

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК. СООБЩЕНИЕ I. ОСНОВНЫЕ АГЕНТЫ РИСКА В АГРОСФЕРЕ ПРИ ТЕХНОГЕННОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Е.С. Фесенко, Б.И. Сынзыныс

Обнинский институт атомной энергетики, г. Обнинск



Схема оценки риска для здоровья человека, в том числе и при его сельскохозяйственной деятельности, состоит из 6 этапов, из которых первым является “идентификация опасности”. На примере агроэкосистем или природных экосистем рассмотрены пути формирования первого этапа в оценке риска. Описана общая характеристика техногенного воздействия на агроэкосистемы и природные экосистемы. Приведены основные параметры наиболее опасных агентов риска: тяжелых металлов, пестицидов, радионуклидов. Намечены подходы использования этих результатов для выполнения следующего этапа идентификации риска – оценки экспозиции.

ВВЕДЕНИЕ

Историю нормирования и регламентации вредного воздействия радиации и химических веществ можно условно разделить на два периода. Первый период охватывает 30-е – 90-е гг. XX в. и характеризуется научной разработкой и введением в практику таких гигиенических нормативов как предельно допустимая доза радиации, предельно допустимый уровень электромагнитного излучения, предельно допустимая концентрация химического вещества в воздухе, воде, почве, сельхозпродуктах. Такому подходу способствовало создание в развитых странах перечня классов опасности химических веществ. Основу этой методологии составляло предположение о пороговом воздействии на человека или биоту того или иного химического соединения или излучения.

Однако к концу 70-х гг. в радиобиологии одержала победу концепция о беспороговом воздействии радиации на живые организмы. Эта концепция, с одной стороны, существенно ограничивала детерминистский подход к нормированию действия радиации, а с другой стороны дала начало развитию концепции риска, т.е. вероятностной оценки радиационного воздействия на организм. Довольно быстро из сферы действия радиации концепция риска перешла в классическое гигиеническое нормирование действия химических веществ. Эта же концепция вселила надежду в скорое создание истинно экологического нормирования, т.е. нормирования вредного воздействия на уровне биоценозов или даже экосистем.

© **Е.С. Фесенко, Б.И. Сынзыныс, 2002**

В настоящее время схема оценки риска для здоровья человека состоит, в основном, из шести этапов:

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

В данной работе на примере агроэкосистем или природных экосистем рассмотрены пути формирования первого этапа по оценке риска – идентификации опасности.

ОБЩАЯ ОЦЕНКА ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

В настоящее время уровни техногенного загрязнения природных экосистем и сельскохозяйственных угодий в ряде регионов России достаточно высоки. Общая площадь сельскохозяйственных угодий с высокой степенью загрязнения (от 10 до 100 раз выше фоновой) превышает 250 тыс. га. Это приводит к снижению плодородия почв, ухудшению качества продукции и, как следствие, негативному воздействию на здоровье населения.

По данным аэрокосмической съемки ареалы распространения техногенных выбросов вокруг промышленных комплексов охватывают площадь 18 млн. га, что составляет около 1% общей площади РФ. Площадь почвенного покрова, загрязненного тяжелыми металлами, составляет по ориентировочным оценкам 3,6 млн га, а с высокими уровнями загрязнения – 0,25 млн га.

Ежегодное применение пестицидов в сельском хозяйстве находилось примерно на одном уровне в течение 1980-1991 гг. и составляло 150 тыс. т, а в 1992 г. уменьшилось до 100 тыс. т. В целом по России в этот период обнаруживалось 5-10% почв с содержанием остаточных количеств пестицидов, превышающим ПДК (ОДК). Наиболее загрязнены остаточными количествами (ОК) пестицидов почвы садов и лесов – 37-52% от обследованных. Почвы под овощными культурами загрязнены ОК ДДТ, 2,4-Д и трефалана на площади 17,7%. Почвы под зерновыми культурами загрязнены ОК ДДТ, ГХЦГ, 2,4-Д, пропазина, трефлана и ТХАН на площади 11,3% от обследованных.

Загрязнение сельскохозяйственных угодий на территории РФ радиоактивными веществами связано с крупными радиационными авариями (в первую очередь, на химкомбинате «Маяк» (Южный Урал) и на Чернобыльской АЭС) и с испытаниями ядерного оружия на Семипалатинском полигоне.

Общая площадь загрязненной радионуклидами зоны на территории Уральского региона составляет около 25 тыс. кв. км. Площадь территории с высокими уровнями загрязнения (выше 74 кБк/м² по ⁹⁰Sr) составляет около 1 тыс. кв. км. В результате аварии на Чернобыльской АЭС в зону радиоактивного загрязнения попали 13 областей РФ. Однако наиболее высокие уровни загрязнения были обнаружены в 4 областях – площадь загрязнения обследованных сельскохозяйственных угодий радиоактивными веществами составила в Брянской области более 280 тыс. га, в Калужской – около 230 тыс. га, в Тульской – более 115 тыс. га и Орловской – более 76 тыс. га.

