

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК. СООБЩЕНИЕ 2. ОЦЕНКА ЭКСПОЗИЦИИ ПРИ ОПРЕДЕЛЕНИИ РИСКА В АГРОСФЕРЕ

Е.С. Фесенко, Б.И. Сынзыныс

Обнинский институт атомной энергетики, г. Обнинск



На примере агроэкосистем и природных биогеоценозов рассмотрены общие принципы оценки экспозиции животных и растений при попадании в экосистемы химических веществ или радионуклидов.

Описаны главные пути и точки воздействия химических или радиоактивных веществ в агрофере, пути распространения химических и радиоактивных веществ, маршрут воздействия.

ВВЕДЕНИЕ

Современная технология определения риска как для человека, так и для экосистем предполагает разработку следующих этапов [С.1]:

- идентификация опасности;
- оценка экспозиции;
- установление зависимости доза (концентрация) - ответ;
- анализ факторов, влияющий на точность и достоверность оценки риска;
- характеристика неопределенностей;
- характеристика и оценка риска;
- управление риском; использование данных по оценке риска при принятии управленческих решений.

Одним из важных (а может быть и самых ответственных) этапов в определении риска является оценка экспозиции, которая в совокупности с данными об эффектах воздействия на здоровье людей, сельскохозяйственных животных или окружающую среду является основой для оценки риска.

Экспозиция (или воздействие) – это контакт, взаимодействие химического, физического (например, радиационного) факторов с живым организмом – рецептором [1]. Величина экспозиции определяется как измеренное или рассчитанное количество химического агента, активность радионуклидов, находящихся в соприкосновении с живыми организмами, а для человека - в соприкосновении с так называемыми “пограничными” органами – легкими, кишечником, кожей.

Оценка экспозиции - это измерение или оценка частоты, продолжительности и путей воздействия химических соединений и радионуклидов, находящихся в окружающей среде. С другой стороны, оценка экспозиции также описывает природу воздействия, величину и особенности обследуемых популяций людей, сельскохозяйственных животных или других живых организмов.

Наиболее важными шагами при оценке экспозиции являются идентификация среды, в которой распространяется опасное вещество; определение маршрутов воздействия; определение концентрации загрязняющего вещества, мощности экспозиционной дозы; определение времени, повторяемости и продолжительности воздействия; оценка популяции, подвергающейся воздействию.

Целью данной обзорной статьи является описание на примере агроэкосистем первых шагов в оценке экспозиции: характеристика окружающей обстановки при радиационном и химическом загрязнении агроэкосистем и идентификация маршрутов воздействия и потенциальных путей распространения радионуклидов или тяжелых металлов. Третьему этапу в оценке экспозиции – количественной характеристике экспозиции – будет посвящено следующее третье сообщение нашего обзора.

Общие принципы оценки экспозиции:

- главные пути и точки воздействия радиоактивных и химических веществ в агро-сфере;
- пути распространения радиоактивных и химических веществ в агро-сфере;
- маршруты воздействия.

ИСТОЧНИКИ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОСФЕРУ

Присутствующие в сельскохозяйственной сфере радионуклиды разделяют на две категории — естественные и искусственные. К группе естественных относят составляющие компоненту природного радиационного фона радионуклиды с очень длительным периодом полураспада, содержащиеся в составе Земли как планеты с момента ее образования (наиболее важные среди них ^{40}K , тяжелые естественные радионуклиды ^{238}U и ^{232}Th , а также продукты их распада и некоторые другие). Кроме того, биогенно значимые естественные радионуклиды поступают на Землю из воздуха (^3H , ^{14}C и др.). Некоторые естественные радионуклиды (^{40}K , ^{226}Ra и др.) играют важную роль при миграции по сельскохозяйственным цепочкам. Вторую группу радионуклидов составляют искусственные радионуклиды, т.е. радионуклиды техногенного происхождения. К числу наиболее вредных в сельскохозяйственном отношении радионуклидов этой группы относят продукты деления урана и плутония (^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs и некоторые другие), а также нуклиды с наведенной активностью (^{54}Mn , $^{55,59}\text{Fe}$, ^{60}Co , ^{65}Zn и др.) и трансурановые радионуклиды (^{239}Pu , ^{241}Am и др.) [2].

