "Винер") на смесях гомогенизированных отходов типа "А" и хорошо окультуренной почвы, составленных в различных пропорциях (табл. 5,6). Повышенное содержание в приготовленных смесях радионуклидов создавалось преимущественно за счет отходов, так как их

содержание в почвах было невелико (^{238}U - $(2-3) \cdot 10^{-6}$ г/г, ^{226}Ra - $3 \cdot 10^{-12}$ г/г).

С помощью КБП (коэффициент биологического поглощения) исследовали интенсивность выноса ^{238}U и ^{226}Ra растениями в зависимости от уровня содержания этих радионуклидов в субстрате. Полученные данные хорошо согласуются с известными по литературе сведениями о существовании обратной связи между величинами КБП урана растениями и концентрацией этого нуклида в почве. В исследуемом диапазоне концентраций ^{238}U в почвенных субстратах, КБП этого элемента всеми видами растений постепенно падают, что подтверждает известное положение о существовании физиологического барьера у растений по отношению к урану. Аналогичную зависимость также наблюдали при обследовании КБП урана диким травянистым растением горошком мыльным, произрастающим на искусственных смесях почвы и гомогенизированной породы типа "Б" (6).

КБП радия в проведенных экспериментах оказались достаточно низкими: для бобов - в пределах 0,01 и 0,24, для ячменя - в более узком интервале (0,10-0,25). В качестве объяснения столь необычно низких величин КБП для радия можно предложить низкое содержание подвижных форм этого нуклида в субстрате вследствие предварительного извлечения из отходов в процессе содовой обработки.

Проведенные наблюдения выявили также зависимость интенсивности накопления рассматриваемых радионуклидов от фазы вегетации, а также от функциональных особенностей органов растений (6).

В целом представленный материал дает основание говорить о существовании специфики выноса радионуклидов растениями из субстрата и исследуемых отходов.

Таблица 5
Интенсивность накопления ^{238}U растениями
бобов и ячменя

Содержание в субстрате, $\mu\cdot 10^{-6}\text{г/г}$	Бобы		Ячмень	
	Содержание в растениях, $\mu\cdot 10^{-6}\text{г/г}$	КБП	Содержание в растениях, $\mu\cdot 10^{-6}\text{г/г}$	КБП
13,8 ± 0,6	1,42 ± 0,2	0,11	1,26 ± 0,12	0,09
17,1 ± 1,1	1,90 ± 0,09	0,11	1,35 ± 0,02	0,08
26,5 ± 1,8	1,70 ± 0,21	0,06	1,20 ± 0,09	0,05
28,3 ± 0,4	-	-	-	-
106,7 ± 3,9	4,13 ± 0,07	0,04	2,50 ± 0,13	0,02

Таблица 6
Интенсивность накопления ^{226}Ra растениями
бобов и ячменя

Содержание в субстрате, $\mu\cdot 10^{-11}\text{г/г}$	Бобы		Ячмень	
	Содержание в растениях, $\mu\cdot 10^{-11}\text{г/г}$	КБП	Содержание в растениях, $\mu\cdot 10^{-11}\text{г/г}$	КБП
9,8	2,40	0,24	2,46	0,25
13,9	3,28	0,23	2,92	0,21
35,0	4,75	0,14	3,81	0,11
42,5	1,64	0,04	7,12	0,17
160,5	2,27	0,01	15,9	0,10

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. М. Энергоиздат, 1982, с.215.
2. Дричко В.Ф., Крисюк Э.М. и др. Пути формирования доз облучения современного человека в связи с его хозяйственной деятельностью. В сб.: Радиационная гигиена. Л., 1975, вып.5, с.63-74.
3. Титаева Н.А., Векслер Т.И. Состояние радиоактивного равновесия в рядах распада - индикатор миграции радиоактивных элементов и активного взаимодействия фаз в природных условиях. Геохимия, 1977, №6, с.IIII-II20.
4. Титаева Н.А., Таскаев А.И. и др. Содержание и особенности поступления изотопов U, Th, Ra и Ra в растения, произрастающие в различных радиэкологических условиях. Экология, 1978, №4, с.37-44.
5. Титаева Н.А., Таскаев А.И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. Л. Наука, 1983, с.232.
6. Шершунова В.И., Попова О.Н., Кочан И.Г. Особенности выноса растениями из почвы ^{238}U и ^{226}Ra в зависимости от содержания радионуклидов в почве. В сб.: Радиация как экологический фактор при антропогенном загрязнении., Тр. Коми филиала АН СССР, №67, Сыктывкар, 1984, с.37-42.

