

УДК 504.034(075.8)

Ю. А. Кутлахмедов¹, И. В. Матвеева²¹ Інститут клітинної біології та генетическої інженерії НАНУ, г. Київ² Національний авіаційний університет, Інститут екологіческої безпеки, г. Київ

ПРИНЦИПЫ ВЫБОРА ЗАЩИТНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ДЛЯ ДЕЗАКТИВАЦИИ ЭКОСИСТЕМ РАЗНЫХ ТИПОВ

В статье представлен обзор собственных и литературных данных по проблеме дезактивации экосистем. Показано, что защитные мероприятия эффективны в местах с наибольшей радиоемкостью экосистем, особенно те, которые могут повышать значения факторов радиоемкости экосистем. Проведен анализ ряда возможных последствий влияния загрязнителей на биосферу и последствий реализации защитных мероприятий (контрмер). Предложена система реабилитации загрязненных радионуклидами территорий и, прежде всего, грунтов.

Ключевые слова: экосистемы, радиационная емкость, радиоактивное загрязнение, дезактивация, защитные мероприятия (контрмеры).

История аварий на ядерных предприятиях знает множество планируемых и реализованных защитных мероприятий (ЗМ), которые с разной эффективностью могут применяться для ликвидации последствий аварий [1]. Разнообразные ЗМ были реализованы в ходе аварии на ЧАЭС и при ликвидации ее последствий. Основные задачи, которые лежат в основе выбора ЗМ: дезактивация экосистем; снижение индивидуальных доз для персонала и населения; уменьшение коллективных доз облучения населения, определяемое через специальный коэффициент их снижения [2, 3]. При этом практически нигде и никогда не оценивалось влияние ЗМ на состояние экосистем. Ряд реализованных защитных мероприятий (контрмер), таких как захоронение “рыжего леса”, механическое снятие верхнего загрязненного радионуклидами слоя грунта (бульдозерами, скреперами, грейдерами), привели к полному разрушению почвенных и лесных экосистем, которые потом потребовалось закреплять и проводить на них воссоздание лесов.

Нам представляется важным и необходимым провести анализ и классификацию основных ЗМ на основе теории и моделей радиоемкости с тем чтобы оценить, как защитные мероприятия влияют на параметры радиоемкости экосистем, и определить оптимальные схемы их применения.

Защитные мероприятия в различных экосистемах. Начнем рассмотрение с обширного спектра защитных мероприятий, применяемых в *агроэкосистемах*. В табл. 1 приведен перечень основных ЗМ в сельскохозяйственном производстве и проведена оценка степени их влияния на: величину коэффициента дезактивации K_d (определяется как отношение уровня загрязнения до применения ЗМ к его величине после их использования); величину коэффициента снижения дозы облучения K_c (определяется как отношение дозы облучения до применения ЗМ к ее величине после их использования);

величину фактора радиоемкости экосистемы F (определяет долю радионуклидов, аккумулированную в данной экосистеме [1]).

Оценивая ЗМ на примере их реализации в с. Миллячи Дубровицкого района Ровенской области, можно видеть (табл. 1), что их эффективность различна. Некоторые из них (например, закрепление поверхности почвы, снятие верхнего слоя почвы) влияют только на снижение индивидуальной дозы. При этом коллективная доза уменьшается только за счет радиоактивного распада. Другие ЗМ способны заметно уменьшить также коллективные дозы (уменьшение K_c).

Следует подчеркнуть, что ЗМ, широко применяемые в сельском хозяйстве, как правило, не изменяют (не ухудшают) качество агроэкосистемы и, тем самым, не снижают значений фактора их радиационной емкости (табл. 1). Исключение составляет применение Turf-Cutter — специальной машины для снятия дернины (поверхностного слоя 3—5 см). При этом теряется часть плодородного слоя, что и вызывает некоторое снижение фактора радиоемкости агроэкосистем ($F=0,9$). Особенно опасно для экосистемы механическое снятие плодородного слоя (10—15 см) с помощью бульдозера или другой тяжелой техники. Для условий Полесья это означает обнажение песков и почти полную утрату экосистемой биоты почвенного плодородного слоя ($F=0,05$). Более того, после обнажения песка на промплощадке ЧАЭС потребовались специальные контрмеры по закреплению, пылеподавлению и восстановлению растительности.