Поскольку техногенное загрязнение носит очень разнообразный характер, применение отдельных мероприятий, направленных на снижение негативных последствий одних факторов (например, радиоактивного загрязнения), может привести к усиле-

нию действия других, что требует взвешенного и комплексного использования приемов, направленных на обеспечение экологически безопасного ведения сельскохозяйственного производства и лесного дела на загрязненных территориях. В свою очередь, это приводит к необходимости анализа основных источников риска для сельского хозяйства при техногенном загрязнении окружающей среды и разработки методов оценки реальной опасности.

Основные характеристики наиболее опасных агентов риска

Корректная оценка опасности распространения в окружающей среде различных загрязняющих веществ должна быть основана на введении общей меры оценки вредного действия техногенных факторов. Существует несколько подходов к разработке такой меры. Некоторые из них основаны на концепции «единицы риска» [1], введении понятия «химический эквивалент рентгена» [2] или «фактора индукции репарации» [3] и базируются на сравнительном анализе мутагенной эффективности тестируемых веществ, другие - на вычислении значений стресс-индексов [4].

Стресс-индекс (в отличие от «единицы риска») учитывает не только токсичность и мутагенность отдельных поллютантов, но и их относительную распространенность в окружающей среде.

Применение этих показателей для оценки последствий техногенного загрязнения окружающей среды показывает, что наибольшую опасность для окружающей среды и населения представляют пестициды [4]. Но в будущем основное значение приобретут тяжелые металлы, которые в этой классификации занимают второе место. Увеличится значение отходов атомных электростанций, которые вместе с твердыми отходами промышленных предприятий займут 2-3 места, пропустив вперед себя лишь тяжелые металлы.

Таким образом, наиболее распространенными и опасными факторами, определяющими последствия загрязнения окружающей среды, являются тяжелые металлы, пестициды и радионуклиды, вклад которых в ухудшение экологической обстановки в зонах чрезвычайных экологических ситуаций и бедствий является определяющим.

Тяжелые металлы

Проблема тяжелых металлов связана с их широким применением в промышленности, технике и стойкостью в окружающей среде. Раз появившись, они уже не выводятся из биогеоценозов и даже при низком уровне поступления их в окружающую среду концентрации в последних увеличиваются. Рассматривая формы воздействия тяжелых металлов на сельскохозяйственное производство, следует отметить, что их влияние связано не только непосредственно с загрязнением сельскохозяйственной продукции, ограничивающим ее использование, но и с прямым токсическим действием на компоненты агроэкосистем.

Существующие в среде концентрации тяжелых металлов в большинстве случаев не столь значительны, чтобы вызывать токсическую реакцию, однако их длительное воздействие может иметь генетические последствия.

Понятие «тяжелые металлы» объединяет широкий круг элементов, существенно различающихся по своим химическим свойствам, биологической доступности, скорости миграции и распространенности в биосфере. Большинство из них являются метаболическими ядами, действующими на энергетику клетки, фотосинтез и регуляторные процессы. Поэтому мутагенное действие тяжелых металлов является, как правило, побочным эффектом, результатом косвенного влияния нарушений метаболизма, проницаемости мембран и т.п.

Специфика тяжелых металлов обнаруживается также при анализе путей их поступ-

ления в клетки-мишени. Ионизирующие излучения хотя частично и поглощаются тканью, покрывающей клетки-мишени, но качество их при этом не изменяется. Химические же агенты, напротив, проходя через метаболическую систему организма, изменяются самым непредсказуемым образом. При этом они могут потерять свою мутагенную активность, но могут также и приобрести ее или усилить уже имевшуюся. Следует также учитывать, что многие химические загрязнители среды являются биологически активными соединениями, микроэлементами, жизненно необходимыми для живых организмов. Поэтому для некоторых из них не существует биологических барьеров при поступлении в организм, и они способны в значительных количествах концентрироваться в отдельных органах, тканях и даже субклеточных структурах.

В основе фитотоксического действия тяжелых металлов лежат следующие механизмы [6]:

- 1) изменение проницаемости клеточных мембран (Ag, Au, Cd, Hg, Pb);
- 2) реакции R-SH-групп с катионами Ag, Hg, Pb, Cd, Zn, Cu;
- 3) конкуренция с жизненно важными метаболитами Sb, Se, Fe;
- 4) сродство к фосфатным группам и активным центрам в АДФ и АТФ (Al, Ba, Se, Y, Zn, лантаноиды, все тяжелые металлы);
- 5) замещение жизненно важных ионов (Cs, Zr, Pb, Se, Sr);
- 6) захват в молекулах позиций, занимаемых жизненно важными функциональными группами типа фосфата (арсенат, селенат, теллурат, вольфрамат).

Среди тяжелых металлов наиболее опасными загрязнителями считаются Hg, Pb, Cd, As, Zn, главным образом потому, что техногенное накопление их в окружающей среде идет высокими темпами. Кроме этого среди тяжелых металлов Hg и Cd принадлежат к элементам с чрезвычайно высокой токсичностью (кларки составляют соответственно 0,06 и 0,13 мг/кг; ПДК – 2,1 и 5 мг/кг); Pb и As – с высокой токсичностью (кларки 16 и 2 мг/кг; ПДК – 32 и 2 мг/кг); Cu и Zn – с умеренной токсичностью (кларки 78 и 89 мг/кг; ПДК – 3 и 23 мг/кг) [7].

