



МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М.В. ЛОМОНОСОВА

ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

*Учебное пособие для студентов
факультета почвоведения МГУ*

МОСКВА
2025

**МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М. В. ЛОМОНОСОВА
Факультет почвоведения**

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

**Учебное пособие
для студентов факультета почвоведения МГУ,
для работников лесного хозяйства и специалистов,
проводящих экологический мониторинг
на загрязненных территориях**



МОСКВА - 2025

УДК 504.055:504.064(075.8)
ББК 28.080.1:40.1я73
Р15



<https://elibrary.ru/krrtstv>

*Рекомендовано Ученым советом факультета почвоведения МГУ
в качестве учебного пособия для студентов факультета почвоведения МГУ,
обучающихся по направлению 05.03.06 «Экология и природопользование»*

Авторы:

Д.Н. Липатов, Д.В. Манахов, Е.В. Цветнов, О.Б. Цветнова, А.И. Щеглов

Рецензенты:

*С.А. Гераськин – д-р биол. наук, проф., заведующий лабораторией радиобиологии
и экотоксикологии с/х растений ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии;*

*В.Г. Петров – канд. хим. наук, доцент кафедры радиохимии химического
факультета МГУ, заведующий лабораторией дозиметрии и радиоактивности
окружающей среды химического факультета МГУ имени М. В. Ломоносова*

Радиоэкологический мониторинг в лесных экосистемах :
Р15 Учебное пособие для студентов факультета почвоведения МГУ,
для работников лесного хозяйства и специалистов, проводящих
экологический мониторинг на загрязненных территориях /
Д.Н. Липатов, Д.В. Манахов, Е.В. Цветнов и др. – Москва :
МАКС Пресс, 2025. – 100 с. : ил.
ISBN 978-5-317-07361-9
<https://doi.org/10.29003/m4363.978-5-317-07361-9>

В пособии представлены методические основы проведения радиоэкологического мониторинга в лесных биогеоценозах на загрязненных территориях: принципы закладки стационарных пробных площадей; схемы дозиметрического обследования, системы пробоотбора почв, компонентов древесной и травянистой растительности, грибов; методы исследований подвижности, миграции техногенных радионуклидов, контроля динамики радиационных показателей; способы математической обработки полученных результатов. Методические подходы, изложенные в пособии, согласуются с нормативными документами в области радиационной безопасности и лесопользования.

Ключевые слова: радиоэкология, лесные биогеоценозы, радиационный контроль, радиационная безопасность, экологический мониторинг, техногенные радионуклиды.

УДК 504.055:504.064(075.8)
ББК 28.080.1:40.1я73

Издание осуществлено в авторской редакции

ISBN 978-5-317-07361-9

© Авторы, 2025

© Оформление. МАКС Пресс, 2025

Оглавление	
1. Введение	6
2. Выбор и закладка сети стационарных пробных площадей проведения радиационного мониторинга в лесных экосистемах	9
3. Описание ландшафтно-геоморфологических условий, фитоценозов и почв на стационарных пробных площадях	11
4. Оценка запасов фитомассы и продуктивности лесных экосистем на стационарных пробных площадях	17
4.1. Определение запасов фитомассы и годичной продукции в древостое	17
4.2. Определение запасов фитомассы в напочвенном покрове	18
4.3. Определение фитомассы корней растений	19
5. Измерение мощности эквивалентной дозы гамма-излучения на стационарных пробных площадях	19
5.1. Общие положения	19
5.2. Техническое оснащение	20
5.3. Порядок проведения работ	20
6. Почвенный пробоотбор для определения плотности загрязнения и распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах	23
6.1. Общие положения, количество точек почвенного пробоотбора	23
6.2. Оборудование для пробоотбора почв и его применение	26
6.3. Порядок проведения почвенных исследований на стационарных пробных площадях	30
6.4. Подготовка проб почвы в лаборатории	33
6.5. Хранение проб	35
7. Пробоотбор растений для определения удельной активности техногенных радионуклидов в компонентах фитоценоза	36
7.1. Общие положения	36
7.2. Оборудование для дендрометрических исследований и отбора проб растений	36
7.3. Выбор модельных деревьев и отбор проб древесной растительности	37
7.4. Площадное опробование растительности в контрольных точках	39
7.5. Отбор проб травянистой растительности	40
7.6. Отбор проб грибов и ягод	41

7.7. Подготовка проб растительности в лаборатории.....	41
8. Методы полевых биогеохимических исследований	
миграции техногенных радионуклидов	
в лесных экосистемах	45
8.1. Общие положения.....	45
8.2. Оценка поступления техногенных радионуклидов в составе древесного опада на разных стадиях после радиоактивных выпадений	46
8.3. Оценка интенсивности трансформации опада и лесной подстилки	46
8.4. Оценка выноса техногенных радионуклидов с вертикальным внутрпочвенным стоком	47
9. Лабораторные методы измерения удельной активности	
радионуклидов в пробах почв и растений.....	48
9.1. Общие положения.....	48
9.2. Измерение активности ^{137}Cs в пробах почв и растительности	48
9.3. Измерение активности ^{90}Sr в пробах почв и растительности	51
9.4. Измерение активностей трансурановых элементов в пробах почв и растительности.....	56
10. Лабораторные методы определения подвижности и	
биологической доступности техногенных радионуклидов	
в почвах.....	63
10.1. Общие положения.....	63
10.2. Исследование форм соединений радионуклидов в почвах с помощью методов последовательной экстракции	65
Метод Ф.И. Павлоцкой	65
Метод выделения аморфной и слабоокристаллизованной форм с помощью реактива Тамма.....	70
10.3. Роль информации о физико-химических формах радионуклидов в почвах в радиоэкологических исследованиях..	71
11. Периодичность проведения радиационного мониторинга	
в лесных экосистемах	73
12. Обработка данных радиоэкологического мониторинга	76
12.1. Расчет плотности загрязнения, коэффициенты в накопления, коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения	76
12.2. Расчет накопления ^{137}Cs в структуре лесной экосистемы	81
12.3. Сравнение результатов радиационного мониторинга с контрольными уровнями для лесохозяйственной продукции.....	83

12.4. Описание вертикального распределения техногенных радионуклидов в почвах	83
12.5. Построение картограмм мощности дозы гамма-излучения и загрязнения радионуклидами на стационарных пробных площадях	86
12.6. Статистическая обработка результатов радиационного мониторинга.....	86
12.7. Подготовка базы данных радиационного мониторинга	88
13. Литература	89
Приложения	98
Приложение 1. Пример начала сводной таблицы результатов сплошного пересчета деревьев	98
Приложение 2. Форма протокола показаний поискового прибора	99
Приложение 3. Форма протокола измерения МЭДГИ	99
Приложение 4. Пример картограммы МЭДГИ на высоте 1 м (мкЗв/ч) для исследованной СПП в лесном биогеоценозе	99

1. Введение

В Российской Федерации площадь радиоактивно-загрязненных лесных территорий составляет около 10 тыс. км² (по состоянию на январь 2023 года) Радиоактивно-загрязненные леса остаются в Брянской, Тульской, Калужской областях, пострадавших в 1986 году в результате аварии на Чернобыльской АЭС, а также в Челябинской и Свердловской областях на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа, сформировавшегося в 1957 году вследствие Кыштымской аварии. На этих территориях в отдаленный период после выпадений в радионуклидном составе загрязнения преобладают долгоживущие изотопы ¹³⁷Cs (Чернобыльская авария) и ⁹⁰Sr (Кыштымская авария).

Радиоактивное загрязнение существенно ограничивает лесопользование. На территориях, загрязнённых радионуклидами, необходима регламентация работ при осуществлении рубок, охраны, защиты и воспроизводства лесов с целью обеспечения безопасности работников лесного хозяйства, населения, природной среды и получения продукции леса, соответствующей установленным санитарным нормативам [Методические рекомендации..., 2009а; Методические рекомендации..., 2009b]. Для контроля качества древесины и других лесных ресурсов установлены допустимые уровни содержания ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в продукции лесного хозяйства [СП 2.6.1.759-99].

На радиоактивно-загрязненных территориях важнейшим этапом контроля и управления лесными ресурсами является радиационное обследование лесов. Этот комплекс работ необходим для определения параметров радиационной обстановки, составления и уточнения поквартальных карт-схем загрязнения техногенными радионуклидами с последующим принятием управленческих решений о статусе контролируемых лесных земель и установления правил ведения лесного хозяйства на них [Методические рекомендации..., 2009а; Методические рекомендации..., 2009b]. Радиационное обследование включает и проведение контроля содержания радионуклидов в основных видах лесных ресурсов. В разные годы разработаны и применялись федеральные и ведомственные методики радиационного обследования лесов на территориях, загрязненных вследствие Кыштымской и Чернобыльской аварий

[Методические указания..., 1994; Руководство по радиационному обследованию..., 1995], некоторые из которых к настоящему времени утратили свою силу. Результаты таких радиационных исследований, главным образом, направлены на решение практических проблем лесопользования в регионах.