Фитодезактивация (ФД) — это метод очистки загрязненных радионуклидами почв с помощью растений. Применение ФД обсуждалось уже в первых работах по радиоэкологии растений [4]. В то же время, проблема ФД почв от ^{137}Cs и других радионуклидов чернобыльского выброса требует серьезной разработки и исследований. Мы активно

занимаемся проблемами ФД почв от ^{137}Cs и других радионуклидов с 1986 г. на чернобыльских выпадениях [5]. Настало время сделать обзор данных экспериментальных лабораторных и полевых исследований, проведенных нами на чернобыльских выпадениях радионуклидов на почвах Украинского Полесья, в частности, на нашем радиоэкологическом полигоне “Буряковка” в 5-километровой зоне ЧАЭС, где была реализована фитодезактивация загрязненных почв.

Важно подчеркнуть, что основная парадигма дочернобыльської сільськогосподарської радіології состояла в минимизации “выноса” радионуклидов растениями для снижения дозовых нагрузок на население. Такова основа существующей практики ведения сельского хозяйства на загрязненных территориях. Мы же исследовали все факторы и возможности максимизации “выноса” радионуклидов с конкретной целью — фитодезактивации загрязненных радионуклидами почв Украины. Обратимся к основной формуле, определяющей коэффициент “выноса” радионуклидов растениями (K_v , доли) [3]:

$$K_v = \frac{C_n \cdot K_n \cdot B}{A},$$

Таблица 1. Общие характеристики реализованных ЗМ (с. Милячи, Дубровицкий район, Ровенская область, 1988—1993 гг.)

в коллективных хозяйствах

| Защитные мероприятия | Площадь, га | Внесение, т | K_d | F |
|--|-------------|-------------|---------|-----|
| Глубокая вспашка | 990 | — | 1,5—2,0 | 1 |
| Внесение высоких норм удобрений | 720 | 360 | 2,0—2,5 | 1 |
| Известкование почв | 420 | 1260 | 1,5—2,5 | 1 |
| Улучшение пастбищ (замена диких трав посевами культурных травостоев) | 250 | 75 | 2,5—3,0 | 1 |
| Внесение навоза и сапропеля | 440 | 13200 | 1,7—1,9 | 1 |

в частных хозяйствах

| Защитные мероприятия | Площадь, га | Кол-во голов скота | Внесение | K_c | F |
|-------------------------------------|-------------|--------------------|----------|---------|-----|
| Использование болосов | — | 80 | 240 шт. | 2,2—2,8 | 1 |
| Внесение в корм скота хумолита | — | 150 | 45 кг | 1,5—1,9 | 1 |
| Внесение в корм скота феррацина | — | 50 | 7 кг | 2,0—3,0 | 1 |
| Применение Turf-Cutter на пастбищах | 0,5 | 3 | | 18—20 | 0,9 |

где C_n — концентрация радионуклидов в почве, Бк/кг; K_n — коэффициент накопления радионуклида растениями, доли; B — урожай биомассы растения с единицы площади, кг/м²; A — величина запаса радионуклидов на единице площади, Бк/м².

Очевидно, что возможность управления эффективностью ФД заключена в трех параметрах — K_n , B и A .

Изменить величину запаса радионуклидов A в почве без участия растений можно только механическими методами дезактивации: использование бульдозеров, скреперов, грейдеров и т. п. Эти методы использовались в ходе ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, но они же и привели к потере верхнего плодородного слоя почвы. Механическое снятие верхнего загрязненного радионуклидами слоя почвы (10—15 см) в Полесье на супесчаных подзолистых почвах привело к почти полной потере плодородия и оголению аллювиальных песков. Ясно, что за пределами промплощадки АЭС этот метод не пригоден для сельхозугодий Украины. Нами показано [3], что для задернованных участков оптимальным методом дезактивации является снятие дернины с помощью Turf Cutter — машины для подрезания верхнего, наиболее загрязненного радионуклидами (90 %) слоя почвы. Но этот метод высокоэффективен только на невспаханных угодьях.