ЧЕБОТИНА М.Я., РЕЧ Т.А., ЛИСОВСКИХ В.Г.
ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ПОВЕДЕНИЯ ТРИТИЯ В СИСТЕМЕ
ВОДА-ГРУНТ

Тритий является одним из основных загрязнителей водных экосистем при эксплуатации атомных электростанций. Однако к настоящему времени вопросы миграции и накопления этого излучателя в различных компонентах водных экосистем еще недостаточно изучены (1, 4, 5).

В работе приводятся результаты лабораторных опытов по изучению вертикального перемещения трития в зависимости от типа грунта, химической формы соединений излучателя, наличия в грунте органических веществ, температуры водной среды.

В экспериментах использовали нативные грунты Белоярского водохранилища (песчаный, затопленную почву, илистый сапрпель), а также прокаленный грунт. Опыты проводили в стеклянных цилиндрах высотой 23 см и диаметром 3,5 см. В одной серии опытов изучали переход излучателя из водного столба в грунт. Для этого влажный грунт помещали на дно экспериментального сосуда, уплотняя таким образом, чтобы исключить образование в нем воздушных прослоек, после этого сверху осторожно заливали раствор, содержащий тритий. Во второй серии опытов изучали переход трития из грунта в водный столб. С этой целью на дно сосуда через воронку с удлиненным кончиком заливали раствор, содержащий тритий, таким образом, чтобы стенки в верхней части сосуда не загрязнялись изотопом. После этого через воронку на дно сосуда засыпали сухой грунт до уровня меченого тритием раствора, затем сверху заливали чистую воду. Высота слоя грунта и слоя воды над ним в каждом опыте была одинакова и составляла 10 см. Тритий вносили в исходные растворы в виде

тритиевой воды (НТО) и тимидин-5метил-трития в количестве 0,1 МБк/л. Сосуды плотно закрывали пробками. В опытах с различной температурой экспериментальные сосуды разделяли на три партии, каждую из которых размещали в холодильнике ($t=4^{\circ}\text{C}$), на лабораторном столе ($t=17^{\circ}\text{C}$) и в термостате ($t=42^{\circ}\text{C}$). Длительность опытов варьировала от 0,5 до 3 лет. В процессе проведения опытов периодически отбирали пробы воды из столба над грунтом. Пробы для радиометрии готовили по методике, описанной в работе (3). В специальном опыте изучали распределение трития по различным категориям влаги в зависимости от времени взаимодействия грунта с водой. Для этой цели сосуды, заполненные грунтом и водой, меченой тритием, как описано выше, выдерживали при температуре $+4^{\circ}\text{C}$ в течение 256 суток. Через определенные промежутки времени часть сосудов разбирали: воду сливали, грунт полностью извлекали и выделяли из него капиллярную, адсорбционную (молекулярно-адсорбированную) и кристаллизационную (химически связанную) формы влаги. Для выделения капиллярной влаги навески грунта центрифугировали в пробирках с сетчатым дном на центрифуге ЦЛС-3 при скорости 5000 оборотов в минуту. Адсорбционную и кристаллизационную влагу выделяли путем отгонки в специальной печи при температуре соответственно 105° и 600°C . Радиометрический анализ проб производили методом жидкостной сцинтилляции на счетчиках "Изокап - 300" и "Дельта - 300". Опыты проведены в трех повторностях.