Вместе с тем, в радиоактивно-загрязненных лесах необходимы исследования более широкого спектра экологических проблем, таких как миграция и аккумуляция радионуклидов в лесных почвах, включение радиоизотопов в биологический и геологический круговорот, длительное влияние доз радиации на биоту, анализ и прогноз факторов стабилизации радиационной обстановки в лесных биогеоценозах. Лесной фонд, подвергшийся загрязнению ^{137}Cs , ^{90}Sr и долгоживущими трансурановыми радионуклидами, будет многие десятки лет относиться к территориям радиационной опасности. Поэтому на таких территориях следует организовывать контроль не только основных показателей загрязнения древостоя и верхних слоев почвы, но и других компонентов лесных биогеоценозов с учетом их пространственного варьирования и долгосрочной динамики, объединяя все эти аспекты в систему радиационного мониторинга. Методология радиоэкологического мониторинга является наиболее совершенным комплексным научным подходом для оценки воздействия радиации на окружающую среду с целью разработки концепций, прогнозов и планов восстановления загрязненных экосистем.

Леса являются естественным барьером-аккумулятором на пути миграции радионуклидов, и могут рассматриваться как главный фактор стабилизации радиационной обстановки в регионе. Поэтому организация радиоэкологического мониторинга в лесных биогеоценозах очень важна. Исследования, проведенные в постчернобыльский период, показали, что выпадение и вторичное перераспределение техногенных радионуклидов в загрязненных лесных экосистемах характеризуется значительным пространственным варьированием [Щеглов, 2000; Переволоцкий, 2006]. Распределение радионуклидов в почвенном и растительном покрове зависит от ландшафтно-геохимических условий, видового состава древостоя и планов ведения лесного хозяйства. Мониторинговые исследования поведения радионуклидов в лесных биогеоценозах

направлены на прогнозирование изменения дозных полей, моделирование переноса радионуклидов по пищевым цепям и их миграции в экстремальных ситуациях, например, при лесных пожарах, и, соответственно, применимы при разработке систем контроля, предотвращающих их вторичный перенос. Для получения сопоставимых результатов и их консолидации в единый банк данных необходима стандартизация методик контроля за миграцией радионуклидов в лесных экосистемах для территории Российской Федерации. В связи с этим актуальной задачей является разработка методического руководства по проведению радиоэкологического мониторинга в лесах на загрязненных территориях.

Мониторинговые исследования используют переход от однократных точечных оценок радиационных параметров к их пространственно-временным распределениям, но при этом состав применяемых методов и решаемых задач значительно расширяется в следующей последовательности:

- 1) Оперативный контроль радиационной обстановки, почв и лесной продукции на загрязненной территории;
- 2) Оценка пространственного распределения радионуклидов в почвах и растительности в загрязненном лесном биогеоценозе;
- 3) Многолетний (10–50 лет) мониторинг динамики радиационной обстановки и миграции радионуклидов в загрязненном лесном биогеоценозе.

Решение первой задачи — контроля радиационных параметров в лесных угодьях — основано на методиках радиационного обследования [Методические указания..., 1994; Руководство по радиационному обследованию..., 1995; Методические рекомендации..., 2009а; Методические рекомендации..., 2009б]. Однако для определения пространственного распределения и динамики радиационных параметров необходимы более трудоемкие исследования со значительным увеличением числа отбираемых проб почв и растений, а также с реализацией периодических сроков таких опробований в многолетней перспективе. Поэтому в новом учебном руководстве по проведению радиоэкологического мониторинга в загрязненных лесах целесообразно представить не только методики радиационного обследования, но и методические подходы к

проведению пространственно распределенных и многолетних динамических исследований в области лесной радиоэкологии.

Предлагаемое учебное пособие может применяться:

- различными научными подразделениями при проведении научно-исследовательских работ в рамках программ мониторинга на радиоактивно-загрязненных территориях;
- государственными (региональными и федеральными) службами и ведомствами, осуществляющими контроль за радиационной обстановкой и состоянием окружающей среды;
- службами экологического контроля предприятий, использующих источники радиоактивного излучения.

2. Выбор и закладка сети стационарных пробных площадей проведения радиационного мониторинга в лесных экосистемах

Контроль миграции техногенных радионуклидов в лесах должен проводиться на основе организованной сети радиоэкологических полигонов в каждой из почвенно-климатических зон и подзон или на всех территориях административных районов, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Организация сети полигонов осуществляется на основе выбора и закладки серии стационарных пробных площадей (СПП). Закладку отдельных СПП целесообразно проводить в основных типах лесных экосистем с различным уровнем радиоактивного загрязнения.

На первом этапе этих работ производится детальный анализ имеющихся литературных и картографических материалов по радиоактивному загрязнению территорий, почвенному и растительному покрову, геоморфологическому строению поверхности. При планировании мониторинговой сети радиоэкологических полигонов необходимо располагать следующими картографическими материалами:

- топографические карты масштаба 1:10 000 или 1:25 000;
- карты почвенного и растительного покрова масштаба 1:10 000 или 1:25 000;

- карты загрязнения ^{137}Cs и(или) ^{90}Sr масштаба 1:10 000 или 1:25 000.

На основании анализа картографической информации намечаются маршруты полевых рекогносцировочных обследований предполагаемых районов закладки сети стационарных пробных площадей (СПП).

На втором этапе в ходе полевых рекогносцировочных маршрутов уточняются и окончательно определяются места закладки стационарных пробных площадей. Выбранные для СПП участки должны:

- отражать основные ландшафты загрязненной территории и располагаться на наиболее типичных элементах рельефа;
- представлять самые крупные формации фитоценозов, встречающихся на данной территории;
- закладываться на основных типах почв данного региона;
- располагаться на достаточном удалении от опушки леса, но иметь подъездные пути;
- плотность радиоактивного загрязнения участков должна быть достаточной для получения статистически достоверных результатов.

Размеры СПП определяются степенью однородности геоморфологического строения поверхности и характером почвенно-растительного покрова. Наиболее приемлемым для целей радиоэкологического мониторинга является СПП размером 50×50 метров.

После выбора месторасположения площадки проводится пробивка створов для установления границ и углов СПП. Для фиксации четырех углов можно использовать естественные пикеты (стволы деревьев и др.) или устанавливать специальные деревянные столбы. Такие пикеты следует отмечать с помощью цветowych маркеров, а также фиксировать координаты с помощью GPS/ГЛОНАСС навигатора. По периметру заложенной СПП на расстоянии 10 м от ее границы будет проходить буферная зона, в которой, как правило, закладывается почвенный разрез и выбираются модельные деревья, предназначенные для исследования после их спила.

Далее площадка разбивается на сеть фиксированных квадратов. Площадь этих квадратов целесообразно принять равной 10×10 м.

В центрах квадратов такой квадратной сетки будут закладываться точки контроля (пробоотбора). Разметку можно зафиксировать установлением деревянных колышков. Фиксацию координат сети квадратов и точек пробоотбора следует продублировать с помощью GPS/ГЛОНАСС навигатора, что позволит воспроизвести ее в различные сроки мониторинга. Размеченная сеть контрольных точек используется для площадных пространственных исследований мощности эквивалентной дозы гамма-излучения (глава 5), систематического отбора проб почв (глава 6) и растений (глава 7).

3. Описание ландшафтно-геоморфологических условий, фитоценозов и почв на стационарных пробных площадях

Поведение радионуклидов в лесной экосистеме зависит от взаимодействия всех ее компонентов. Поэтому для выявления причинно-следственных взаимосвязей, обуславливающих миграцию и аккумуляцию техногенных радионуклидов в лесном биогеоценозе, необходимы комплексные долговременные наблюдения на СПП. При этом исследования в рамках радиоэкологического мониторинга следует начинать с детального полевого обследования основных природных показателей, характеризующих данный тип экосистемы, то есть с описания СПП.

Схема описания СПП.

- 1) Установление местоположения СПП:
 - район, квартал лесничества, местоположение;
 - географические координаты (широта, долгота);
 - размеры СПП;
 - дата закладки СПП.
- 2) Описание ландшафтно-геоморфологических условий:
 - высота над уровнем моря;
 - элемент рельефа;
 - уклон, экспозиция, положение на склоне;
 - ландшафт;
 - наличие техногенных нарушений.

При размерах полигона 100 x 100 м и сложном геоморфологическом строении поверхности СПП целесообразно провести ее топографическую съемку.

3) Описание почвы:

На каждой СПП, как правило, в 2–3 м от ее границы выбирается выровненный участок с ненарушенным почвенным покровом, где закладывается опорный разрез для характеристики исследуемой почвы. Закладку разреза следует проводить на прилегающем участке, чтобы избежать нарушения почвенного покрова на самой СПП. Выбор места разреза определяется также исходя из предполагаемого строения почвенного профиля, для этого производится несколько пробных прикопок, вскрывающих верхнюю часть профиля. Заложение разреза производится в соответствии с инструкцией по почвенным обследованиям [Общесоюзная инструкция..., 1973]. Координаты места заложения почвенного разреза фиксируются с помощью GPS/ГЛОНАСС навигатора. Размер опорного разреза выбирается примерно $1,3 \times 0,8$ м, а глубина должна составлять 1,0–1,5 м (рисунок 1) и ограничиваться уровнем залегания грунтовых вод и/или материнской (подстилающей) породой. В разрезе необходимо вскрыть все генетические горизонты почвы. В процессе копания разреза подстилка и органогенные горизонты складываются отдельно, нижележащие минеральные горизонты — отдельно. Засыпка разреза выполняется в обратной последовательности.