Для вспаханных после аварии территорий Украины и Беларуси наиболее эффективным методом дезактивации почв может быть именно метод ФД. Если трудно повлиять на запас A , то можно и нужно повлиять на формы нахождения радионуклидов в почве. Как показали наши исследования, наиболее эффективный путь — это увеличение доли биодоступных форм радионуклидов в почвенном растворе. Реальными методами влияния на повышение биодоступности ^{137}Cs по результатам наших исследований являются: орошение почв (повышение влажности); внесение необходимой микробиоты в почву для перевода фиксированных форм радионуклидов в биодоступные формы, например, внесение в почву силикатных бактерий [1, 2, 6]; использование оптимальных культур растений-предшественников.

Защитные мероприятия в *лесных экосистемах* не были реализованы в Украине в большом объеме [2]. Из масштабных ЗМ можно выделить сложную процедуру захоронения “рыжего леса”. Очевидно, что эта процедура привела к практически полному разрушению лесной экосистемы, при этом фактор ее радиоемкости упал практически до нуля.

Захоронение радиоактивного леса под песчаной подушкой привело к снижению дозы внешнего облучения персонала, занятого в ликвидации аварии, но создало опасный долговременный источник радионуклидного загрязнения почвы и грунтовых вод, и тем самым только “отодвинуло” во времени серьезную радиоэкологическую проблему.

Обсуждались и другие ЗМ для лесных экосистем, например, механическое удаление лесной подстилки, содержащей в лесных экосистемах до 90 % радиоактивности. Известно, что полное удаление лесной подстилки приводит к высыханию леса и со временем к его гибели ($F=0$). На практике это ЗМ можно использовать только для подготовки леса к полной вырубке.

ЗМ в *водных экосистемах* были реализованы лишь в очень незначительной части [2, 3]. После аварии Киевское водохранилище практически превратилось в водоем-отстойник ЧАЭС, где $F=0,8$ и донные отложения содержат до 10^{-5} Ки/кг радионуклидов. По нашим оценкам при данном уровне радионуклидного загрязнения существует реальная угроза благополучию биоты бентоса водохранилища, где превышены экологически допустимые уровни радионуклидного сброса и депонирования. Из реализованных на водохранилище ЗМ можно отметить попытку “прорезать” поперек водохранилища специальные “донные ловушки”. Показано, что эти ловушки сработали не эффективно [2]. И это понятно, потому что при реализации этих мероприятий не может быть увеличен фактор радиоемкости донных отложений, т. к. не меняются активная толщина ила и коэффициент накопления радионуклидов K_n илами.

Анализ эффективности защитных мероприятий. Большая часть чернобыльских выпадений попала на наземные континентальные экосистемы. Поэтому основное количество защитных мероприятий пришлось на наземные экосистемы, в частности в 30-километровой зоне ЧАЭС. Низкая эффективность сотен построенных фильтрующих дамб в 10-километровой зоне ЧАЭС связана с тем, что подпор воды, создаваемый дамбами, снижает фактор радиоемкости почвы ($F=0,9$) и сводит ситуацию к радиоемкости донных отложений ($F=0,7$). При этом заметная часть радионуклидов из почвы переходит в водную фазу, а радиоемкость тела фильтрующей плотины слишком низка, чтобы задержать заметное количество радионуклидов из потока поверхностных вод. Установлено, что фактор радиоемкости таких фильтрующих дамб не превышает $F=0,1$.