Основными источниками техногенных радионуклидов в агро-сфере являются остаточные количества долгоживущих радионуклидов, поступивших в нее в результате испытаний ядерного оружия, а также выбросов и сбросов радионуклидов при работе атомных электростанций и других предприятий полного ядерного топливного цикла (предприятия по добыче уранового сырья, заводы по переработке отработанного ядерного топлива и др.). В последние годы растет число ядерных технологий, применяемых в различных отраслях хозяйственной деятельности человека; при этом не исключено поступление радионуклидов в биосферу. Очень серьезным источником техногенных радионуклидов для окружающей среды явились крупные радиационные аварии в атомной промышленности и ядерной энергетике – авария на Южном Урале в 1957 г., в Уиндскейле (Великобритания) в 1957 г. и на Чернобыльской атомной электростанции в 1986 г. Остаточные количества радионуклидов присутствуют на полигонах, где проводились испытания ядерного оружия, и прилегающих к ним территориях (Семипалатинский полигон, о. Новая Земля). Рост химизации сельского хозяйства ведет к увеличению применения удобрений и мелиорантов с повышенным содержанием естественных радионуклидов. Это связано, в частности, с тем, что некоторые виды горного сырья, используемого при получении минеральных удобрений (в первую очередь, фосфорных), обогащены ^{238}U , ^{232}Th и дочерними продуктами их распада [1].

ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ

Поведение радионуклидов в почве определяется, прежде всего, тем, что они находятся в ней в ультрамикрораспределениях. Например, при содержании радионуклидов в почве, равном 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2), их массовые доли в пахотном слое почвы равны ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28,5$ года) - $2,4 \cdot 10^{-12}\%$, ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,17$ года) - $3,9 \cdot 10^{-12}\%$, ^{95}Zr ($T_{1/2} = 63,98$ сут) - $1,6 \cdot 10^{-14}\%$ [7]. Исключение составляет небольшая группа естественных тяжелых радионуклидов, например, массовые доли ^{238}U и ^{232}Th в почве равны соответственно $3 - 4 \cdot 10^{-4}$ и $4 - 9 \cdot 10^{-4} \%$. Очень низкая массовая доля радионуклидов с $T_{1/2} < 10^{-2} - 10^{-4}$ лет обуславливает существенную зависимость поведения радионуклидов в почвах от концентрации и свойств их изотопных и неизотопных носителей. Являясь изотопами химических элементов, радионуклиды характеризуются такими же физико-химическими свойствами, что и стабильные изотопы этих элементов. Однако тождественность поведения радионуклидов и их стабильных изотопных аналогов может наблюдаться только в случае равновесного распределения в почве физико-химических форм привнесенных радионуклидов, с одной стороны, и нативных форм их стабильных аналогов — с другой, т.е. при достижении полноты изотопного обмена во всех компонентах почвы. Время наступления равновесного распределения радионуклидов во многом зависит от свойств почвы (реакции и состава почвенного раствора, количества и состава почвенных коллоидов, содержания гумуса, влажности и др.), а также от исходной физико-химической формы радионуклидов [7].

Поступившие в почву «свежие» техногенные радионуклиды первоначально являются новыми компонентами в природной среде и постепенно, по мере «старения», становятся менее доступными для поглощения корневыми системами растений, что происходит вследствие усиления сорбции радионуклидов твердой фазой почвы, вхождения их в кристаллическую решетку глинистых минералов и т.п. Скорость «старения» разных техногенных радионуклидов неодинакова, например, для ^{137}Cs характерно интенсивное «старение», а ^{90}Sr , наоборот, в течение длительного времени сохраняется в почвах в обменном состоянии. Явление «старения» радионуклидов имеет важное значение в случае аварийного загрязнения почв, когда первое время радионуклиды находятся, как правило, в биологически доступной форме. Поглощение почвой подавляющего большинства радионуклидов определяется процессами их распределения между двумя основными фазами - твердой и жидкой (почвенный раствор) - и осуществляется, главным образом, благодаря процессам сорбции - десорбции радионуклидов, осаждения — растворения труднорастворимых соединений и коагуляции - пептизации коллоидов.

По типу поведения в почвах радионуклиды можно разделить на несколько групп. Для радионуклидов Zn , Cd и Co характерна не обменная сорбция, а их вероятные механизмы закрепления в почвах - адсорбция почвенными минералами и образование комплексов с органическими и органоминеральными лигандами. Радионуклиды Na , Rb и Sr сорбируются почвами преимущественно по обменному типу. Длительное нахождение долгоживущего техногенного радионуклида ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28$ лет) в почвах в обменной форме приводит к тому, что он становится одним из наиболее важных в загрязнении сельскохозяйственной продукции. Радионуклидам I , Ce , Pm , Zr , Nb , Fe и Ru свойственно многоформенное поведение с образованием комплексов и осаждением (коагуляцией) коллоидов. Для ^{137}Cs характерна достаточно сильная фиксация твердой фазой почвы, причем важную роль в этом процессе играют такие глинистые минералы как клиноптилолит (^{137}Cs включается в кристаллическую решетку этих минералов, переходя в недоступную для поглощения корневыми системами форму). Хотя ^{137}Cs сорбируется почвами прочнее, чем ^{90}Sr , длительный период полураспада и

биологическая значимость этого щелочного радионуклида определяют его важную роль в загрязнении сферы сельскохозяйственного производства. Для многих радионуклидов (в частности, I) существенное значение имеет образование соединений с органическим веществом почвы [9].