По зачищенной передней стенке разреза проводится морфогенетическое описание почвенных горизонтов с указанием основных показателей (мощность горизонта, влажность, окраска, гранулометрический состав, структура, плотность сложения, новообразования и включения, характер границ и переходов между горизонтами). На основании этого описания выполняют полевое определение классификационной принадлежности почв (тип, подтип и т.д.). Описание и диагностику почв следует проводить в соответствии с [Классификация и диагностика почв СССР, 1977], при необходимости могут использоваться другие классификации [Классификация и диагностика почв России, 2004; WRB 2022]. В

ситуации, когда почвенный покров на СПП представлен комбинацией из 2–3 подтипов почв, целесообразно провести крупномасштабное почвенное картирование участка мониторинга.

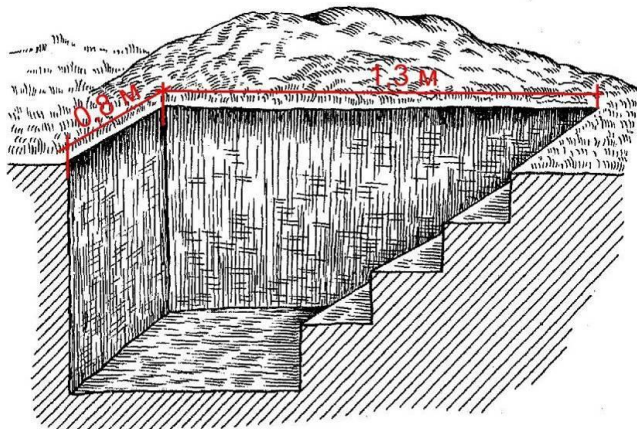


Рисунок 1. Схема заложения почвенного разреза.

Для определения физических, физико-химических, химических свойств почв из разреза отбирают образцы. Рекомендуется отбирать почвенные образцы последовательно по выделенным горизонтам или сплошной колонкой по 10-сантиметровым почвенным слоям. В лесной подстилке желательно отделить пробы из имеющихся ее подгоризонтов: листового, ферментативного и гумусированного.

В лабораторных условиях в отобранных почвенных пробах измеряют свойства почв на основе стандартных методик [ГОСТ 26483-85; Вадюнина и др., 1986; ГОСТ 27784-88; ГОСТ 26213-91; ГОСТ 26212-91; Практикум по агрохимии, 2001; Теория и практика..., 2006]. Для характеристики свойств почв следует определить следующие основные показатели: гранулометрический состав, pH (солевой и водный), гидролитическая кислотность, емкость катионного обмена и состав обменных оснований, зольность подстилки, содержание органического вещества в минеральных горизонтах, содержание подвижных форм элементов питания (NPK). В расширенный список почвенных показателей входит также определение группового и фракционного состава органического вещества [Практикум по агрохимии, 2001],

минералогического состава почвенных горизонтов [Методы минералогического..., 1971] и содержания микроэлементов (в особенности стабильных изотопов стронция и цезия) [ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98]. Описание методов пробоподготовки и процедуры анализа для измерения удельной активности техногенных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr приводятся в главе 9.

4) Описание фитоценоза:

При исследовании фитоценоза на каждой СПП необходимо провести сплошной пересчет деревьев, описать характер древесного яруса с оценками таксационных показателей, выполнить геоботаническое описание травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов.

Результаты сплошного пересчета деревьев оформляются в виде таблицы, пример фрагмента которой для СПП в березово-еловом лесу представлен в Приложении 1.

Характеристика древесного яруса включает установление следующих показателей:

- структура древостоя (формула древостоя, количество деревьев каждой породы на гектар);
- возраст и бонитет;
- имеющиеся нарушения с указанием причины (ветровалы, вырубки, сухостой, следы пожара, болезней и т.п.).

При описании структуры древостоя необходимо отметить ярусность, включая породы деревьев, входящие в подрост, а также указать видовой состав подлеска.

При описании каждого дерева определяются следующие показатели [Анучин, 1982], которые следует вносить в таблицу результатов сплошного пересчета:

- номер дерева;
- порода дерева;
- диаметр на высоте груди (1,4 м);
- высота дерева;
- состояние кроны (развитие, форма, проективное покрытие);
- плодоношение;
- повреждение насекомыми, грибами;
- механические повреждения.

Геоботаническое описание кустарничковой, травянистой растительности, мохово-лишайникового покрова и грибов включает определение видов доминантов, численности видов и их проективного покрытия на СПП [Андреева и др., 2002].

Результаты сплошного пересчета деревьев и выделения доминантных видов кустарничково-травянистой растительности можно объединить в виде карто-схемы. Пример такой карто-схемы представлен на рисунке 2.

5) Оценка метеорологических условий:

Метеорологические данные необходимы для характеристики влияния климатических факторов на состояние лесной растительности и миграцию радионуклидов в системе почва-растение. Оценку метеорологических показателей часто проводят на основе многолетних средних величин, зарегистрированных в контролируемом районе по данным ближайшей метеостанции. В ряде случаев при отсутствии такой информации следует получить фактические данные, измеряемые непосредственно на СПП. В ходе мониторинга важно отслеживать сезонную и многолетнюю динамику следующих метеорологических показателей [Пряхина и др., 2016]:

- температура воздуха и почвы;
- интенсивность солнечной радиации;
- количество осадков;
- влажность различных почвенных слоев;
- испаряемость с поверхности почвы.

Для контроля основных параметров могут использоваться автоматические системы с непрерывной регистрацией температуры и влажности в исследуемых горизонтах почвы.

При радиоэкологическом мониторинге могут потребоваться исследования ряда других природных и техногенных факторов, оказывающих воздействие на лесную экосистему и распределение радионуклидов.

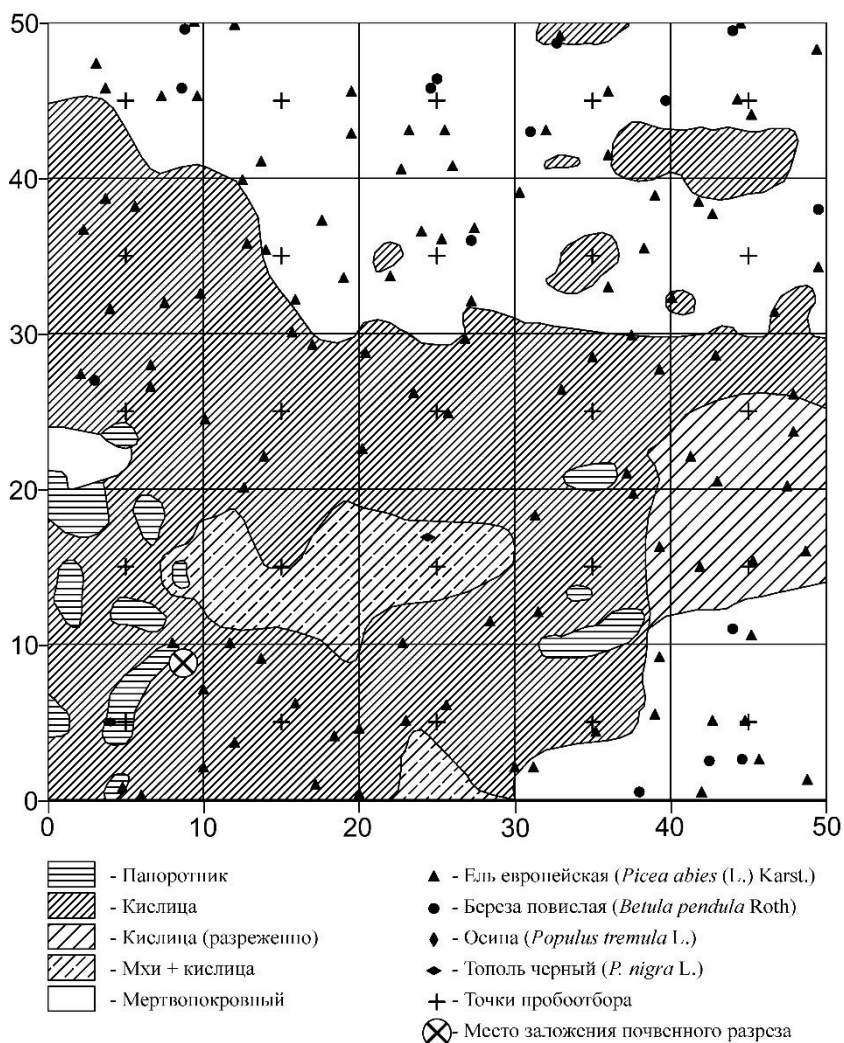


Рисунок 2. Карто-схема структуры древостоя и напочвенного покрова на СПП березово-елового леса.