На рис. 1 показано снижение концентрации НТО в столбе воды при переходе излучателя из водной среды в различные типы грунта. Видно, что за 6,5 месяцев эксперимента концентрация трития в столбе воды над грунтом снизилась в вариантах с илистым сапропелем, затопленной почвой и песчаным грунтом соответственно на 50,

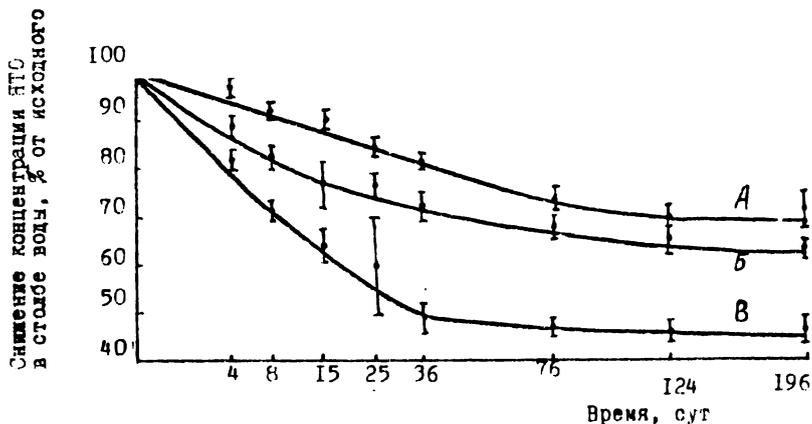


Рис. 1. Переход трития из водного столба в различные типы грунта
 А - песчаный грунт, Б - затопленная почва, В - илистый сапрпель.

35 и 30%. Исходя из этих результатов можно заключить, что скорость перемещения НТО в илистом сапрпеле больше, чем в двух других грунтах. Очевидно, это связано с большей степенью обводненности илистого сапрпеля по сравнению с затопленной почвой и песчаным грунтом (содержание влаги в них составляет соответственно 68, 23 и 4%).

Далее мы попытались оценить роль органического вещества грунта и формы соединений трития при переходе излучателя из водного столба в грунт. Для этой цели были проведены опыты с илистым сапрпелем, в котором органическое вещество удаляли путем прокалывания в муфельной печи при температуре 450°C . В этих опытах тритий вносился в водную среду в двух формах соединений - в виде тритиевой воды и тимидин-5 метил- трития. Данные, представленные на рис. 2,

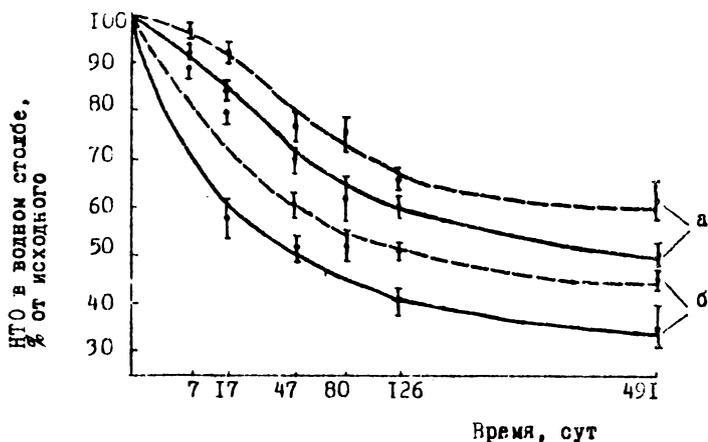


Рис. 2. Переход НТО (а) и тимидин-5 метил-третия (б) из водного столба в нативный (сплошная линия) и прокаленный (пунктирная линия) грунты.

показывают, что тимидин-5 метил-третий быстрее переходит из водного столба в грунт, чем тритиевая вода. В частности, за 4 месяца эксперимента концентрация НТО в водном столбе снизилась до 60%, а тимидин-5 метил-третия — до 40% от исходной. Грунт, лишенный органического вещества, поглощает обе формы трития в меньшей степени, чем нативный грунт. С одной стороны, это можно объяснить связыванием некоторого количества трития органическим веществом грунта, а с другой — снижением степени обводненности и увеличением плотности прокаленного грунта по сравнению с нативным.