Радионуклиды, поступившие на почвенно-растительный покров из воздуха, первоначально концентрируются в верхнем слое почвы 0 - 2 см, а затем начинают мигрировать по ее профилю. Вертикальное перемещение радионуклидов в непорыхляемых почвах приводит к постепенному перераспределению радиоактивных веществ в пределах корнеобитаемого слоя, а следовательно, и к изменению их поглощения корневыми системами растений и снижению мощности дозы облучения.

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТЕНИЯМИ

Радиоактивные вещества могут поступать в растения через надземные органы (при аэральном выпадении радионуклидов на почвенно-растительный покров и задержании их надземной фитомассой) и через корни (при почвенном усвоении радионуклидов). Особенностью аэрального (некорневого) перехода радионуклидов является фактически неселективная адсорбция всех поступивших на надземные части растений радионуклидов с возможным включением в цепь миграции всей смеси радионуклидов (разделение радионуклидов начинается на этапе физиологически активной инкорпорации радиоактивных веществ во внутренние ткани). Иная картина характеризует почвенный путь перехода радионуклидов, где почвы выступают как природный сорбент, а корневые системы растений поглощают радионуклиды селективно в соответствии с закономерностями минерального питания растений.

Интенсивность поступления радионуклидов в растения из почвы принято оценивать с помощью коэффициента накопления (или концентрационного отношения) K_n , равного отношению концентраций радионуклида в растениях и почве соответственно. Если аккумуляцию растениями радионуклидов из почвы определяют в расчете на золу растений, то соответствующее отношение называют коэффициентом биологического поглощения (КБП). Другим, часто используемым (особенно в практике) показателем способности растений накапливать радионуклиды является коэффициент перехода K_p , равный отношению концентрации радионуклидов в растениях к плотности загрязнения почвы, который обычно выражают в (Бк/кг)/(Бк/м²) [1].

Темпы переноса ряда радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам, в частности в системе почва - растение, зависят от количества сопровождающих этот процесс изотопных или неизотопных носителей радионуклидов. Это прежде всего относится к транспорту двух ведущих долгоживущих искусственных радионуклидов - ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, основными неизотопными носителями которых являются биологически важные макроэлементы - соответственно Са и К. Для учета сопряженного переноса ⁹⁰Sr - Са и ¹³⁷Cs - К введен термин «коэффициент дискриминации микроколичеств радионуклида относительно макроколичеств носителя» (КД).

В системе почва — растение акцептором является растение, а донором — почва. Аналогичное соотношение введено и для пары ¹³⁷Cs - К. Переход ⁹⁰Sr из почвы в растения (выраженный по отношению к Са) зависит от количества обменного Ca²⁺ в почве, и в этом случае КД предложено называть показателем Ключковского.

Задерживание выпадающих из воздуха на растительный покров радиоактивных частиц принято характеризовать отношением количества радионуклидов, сорбированного на надземных частях растений, к количеству радиоактивных веществ, выпавшему на данную площадь сельскохозяйственных угодий. Задерживание оседающих на растения радиоактивных частиц и последующее их удаление зависят от площади растительной поверхности, способной аккумулировать частицы; запасов фитомассы

на единице площади, формы, размера и ориентации листьев и других надземных органов растений, а также от свойств их поверхности; скорости ветра, проходящего через посев во время и после выпадения частиц; размера аэрозольных частиц, количества выпавшего материала; относительной влажности во время и после выпадений. Роль некорневого (аэрального) загрязнения растений по сравнению с накоплением радионуклидов из почвы особенно велика в первый период после выпадений: в это время содержание радиоактивных веществ в растениях может целиком определяться задержанием радионуклидов, оседающих из воздуха, надземной фитомассой. После прекращения радиоактивных выпадений начинается очищение растений от радионуклидов (смывание дождем, сдувание ветром, удаление аэрозолей под влиянием гравитационных сил и т.п.). Снижение концентрации радионуклидов в растениях после прекращения выпадений оценивается периодом полуочищения (т.е. временем, в течение которого с надземной фитомассы удаляется 50% радионуклидов). Период полуочищения от большого числа радионуклидов у сельскохозяйственных растений колеблется от 7 до 17 сут (он зависит от физико-химических свойств радионуклидов, размеров аэрозольных частиц, биологических особенностей растений и т.д.).