4. Оценка запасов фитомассы и продуктивности лесных экосистем на стационарных пробных площадях

Определение запасов фитомассы и продуктивности в растительном ярусе необходимо проводить для наблюдения за динамикой биологических процессов в исследуемых лесных экосистемах с целью оценки параметров накопления и перераспределения радионуклидов в структурных компонентах этих биогеоценозов в пересчете на единицу площади.

4.1. Определение запасов фитомассы и годичной продукции в древостое

Запасы фитомассы и годичная продукция в древостое определяются прямыми или косвенными методами. Прямой метод заключается в определении показателей непосредственно на радиоэкологических полигонах для выбранных модельных деревьев в соответствии с методическими подходами, используемыми в биогеоценологии и лесоводстве [Вертикально-фракционное распределение фитомассы в лесах, 1986; Анализ продукционной структуры древостоев, 1988; Андреева и др., 2002]. Принципы выбора и опробования модельных деревьев будут рассмотрены в главе 7.

Косвенный метод основан на расчете запасов и годичной продукции по ранее установленным регрессионным зависимостям между отдельными показателями древостоя и фитомассой в различных его органах. При радиоэкологическом мониторинге целесообразно использовать смешанный подход – результаты пересчета древостоя и пробы древесных растений для измерений удельной активности радионуклидов, полученные непосредственно на СПП, а математические зависимости между отдельными структурными компонентами древостоя можно применять из таблиц, составленных по результатам работ в соответствующих регионах. Подобные сведения для сосновых лесов на территории Республики Беларусь, Брянской области России и соседних регионов можно найти в специальных таблицах [Юркевич и др., 1974].

4.2. Определение запасов фитомассы в напочвенном покрове

Запасы фитомассы в напочвенном покрове (кустарнички, травы, мхи, лишайники) определяют методом укосных площадок размером 50 × 50 или 100 × 100 см. Отбор укосов проводят один раз за вегетацию в период максимального развития биомассы растительности (июль-август), а при динамических наблюдениях — ежемесячно с мая по октябрь или по фенофазам развития растений. Заложение укосных площадок следует проводить на фиксированных ровных микроучастках, выбранных по случайной схеме и не приуроченных к определенным видам растений.

После выбора места закладки площадки на участок поверхности накладывается металлическая рамка стандартного размера. Растения внутри рамки аккуратно, исключая загрязнение почвой, срезаются ножницами и складываются на лист бумаги в одном направлении, чтобы не было затруднений при последующем разборе укоса по видам. Туда же помещается этикетка с указанием номера СПП, контрольной точки, даты отбора и фамилии исполнителя. Укос заворачивается в бумагу, завязывается шпагатом. На оберточной бумаге дублируется информация с этикетки. Все укосы с СПП складываются в большой мешок.

Отобранные укосы травянистой растительности не позднее следующего дня подлежат разбору по видам. В отдельных случаях, когда возникают затруднения при определении растений, допускается определение только на уровне семейств: например, злаки, осоки и т.д. При разборе каждого укоса по видам в специальной таблице указывается их встречаемость (численность), отмечаются доминирующие, сопутствующие и единичные виды.

Каждый отдельный вид со всех укосных площадей смешивается в одну пробу. На нее заполняется новая этикетка с указанием: номера СПП; вида растений; общей площади сбора (равной сумме площадей, где зафиксирован данный вид); даты отбора. Единичные, а также неопределенные виды в укосах со всего участка смешиваются в отдельную пробу, которую условно можно назвать «остальные виды растений».

После разбора укосов с участка каждый вид растений без предварительного измельчения, чтобы избежать потерь биомассы,

взвешивается и высушивается. Затем образцы вновь взвешиваются. Все результаты записываются в соответствующую ведомость с указанием условий взвешивания: воздушно-сухая масса или вещество, высушенное при температуре 60°C. Значения сухой фитомассы потребуются для последующих расчетов.

При динамических наблюдениях расчет запасов фитомассы отдельных видов растений можно проводить по формуле:

$$M = m \times n \times s \quad (1),$$

где M — общая фитомасса, m — средний вес одной особи, n — среднее число особей на единицу площади, s — размер площади.

4.3. Определение фитомассы корней растений

Оценка фитомассы корней на СПП проводится на основе ее определения для модельного дерева с учетом участия этой породы в составе исследуемого древостоя [Андреева и др., 2002]. Может применяться косвенный метод с помощью установленных регрессионных зависимостей между массой корневой системы и диаметром дерева.

Определение массы корней травянистой и кустарничковой растительности обычно проводят методом отбора монолитов размером 25 × 25 см с последующей их отмывкой на ситах с ячейками 0,5 мм. При этом древесные корни отбрасывают. Корневища, клубни и луковицы следует измерять отдельно от остальных подземных частей растений.

5. Измерение мощности эквивалентной дозы гамма-излучения на стационарных пробных площадях

5.1. Общие положения

Для оценки радиационной обстановки в лесных биогеоценозах в начале обследования на каждой СПП проводится измерение мощности эквивалентной дозы гамма-излучения (МЭДГИ). На основе результатов измерения МЭДГИ можно оценить дозы внешнего облучения работников лесного хозяйства, населения и биоты на исследуемой территории. Значения МЭДГИ используются

также для рекогносцировочного радиационного обследования в лесных экосистемах исследуемого региона.

Перед началом полевых исследований на СПП общей площадью 50×50 метров размечается квадратная сетка с шагом 10×10 метров. В центрах квадратов сетки назначаются контрольные точки (рисунок 3 А). Разметку можно зафиксировать установлением деревянных колышков. Измерения МЭДГИ проводят в координатах размеченной сети по всей площади и в установленных контрольных точках.

5.2. Техническое оснащение

Основными дозиметрическими приборами для измерения МЭДГИ являются переносные радиометры различных модификаций: поисковые (СРП-68, МКС-СРП-08А и др.) и дозиметры (ДКС-96, ДРГ-01Т, ДРБП-01, МКС-АТ6130С и др.). Приборы должны обязательно пройти поверку в метрологических службах и обеспечивать необходимую точность измерения. Перед выездом на полевые работы приборы должны быть снабжены элементами питания, в процессе измерения необходимо периодически проводить контроль питания и исправности прибора. Все измерения в течение периода наблюдений на СПП следует проводить одним и тем же прибором для получения результатов с одинаковой погрешностью. При одновременном использовании разных приборов для сопоставления их показаний необходимо провести серию многократных ($n \geq 10$) одновременных измерений как минимум в 10 одних и тех же точках.

5.3. Порядок проведения работ

Определение МЭДГИ необходимо выполнять в два этапа. На первом этапе проводится гамма-съемка территории с целью выявления аномальных «горячих» точек, в которых показатели поискового радиометра превышают средние значения для участка в 2 и более раз. Для проведения первого этапа дозиметрического обследования применяются поисковые радиометры или высокочувствительные дозиметры гамма-излучения, имеющие поисковый режим работы со звуковой индикацией. Эти приборы должны

обеспечивать регистрацию потока гамма-квантов в диапазоне энергий 0,05-3,00 МэВ при интенсивности от 10 импульсов/с и выше.

Обследование территории с помощью поискового прибора для выявления зон с максимальной интенсивностью гамма-излучения на СПП проводят с помощью перемещения радиометра по прямолинейным маршрутам (рисунок 3 В). Ширина каждого маршрута должна составлять около 2 метров. Датчик поискового дозиметра размещают на расстоянии 10–30 см от поверхности почвы и не ближе 50 см от оператора. При этом руками с блоком детектирования нужно совершать зигзагообразные движения перпендикулярно направлению движения, а скорость передвижения не должна превышать 2 км/ч. Территория должна быть подвергнута по возможности сплошному обследованию. Линии сетки включаются в маршруты. После прохождения намеченных маршрутов в продольном и поперечном направлениях осуществляется проход по территории СПП в режиме свободного поиска.

Если по результатам гамма-съемки выявлены зоны, в которых показания поискового прибора в 2 раза или более превышают среднее значение, характерное для остальной части территории СПП, то такие точки следует рассматривать как аномальные «горячие» точки. На загрязненных территориях такие аномалии могут быть связаны с локальным увеличением интенсивности радиоактивных выпадений или наличием радиоактивных отходов вблизи поверхности почвы. В выявленных радиационных аномалиях с помощью поискового радиометра необходимо определить границы их локализации вдоль поверхности почвы. Такие радиационные аномалии («горячие точки») с максимальными показаниями, необходимо маркировать на местности и нанести на план участка (рисунок 3 С), установив для них дополнительные контрольные точки на размеченной территории обследуемой СПП.

Если в процессе гамма-съемки не выявлено очень высоких показаний поискового прибора (в 2 раза и более превышающих средний уровень по всему участку), то считается, что локальные радиационные аномалии («горячие точки») на обследованной территории СПП отсутствуют. Показания поискового радиометра в контрольных точках фиксируются в протоколе (Приложение 2).