Разработанные нами модели оценки радиоемкости системы каскада водоемов [2] позволяют предложить в качестве высокоэффективного ЗМ создание каскадной системы прудов. Предлагается поверхностный водоток / ручей перекрыть каскадом из трех малых подпорных дамб (дамбы невысокие, переливные, после заполнения верхнего пруда вода переливается в следующий, а затем в третий пруд). При достижении медленного тока воды в этой системе фактор радиоемкости каждого из прудов не превышает 0,5—0,6. При этом, в соответствии с моделью, радиоемкость такого каскада составит 0,8—0,9. Если внести в эти пруды высокоактивные

илы, то можно увеличить радиоемкость каскада до 0,99. Такая система может быть заранее создана на опасных по стоку территориях или оперативно построена за короткий срок.

Рассмотрим ещё один пример типовой континентальной экосистемы — склоновую экосистему. Наши исследования на полигоне “Новоселки” в склоновой экосистеме на берегу р. Уж “лес—опушка—терраса—река” отчетливо показали концентрирование ^{137}Cs на краю террасы. Это явление может быть положено в основу реальных ЗМ. Речь идет о создании на пути наиболее интенсивного концентрирования стока радионуклидов специальной высокопродуктивной (по биомассе и выносу радионуклидов) террасы, в почве которой можно “уловить”, а затем сконцентрировать в обильной биомассе (методом ФД) достаточно большое количество “стекающих” радионуклидов. Расчет динамики перераспределения радионуклидов в типовой склоновой экосистеме показывает возможность создания высокопродуктивной террасы с концентрированием в ней более 60—70 % стока радионуклидов, и тем самым обеспечить защиту реки и водоемов от чрезмерного сброса радионуклидов. Расчеты по модели радиоемкости склоновой экосистемы позволили нам подтвердить возможность и эффективность предлагаемых новых ЗМ [3].

Следует подчеркнуть, что эффективных ЗМ по дезактивации лесов пока не разработано. Собственно высокая радиоемкость лесных экосистем ($F=0,90\dots 0,97$) означает, что без разрушения лесной экосистемы (вариант захоронения “рыжего леса”) трудно дезактивировать территорию. Отсюда следует, что экологически наиболее приемлемым способом дезактивации леса может служить система “перехвата” радионуклидов, которые поверхностный сток выводит из леса. Типовая ситуация — когда сброс радионуклидов из лесной экосистемы происходит в ручей или малую речку, протекающую или вытекающую из лесного массива. В этом случае, как показали наши расчеты по моделям радиоемкости, оптимальным может быть создание на пути максимального поверхностного стока радионуклидов системы малых прудов на водотоке. Это позволяет “концентрировать” радионуклиды в донных отложениях этих прудов.

В зависимости от конкретной ситуации возможно сформировать стратегию и оптимальный алгоритм применения разнообразных методов дезактивации загрязненных радионуклидами участков территории 30-километровой зоны отчуждения ЧАЭС. Оптимально использовать эту систему ЗМ в местах концентрирования радионуклидов в биоландшафтах зоны ЧАЭС. Проведенные нами оценки и теоретические расчеты радиоемкости отдельных элементов экосистем позволяют определять зоны и территории концентрирования радионуклидов, на которых можно

оптимально применять ЗМ по дезактивации почв и решать стратегические задачи управления радиоемкостью большой экосистемы — зоны отчуждения ЧАЭС [5].

Стратегия применения ЗМ в ландшафтах может включать два основных пути. Первый путь — определение зон аккумуляции радионуклидов в ландшафте и применение ЗМ именно в тех зонах, где отмечены высокие значения факторов радиоемкости. Второй возможный путь — формирование ландшафтов с помощью ландшафтно-строительных мероприятий таким образом, чтобы повысить радиоемкость в удобных частях ландшафта, где можно надолго захоронить радионуклиды или эффективно использовать ЗМ. Такими элементами ландшафта могут быть овраги, болота и т. п. Результаты выполненного нами сравнительного анализа эффективности разных ЗМ в агроэкосистемах приведены в табл. 3.