Радионуклиды могут поступать в растения в результате подъема ветром или дождем с почвенного покрова как самих радиоактивных частиц, так и загрязненных частиц почвы. Это явление называют вторичным радиоактивным загрязнением растений. Такой путь поступления в растения особенно важен для тех радионуклидов, которые прочно фиксируются почвой и слабо накапливаются при корневом поглощении. Относительный вклад пылевого загрязнения в суммарное содержание радионуклидов в растениях (т.е. обусловленного поступлением радионуклидов из почвы по корневому пути и аэральным загрязнением) зависит от коэффициента накопления радионуклида: чем ниже K_n , тем относительно большее значение приобретает внекорневое (пылевое) загрязнение растения. Для глобально рассеянных в результате ядерных испытаний ^{90}Sr и ^{137}Cs вклад пылевого загрязнения в Нечерноземной зоне России в 80-х годах составлял 0,3 - 1,4 % для зерна и 3 - 4 % - для вегетативных органов растений; этот вклад был несколько выше для растений на лугах - 6 - 14 %.

По накоплению растениями химические элементы разделяют на 5 групп, характеризующихся сильным накоплением ($K_n > 10$), слабым накоплением (1 - 10), отсутствием аккумуляции (0,1 - 1), слабой дискриминацией при переходе из почвы (0,01 - 0,1) и сильной дискриминацией ($< 0,01$). Из техногенных радионуклидов растения интенсивно усваивают из почвы ^{90}Sr , значительно слабее ^{137}Cs [1].

Аккумуляция из почвы растениями таких среднеживущих радионуклидов как ^{95}Zr , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$ очень незначительна. Крайне мало растения накапливают из почвы ^{239}Pu , ^{241}Am , радионуклиды U.

Накопление растениями радионуклидов из почвы зависит от ее физико-химических свойств: как правило, чем выше в ней содержание гумуса, обменных катионов, илистой и глинистой фракций, а следовательно, и плодородия, тем слабее поглощение растениями большинства радионуклидов. Максимальные значения K_n радионуклидов в растения характерны для торфяных и легких по гранулометрическому составу (песчаные и супесчаные) дерново-подзолистых почв.

Поступление радионуклидов в лугопастбищные растения во многом зависит от повышенной доступности радиоактивных веществ, содержащихся в луговой дернине; на лугах растения накапливают в 5 - 10 и более раз больше радионуклидов (в том числе ^{90}Sr и ^{137}Cs), чем на пахотных почвах. Особенности минерального питания, разная продолжительность вегетационного периода, характер распределения корневых систем в почве, различия в продуктивности и другие биологические особенности

растений влияют на накопление радионуклидов разными видами и сортами сельскохозяйственных культур. Аккумуляция растениями ^{90}Sr и ^{137}Cs при корневом пути перехода может различаться в зависимости от вида (в 10 - 30 раз) и от сорта (в 5 - 7 раз) [1].

ПЕРЕНОС РАДИОНУКЛИДОВ ПО СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫМ ЦЕПОЧКАМ С УЧАСТИЕМ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

При выпасе на пастбищах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, а также при поедании радионуклидсодержащих кормов в стойловый период радионуклиды поступают в организм сельскохозяйственных животных и далее переходят в продукцию животноводства (молоко, мясо и др.).

Транспорт радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам с участием животных описывают с помощью ряда показателей. Кратность накопления F соотносит содержание радионуклида в определенном органе или ткани животного и количество радионуклида, поступающее в организм в условиях длительного введения радиоактивных веществ. При продолжительном кормлении животных загрязненными кормами

$$F = CM/Q,$$

где C - концентрация радионуклида в органе или ткани, Бк/г; M - масса органа или ткани, г; Q - количество радионуклида, ежедневно поступающее с кормом в организм животного, Бк.

Величина F зависит от степени равновесия в обмене радионуклида у животных, достигая постоянного значения в условиях установившегося равновесия в этом обмене, т.е. в условиях, когда количество радионуклида, поступившего в организм, равно количеству выведенного из него радионуклида [1].

Выведение радионуклидов из организма (органа или ткани) животных описывают с помощью периода полувыведения $T_{\text{биол}}$, т.е. срока, в течение которого из организма (органа или ткани) удаляется половина содержащихся в нем радионуклидов. При этом предполагают экспоненциальный характер удаления радионуклидов из организма животного.

Выведение радионуклидов из органов и тканей сельскохозяйственных животных обычно оценивают с помощью одной или нескольких экспонент. Как и для звена почва - растение, для сельскохозяйственных цепочек с участием животных применяют K_n , соотносящий накопление радионуклидов в продукции животноводства (молоко, мясо и др.) и плотность радиоактивного загрязнения территории.