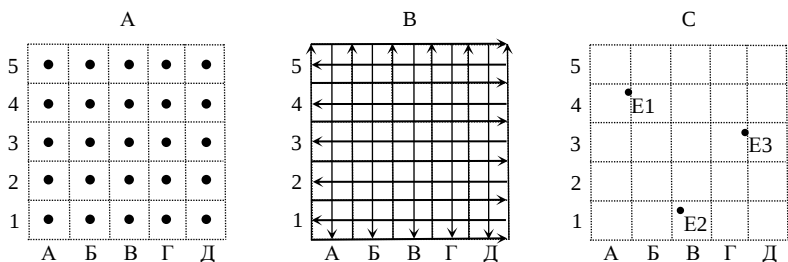


Рисунок 3. Схема разбиения исследуемого участка сеткой, расположение маршрутов поисковой гамма-съемки и назначение контрольных точек при дозиметрическом обследовании территории.

На втором этапе проводятся измерения МЭДГИ во всех 25 контрольных точках, заложенных в центрах квадратов сетки 10 × 10 метров, а также в дополнительных аномальных «горячих» точках, отмеченных на предыдущем этапе поисковой дозиметрии. Общее число контрольных точек на лесной СПП должно быть не менее 25. При выполнении многолетнего радиоэкологического мониторинга на СПП следует в разные сроки определять МЭДГИ в одних и тех же точках, координаты которых зафиксированы с помощью GPS/ГЛОНАСС навигатора. Измерение МЭДГИ в контрольных точках можно проводить с помощью дозиметров разных типов: ДКС-96 (с блоком детектирования БДМГ-96), МКС/СРП-08А (с блоком детектирования БДБС-25-01А), МКС-АТ6130С, ДРБП-01, ДРГ-01Т и других.

Измерения МЭДГИ в контрольных точках проводят на высоте 1 м от поверхности земли. Время детектирования и число повторных измерений в каждой контрольной точке следует выбирать в соответствии с методикой или руководством по эксплуатации дозиметра. Как правило, измерения МЭДГИ в каждой контрольной точке выполняются в 10-кратной повторности, при этом время детектирования составляет 30 секунд для каждой повторности. Результаты измерения МЭДГИ записываются в протокол (Приложение 3).

За результат измерений мощности дозы гамма-излучения в каждой контрольной точке принимается среднее арифметическое по данным всех выполненных в ней повторных измерений:

$$\bar{H} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n H_i \quad (2),$$

Случайную погрешность S ($P=0,95$) этого измерения рассчитывают по формуле:

$$S = 2 \sqrt{\frac{|\sum_{i=1}^n H_i^2 - n\bar{H}^2|}{n(n-1)}} \quad (3),$$

где n — количество измерений, H_i — показания дозиметра при i -ом измерении.

Полную абсолютную погрешность измеренной МЭДГИ ($P=0,95$) следует определять по формуле:

$$\Delta = S + 0,3 \times \bar{H} \quad (4),$$

На загрязненных радионуклидами территориях в контрольных точках целесообразно также проведение измерений МЭДГИ на высоте 0,1 метр. При этом время и повторность измерений, расчет среднего и погрешности в каждой точке выполняются по той же методике, что и для проведенной процедуры на высоте 1 метр.

По результатам измеренных и рассчитанных средних значений в каждой контрольной точке можно построить картограммы МЭДГИ для исследованной СПП в лесном биогеоценозе (Приложение 4). При проведении многолетнего радиоэкологического мониторинга измерения МЭДГИ выполняются с такой же периодичностью (обычно ежегодно), как и отбор проб почв. При этом почвенные пробы следует отбирать в тех же контрольных точках, в которых измерены значения МЭДГИ.

6. Почвенный пробоотбор для определения плотности загрязнения и распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах

6.1. Общие положения, количество точек почвенного пробоотбора

В загрязненных лесах долговременная аккумуляция техногенных радионуклидов происходит в верхних почвенных горизонтах. На территориях, подвергшихся чернобыльским выпадениям,

длительное время будет сохраняться загрязнение почв ^{137}Cs , ^{90}Sr и трансурановыми радионуклидами. Показатели плотности загрязнения и распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr в почвах формируют радиационную обстановку в лесных экосистемах и определяют уровни накопления радионуклидов в древесной, травянистой растительности, а также в лесных ягодах и грибах.

При проведении радиационного мониторинга требуется получение статистически достоверных средних значений удельной активности, плотности загрязнения и коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения. Это достигается необходимым количеством точек пробоотбора и выбранной схемой их заложения на СПП.

Наиболее широкое применение в почвенном радиоэкологическом мониторинге находит равномерная схема опробования по всей площади исследуемого участка. Шаг опробования выбирается исходя из площади обследования. Для радиационного мониторинга в лесных экосистемах на СПП 50×50 метров можно рекомендовать равномерную квадратную схему с шагом сети 10×10 метров, всего 25 точек пробоотбора. В этих же 25 контрольных точках проводятся процедуры измерения мощности эквивалентной дозы гамма-излучения, описанные в предыдущей главе. Почвенный пробоотбор следует проводить и в дополнительных 1–5 аномальных «горячих» точках, выявленных на этапе поисковой дозиметрии.

Расчет необходимого числа точек опробования для оценки среднего значения с заданной погрешностью проводится по формуле [Дмитриев, 2009; Козлов, 2014]:

$$n = \left(\frac{s \times t_{0,05}}{d} \right)^2 \quad (5),$$

где s — стандартное отклонение, d — абсолютная погрешность, $t_{0,05}$ — критическое значение статистики Стьюдента при $n=\infty$ и $\alpha=0,05$ ($t_{0,05} = 1,96$).

При этом в качестве абсолютной погрешности можно выбрать методическую погрешность, объединяющую процедуры пробоотбора, пробоподготовки и измерения.

Если имеются сведения по коэффициенту вариации исследуемого показателя, то рекомендуется, задав относительную

погрешность 10 или 20%, рассчитать необходимое число точек опробования по следующей формуле:

$$n = \left(\frac{CV \times t_{0,05}}{D} \right)^2 \quad (6),$$

где CV — коэффициент вариации, %; D — относительная погрешность, %; $t_{0,05} = 1,96$.

Исследования на территориях, загрязненных чернобыльскими радиоактивными выпадениями, показали, что в лесных экосистемах коэффициенты вариации плотности загрязнения ^{137}Cs в почвах составляют около 25%, но на некоторых участках они могут возрасти до 50% [Щеглов, 2000; Переволоцкий, 2006]. В соответствии с приведенной формулой, используемый в схемах опробования объем выборки, равный 25 контрольным точкам, обеспечивает оценку средней плотности загрязнения этим радионуклидом при коэффициенте вариации 25 % с относительной погрешностью 10%, при коэффициенте вариации 50 % — с относительной погрешностью 20%.

В задачах сравнения средних значений (на разных участках или по нескольким срокам мониторинга) расчет необходимого числа точек опробования проводится по следующим формулам:

$$Ef = \frac{\bar{x}_{max} - \bar{x}_{min}}{s} \quad (7),$$

$$n = \frac{2 \times (Z_{\alpha} + Z_{\beta})^2}{Ef^2} \quad (8),$$

где Ef — размер эффекта; $\bar{x}_{max}$ — средний уровень на более загрязненном участке или в первый срок наблюдения; $\bar{x}_{min}$ — средний уровень на менее загрязненном участке или в следующий срок наблюдения; s — стандартное отклонение; $Z_{\alpha} = Z_{0,05} = 1,96$; $Z_{\beta} = Z_{0,10} = 1,28$.

При $n=25$ обнаруживаемый размер эффекта Ef равен 0,92, следовательно, при таком объеме выборки можно статистически достоверно ($\alpha=0,05$, $\beta=0,10$) выявить различие между средними, которое превышает $0,92 \times s$ (стандартное отклонение, умноженное на 0,92).

При отборе индивидуальных почвенных проб в каждой из 25 контрольных точек, для них необходимо определить плотность ненарушенного сложения, а затем провести процедуры

пробоподготовки (высушивание, гомогенизация) и измерения удельной активности радионуклидов. На основе 25 полученных значений рассчитывают статистически достоверные ($p=0,05$, $D=10\%$ при $K_{\text{вар}} \leq 25\%$ и $p=0,05$, $D=20\%$ при $K_{\text{вар}} \leq 50\%$) оценки среднего арифметического удельной активности и плотности загрязнения ^{137}Cs на контрольной СПП. Кроме того, отбор индивидуальных почвенных проб в каждой из 25 контрольных точек позволит проводить сравнение средних в разные сроки мониторинга с учетом установленного стандартного отклонения показателей удельной активности и плотности загрязнения ^{137}Cs , это необходимо для корректного применения методов математической статистики.