На рис. 3 представлены экспериментальные данные и теоретические кривые, характеризующие переход НТО из водного столба в грунт и из грунта в водную среду в зависимости от температуры

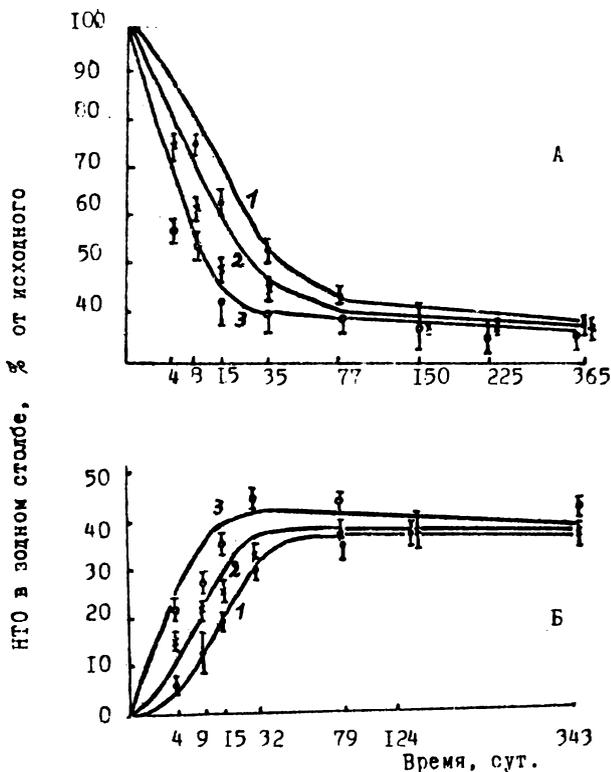


Рис. 3. Переход НТО из водного столба в грунт (А) и из грунта в водный столб (Б) в зависимости от температуры. 1 - 4°C; 2 - 17°C; 3 - 42°C.

(данные приведены для илистого сапротеля, однако аналогичные результаты получены для затопленной почвы и песчаного грунта). Видно, что процесс выравнивания концентраций НТО в системе вода-грунт состоит из двух стадий. На первой стадии продолжительностью до 80

суток наблюдается в основном диффузия трития в воде, скорость которой зависит от температуры. На второй стадии (после 150 суток) тритий поглощается грунтом, и этот процесс практически не зависит от температуры. Весь процесс можно представить в виде суммы решений двух уравнений: уравнения второго закона Фика (диффузия трития в воде)

$$\frac{\partial U_D}{\partial t} = D \frac{\partial^2 U_D}{\partial x^2}$$

и кинетического уравнения реакции первого порядка (поглощение трития грунтом)

$$\frac{\partial U_{II}}{\partial t} = -\frac{U_{II}}{\tau}, \text{ где}$$

U_D - относительная концентрация трития в водном столбе при отсутствии поглощения его грунтом;

U_{II} - относительная концентрация трития в водном столбе при отсутствии диффузии излучателя в воде;

t - время с начала эксперимента;

x - высота столба воды и грунта;

τ - постоянная, связанная с периодом полувыведения T соотношением $T = \tau \cdot \ln 2$;

D - коэффициент диффузии трития в воде.

Относительная концентрация трития в воде в каждый момент времени (U) будет выражаться соотношением $U = U_D - U_{II}$.

В таблице приведены коэффициенты диффузии трития в грунтах в зависимости от температуры. Видно, что для всех типов грунта коэффициенты диффузии возрастают с повышением температуры. Как оказалось, они не зависят от направления диффузии. Для илистого сапропеля коэффициенты диффузии выше, чем для затопленной почвы и песчаного грунта. Поскольку сопротивление диффузии падает с

Таблица
Зависимость коэффициентов диффузии (D) от температуры

Тип грунта	Температура, С	D, $\text{н} \cdot 10^{-5} \text{см}^2/\text{сек}$
Песчаный	4	0,45
	17	0,78
	42	1,96
Затопленная почва	4	0,45
	17	0,78
	42	1,96
Илистый сапропель	4	1,2
	17	2,2
	42	5,7

уменьшением плотности грунта, более высокая скорость диффузии в илистом сапропеле, как указывалось выше, связана с повышенной степенью обводненности этого грунта по сравнению с остальными.