В основе токсического влияния Cd, как и других тяжелых металлов (Zn, Pb, Cr) лежит их денатурирующее действие на метаболически важные белки. Так, Cd, Pb и Zn на 50% инактивируют большинство ферментов при концентрации 10^{-6} – 10^{-4} м [8]. Другой, не менее чувствительной мишенью для Cd являются клеточные органеллы – митохондрии и хлоропласты. Попадая в митохондрии, Cd действует на скорость транспорта электронов в окислительно-восстановительной цепи и на синтез АТФ. Кадмий в значительной степени изменяет содержание хлорофилла, вызывает его деградацию, ингибирует ферменты, ответственные за фиксацию CO_2 , влияет на темновую и световую стадии фотосинтеза и фотофосфорилирование [9-11].

Свинец и его соединения принадлежат к числу распространенных загрязнителей окружающей среды. Значительный интерес к действию Pb обусловлен его токсичностью для млекопитающих. Ионы Pb имеют сродство к лигандам, содержащим сульфгидрильную группу, они легко соединяются с амино- и карбоксильными группами белков и нуклеиновых кислот [12,13]. Поскольку каталитическая и регуляторная роль белков является всеобъемлющей для метаболической системы живых организмов, нарушения, вызванные ионами Pb, могут затрагивать самые различные звенья обмена. Так, Pb подавляет активность ферментов, участвующих в биосинтезе хлорофилла, влияет на скорость и некоторые особенности течения фотосинтетических реакций, изменяет активность ферментов восстановительного пентозофосфатного цикла и митохондриального электронного транспорта [12]. Наблюдается также нарушение проницаемости мембран ввиду накопления Pb в митохондриях.

Многие тяжелые металлы относятся к широкому классу химических веществ, способных в той или иной мере подавлять работу систем репарации. Этот класс биоло-

гически активных веществ получил название «псевдомутагены». Генетический эффект псевдомутагенов определяется особенностями объектов, различающихся уровнем спонтанных предмутационных изменений, поскольку эффект в этом случае определяется реализацией спонтанных повреждений, которые в норме репарируются. Поэтому при совместном действии двух псевдомутагенов эффект оказывается примерно таким же, как и при действии каждого из них в отдельности. В то же время комбинация псевдомутагенов с ионизирующим излучением или другими ДНК-тропными факторами часто приводит к возникновению нелинейных, синергических эффектов [18].

К числу основных факторов, определяющих подвижность тяжелых металлов в почве и системе почва-растения и, как следствие, накопление их сельскохозяйственными растениями (что в большинстве случаев является критическим при сельскохозяйственном использовании территорий, подвергшихся техногенному загрязнению) относятся

- механический состав почвы - оказывает прямое влияние на закрепление тяжелых металлов и их высвобождение - на тяжелых почвах существует меньшая опасность высвобождения их и поглощения растениями, чем на легких;

- реакция (рН) почвы - играет важную роль в растворимости тяжелых металлов - с повышением рН почвенного раствора увеличивается доля нерастворимых гидроксидов и карбонатов; для снижения до минимума доступности токсичного металла в почве необходимо поддерживать рН около 6,5;

- органическое вещество почвы - может образовывать сложные и комплексные соединения с тяжелыми металлами - в почвах с высоким содержанием гумуса тяжелые металлы менее доступны для поглощения, чем в менее гумусированных почвах;

- обменная емкость катионов - определяет способность почвы сорбировать тяжелые металлы - чем больше в почве глинистой фракции и органического вещества, тем больше ее удерживающая способность и тем меньше поглощается тяжелых металлов растениями;

- аэрация (дренированность) почвы - определяет направленность окислительно-восстановительных процессов - при недостатке кислорода в почве усиливаются восстановительные процессы, в результате образуются соединения тяжелых металлов, имеющие более высокую растворимость.

Для сравнительной оценки накопления тяжелых металлов из почв используется коэффициент накопления, рассчитываемый как отношение концентраций элемента в растениях и валового содержания в почве. Анализ данных по коэффициентам накопления тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами из дерново-подзолистых почв легкого механического состава показывает, что в зависимости от физико-химических характеристик элементов накопление их одними и теми же видами растений различается от 3,9 до 84,3 раз. При этом максимальным накоплением тяжелых металлов характеризуются листья бобовых культур, листовые овощи, вегетативная масса трав и солома зерновых культур. Максимальные различия по коэффициентам накопления зафиксированы для зерна озимой ржи, а минимальные - для вегетативной массы кукурузы. Максимальные коэффициенты определены для Zn. Достаточно интенсивно поглощаются растениями также Cu, Cd и Pb. Различия в накоплении элементов разными видами растений составляют в среднем для Cu 3.4 раза, Zn - 2.5, Mn - 23.0, Cd - 2.93, Pb - 6.25, Co - 14.2 и Ni - 26.5 раза.

Для черноземных почв различия в накоплении элементов одними и теми же видами культур достигают двух порядков по зерну (гречиха, тритикале, озимая пшеница), для соломы составляют от 11 до 47 раз, для картофеля - 26 раз, для многолетних трав от 60 до 160 раз.