Попавшие в организм животных радионуклиды вовлекаются в метаболические процессы, включающие в себя всасывание, передвижение по отдельным органам и тканям, депонирование и выведение. От интенсивности этих процессов зависит, в конечном счете, накопление радионуклидов в продукции животноводства.

Метаболизм радиоактивных веществ в организме сельскохозяйственных животных для большого числа естественных и искусственных радионуклидов может рассматриваться как барьер, ограничивающий поступление радионуклидов в продукцию животноводства (молоко, мясо, яйцо, субпродукты). Такое ограничение является, в первую очередь, следствием низкого всасывания в желудочно-кишечном тракте животных таких радионуклидов как ^{60}Co , ^{90}Y , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, ^{238}U и трансурановые радионуклиды. Однако в отличие от перечисленных большая группа радионуклидов, например, ^3H , ^{45}Ca , ^{65}Zn , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs и др., хорошо всасывается в желудочно-кишечном тракте. Этот процесс зависит не только от физико-химических свойств радионуклидов, но и от их формы, а также от возраста животных (у молодых всасывание выше, чем у взрослых). Тип распределения радионуклидов в организме, как и выведение их из него зависят от множества факторов (табл. 1). Наибольшее

Таблица 1

**Тип распределения радионуклидов
в организме сельскохозяйственных
животных**

Тип распределения	Радионуклид
Равномерный	Радионуклиды щелочных элементов (^3H , ^7Li , ^{22}Na , ^{40}K , ^{86}Rb , $^{134,137}\text{Cs}$)
Скелетный	Радионуклиды щелочноземельных элементов (^7Be , ^{45}Ca , $^{89,90}\text{Sr}$, ^{140}Ba , ^{226}Ra)
Печеночный	^{48}V , ^{74}Se , ^{76}As , ^{125}Sb , ^{238}U
Тиреотропный	1 ^{131}Y , ^{211}At

практическое значение имеют коэффициенты миграции радионуклидов в трофических цепях, ведущих к переходу радионуклидов в молоко и мясо, - основные источники поступления радионуклидов в организм человека [9].

Для наиболее важных в радиологическом отношении нуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs переход в 1 л молока равен соответственно 0,1 - 0,2 и 0,5 - 1,5% от суточного поступления с кормом, а в 1 кг мяса — соответственно 0,04 и 8%. Если в составе смеси, выпадающей на лугопастбищные угодья, присутствует ^{131}I , он становится одним из главных источников радиационной опасности для человека вследствие быстрого перехода в молоко (в 1 л молока 1% от суточного поступления) и последующего накопления в щитовидной железе человека. При выпасе животных на пастбищах, подвергшихся радиоактивному загрязнению (особенно на низкопродуктивных угодьях), существенным источником поступления радионуклидов в продукты животноводства может стать заглатывание животными частиц почвы [1].

МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОЦЕНОЗАХ

С учетом зависимости отдельных блоков миграции радионуклидов в агросфере и специфических особенностей их передвижения по отдельным сельскохозяйственным цепочкам можно выделить 6 групп такого рода моделей: 1) модели миграции радионуклидов в почвах; 2) модели аэрального радиоактивного загрязнения посевов сельскохозяйственных растений; 3) модели миграции радионуклидов в системе почва-растение; 4) модели миграции радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных; 5) модели миграции радионуклидов по пищевым цепям; 6) модели миграции радионуклидов в агросфере (в локальном, региональном и глобальном масштабах).

Особый интерес представляют такие радиологические ситуации, когда под влиянием ряда факторов миграция радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам осуществляется с повышенной интенсивностью. Причинами такого ускоренного перемещения радионуклидов могут быть сравнительно высокая их подвижность в отдельных звеньях круговорота; своеобразные биогеохимические условия, способствующие ускорению переноса радионуклидов; отдельные технологические процессы в АПК, ведущие к увеличению накопления радионуклидов в конечных пищевых продуктах, и т.п. Во всех этих случаях принято говорить о существовании «горячих» радиоэкологических районов, «горячих» сельскохозяйственных цепочек и т.п. Их наличие имеет важное значение при радиационном мониторинге агросферы, например, при выборе площадок для АЭС и других предприятий полного ядерного топливного

цикла [10].

Как радиологически «горячие» ландшафты можно рассматривать лугопастбищные угодья. Своеобразие накопления радионуклидов луговой растительностью определяется наличием на лугах дернинного слоя, состоящего из полуразложившихся остатков растений и собственно почвы. В этом специфическом депо радионуклиды, поступившие на луговые угодья после радиоактивных выпадений, задерживаются на длительное время, оставаясь повышено доступными для растений. Рыхление дернинного слоя и перевод естественных пастбищ в искусственные высокопродуктивные с сеянными травами сильно снижают накопление радионуклидов луговыми растениями и в результате ограничивают переход радиоактивных веществ в молоко и другие продукты животноводства.