На рис. 4 представлены данные, характеризующие распределение НТО по различным категориям влаги илистого сапропеля в зависимости от времени. Видно, что относительная концентрация НТО во всех категориях влаги увеличивается. К концу опыта концентрация излучателя в капиллярной и адсорбционной формах влаги выравнивается с его концентрацией в столбе воды. Последнее свидетельствует о том, что распределение трития в указанных формах влаги к этому моменту приближается к равновесному. Относительная концентрация нуклида в кристаллизационной влаге значительно ниже, чем в капиллярной и адсорбционной, что можно объяснить процессами изотопного разбавления и дискриминации трития относительно протия при включении его в прочносвязанные формы влаги (2, 3). Интересно, что в

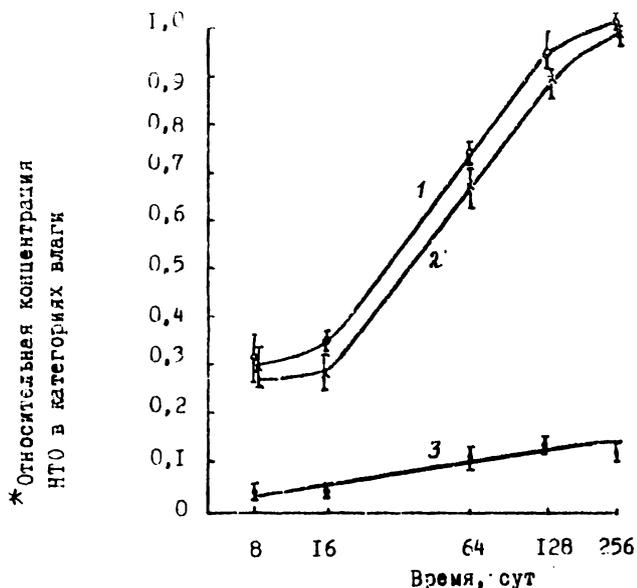


Рис. 4. Изменение относительного распределения НТО по различным категориям влаги илистого сапротеля в зависимости от времени. Влага: 1- капиллярная, 2- адсорбционная, 3- кристаллизационная. * За единицу принята концентрация НТО в столбе воды в момент отбора проб.

течение 3-летнего периода распределение НТО по различным категориям влаги практически не изменилось.

В заключение следует отметить, что полученные нами экспериментальные данные справедливы для непроточной системы, где перемещение трития обусловлено преимущественно процессами диффузии и поглощения грунтом. В проточной системе большая роль принадлежит процессам перемещения трития под влиянием гравитационных сил, поэтому картина, возможно, будет иной.

Литература

1. Куликов Н.В., Реч Т.А., Чеботина М.Я. Тритий в воде болотно-речной экосистемы. Экология, 1984, №4, с. 85.
2. Ленский Л.А. Тритий во влагосодержащих системах. М., 1981, с. 75.
3. Рачинский В.В., Ленский Л.А. Исследование взаимодействия меченой тритием воды с почвами. Сообщение II. Изв. ТСХА, 1965, вып.3, с. 218.
4. Чеботина М.Я., Реч Т.А., Куликов Н.В. Тритий в воде и снежном покрове в зоне Белоярской атомной электростанции. Экология, 1984, №3, с. 74.
5. Inoue Y., Iwamura T., Kasida Y. Annual variation of tritium in rivers and coastal sea water in Japan. J. Radiat. Res., 1975, 16, 1, p. 68.

В.П.ГУСЕВА, М.Я.ЧЕБОТИНА

ВИДОВОЙ СОСТАВ И ЧИСЛЕННОСТЬ ФИТОПЛАНКТОНА НЕКОТОРЫХ ЗОН БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Белоярское водохранилище, используемое для удаления избытка тепла и, частично, радиоактивных сбросов АЭС, служит объектом всестороннего изучения (1, 2, 5, 6). К настоящему времени наиболее слабо изученным звеном водного биоценоза водоема-охладителя является планктон, сведения о котором в литературе практически отсутствуют.