Смешанные почвенные образцы, объединяющие пробы из 5 или более контрольных точек, допустимо отбирать только в задаче рекогносцировочного радиационного обследования, результаты которого не планируют использовать для многолетних динамических наблюдений. Использование смешанных почвенных проб уменьшает точность оценки среднего уровня вследствие высокой методической ошибки самой процедуры смешивания образцов ненарушенного сложения, необходимых для определения плотности загрязнения техногенными радионуклидами в почве. Поэтому мы не рекомендуем отбирать смешанные почвенные пробы в радиационном мониторинге на загрязненных территориях.

6.2. Оборудование для пробоотбора почв и его применение

Для проведения почвенного пробоотбора в ходе радиационного мониторинга применяется стандартное и специальное оборудование:

- металлическая рамка (1);
- специальный почвенный бур (2);
- радиометры;
- дезактивирующий раствор, вата;
- резиновые перчатки, респираторы;
- почвенный нож;
- молоток;
- лопата;

- рулетка, линейка;
- полиэтиленовые пакеты, большие бумажные или полиэтиленовые мешки;
- этикетки;
- шпагат (веревка).

(1) Металлическая рамка площадью не менее 400 см² (20 × 20 см), обеспечивающей необходимую массу образца для гамма-спектрометрических измерений, применяется для отбора образцов лесной подстилки.

(2) Пробоотборник для отбора проб почвы ненарушенного сложения представляет собой стальной цилиндрический бур диаметром 8–9 см и высотой 20 см (рисунок 4). Пробоотборник должен иметь снизу режущую кромку. Он заглубляется в почву на глубину 20 см ударами молотка по верхней крышке. Под крышкой пробоотборника должен перемешаться шток с поршнем. В штоке должны быть отверстия с шагом 1 см, которые перекрываются ограничительной шпилькой.

Конструкция этого бура и площадь его горизонтального сечения (примерно 50–60 см²) обеспечивает отбор и фиксацию керна почвы внутри пробоотборника [Щеглов, 2000]. Выдавливание отобранного керна проводят с помощью поршня, ограничительные шпильки позволяют сдвигать его на 1–5-сантиметровые отрезки для получения слоя почвы с нужной глубины.

В лесных экосистемах опробование почвы в каждой контрольной точке и по разрезу следует начинать с подстилки. Для отбора образцов лесной подстилки используется металлическая рамка площадью 400 см² (20 × 20 см). Рамка помещается на ненарушенный участок поверхности, по ее периметру острозаточенным ножом обрезают подстилку на глубину, превышающую ее мощность. Затем рамка слегка заглубляется в минеральные слои почвы. После этого со всей внутренней части рамки производят послойный отбор подгоризонтов подстилки, начиная с поверхностного.

При наличии полной подстилки отбор образцов осуществляется отдельно из трех подгоризонтов: О1 (листовой), О2 (ферментативный слой) и О3 (гумифицированный слой). Если подстилка маломощная, и подгоризонты отделить сложно, допустимо отбирать две пробы из подгоризонтов: О1 и О2+О3.

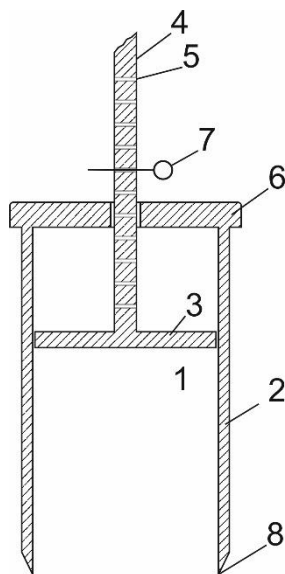


Рисунок 4. Продольный разрез пробоотборника: 1 – цилиндр; 2 – стенка цилиндра; 3 – поршень; 4 – шток; 5 – делительное отверстие; 6 – крышка пробоотборника; 7 – ограничительная шпилька; 8 – режущая часть [Щеглов, 2000].

Должна быть отобрана вся масса материала подстилки, находящаяся внутри рамки, нельзя терять или отбрасывать какую-то ее часть. Отобранные образцы слоев подстилки складываются в большие двойные полиэтиленовые пакеты с сопроводительными этикетками. После отбора образцов подстилки рамка аккуратно вынимается, и по вертикальному срезу в четырех угловых позициях замеряется с помощью линейки мощность (толщина) подгоризонтов: О1, О2, О3. Эти значения регистрируются в полевом дневнике, рассчитывается средняя мощность подгоризонтов подстилки. По возможности отбор проб лесной подстилки во всех контрольных точках и на вертикальном разрезе должен проводить один и тот же специалист, поскольку разделение подстилки на подгоризонты имеет элементы субъективизма.

Отбор почвенных проб из верхних органогенных и минеральных горизонтов выполняют в центре квадрата 20 × 20 см,

который следует аккуратно срезать ножом (фото 1 Б). При стандартном отборе по мере сдвигания керна сначала срезается и отбирается слой 15–20 см, потом 10–15 см, затем 9–10 см и так далее до слоя 0–1 см, прилегающего к поршню. Отобранные пробы помещаются в двойные полиэтиленовые пакеты, между которыми вкладываются этикетки, установленного образца, надписью наружу. Эту процедуру последовательного выдавливания из пробоотборника и срезания следующего слоя проводят для всего 20-сантиметрового керна. В почвах лесных экосистем рекомендуется проводить пробоотбор с подразделением на 1–2-сантиметровые слои на глубине 0–10 см, с шагом 5 см на глубине 10–20 см и с шагом 10 см до глубины значимого проникновения радионуклидов в почву (50 см и более) [Щеглов, 2000]. Указанная толщина отбираемых почвенных слоев может быть изменена в отдаленный период после радиоактивных выпадений в зависимости от характера заглубления техногенных радионуклидов в почву.

При проведении почвенных исследований во 2-ой и следующие сроки мониторинга необходимо смещать контрольные точки пробоотбора на 0,5–1,0 метр от их начального местоположения, чтобы получить kern почвы, не нарушенный опробованием, проведенным в 1-й срок.

6.3. Порядок проведения почвенных исследований на стационарных пробных площадях

Полевые почвенные исследования в ходе радиационного мониторинга на СПП включают два этапа:

- 1) Площадное опробование верхних горизонтов почвы в 25–30 контрольных точках.
- 2) Пробоотбор по вертикальному профилю до глубины 1,0 м.

На первом этапе для проведения площадного опробования на СПП (50×50 метров) размечается равномерная квадратная сетка с шагом 10×10 метров (раздел 5.3, рисунок 3). В результате поисковой дозиметрии на СПП могут быть выявлены несколько аномальных «горячих» точек (глава 5), которые включаются в схему опробования в качестве дополнительных. Площадное опробование верхних горизонтов почвы проводится в 25 основных (в узлах сети 10×10 м) и в 1–5 дополнительных контрольных точках. Такое

количество точек опробования необходимо для получения статистически достоверных оценок средних значений, а также для сравнения уровней на разных участках или в разные сроки мониторинга. Почвенный пробоотбор следует проводить в тех же точках, в которых проводилось измерение МЭДГИ на исследуемой СПП, это позволит оценить взаимосвязи между радиационными показателями.

Для каждой контрольной точки следует определить местоположение в подкроновом пространстве деревьев (около ствола, под кроной, в окнах между деревьями или др.) и зафиксировать эти данные в полевом дневнике. В специальных исследованиях регистрируется также расстояние от ствола ближайшего дерева [Переволоцкий, 2006]. Регистрация местоположения контрольных точек на карто-схеме структуры древостоя и напочвенного покрова на СПП (глава 3, рисунок 2) позволит проследить закономерности пространственного распределения радиоактивных выпадений и вторичного перераспределения радионуклидов в исследуемом лесном фитоценозе.

В ходе почвенного опробования в каждой контрольной точке сначала отбирается образец лесной подстилки по описанной выше методике, используя рамку 20×20 см. Пробы подгоризонтов О1, О2, О3 лесной подстилки собираются в отдельные двойные пакеты, снабжаются этикетками, на которых записываются следующие сведения: название СПП, дата отбора, номер контрольной точки, индекс подгоризонта и его глубина. Пакеты с отобранными пробами лесной подстилки складываются в большие мешки.

Затем в контрольной точке отбирается керн почвы из слоя 0-20 см с помощью бура (рисунок 4) по рассмотренной выше методике. С помощью поршня керн постепенно выдавливается из бура и последовательно разрезается на слои: 15-20, 10-15, 9-10, 8-9, 7-8, 6-7, 5-6, 4-5, 3-4, 2-3, 1-2, 0-1 см. Каждая отобранная проба помещается в двойные полиэтиленовые пакеты. Между пакетами вкладывается этикетка (сопроводительный сертификат) установленного образца, надписью наружу. В отдаленный период после радиоактивных выпадений в зависимости от заглубления радионуклидов в почву, слои пробоотбора могут быть изменены. На слабозагрязненных участках может потребоваться отбирать

несколько одинаковых кернов на каждой контрольной точке, чтобы масса пробы была достаточной для измерения удельной активности радионуклидов с приемлемой аналитической погрешностью.