Межвидовые различия в накоплении растениями отдельных элементов значительно варьируют и составляют для зерна от 2 до 30 раз, а для соломы и вегетативной массы от 30 до 130 раз. Необходимо отметить значительное влияние биологических особенностей растений. Для Zn в большинстве случаев накопление в генеративных органах растений выше, чем в вегетативных, для Cd, Cu, и Cr, как правило, накопление выше в вегетативной массе, а для остальных изученных элементов возможно как преимущественное накопление в генеративных органах, так и в вегетативных.

По накоплению тяжелых металлов сельскохозяйственные культуры можно расположить в следующем порядке:

Cr: кукуруза > солома зерновых культур > зерно > многолетние травы;

Zn: зерно > солома зерновых культур > кукуруза, многолетние травы;

Mn: многолетние травы > солома зерновых культур, кукуруза > зерно;

Cd: зерно > солома зерновых культур, многолетние травы > кукуруза;

Pb: многолетние травы > кукуруза, солома зерновых культур > зерно;

Co: кукуруза > многолетние травы > солома зерновых культур > зерно;

Cu: многолетние травы > солома зерновых культур, зерно > кукуруза;

Ni: многолетние травы > солома зерновых культур > кукуруза > зерно;

Fe: многолетние травы > солома зерновых культур, кукуруза > зерно.

Эти факторы необходимо учитывать при оценке риска загрязнения сельхозугодий тяжелыми металлами, поскольку для почв с различными характеристиками накопление токсикантов в сельскохозяйственной продукции (а следовательно, и риск от загрязнения тяжелыми металлами почв) может значительно (до 10 раз и более) отличаться.

Пестициды

Пестициды - одни из наиболее распространенных и опасных загрязнителей окружающей среды. Воздействию пестицидных препаратов подвергаются практически все организмы (от бактерий до человека) независимо от уровня их сложности и среды обитания.

Большинство пестицидов обладают мутагенной активностью при действии в высоких дозах и концентрациях. Мутагенность пестицидов не коррелирует с их токсичностью: пестициды-мутагены встречаются с одинаковой частотой среди веществ, относящихся к разным классам по токсичности [14]. Как правило, максимальные уровни мутагенных эффектов, индуцируемых пестицидами, относительно невысоки, а зависимости «доза-эффект» не проявляются или слабо выражены в пределах узкого диапазона эффективных доз [15-17]. Пестициды в совокупности представляют собой новый мутагенный фактор окружающей среды малой интенсивности, но значительный по силе суммарного мутагенного воздействия.

По сравнению с тяжелыми металлами механизмы токсического действия пестицидов значительно менее разнообразны и могут быть сведены к нарушению нескольких фундаментальных метаболических процессов, протекающих в клетке. К таким пестицидочувствительным элементам системы клеточного метаболизма относятся, в первую очередь, преобразование энергии в хлоропластах и митохондриях, передача нервного импульса в нейронах и биосинтез некоторых жизненно важных для клетки соединений. Эти процессы, несмотря на очевидные различия, имеют одну общую черту - их ключевые этапы осуществляются на уровне клеточных мембран и катализируются специализированными мембранными белками.

Взаимодействие с белками тилакоидных мембран хлоропластов и митохондрий представляет собой основной механизм фитотоксического действия большинства известных в настоящее время гербицидных препаратов. Обычно гербициды, связы-

вающиеся с мембранными белками тилакоидов, подавляют функционирование электрон-транспортной цепи хлоропластов. При проникновении в хлорофиллоносные ткани гербициды нарушают нормальный ход окислительного фосфорилирования. Под влиянием 2,4-Д ингибируются основные ферменты цитохромной системы дыхательной цепи, изменяются физико-химические свойства мембран (проницаемость, конформационное состояние белков, липидов и др.).

Исследования поведения пестицидов в почве показали, что распределение токсикантов по профилю почвенного покрова в значительной мере зависит как от типа почвы и физико-химических свойств пестицида, так и типа угодья и видовых особенностей сельскохозяйственных культур.

При оценке риска от загрязнения почв сельхозугодий пестицидами необходимо учитывать, с одной стороны, адсорбцию токсикантов почвенно-поглощающим комплексом, а с другой, - увеличение их растворимости за счет изменения pH почвенного раствора. Применение минеральных удобрений и мелиорантов неоднозначно влияет на миграцию пестицидов в почве. Так, известкование почвы увеличивает адсорбцию токсикантов за счет уменьшения их растворимости в почвенном растворе. При внесении большого количества минеральных удобрений на суглинистых кислых почвах более полному вымыванию пестицидов препятствуют адсорбционные процессы, протекающие в почве.

В результате улетучивания и слабой сорбции почвой возможно распространение на большие расстояния таких пестицидов как трефлан, ДДВФ, ТХАН, ПХК, ГХЦГ, хлорофос, а за счет большой растворимости в воде таких пестицидов как далапон, ТХАН, рогор, хлорофос, антио, акрекс, 2,4-Д и их слабой сорбции почвой возможно загрязнение водосточников.

Таким образом, химические и физические свойства пестицидов имеют важное значение для оценки риска от пестицидов. Среди факторов, определяющих полевые потери токсикантов, выделяют персистентность (устойчивость) в почве, адсорбцию почвой и давление паров токсикантов над поверхностью почвы.

Персистентность пестицида (особенно в поверхностном слое почвы) определяет количество токсикантов, вымываемых с поверхностным стоком. Остаточная часть внесенного пестицида убывает пропорционально времени и интенсивности поверхностного стока.