Цель настоящей работы - изучение влияния сброса подогретых вод на видовой состав и численность фитопланктона Белоярского водохранилища. Работа проводилась в период с июня по август 1986 г. в зоне подогрева и контрольном районе, расположенном на расстоя-

нии 8-10 км выше места сброса подогретых вод. В зоне подогрева температура воды в летний период в среднем на 7-10°С выше, чем за ее пределами. Как показали наши данные, по гидрохимическим показателям район сброса практически не отличается от контрольного района (табл. 1).

Таблица 1

Химический состав воды Белоярского водохранилища (1986 г.)

Показатель	Зона подогрева			Контрольный район		
	июнь	июль	август	июнь	июль	август
Ca ²⁺ , мг/л	40,1	38,1	38,1	36,1	38,1	38,1
Mg ²⁺ , "	14,6	20,7	14,6	13,4	13,4	15,8
K ⁺ + Na ⁺ "	17,0	5,5	13,1	9,7	18,2	14,2
NH ₄ ⁺ "	0,4	0,2	0,2	0,4	0,4	1,0
SO ₄ ²⁻ , "	58,4	49,4	46,1	50,2	52,7	46,1
HCO ₃ ⁻ , "	158,6	164,8	158,7	134,2	158,7	170,9
Сухой остаток, мг/л	220	214	206	196	218	212
Свободная углекислота, мг/л	17,6	13,2	13,2	17,6	17,6	13,2
Общая жесткость мг-экв	3,2	3,6	3,1	2,9	3,0	3,2
Щелочность, мг-экв	2,6	2,4	2,6	2,2	2,6	2,8
pH водн	8,4	8,4	8,5	8,5	8,4	8,4

Примечание. а) Химический анализ выполнили по общепринятым методам (4).

б) Fe³⁺, Fe²⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ обнаружены в следовых количествах.

Фитопланктон отбирали при помощи батометра через каждые 0,5 м

глубины водоема. Отобранные пробы (по 1 л) сливали в емкость, перемешивали и отбирали из нее среднюю пробу (1 л), которую затем консервировали и сгущали. Для консервирования проб использовали фиксатор следующего состава: раствор Люголя (KI- 10 г, J- 5 г, H₂O- 50 см³), хромовая кислота (5 см³), ледяная уксусная кислота (10 см³), формалин (80 см³). Сгущение проводили седиментационным методом. Для этого пробы отстаивали в холодильнике в течение одной недели, после чего воду над планктоном сливали при помощи сифона. Операцию повторяли дважды, в результате чего объем проб довели до 5-10 см³ (3). Определение видового состава и подсчет клеток фитопланктона проводили в камере Горяева объемом 0,9 мм³ при помощи микроскопа МБИ - 15.

В течение летнего сезона 1986 г. в районе обследования нами обнаружено 53 вида планктонных водорослей, из них 24 вида относятся к зеленым. По числу видов среди зеленых водорослей преобладают хлорококковые - 16 видов, десмидиевые - 4 вида и вольвоксовые - 4 вида. Кроме зеленых водорослей, встречаются диатомовые - 10 видов, синезеленые - 5 видов, эвгленовые - 6 видов, пирофитовые - 6 видов, золотистые - 1 вид, желтозеленые - 1 вид.

В табл. 2 приведено число видов фитопланктона в двух исследованных зонах водохранилища. В зоне подогрева и контрольном районе обнаружено соответственно 43 и 47 видов водорослей, причем 37 из них являются общими для обоих районов водохранилища (коэффициент общности видового состава составляет 82%). В течение лета видовой состав фитопланктона несколько изменяется, при этом в июле и августе наблюдается большее видовое разнообразие, чем в июне, что, очевидно, связано с наиболее благоприятными условиями развития пресноводных организмов в этот период. Как в зоне подогрева, так

Таблица 2.