Миграция радионуклидов в системе оросительная вода-почва-растение усиливается в условиях орошаемого земледелия. Особенно интенсивно ускорение перехода радионуклидов в растения происходит при дождевании, хотя и при поливе по бороздам, напуском, по чекам и т.п. также имеет место повышение поступления радионуклидов в растения относительно богарных условий. При дождевании радионуклиды поступают непосредственно в надземные части растений, минуя почвенное звено круговорота, т.е. исключается сорбция радионуклидов твердой фазой почвы. Особенно значим этот путь миграции для радионуклидов, которые сравнительно инертны при почвенном пути поступления в растения. Так, если для относительно более подвижного в системе почва-растение ^{90}Sr накопление в зерне озимой пшеницы при поливе дождеванием в 17 - 83 раза выше, чем при богарных условиях, то для менее мобильного ^{137}Cs это увеличение может достигать 700 - 1400 раз. Более сильное накопление растениями в условиях дождевания, чем при богарном земледелии, показано для большого числа искусственных радионуклидов (продуктов деления, нуклидов с наведенной активностью), а также для тяжелых естественных радионуклидов [1].

ИСТОЧНИКИ ПОСТУПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В АГРОСФЕРУ

К тяжелым металлам (ТМ) относят элементы с атомной массой больше 50 а.е.м. Наиболее опасными загрязняющими веществами признаны тяжелые металлы: свинец, ртуть, кадмий, мышьяк, цинк, никель и др. Примерно 90% тяжелых металлов, поступающих в окружающую среду, аккумулируются почвами. Затем они мигрируют в природные воды, поглощаются растениями и поступают в пищевые цепи.

Свинец, ртуть, кадмий, мышьяк и цинк считаются основными загрязнителями, главным образом, потому, что техногенное их накопление в окружающей среде идет особенно высокими темпами. Данные элементы обладают большим сродством к физиологически важным органическим соединениям и способны подавлять наиболее значимые процессы метаболизма, тормозят рост и развитие. В сельскохозяйственном производстве это приводит к снижению продуктивности и ухудшению качества продукции.

Допустимое количество тяжелых металлов, которое человек может потреблять с продуктами питания без риска заболеть, колеблется в зависимости от вида металла: свинец - 3 мг, кадмий - 0,4 - 0,5, ртуть - 0,3 мг в неделю. Хотя эти уровни условны, тем не менее, они служат основой для контроля содержания тяжелых металлов в продуктах питания [1].

Для почв сельскохозяйственного использования основными источниками загрязнения тяжелыми металлами являются отходы промышленности и осадки сточных вод крупных промышленных городов, а также компосты из бытового мусора, применяемые в качестве удобрений [2].

Максимальное загрязнение ТМ почв и воздуха происходит за счет работы электростанций (27%), предприятий черной металлургии (24,3%), предприятий по добыче и переработке нефти (15,5%), транспорта (13,2%), предприятий цветной металлургии (10,5%), предприятий по добыче и изготовлению строительных материалов (8,1%).

Существенным загрязнителем почвы ТМ являются фосфорные удобрения, а также удобрения, получаемые с использованием экстракционной ортофосфорной кислоты (аммофосы, аммофоски, нитрофоски) [3,4]. В них могут содержаться такие ТМ как кадмий, хром, кобальт, медь, свинец, никель, ванадий, цинк. На всех предприятиях, производящих фосфорные удобрения, выбросы ТМ в атмосферу превышают в 1,5-2 раза проектные величины.

Непрерывный рост производства фосфорсодержащих удобрений приводит к накоплению твердых отходов, которые содержат фтор, мышьяк, ТМ [5]. Самым многотоннажным отходом является фосфогипс. Ежегодно фосфогипса накапливается 13 млн.т, для хранения которого ежегодно отчуждается 130 га земли. Зона аккумуляции выбросов от предприятий распространяется до 5 км.

При внесении в почву пестицидов происходит загрязнение ее, в основном, ртутью, цинком, мышьяком, медью. Содержание тяжелых металлов, примесных элементов в различных удобрениях может в сотни раз превышать их среднее содержание в почвах. Поэтому химизация сельского хозяйства сопровождается увеличением концентрации этих элементов в почве и, следовательно, в сельскохозяйственных растениях и в организме человека.

Применяемые в настоящее время в качестве органических удобрений осадки сточных вод, компосты из них и ПБО (переработанные бытовые отходы) содержат в своем составе тяжелых металлов и примесные элементы.