На втором этапе проводится пробоотбор по вертикальному профилю почвы вдоль передней стенки разреза. Основные рекомендации по закладке почвенного разреза представлены в главе 3. При выкапывании разреза необходимо закрыть пленкой поверхность почвы, примыкающую к верхней части его передней стенки, чтобы не допустить просыпания почвы с лопаты на лесную подстилку. Сначала проводится зачистка передней стенки и морфологическое описание почвы, затем переходят к пробоотбору. Отбор лесной подстилки проводят на поверхности с помощью рамки 20×20 см, установленной в 5 см от передней стенки разреза, по той же методике, которая ранее описана в этой главе для контрольных точек при площадном опробовании. Далее проводится пробоотбор почвы из верхнего слоя 0-20 см с помощью бура по той же методике, которая представлена для контрольных точек. При этом бур следует вбивать в почву, отступив от передней стенки разреза примерно на 15 см. После этого пробоотбора из верхнего слоя 0-20 см необходимо на глубине 20 см перпендикулярно к передней стенке зачистить лопатой горизонтальную плоскую площадку примерно 40×40 см. Затем в нее вбивается бур для отбора почвы из слоя 20-40 см. Далее аналогичные горизонтальные площадки нужно последовательно закладывать еще на трех глубинах: 40 см (отбор буром слоя 40-60 см), 60 см (отбор буром слоя 60-80 см), 80 см (отбор буром слоя 80-100 см). При этом каждый отобранный буром керна необходимо разделять на 10-сантиметровые слои и помещать полученные пробы почвы в отдельные двойные полиэтиленовые пакеты с этикеткой. Рекомендуемый полный перечень отобранных из почвенного разреза проб: О1, О2, О3, 0-1, 1-2, 2-3, 3-4, 4-5, 5-6, 6-7, 7-8, 8-9, 9-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-70, 70-80, 80-90, 90-100 см. Важно провести сплошной послойный пробоотбор почвы с целью оценить плотность загрязнения радионуклидами суммарно для всей 1-метровой толщи почвы, а также определить типы профильного распределения радионуклидов и выявить их возможное заглубление в нижние горизонты.

6.4. Подготовка проб почвы в лаборатории

После отбора почвенные пробы транспортируются в лабораторию, где они регистрируются, а затем взвешиваются. Результаты взвешивания заносятся в соответствующую ведомость. После этого пробы пересыпаются в предварительно подготовленные бумажные поддоны. На краях поддонов обязательно дублируется информация с этикеток. Сами этикетки, во избежание порчи и потери, помещаются у боковой стенки поддона так, чтобы они были легко доступны.

Сырые пробы почвы предварительно подсушиваются на воздухе в условиях, исключающих их вторичное загрязнение переносом частиц. Для этого подсушивание образцов следует производить в закрытых помещениях или закрывать бумагой, марлей и т.д. Недопустима совместная сушка проб с участков, характеризующихся резко различной степенью загрязнения.

После подсушивания пробы переносят в сушильный шкаф и досушивают при $t=105^{\circ}\text{C}$ в течение 24 часов. Пробы в шкафу размещают с учетом степени их загрязнения: более «активные» образцы помещают на нижних полках, менее «активные» — на верхних. Недопустима сушка в одном шкафу проб, резко различающихся по своей радиоактивности. Для слабоактивных проб следует выделить отдельный шкаф. Шкафы необходимо периодически дезактивировать, в особенности при загрузке их слабоактивными пробами после более «грязных».

После высушивания образцы, начиная с менее активных, аккуратно переносят в полиэтиленовые пакеты, масса которых предварительно измерена, в каждый из них вкладываются исходные этикетки. Затем непосредственно в мешках пробы взвешиваются, результаты взвешивания заносятся в соответствующие ведомости, рассчитывается масса каждой сухой пробы без пакетов. Затем эти пакеты складываются по точкам в строгой последовательности по глубинам. Все пробы с одной СПП помещаются в большой бумажный (или полиэтиленовый) мешок с указанием номера данной СПП и даты отбора. В таком виде образцы поступают на размол.

Размол и гомогенизацию следует начинать с проб контрольных точек, характеризующихся наименьшей плотностью загрязнения, и заканчивать пробами с наиболее загрязненных участков. Перед

размолот оператор раскладывает по глубинам образцы с одного участка. Размол начинают с менее активных проб нижних горизонтов, размалывая последовательно все образцы с одной глубины. При такой последовательности работ не требуется тщательной дезактивации мельницы при переходе от размола одного образца к другому. В то же время перед началом размола образцов с другой СПП все мельницы следует тщательно промыть и дезактивировать. Затем последовательность операций при размоле повторяется. Кроме мельниц, можно использовать большие фарфоровые ступки, размалывая почву пестиками, как это принято в почвоведении. Все работы с пробами нужно проводить в вытяжном шкафу и надевать респиратор для защиты органов дыхания от пыли.

После размола каждая проба пересыпается в свой полиэтиленовый пакет. Пакеты с образцами из одного участка связываются и помещаются в соответствующий большой бумажный мешок. В таком виде пробы поступают в лабораторию для взятия навесок на гамма-спектрометрию.

Взятие навесок для гамма-измерений рекомендуется вести в той же последовательности, что и размол, начиная с малоактивных и постепенно переходя к более активным пробам.

В зависимости от предполагаемой массы навески выбирается сосуд, соответствующий геометрии для измерений на гамма-спектрометре. Перед затариванием данные сосуды дезактивируются, нумеруются и взвешиваются. Шифр (номер), вес и геометрия пробы записываются в соответствующий журнал.

Затем в вытяжном шкафу (или в боксе) в сосуд аккуратно, не загрязняя его внешней поверхности, засыпается проба. После этого сосуд с пробой взвешивается и снаружи дезактивируется. Все данные заносятся в соответствующую ведомость. Масса образца, пошедшего на измерение, определяется по разности между весом сосуда с навеской и весом пустого сосуда. Сосуд или другая емкость после затаривания пробой закрывается крышкой.

Пакеты, из которых проба была взята на измерения, складываются в исходной последовательности, связываются и помещаются обратно в соответствующий большой полиэтиленовый мешок. На каждую пробу заполняется паспорт по следующему образцу:

ПАСПОРТ на отобранную пробу

- 1) Номер пробы
- 2) Наименование пробы (почва, подстилка и т.д.)
- 3) Дата и время отбора пробы (число, месяц, год, время)
- 4) Место отбора пробы (номер СПП и номер контрольной точки)
- 5) Физические характеристики пробы (глубина взятия образца; площадь пробоотбора; сухая масса всего образца ($M_{\text{сух}}$); масса образца, взятая для измерения (m); высота пробы (h) и радиус геометрии (R))
- 6) Мощность дозы на высоте 1 м от поверхности почвы
- 7) Вид анализа (гамма-спектрометрия, бета-спектрометрия и т.д.)
- 8) Ф.И.О. пробоотборщика, организация

После этого проба вместе с паспортом передается в радиометрическую лабораторию для измерения. После измерений полученные результаты должны быть занесены в соответствующую ведомость (или протокол), а проба вместе с паспортом поступает на хранение.

6.5. Хранение проб

После проведенных измерений пробы высыпаются из измерительных сосудов обратно в свои пакеты с этикетками и передаются на хранение. Пакеты с пробами сортируются по СПП и располагаются на полках в хранилище. Наиболее «грязные» пробы помещаются в нижний ряд, а менее активные — в верхний, чтобы избежать загрязнения проб при возможном просыпании. Полки в хранилище желательно промаркировать с указанием вида проб (почва, растительность, опад, подстилка и т.д.), номера участка и точки, даты отбора. Почвенные и растительные образцы должны по возможности храниться отдельно (в разных помещениях). Необходимо вести журнал хранилища проб, где указывается место хранения образца (номер полки) и вся информация, относящаяся к данной пробе.

7. Пробоотбор растений для определения удельной активности техногенных радионуклидов в компонентах фитоценоза

7.1. Общие положения

Изучение особенностей накопления ^{137}Cs , ^{90}Sr в основных компонентах лесных фитоценозов необходимо для научного обоснования безопасных технологий лесопользования на загрязненных территориях, а также для прогноза миграции техногенных радионуклидов по пищевым цепям от растительности к животным и человеку.

Полевые исследования растительности на СПП состоят из двух этапов:

- 1) Выбор и исследование модельных деревьев.
- 2) Площадное опробование растительности в контрольных точках.

7.2. Оборудование для дендрометрических исследований и отбора проб растений

Для дендрометрических исследований и отбора растительных проб необходимо следующее полевое оборудование:

- высотомер или эклиметр, мерная вилка;
- рулетка (сантиметр);
- радиометр;
- бензопила;
- топор;
- лопата;
- нож, секатор;
- ножницы, серп;
- металлическая рамка 50×50 см или 100×100 см;
- бумага крафт;
- шпагат (веревка);
- большие бумажные или полиэтиленовые мешки, полиэтиленовые пакеты;
- резиновые перчатки, респиратор;
- этикетки, маркеры.