Число видов фитопланктона исследуемых зон Белоярского
водохранилища

Отдел водорослей	Число видов			
	июнь	июль	август	всего за сезон
З О Н А П О Д О Г Р Е В А				
Синезеленые	5	5	4	5
Золотистые	I	I	I	I
Желтозеленые	не обн.	не обн.	не обн.	не обн.
Эвгленовые	I	2	4	4
Диатомовые	6	3	3	8
Зеленые	9	11	17	19
Пиррофитовые	3	4	3	6
Всего	25	26	32	42
К О Н Т Р О Л Ь Н Ы Й Р А Й О Н				
Синезеленые	3	4	2	5
Золотистые	I	I	не обн.	I
Желтозеленые	не обн.	I	не обн.	I
Эвгленовые	I	3	5	5
Диатомовые	3	8	10	10
Зеленые	9	17	18	23
Пиррофитовые	3	3	I	3
Всего	20	37	36	47

и в контрольном районе наибольшее видовое разнообразие отмечено для зеленых и диатомовых водорослей.

В табл. 3 показана летняя динамика численности планктонных водорослей в исследуемых зонах Белоярского водохранилища. Видно, что в июне в обеих зонах водоема преобладают (80-90%) синезеленые водоросли. В июле, наряду с ними, активно развиваются зеленые во-

Таблица 3
Динамика численности фитопланктона исследуемых зон Белоярского
водохранилища в течение летнего периода 1986 г.

отдел	Зона подогрева						Контрольный район					
	июнь		июль		август		июнь		июль		август	
	кл./л	% от общей	кл./л	% от общей	кл./л	% от общей	кл./л	% от общей	кл./л	% от общей	кл./л	% от общей
Железные	10310	50	11560	66	14960	53	14470	79	1200	25	620	2
Дятловские	150	1	310	2	200	1	30	0	300	6	14070	47
Зеленые	710	6	4970	28	13240	46	2860	16	2900	60	15190	50
Пиррофитовые	270	3	450	3	20	0	240	5	370	8	100	0
Прочие	0	0	220	10	120	0	0	0	40	1	160	1
Всего	11440	100	17510	100	28540	100	18300	100	4810	100	30140	100

водоросли, которые в контрольном районе по численности выходят на первое место (60%). В августе в зоне подогрева указанные две группы водорослей остаются лидирующими по численности, тогда как в контрольном районе преобладают зеленые и диатомовые водоросли. В целом, приведенные данные показали, что от 90 до 100% общей численности фитопланктона составили зеленые, синезеленые и диатомовые водоросли.

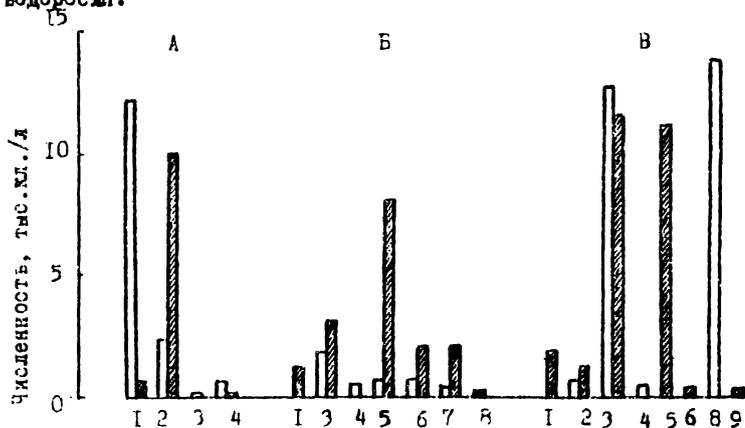


Рис. Численность доминирующих видов планктонных водорослей исследуемых зон Белоярского водохранилища.

А - июнь, Б - июль, В - август

- 1 - *Anabaena flos-aquae*,
- 2 - *Aphanizomenon flos-aquae*,
- 3 - *Pediastrum duplex*,
- 4 - *Coelastrum microporum*,
- 5 - *Microcystis aeruginosa*,
- 6 - *Phormidium mucicola*,
- 7 - *Chroococcoides acuta*,
- 8 - *Melosira* sp.,
- 9 - *Carteria globosa*.

Белые столбики - контрольный район, заштриховано - зона подогрева.