Концентрации тяжелых металлов в осадках сточных вод следующие (мг/кг сухого вещества): Cu - 100-2100, Zn - 820-7130, Ni - 30-920, Pb - 149-265; Pb - 100-202, Cd - 2-4,6, Cr - 20-131, Cu 100- 349, Ni -13- 52,7, Hg - 3,1, Zn до 1446 [5].

Из фунгицидов, содержащих наиболее токсичный металл - ртуть, следует назвать гранозан, используемый для протравливания семян - 75,6 % массы этого препарата представлено ртутью. При протравливании семян гранозаном норма расхода препарата 1,5-2 кг/т зерна, т.е. на 1 га может поступать от 3 до 6 г ртути ежегодно, что соответствует концентрации 1-2 мкг/кг почвы. Некоторые фунгициды содержат в своем составе медь и цинк (медный купорос, купрозан и цинеб) [8].

НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ РАСТЕНИЯМИ

Поступая в растения, тяжелые металлы распределяются в их органах и тканях весьма неравномерно. Следовательно, изучение особенностей аккумуляции тяжелых металлов в растениях может помочь ограничить их поступление в организм человека.

Зачастую корневые системы растений содержат больше цинка, чем наземные органы. В наземных органах цинк концентрируется преимущественно в старых листьях. Корни пшеницы отличаются более высоким содержанием свинца и кадмия по сравнению с листьями. Уровень накопления тяжелых металлов в репродуктивных органах растений значительно ниже, чем в вегетативных, и зависит от биологических особенностей культуры, физиологической роли элемента, его содержания в почве и доступности для растений.

Органы накопления ассимилятов (корнеплоды, клубни, плоды) содержат значительно меньше тяжелых металлов, чем вегетативная масса растений. Это можно считать положительным фактом, поскольку именно они составляют хозяйственно ценную часть основных овощных культур.

Механизмы поглощения, транспорта, метаболизма и распределения тяжелых ме-

таллов в органах и тканях тесно связаны с видовыми и сортовыми особенностями возделываемых культур; на них влияют экологические и антропо-генные факторы. Знание закономерностей распределения тяжелых металлов в тканях и органах растений дает возможность выяснить механизмы их перераспределения и аккумуляции в процессе развития растений, разработать достоверные методы оценки качества урожая, грамотно сертифицировать продукцию.

Накопление и распределение тяжелых металлов в органах растения зависят прежде всего от вида, физиологической специализации и морфологических признаков отдельных органов (тип листьев, размер черешков и жилок, размер центрального цилиндра в корнеплодах).

Важно знать особенности распределения тяжелых металлов в овощных культурах.

В корнеплодах моркови содержание тяжелых металлов (кроме железа) убывает от кончика до головки. Для железа характерно высокое содержание в головке и равномерное распределение в остальной части корнеплода. В центральной части корнеплода содержится повышенное количество цинка и свинца, а в коре - повышенное количество меди, марганца, кадмия и железа.

Для нижней части корнеплода столовой свеклы характерно повышенное содержание всех элементов, кроме меди. Наименьшее содержание меди и железа отмечено в средней части корнеплода. В центральном цилиндре наблюдается повышенное количество цинка и свинца, а в коре - меди, марганца, кадмия и железа.

Минимальное количество кадмия, цинка и свинца находится в мякоти клубней картофеля. Повышенное количество железа характерно для периферийной части клубней. Медь распределена равномерно во всех частях клубня.

У плодов кабачков тяжелые металлы рассредоточены примерно одинаково по всей их длине, кроме зоны, примыкающей к плодоножке (примерно треть-четверть плода), в этой зоне содержание тяжелых металлов в 1,5 - 3 раза выше. Наибольшее количество тяжелых металлов находится в кожуре плода и в сердцевине.

Для тыквы характерно повышенное содержание тяжелых металлов в верхней части, примыкающей к плодоножке. Минимальное их количество находится в нижней части плодов (примерно в 1,5 - 4 раза меньше, чем в верхней).

Капуста отличается от других овощных культур и картофеля повышенным содержанием цинка и пониженным - кальция. Содержание всех элементов возрастает (примерно в 3 - 5 раз) от внешних листьев кочана к кочерыге.

Для зеленных культур характерно более высокое содержание свинца в черешках, чем в листовых пластинках. Растения салата отличаются наиболее высоким содержанием свинца в корнях, тогда как растения петрушки и хрена - наименьшим. Среди зеленных культур наибольшее количество свинца во всех органах растения наблюдается у укропа, щавеля, салата [1].

Таким образом, зная распределение тяжелых металлов в отдельных зонах и тканях различных органов растений, можно оценить их опасность в зависимости от объема, который они занимают в данном органе.