Таблица 3. Эффективность разных защитных мероприятий в агроэкосистемах

| ЗМ | $K_{с\text{ инд}}$ | $K_{с\text{ кол}}$ | Время реализации, годы |
|---|--------------------|--------------------|------------------------|
| Закрепление (фиксация) поверхности | 1,2 | 1,2 | 1 |
| Снятие дернины с помощью Turf-Cutter | 20 | 20 | 1 |
| Снятие поверхностного слоя почвы: плугом, бульдозером, скрепером | 6—8 | 2 | 1 |
| Глубокая вспашка | 2—3 | 1 | 1 |
| Смена типа ведения хозяйства (молочное на мясное) | 2—3 | 1 | 1 |
| Внесение повышенных норм удобрений | 2—3 | 1 | 1 |
| Фитодезактивация | 3—5 | 3—5 | 4—5 |
| Известкование кислых почв | 1,5—2,5 | 1 | 1—3 |
| Улучшение пастбищ | 2,5—3,0 | 1 | 3—5 |
| Внесение навоза и сапропеля | 1,7—1,9 | 1 | 1—3 |
| Использование болюсов | 2,2—2,8 | 2 | Пока используются |
| Внесение в корм животных хумолита | 1,5—1,9 | 2 | Пока используются |
| Внесение в корм животных феррацина | 2—3 | 2—3 | Пока используются |
| Использование феррациновых фильтров для дезактивации молока | 5—10 | 5—10 | Пока используются |
| Внекорневое внесение растворимых минеральных удобрений при выращивании культурных растений (например, кукурузы) | 1,5 | 1 | 2—3 |

Из табл. 3 можно видеть, что традиционные методы дезактивации загрязненных радионуклидами территорий являются эффективными в отношении снижения индивидуальных доз облучения населения, использующего эти территории, и практически не влияют на величину коллективной дозы облучения. Это происходит потому, что перемещение радионуклидов при вспашке и снижение поступления радионуклидов в растения мало влияют на многолетний суммарный вынос радионуклидов растениями, а значит и на величину коллективной дозы облучения. По сути, идет растягивание во времени потребления радионуклидов населением с продуктами питания.

Если ориентироваться на снижение коллективных доз облучения для популяций определенных регионов Украины, то не вызывает сомнения преимущество таких методов как ФД и механическая дезактивация почв с помощью снятия тонкого слоя дерна (Turf-Cutter). Несмотря на малую разработанность технологии этих методов, они могут быть положены в основу формирования оптимальной системы методов и способов дезактивации загрязненных радионуклидами территорий. Метод механической дезактивации Turf-Cutter особенно успешно может быть использован на территориях, которые не вспахивались после аварии на ЧАЭС. В этом случае, по нашим оценкам, последовательное применение метода снятия тонкого слоя дерна и метода фитодезактивации способно на протяжении 4—5 лет уменьшить величину коллективной дозы облучения населения, использующего эти земли, в 60—100 раз.

В табл. 4 приведены обобщенные данные МЧС Украины по объемам использования таких эффективных ЗМ как улучшение лугов и пастбищ на территории Украины по годам.

Реализованные в ходе ликвидации аварии на ЧАЭС ЗМ на водных экосистемах были проанализированы нами по критериям их влияния на показатели радиоемкости экосистем (табл. 5).

Общее снижение коллективной дозы облучения за счет этих ЗМ для населения Украины нами оценивается в 11 млн чел.-бэр. При этом эффективность ЗМ тем выше, чем лучше используется высокая радиоемкость водных экосистем, в частности, донных отложений водохранилищ. Общий принцип выбора оптимальных ЗМ для водных экосистем состоит в том, чтобы планируемое ЗМ повышало фактор радиоемкости водной экосистемы и тем самым удерживало поступление радионуклидов к человеку.