Потери сильноадсорбирующихся пестицидов зависят, главным образом, от эрозийных процессов, протекающих в почве; при этом выщелачивание (вымывание) указанных токсикантов наблюдается очень редко.

Слабоадсорбирующиеся пестициды характеризуются интенсивной инфильтрацией в нижележащие слои почвы за счет быстрого перехода в почвенный раствор. Максимальные потери пестицидов из почвы наблюдаются, как правило, с первым выпадением дождя после внесения пестицидов (или полива).

Давление пара над поверхностью обработанного поля - это третий фактор, влияющий на полевые потери пестицидов. Значительные потери пестицидов от улетучивания в атмосферу обеспечивают следующие факторы: 1 - попадание пестицидов на поверхность растений и испарение с них; 2 - малая адсорбционная способность почвы; 3 - наличие конкуренции за адсорбционные места. Потери в атмосферу во время применения и сразу после него могут составлять до 80, тогда как потери с поверхностным стоком и инфильтрацией составляют соответственно 5 и 1 от количества в почве.

Таким образом, улетучивание пестицидов с поверхности почвы является одним из наиболее важных источников загрязнения продукции растениеводства за счет аэраль-ного пути поступления токсикантов.

Опасность накопления пестицидов имеется в том случае, если периоды между повторными их внесениями значительно меньше значений T_{95} .

Исходя из значений T_{95} (период полного разложения) к персистентным пестицидам относятся ГХБ, ГХЦГ, ДДТ, зенкор, лонтрел, ленацил, линурон, реглон, симазин. В связи с этим миграция и накопление в природных объектах вышеуказанных персистентных токсикантов, а также их включение в сельскохозяйственные цепочки миграции представляют опасность для здоровья человека.

По некоторым данным переход хлорорганических пестицидов (ХОП) в растения наблюдается лишь при определенных количественных условиях загрязнения почв. Так, при содержании ДДТ в почве до 0,1 мг/кг накопление остаточных количеств пестицидов в растениях не происходит. При содержании ДДТ в почве до 2 мг/кг накопление его в корнеплодах не отмечается, а во мхах и травах обнаруживается до 0,5 мг/кг. При содержании в почве ДДТ до 10 мг/кг происходит накопление его и в травах и корнеплодах до 0,3 мг/кг.

Избирательной способностью накапливать ХОП в больших количествах обладает морковь. Относительное содержание пестицида в моркови в 5-10 раз превышает его содержание в почве. Повышенная сорбция пестицидов из почв растениями отмечается в период их интенсивного роста. По способности поглощать пестициды растения располагаются в следующем порядке: вико-овсяная смесь > люцерна > клевер > сахарная и кормовая свекла > картофель > злаковые.

Основным источником попадания пестицидов в мясомолочные продукты являются корма. Согласно экспериментальным данным по накоплению пестицидов в органах и тканях животных, их выделению с молоком и яйцами при длительном поступлении в организм с кормами основную опасность как вероятные загрязнители животноводческой продукции представляют собой хлорорганические инсектициды и в первую очередь ДДТ. Этот препарат способен накапливаться в жировой ткани в количествах, превышающих уровень его содержания в кормах до 10 и более раз.

Так, если в кормовых травах содержание ДДТ составляет 1,5 - 26,2 мг/кг, то в молоке коров оно может достигать 0,6, в сливках - 4,5, а в сливочном масле - 12,0 мг/кг. Содержание ХОП в пробах говяжьего мяса составляет 0,16-0,75, свиного мяса - до 3,2, в бараньем мясе - 0,02-0,1, в курином - 0,03-1,7 мг/кг. Концентрация ХОП в яйце, жире и тканях кур определяется содержанием их в кормах и интенсивностью обработки подстилки и самих кур ядохимикатами в целях борьбы с экпаразитами. Показано, что при содержании в корме кур ДДТ в пределах 0,1 мг/кг существенного накопления его остатков в яйце и тканях кур не происходит. При увеличении количества ДДТ в кормах до 0,5 мг/кг содержание его в жире кур достигает 2,5, в коже и мышцах - 0,3-1,1, в желтке яиц - 1,5 мг/кг, т.е. коэффициент кумуляции ДДТ в тканях и яйце кур имеет высокое значение.

У других хлорорганических пестицидов, в частности, гамма - изомера ГХЦГ, гептахлора, хлорированных терпенов, отношение уровня содержания остатков пестицидов в жире к их содержанию в корме составляет не более 5.

Степень выделения с молоком фосфорорганических пестицидов значительно ниже, чем хлорорганических соединений.

Данные об остаточных количествах производных карбаминовой кислоты в продуктах животноводства единичны и разноречивы. В молоке коров и тканях крупного рогатого скота остаточные количества карбаминовых пестицидов не обнаруживаются. В желтке яиц кур, получавших в кормах до 200 мг/кг севина, остаточные его количества достигают 0,20 мг/кг. Меньшая токсичность и кумулятивность карбаминов по сравнению с ХОП позволяет рассматривать их как наиболее перспективные заменители.

Таким образом, наибольшим риском для ведения сельскохозяйственного производства характеризуются персистентные пестициды; к ним относятся ГХБ, ГХЦГ, ДДТ, зенкор, лонтрел, ленацил, линурон, реглон, симазин, обладающие высокой биологической подвижностью в системе почва - растение - животное - человек.