Среди найденных в водоеме 53-х видов фитопланктона можно выделить несколько видов, численность которых в тот или иной период значительно возрастает (рис.). Например, в июне доминирующими были два вида синезеленых водорослей: в зоне подогрева - *Aphanizomenon flos-aquae*, в контрольном районе - *Anabaena flos-aquae*, численность которых достигала 10-12 тыс. кл./л. В июле наиболее многочисленной была синезеленая водоросль *Microcystis aeruginosa*, численность которой в зоне сброса подогретых вод составила 8 тыс. кл./л. Несколько меньшей численностью отличалась зеленая водоросль *Pediastrum duplex*, синезеленые водоросли *A. flos-aquae* и *Rhodidium mucicola* и пиррофитовая водоросль *Chroomonas acuta*. В августе в зоне подогрева заметно преобладали *P. duplex* и *M. aeruginosa*, а в контрольном районе - *P. duplex* и *Melosira* sp.

В заключении следует отметить, что численность фитопланктона в исследованных зонах Белоярского водохранилища в летний период варьирует в среднем от 5 до 30 тыс. кл./л. (табл.3). Согласно классификации С.М. Вислоуха, данные зоны водоема можно считать бедными по содержанию фитопланктона(3).

Авторы благодарят за оказанную помощь в определении видового состава фитопланктона ст.н.с. И.И. Прушину.

Литература

1. Куликов Н.В., Трапезникова В.Н., Трапезников А.В. Содержание ¹³⁷Cs в садковой и свободноживущей рыбе Белоярского водохранилища. Сб. Поведение радионуклидов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983, с. 27-30.
2. Любимова С.А., Карачун И.А., Трапезников А.В. Некогерные особенности гидрохимического режима Белоярского водохранилища. Там же, с. 23-26.

3. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., Наука, 1975, с. 77-80.
4. Руководство по лабораторным почвенно-химическим исследованиям при мелиоративных изысканиях. М., Совгипроизхоз, 1980, с. II2-130.
5. Чеботина М.Я., Реч Т.А., Куликов Н.В. Тритий в воде и снежном покрове в зоне Белоярской атомной электростанции. Экология, 1984, №3, с. 74-76.
6. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.И. Влияние подгрёва воды на накопление радионуклидов грунтами Белоярского водохранилища. Экология, 1986, №2, с. 75-77.

СОДЕРЖАНИЕ

	Стр.
1. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Радиоэкологические исследования в зонах атомных электростанций.	3
2. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Таскаев А.И., Шуктомова И.И., Куликов Н.В. Радионуклиды в почвенно-растительном покрове в зоне тепловой электростанции.	13
3. Шехурина Н.И., Караваева Е.Н. Накопление ^{226}Ra растениями в зависимости от влажности почвы	22
4. Караваева Е.Н., Шехурина Н.И. Влияние нормы полива и способа внесения ^{226}Ra в почву на поведение радионуклида в системе почва-растение.	28
5. Молчанова И.В., Архипов Н.П., Фегралева Л.Т., Михайловская Л.Н. Поведение солей и естественных радионуклидов в орошаемой почве.	34
6. Титаева Н.А., Таскаев А.И., Алексахин Р.М., Шуктомова И.И., Попова О.Н. О подвижности тяжелых естественных радионуклидов в твердых рудных отходах.	46
7. Чеботина М.Я., Реч Т.А., Лисовских В.Г. Экспериментальное изучение поведения трития в системе вода-грунт.	60
8. Гусева В.П., Чеботина М.Я. Видовой состав и численность фитопланктона некоторых зон Белоярского водохранилища.	63

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ
КОМПОНЕНТОВ МОДЕЛЬНЫХ
И ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

Препринт

Рекомендовано к изданию
Ученым советом Института экологии растений
и животных и РИСО
УрО АН СССР

Ответственный за выпуск — **Л. Н. Михайловская**

Подписано к печати 21.07.88 НС 18202 Формат 60×84¹/₁₆
Бумага типографская. Печать офсетная. Усл. печ. л. 4,75
Уч.-изд. л. 3,0 Тираж 200 Цена 30 коп. Заказ 2280

РИСО УрО АН СССР, Свердловск, ГСП-169, Первомайская, 91
Цех № 4 п/о «Полиграфист», Свердловск, Тургенева, 20