Рассмотрены первые два этапа в оценке экспозиции: характеристика окружающей обстановки и идентификация маршрутов воздействия и потенциальных путей распространения. Располагая данными, изложенными в этой статье, можно перейти к характеристике третьего этапа в оценке экспозиции - количественной характеристике экспозиции. Этот этап в оценке экспозиции предусматривает установление и оценку величины, частоты и продолжительности - для химических соединений; для радиоактивных излучений - это оценка экспозиционной дозы. Технология расчета экспозиционной дозы для разных видов радионуклидов в окружающей среде также будет рассмотрена в следующем сообщении.

Литература

1. Черников В.А., Алексахин Р.М., Голубев А.В. и др. Агроэкология. - М.: Колос, 2000. - С. 300-311, 472 – 479.
2. Henin S. Les elements-traces dans le sol. /Bull.Assoc. fr. etude sol. - 1983,. - №2. – P. 67-71.
3. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. - Л.: Агропромиздат. Ленингр. отделение, 1987. - С. 142.
4. Benes S. Nehtere Zdroje kontaminace pud tezkumi kovy./ Zemedelska vyroba v prmyslove oblasti. – 1988. - S. 47-51.
5. Riess P. Anwendung von Abfallen zu Nahrungs und Futterpflanzen/Landwirtschaftlicher Untersuchungs und Forschungsanstalten, 1988, 23.
6. Обуховская Т.Д., Каплунова Е.В., Сердюкова А.В. Цинк, кадмий, ртуть и свинец в системе почва-растение// Бюл. Почв. ин-та ВАСХНИЛ. – 1983. - №35. - С. 27-32.
7. Минеев В.Г. Экологические проблемы агрохимии. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. - С. 285.
8. Абрахамсон С. Возможный подход к оценке опасности мутагенов окружающей среды/ В кн.: Генетические последствия загрязнения окружающей среды. - М.: Наука, 1977. - С. 20-25.
9. Минеев В.Г. Агрохимия и биосфера. - М.: Колос, 1984. - С. 79-215.
10. Фокин А.Д. Проблема антропогенных загрязнений почв//Почвоведение. – 1989. - №10.

Поступила в редакцию 10.07.2002

Issues on ecology with large-capacity production of motor fuels from coal and heavy petroleum residues were discussed. In Russia an efficient universal technology has been developed for coal reprocessing into motor fuel by hydrogenation under low hydrogen pressure of 6-10 MPa, instead of 20-30 MPa in foreign processes. The most significant increase in efficiency of coal reprocessing can be achieved with the use of highly reliable, environmentally safe nuclear reactors of BN type as part of industrial complex for power supply and intensification of technological process of synthetic liquid fuel production. This will allow to improve sharply ecological situation in mining areas and coal reprocessing sites.

УДК 574.4.631

Ecological risk assessment. 2. Estimation of exposition at definition of risk in agrosphere \E.S. Fesenko, B.I. Synzynys; Editorial board of Journal "Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy, Yadernaya energetika" (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering) – Obninsk, 2002. – 11 pages, 1 table. – References, 10 titles.

In this article are considered the general principles of an estimation of exposition of animals and plants at hit in ecosystems of chemical substances or radionuclides.

The main ways and points of influence of chemical or radioactive substances in agrosphere, ways of distribution of chemical and radioactive substances, a route of influence are described.

УДК 621.039.54

The analysis of the VVER reactor characteristics for prolonged duration fuel cycles \O.G. Gerasimchuk, V.I. Orlov, V.F. Ukraintsev; Editorial board of Journal "Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy, Yadernaya energetika" (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering) – Obninsk, 2002. – 7 pages, 1 table, 3 illustrations. – References, 2 titles.

Loading factors and characteristics of fuel using were derived and analyzed in fuel cycles of prolonged duration such as fuel campaign duration; burn up; natural uranium expenditure; specific portion of electricity cost price in dependency of fuel enrichment and quantity of loaded fuel assemblies.

УДК 621.039.54

The analysis and prediction of the VVER reactors fuel cycle economical characteristics \O.G. Gerasimchuk, V.I. Orlov, V.F. Ukraintsev; Editorial board of Journal "Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy, Yadernaya energetika" (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering) – Obninsk, 2002. – 9 pages, 1 table, 5 illustrations. – References, 4 titles.

The main economical characteristics of fuel cycle are derived and analyzed such as: the prime cost of electricity and cumulative economical profit while producing electricity on the VVER reactors depending on enrichment of fuel, number of loading fuel assemblies, duration of campaign and loading factor, and with account of modification of costs structures. On their basis the forecasts on an intrusion of optimum fuel cycles of prolong duration for the VVER reactor are made.