Радионуклиды

Существующий опыт радиоэкологических исследований показывает, что в случае радиоактивного загрязнения ведущее значение имеет накопление радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, тогда как ингибирование развития сельскохозяйственных растений и животных проявляется при гораздо более высоком содержании радионуклидов в окружающей среде. Экологическое значение разных радионуклидов совершенно различно. Радионуклиды с коротким периодом полураспада, как правило, не представляют опасности (исключая ситуации, связанные с применением ядерного оружия или авариями на атомных станциях), поскольку их высокая активность сохраняется в течении короткого времени. Радиоактивные элементы с большим периодом полураспада (например уран-238, тяжелые естественные радионуклиды), также, как правило, не представляют большой опасности, поскольку на единицу массы они являются слабоактивными. Среди большого числа искусственных радионуклидов (продуктов ядерного деления) наибольшую опасность представляют радионуклиды, периоды полураспада которых составляют от нескольких месяцев до нескольких десятков лет. Среди этих радионуклидов следует выделить ^{137}Cs и ^{90}Sr , характеризующиеся довольно высокой миграционной способностью. Именно эти радионуклиды, являясь химическими аналогами Са и К, могут накапливаться в значительных количествах в сельскохозяйственной продукции и, как следствие, в организме человека в количествах, способных причинить ущерб здоровью человека.

К числу основных параметров, определяющих поступление радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию и (как следствие) дозы внутреннего облучения населения, относятся

- физико-химические свойства радионуклидов;
- содержание подвижных форм радионуклидов в почве;
- поглотительная способность почвы, содержание илистой фракции, содержание и структура органического вещества, минералогический состав почвы;
- соотношение концентраций элементов-аналогов в почве;
- длительность взаимодействия радионуклидов с почвой;
- вид растения, сорт, фаза развития растения.

В целом поступление радионуклидов в сельскохозяйственные растения определяется тремя группами факторов: 1- почвенно-климатические условия; 2 - биологические особенности растений; 3 - технологии возделывания культур. В зависимости от годовых колебаний погодно-климатических условий накопление радионуклидов в сельскохозяйственных растениях может колебаться от 2 до 5 раз. Видовые и сортовые различия растений определяют колебания в накоплении радионуклидов от 1,5 до 30 раз. В зависимости от почвенных характеристик коэффициенты перехода радионуклидов могут различаться до двух порядков, что также необходимо учитывать при оценке риска для сельскохозяйственного производства при радиоактивном загрязнении угодий.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Согласно существующей методологии [19-21] этап идентификации опасности при оценке риска радиационного или химического воздействия должен включать в себя критический обзор всей базы данных о токсичности химических соединений или о возможной радиотоксичности внедренных в экосистему радионуклидов. На этой ста-

дии оценки риска не следует пытаться предвидеть риск для человека, сельскохозяйственных животных или биоценозов. Подобные оценки мы сможем предварительно делать, реализуя далее следующие два этапа в оценке риска: оценки экспозиции и установления зависимости “доза (концентрация) – отклик (эффект)”.

Следует также постоянно учитывать немаловажное обстоятельство. Действительно, в простейших случаях общая характеристика опасности проводится для условий воздействия одного изолированно действующего химического соединения. В другом случае все это проводится для одного “попавшего” в эту среду радионуклида с характерным типом воздействия, например, гамма- или бета-излучение. Вместе с тем, человек и сельскохозяйственные животные чрезвычайно редко подвергаются воздействию только одного вещества или экологического фактора. В той или иной степени пища или корма содержат различные химические примеси; химические вещества используются в комбинации с другими соединениями; различные условия и образ жизни (курение, алкоголь) могут увеличивать экспозицию сложных смесей химических соединений. При воздействии на человека и животных двух и более химических соединений или радиационных факторов их эффекты могут изменяться [18].

Таким образом, этап идентификации опасности, который проводится перед этапом оценки экспозиции, должен заканчиваться ответами на следующие вопросы.

- Насколько полноценно проведено исследование токсичности химического вещества или радиотоксичности того или иного радионуклида?
- На чем основано исследование токсичности или радиотоксичности: на данных, полученных на животных, человеке или растениях?
- Данные на человеке: какой тип исследования – экологический, когортный, индивидуальный? Адекватно ли описывалось воздействие? Учитывался ли комплексный характер воздействия?
- Данные на животных: наблюдался ли критический эффект у животных одного или многих видов?
- Существуют ли пробелы (“белые пятна”) в полученной информации?
- Известен или нет механизм действия химического вещества или радионуклида?
- Какова степень достоверности полученных данных?

Авторы выражают благодарность профессору С.В. Фесенко за большую помощь, оказанную при подготовке этой статьи, а также Г.В. Козьмину за ценные замечания и предложения.