Типовыми элементами экосистемы, формирующей сток радионуклидов в р. Днепр, являются склоновые экосистемы последовательного типа, а также ландшафтные экосистемы параллельного типа. В экосистемах последовательного типа сброс радионуклидов происходит поэлементно из одного

в другой элемент ландшафта. Пример параллельной системы — это водоток (река или ручей), куда происходит сброс радионуклидов независимым образом. В реальных ландшафтах реализуются и более сложные комбинированные варианты.

Анализ радиоемкости ландшафтов следует начинать с классификации территории и выделения мест (зон) концентрирования радионуклидов, где наилучшим способом могут быть реализованы различные ЗМ. Оценка величин радиоемкости для всех основных элементов может быть выполнена путем учета вероятности удержания радионуклидов в этих элементах ландшафта.

Применение ГИС-технологии [7] позволило определить в зоне отчуждения ЧАЭС участки, где происходит аккумуляция радионуклидов. Такое исследование позволило выделить в зоне отчуждения экосистемы и их элементы, где могут быть оптимально применены конкретные ЗМ по ремедиации. При этом возможно свести к минимуму объем применения ЗМ (например, использование технологии Turf-Cutter) и их экологические последствия.

Общий вывод, который может быть сделан, — ЗМ эффективны в местах с наибольшей радиоемкостью экосистем, особенно те ЗМ, которые могут повышать значения факторов радиоемкости экосистем или их элементов.

Возможный вариант оптимальной системы ЗМ. На основе сделанных нами оценок разработан универсальный алгоритм дезактивации загрязненных радионуклидами почв, пригодный для использования на территории Украины в зоне влияния аварии на ЧАЭС и при других авариях на ядерных производствах.

Первый вариант эффективного алгоритма дезактивации почв касается, прежде всего, территорий, которые не вспахивались после аварии и загрязнения почв радионуклидами. Если эти земли хорошо задернованы, то здесь оптимально использовать машину типа Turf Cutter для снятия верхнего самого загрязненного слоя почвы (дернины) толщиной 2...5 см. Известно, что практически 90...97% радионуклидного загрязнения даже спустя 20—30 лет после аварии сосредоточены в верхнем

Таблица 4. Использование ЗМ для улучшения пастбищ и лугов в Украине (уровень загрязнения почв ^{137}Cs — 5...15 Ки/км²)

| Годы | Площадь, тыс. га | Снижение кол. дозы, тыс. чел.-бэр | Стоимость работы, тыс. дол. США | “Польза”, тыс. дол. США | “Польза—вред”, тыс. дол. США |
|-------|------------------|-----------------------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|
| 1986 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1987 | 2,0 | 16 | 52 | 640 | 588 |
| 1988 | 5,5 | 44 | 143 | 1760 | 1617 |
| 1989 | 11,3 | 90 | 294 | 3600 | 3306 |
| 1990 | 53,8 | 430 | 1399 | 17200 | 15800 |
| 1991 | 126,9 | 1015 | 3299 | 40600 | 37300 |
| 1992 | 177,2 | 1418 | 3299 | 56720 | 53420 |
| 1993 | 62,3 | 498 | 1620 | 19920 | 18300 |
| Всего | 439,0 | 3511 | 11414 | 28096 | 1273000 |

Таблица 5. Защитные мероприятия, реализованные на водных экосистемах

| Защитные мероприятия | Эффективность (по величине снижения кол. дозы, тыс. чел.-бэр) | Влияние на фактор радиоемкости экосистемы |
|---|---|--|
| Регулировка каскада водохранилищ Днепра весной и осенью 1987 г. | Эффективна (32) | Сохраняет высокую радиоемкость путем замедления стока радионуклидов ($F=0,8...0,9$) |
| Создание поперечных ям-ловушек по руслу Киевского водохранилища | Не эффективна | Влияния на фактор радиоемкости не оказывает ($F=0,7$) |
| Подпорная стена в грунте для защиты р. Припять от дренажного стока радионуклидов из водоема-охладителя ЧАЭС | Достаточно эффективна | Повышает фактор радиоемкости ($F=0,8$) |
| Сооружение защитной дамбы на Краснянской пойме р. Припять | Высокоэффективна (500) | Способствует повышению радиоемкости путем создания режима запруды |
| Создание дополнительной водоочистки для источников питьевого водоснабжения для г. Киева | Высокоэффективна (для жителей г. Киева за 1986 г. — 10 300) | Способствует повышению радиоемкости путем удержания радионуклидов на водочистных сооружениях |
| Отказ от орошения из каскада Днепра | Достаточно эффективна (200) | Увеличение времени на депонирование радионуклидов в донных отложениях каскада |