Литература

1. Абрахамсон С. Возможный подход к оценке опасности мутагенов окружающей среды. В кн.: Генетические последствия загрязнения окружающей среды. - М.: Наука, 1977. - С. 20-25.
2. Сошка И. Сравнительное исследование радиационного и химического мутагенеза. В кн.: Труды рабочего совещания по генетическому действию корпускулярных излучений. - Дубна, 1989. - С. 40-50.
3. Дубинин Н.П., Пашин Ю.В. Мутагенез и окружающая среда. - М.: Наука, 1978. - 130 с.
4. Лысцов В.Н. Оценка риска действия ионизирующих излучений и их сочетаний с другими агентами окружающей среды. Дисс. докт. физ.-мат. наук. - М., 1993. - 72 с.
5. Environmental Geochemistry and Health. / Ed. S. Bowie, I Thornton & - Dordrecht; Boston; Lancaster: Reidel Publishing Company. 1984. - 140 p.
6. Орлов Д.С., Малинина М.С., Мотузова Г.В. Химическое загрязнение почв и их охрана. - М.: Агропромиздат, 1991. - 303 с.
7. Ягодин Б.А., Виноградова С.Б., Говорина В.В. Кадмий в системе почва-удобрения-растения-животные организмы и человек // Агрохимия. - 1989. - № 5. - С. 118-130.

8. Гигиена окружающей среды//Под редакцией Г.И. Сидоренко. - М.: Медицина, 1985. – 304 с.
9. Root R.A., Miller R.J., Koeppel D.E. Uptake of cadmium – its toxicity and effect on the iron ration in hydroponically grown corn//J. Environ. Qual. - 1975. - V. 4. - №4. - P. 473-476.
10. Li E.H., Miles C.D. Effects of cadmium on photoreaction II of cloroplasts//Plant Sci. Lett. - 1975. - V. 5. - №1. - P. 33-40.
11. Dudka G., Wolinska D., Baszinski T. Chloroplast volume and number in leaves of cadmium-treated tomato plants// Photosynthesica - 1983. - V. 17. - №4. - P. 597-601.
12. Demayo A., Taylor M.C., Taylor K.W., Hodson P.V. Toxic effects of lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants and livestock//Crit. Rews. Environ. Contr. - 1982. - V. 12. - №4. - P. 257-305.
13. Reichlmayr-Lais A.M., Kurchgessner M. Lead biochemistry of the essential ultratrace elements// N. Y. L. - Plenum Press. - 1984. - P. 367-387.
14. Куринный А.И. О тактике генетического контроля за применением пестицидов.// Цитология и генетика. - 1986. - Т. 20. - № 6. - С. 463-467.
15. Куринный А.И., Пилинская М.А. Исследование пестицидов как мутагенов внешней среды. - Киев: Наукова Думка, 1976. – 112 с.
16. Касьяненко А.Г., Королева Н.С. Оценка генетической опасности пестицидов//Известия АН СССР. Сер. Биол. - 1979. - № 3. - С. 401-409.
17. Кириллова Г.А., Тихонович И.А., Фадеева Т.С. Генетические эффекты пестицидов//Усп совр. генет. - 1982. - Вып. 10. - С. 181-183.
18. Петин В.Г., Сынзыныс Б.И. Комбинированное воздействие факторов окружающей среды на биологические системы. – Обнинск: ИАТЭ, 1998. – 74 с.
19. Risk assessment in the Federal Government: Managing the process//National Research Council. National Academy Press. Washington. – 1983.
20. Risk assessment for contaminated sites in Europe. Vol.1. Scientific Basis. LQM Press. Nottingham. – 1998. - P.165.
21. EPA – 1988. Superfund exposure assessment manual. Environmental Protection Agency USA. Washington D.C. – 1988.

Поступила в редакцию 15.02.2002

reactor core. Background for developing a correspondent methodology related with occurred bowing and deformation of fuel assemblies (FA) under operation, jamming of the rod cluster control assemblies (RCCA), and generation of enhanced inter-FA gaps impacting on local energy release in fuel, is under consideration. Schematization of WWER-1000 FA and reactor core design is outlined and implemented for developing the procedure for calculation of thermomechanical behaviour of the FA integrated into WWER-1000 reactor core. The description presents computational models, which are implemented for validation of thermomechanical behaviour of the WWER-1000 reactor cores and development of recommendations for the design improvement.

УДК 621.039.54

Calculation Method on the Longitudinal and Transversal Bowing of WWER-1000 Core Subassemblies under Operation \V.M. Troyanov, Y.U. Likhachev, V.I. Folomeev; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering). - Obninsk, 2002. - 10 pages, 4 illustrations. - References, 2 titles.

The paper reviews calculation method on the longitudinal and transversal bowing of WWER-1000 core subassemblies under operation. The method is based on the beam-pivot modelling of the sub-assembly (FA) bowing. FA is simulated by the multi-tied pivot system. Calculation method of non-linear FA bowing takes into account irradiation effects for structure materials, friction and slipping of fuel rods within spacer grids, external forces, weight acting, hydraulic forces etc. The solution of non-linear equation system is realized by the computer code "TEREMOK".

УДК 629.76:629.78

Application of Nuclear Photon Engines for Deep-space Exploration \A.V. Gulevich, A.V. Zrodnikov, Eu.A. Ivanov, O.F. Kukharchuk, D.V. Evtodiev; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering). - Obninsk, 2002. - 9 pages, 1 table, 3 illustrations. - References, 11 titles.

Conception of using the nuclear photon rocket engines for deep space exploration is proposed. Some analytical estimations have been made to illustrate the possibility to travel to 100 – 10000 AU using a small thrust photon engine. Concepts of high temperature nuclear reactors for the nuclear photon engines are also discussed.

УДК 502.3 (470.333)

Implementation of Neural Networks for Assessment of Surface Density Contamination with ^{90}Sr (For Territory of Bryansk Region as an Example) \R. Parkin, M. Kanevsky, E. Saveleva, I. Pichugina, B. Yatsalo; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering). - Obninsk, 2002. - 7 pages, 2 tables, 5 illustrations. - References, 10 titles.

The joint spatial analysis of surface density contamination of Bryansk region with radionuclides ^{90}Sr and ^{137}Cs is considered. Fallouts of these radionuclides as a result of the Chernobyl accident are correlated, that allows investigating their joint spatial structure and improving quality of spatial interpolation. The application of artificial neural network (Multilayer Perceptron) for an estimation of surface density contamination with ^{90}Sr is described. As a result of implementation of this approach the detailed maps of contamination with ^{90}Sr and ^{137}Cs for Bryansk region were created that is used in geoinformation decision support system for rehabilitation of radioactive contaminated territories.

УДК 574.4:502.3

Ecological Risk. 1. The Origin of Risk in Agrosphere and Natural Ecosystems under Pollution of the Environment \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. - References, 21 titles.

The most fundamental problems for contaminated land risk assessment relate to bioavailability of contaminants relative to the study of bioavailability and toxicity criteria. Approach to risk assessment normally consist of three general components. Monitoring of biomarkers, bioconcentration, indicator species, changes in community structure. These indicators are seldom used in current risk

assessment practice, but may be employed in research projects. A comparison of chemical and radioactivity data with generic guideline values or quality criteria derived from toxicity data. Bioassays with material from the contaminated site as a supplement to chemical and radioactivity analysis.

УДК 621.039.586:536.42

Numerical Modelling of Pin Meltdown in View of Molten Cladding Relocation in BN Reactor Core under beyond Design Accident \ G.N. Vlasichev, G.B. Usinin; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering). - Obninsk, 2002. - 9 pages, 5 illustrations. - References, 9 titles.

The technique of account of emergency process of pin heating and melting is developed in view of molten cladding relocation at the termination of coolant flow in fuel assembly of the fast reactor with sodium coolant. The calculation analysis of meltdown process of separate most heat-stressed pin of central assembly in BN reactor core is executed in view of molten cladding relocation under beyond design accident with loss of power providing without operation of all means of effect on reactivity. In model of the given work evaporation of sodium in addition is taken into account. In result, the melting times of pin cladding and fuel are received in view of molten cladding relocation, freezing of its material on more cold pin sites and frozen crust melting. The fuel melting sequence on core height received as a result of previous cladding relocation to the bottom part of core, will result in occurrence and preservation during any of time of a configuration of pin materials in most heat-stressed assemblies, bringing in the greatest contribution in reactivity.

УДК 621.039.5

Markov Chain with Rewards for Selection Most Significant Fission Products. General model \ Yu.V. Volkov, O.B. Duginov; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher School. Nuclear Power Engineering). - Obninsk, 2002. - 8 pages, 1 illustration, 1 table. - References, 4 titles.

The Markov model with rewards for description of isotope transitions is developed. The iterative method for determination the most significant route (strategies) of isotope transitions according to given criterion which bring the largest effect has been proposed.

УДК 621.039.7

Norms of Criticality Safety at Handling with Wastes, Containing Plutonium and Uranium of Low Enrichment \ S.S. Krechetov, V.S. Vnukov; Editorial board of Journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering) – Obninsk, 2002. – 5 pages, 7 tables. – References, 3 titles

Norms of criticality safety are determined at handling with the wastes containing plutonium and uranium of low enrichment. Calculations of the safe specific contents, the safe areal density are carried out at the analysis of nuclear safety of radioactive wastes. Various mixes of the radioactive wastes containing water, graphite, beryllium, dioxide silicon and others are considered. Recommended norms of criticality safety are given at handling with wastes.

УДК 621.039.7:66.081.3

Experimental Investigation of Possibility of Concentrated Liquid Radwaste Disposal of ^{137}Cs by Sorption Method with Following Immobilization of Sorbents into Geocement Rock \ T.O. Mishevets, N.G. Bogdanovich, O.V. Starkov, E.E. Konovalov, D.L. Tyutyunnikov, V.P. Emelyanov, V.V. Molchanov; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher Schools. Nuclear Power Engineering). - Obninsk, 2002. - 5 pages, 1 table. - References, 8 titles.

The preliminary examinations on a technological regime of the discharge by inorganic sorbents from ^{137}Cs of model and actual solutions IPPE concentrated liquid radioactive wastes (CLRW) are held. Three are explored such as sorbents: natural silica-alumina sorbent clinoptilolite, modified ions of sodium (KLN-Na) or copper and ferri ferrocyanides (KLN-FC); synthetic ferrocyanide sorbents Thermoxide-35 and NGS.

In experiments with usage of model solutions CLRW the prospects of applying for discharging concentrated liquid radioactive wastes by synthetic ferrocyanide Thermoxide-35 and NGS is affirmed. The applying KLN for getter extraction of cesium is possible at the containment of salts