5-сантиметровом слое почвы. При этом может быть достигнут высокий K_d — до 20...60 единиц. Если почвы, требующие дезактивации, песчаные и плохо задернованные, то здесь возможно предварительное задернение. Наши эксперименты на полигоне “Буряковка” показали, что использование специальных водоудерживающих экранов и эффективной травосмеси позволяет за 2—3 года сформировать достаточно прочную дернину даже на песчаной почве. Такая искусственно задернованная почва может быть потом успешно дезактивирована механическим методом с использованием технологии Turf Cutter.

Второй вариант эффективного алгоритма дезактивации почв был разработан нами для почв, которые вспахивались после аварии. В этом случае радионуклидное загрязнение может быть после вспашки равномерно распределено в слое почвы до 20 см и больше. В этом случае наиболее эффективным может быть использование метода ФД. Этот метод детально описан нами выше. Показано, что оптимальная система севооборотов растений с высокими значениями коэффициентов накопления радионуклидов (K_n — 2...10 единиц) и значительными урожаями биомассы (4...8 кг/м²) позволяет за 4—5 лет значительно снизить уровень

радионуклидного загрязнения почв (до 5 раз по ¹³⁷Cs) [3].

Таким образом, на базе двух основных методов дезактивации — механической дезактивации с применением технологии Turf Cutter и фитодезактивации — может быть построен оптимальный алгоритм дезактивации загрязненных почв в Украине и в других странах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Наиболее интересными, с нашей точки зрения, по широте применения и возможностям уменьшения не только индивидуальных, но и коллективных доз облучения являются: метод механического снятия дерна Turf-Cutter (0—5 см слоя почвы) для почв, которые не вспахивались после аварии, и метод ФД для вспаханных почв в комбинации с другими приемами и методами, описанными в табл. 3.

Предложенные нами принципы, методы и подходы пригодны для самых разных экосистем (континентальных, водных) и для различных типов загрязнений (радионуклидной, химической и биологической природы).

Список использованной литературы

1. Антропогенная радионуклидная аномалия и растения / Д. М. Гродзинский, Ю. А. Кутлахмедов, А. Н. Михеев и др. — Киев : Лыбидь, 1991. — 160 с.
2. Кутлахмедов Ю. А. Основы радиозологии : Учебное пособие / Ю. А. Кутлахмедов, В. И. Корогодина, В. К. Кольтовер. — К. : Вища школа, 2003. — 320 с.
3. Кутлахмедов Ю. А. Надежность экологических систем. Теория, модели и практические результаты / Ю. А. Кутлахмедов, И. В. Матвеева, В. В. Родина // Palmarium academic publishing. — Германия, 2013. — 318 с.
4. Тюрюканов А. Н. Н. В. Тимофеев-Ресовский : Биосферные раздумья / А. Н. Тюрюканов, В. М. Федоров. — Москва, 1996. — 368 с.
5. Радиобиологические эффекты хронического облучения растений в зоне влияния Чернобыльской катастрофы / Д. М. Гродзинский, Ю. А. Кутлахмедов, А. Н. Михеев и др. — К. : Наукова думка, 2008. — 374 с.
6. Strategy of Desactivation : Final Report project ECP-4. — Brussels. 1996. — 320 p.
7. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов / В. С. Давыдчук, Р. Ф. Зарудная, С. В. Михели и др. — К. : Наукова думка, 1994. — 112 с.

Получено 03.03.2015