7.3. Выбор модельных деревьев и отбор проб древесной растительности

Выбор модельных деревьев и отбор проб древесной растительности осуществляется на основе таксационного описания растительного покрова экспериментальных участков. Выбираются модельные деревья, близкие к средним показателям таксационной характеристики данного вида на СПП. Основные дендрометрические показатели: диаметр ствола на уровне 1,4 м, высота дерева, проективное покрытие кроны, предполагаемый возраст. Число модельных деревьев каждой породы определяется целями исследований. Рекомендуется отбирать не менее двух повторностей для каждого варианта.

Модельные деревья не должны иметь механических повреждений (облом ветром, снегом, следы рубок) и признаков повреждений различными вредителями и болезнями. Условия произрастания выбранного модельного дерева должны быть типичны для участка в целом. Следует избегать экземпляров на микро- и мезоповышениях. Целесообразно выбирать модельные деревья на выровненных участках.

Модельное дерево следует выбирать в буферной зоне, непосредственно прилегающей к СПП, чтобы исключить нарушение естественного состояния биогеоценоза на самом участке. После выбора дерева, отвечающего всем указанным требованиям, на расстоянии 2-3 м от него по окружности проводят поисковую дозиметрию и 5-10 измерений МЭДГИ на поверхности почвы и высоте 1 м. Отмеченные вокруг модельного дерева уровни МЭДГИ должны находиться в границах типичности (50%-й доверительный интервал) к установленному среднему значению этого показателя на СПП в целом. Если зафиксированные уровни не отвечает указанному требованию, следует выбрать другое модельное дерево в другой части периметра буферной зоны.

Выбранное модельное дерево спиливают, затем сразу, чтобы избежать его загрязнения в процессе работы, приступают к отбору частей: мелких веток (толщиной до 1 см) листвы или хвои (с приростом текущего года), веток крупных (толщиной от 1 см) и генеративных органов (шишки, сережки, желуди).

Мелкие ветки отбираются вместе с ассимилирующими органами (листья, хвоя) снизу вверх по высоте всей кроны, причем только с той ее части, которая не касается поверхности почвы. Масса ветвей вместе с листьями должна составлять 3–4 кг, а каждой структурной части в отдельности около 1 кг в сыром виде.

После отбора ветки аккуратно заворачиваются в бумагу или помещаются в большие мешки, куда следует положить этикетку с указанием номера СПП, шифра пробы, даты отбора и фамилии исполнителя.

Отбор веток крупных, как и мелких, осуществляется по высоте всей кроны и из той части, которая не касалась поверхности почвы. Отбирают 5–6 крупных веток, очищают от мелких, после чего из них вырубается два отрезка длиной около 50 см. Эти отрезки-вырубы берутся: один — у основания ветки, другой — из ее середины. Если масса веток невелика, вырубы можно брать или у их основания, или из середины. Общая масса пробы крупных веток должна составлять примерно 1,5 кг. Проба упаковывается и подписывается аналогичным образом, как и ветки мелкие.

Отбор имеющихся генеративных органов (шишки, сережки, желуди) также производится по всей кроне. Масса пробы должна составлять примерно 1–3 кг.

После завершения отбора проб веток и генеративных органов ствол аккуратно очищают от ветвей и производят следующие замеры: расстояние до живой кроны, общая высота, диаметр у комля и на высоте 1,4 м. По годичным кольцам на комлевом срезе определяют возраст дерева. При подсчете годичных колец на пне к полученному числу добавляют 5 лет, т. е. примерно тот период, за который молодое дерево дорастает до высоты пня.

На разной высоте ствола (у комля, в середине и вершине) отбираются выпилы. Длина выпилов зависит от диаметра ствола в данной части и предполагаемой активности проб древесины и коры, масса пробы должна быть достаточной для гамма-спектрометрии (3–5 кг). В среднем длина выпилов должна составлять 70 см. При видимой недостаточности пробы (особенно в верхней части ствола) нужно отобрать два выпилов. Выпилов по возможности должны быть приурочены к участкам ствола, лишенным сучьев, наличие которых затрудняет разделку пробы. При отборе выпилов

следует исключить возможность загрязнения образца почвой. Для этого при работе под выпил необходимо подкладывать кусок полиэтиленовой пленки или плотную бумагу. После отбора выпилов маркируют, складывают в большие полиэтиленовые мешки или упаковывают в крафт.

В соответствии с этой методикой [Щеглов, 2000], отбирают пробы из модельных деревьев всех основных пород, представленных на исследуемой СПП. После отбора проб стволы деревьев распиливают на чурки (длиной 1,5–2 м), которые аккуратно складываются за пределами СПП.

7.4. Площадное опробование растительности в контрольных точках

Площадное опробование древесной растительности направлено на оценку средних значений коэффициентов накопления и перехода радионуклидов из почвы в деревья с целью установления пространственных закономерностей и многолетней динамики этих показателей. Наиболее приемлемым для таких наблюдений является контроль за содержанием ^{137}Cs в ассимилирующих органах (листьях или хвое), поскольку этот показатель тесно коррелирует с количеством ^{137}Cs в остальных компонентах древесного яруса, и их отбор не нарушает функционирования растений в целом. При таком отборе вместо рубки деревьев проводят частичную срезку 1–2 нижних ветвей, после чего с них отбирают пробы листьев или хвои.

Такие пробы ассимилирующих органов (листьев или хвои) следует отбирать по квадратной сети контрольных точек (с шагом 10×10 метров), которая использована для контроля МЭДГИ и пробоотбора из верхних слоев почв. Отбор проб листьев или хвои лучше проводить в конце вегетационного периода (август). Каждая проба отбирается с дерева, под кроной которого проведен пробоотбор почвы. Коэффициенты накопления и перехода ^{137}Cs , ^{90}Sr рассчитывается на основе полученных в данной контрольной точке значений удельной активности радионуклидов в ассимилирующих органах дерева и плотности загрязнения почвы.

На территориях, подвергающихся радиоактивным выпадениям, для многолетних наблюдений на СПП также можно

организовывать мониторинг загрязнения внешней коры деревьев. При этом пробы внешней коры отбираются в разные сроки мониторинга с одних и тех же растущих деревьев, ближайших к контрольным точкам на СПП. Рекомендуется отбирать пробы внешней коры для деревьев возрастом 40–80 лет на высоте 1,5–2,0 м [Методика ICP Forests, 1995], отбор выполняется ножом из срезов толщиной 2–5 мм (в зависимости от трещиноватости коры для отдельных пород деревьев), произведенных на нескольких дугах окружности ствола. Не следует брать кору, на поверхности которой растут мхи, лишайники, водоросли. Обычно для анализа используется кора хвойных пород, но можно отбирать кору и других пород, с более трещиноватой поверхностью. Образцы коры, весом около 100–200 г помещаются в коробки или мешочки, снабжаются этикеткой с указанием номера СПП, породы дерева, даты и ФИО исполнителя. Такой пробоотбор не нарушает развития дерева, позволяет обнаруживать радиоактивное загрязнение и проводить долговременные динамические наблюдения за накоплением техногенных радионуклидов в лесных фитоценозах.

7.5. Отбор проб травянистой растительности

Для оценки накопления ^{137}Cs в травянистом ярусе отбор растений производят методом укусных площадок, имеющих размеры 100×100 см, одновременно с определением общих запасов их фитомассы (глава 4). Растения аккуратно, исключая загрязнение почвы, срезают ножницами или серпом и помещают в полиэтиленовые пакеты. Растительные пробы не следует отбирать во время или сразу после дождя, т.к. существует возможность вымывания атмосферными осадками ^{137}Cs из крон древесных растений и надземной фитомассы растений травянистого яруса. Рекомендуется выполнять пробоотбор растений через 2–3 дня после дождя.

Укусные площадки должны быть приурочены к контрольным точкам, в которых проводились измерения МЭДГИ (глава 5) и планируется проведение почвенного пробоотбора на СПП. В каждой из 25–30 контрольных точек сначала по укусным площадкам срезается травянистая растительность, затем выполняется отбор лесной подстилки с помощью рамки и почвенного керна под ней (глава 6).

7.6. Отбор проб грибов и ягод

На СПП отбирают все встречающиеся виды грибов (съедобные и несъедобные). Отбирать следует молодые неповрежденные плодовые тела. Грибы аккуратно срезают ножом, не захватывая части плодового тела, загрязненного почвой. Сразу после отбора они очищаются от внешних видимых загрязнений (хвои, листьев, чешуек коры и т.д.) и отдельно по видам помещаются в полиэтиленовые мешки. Если встречаемость грибов на СПП невелика, допустимо производить сбор с прилегающих территорий, но при одинаковой плотности их загрязнения и одном типе ценоза.

Сбор ягод осуществляется так же, как и грибов. В случае малой массы пробы возможно проводить сбор с прилегающих участков. При сборе ягод рекомендуется собирать в отдельную пробу и вегетативную массу растений.

7.7. Подготовка проб растительности в лаборатории

После завершения отбора растительных проб их доставляют в лабораторию и в камеральных условиях проводят их обработку и подготовку к различным видам анализов.

У древесных лиственных пород осуществляют фракционирование листьев и веток мелких, у хвойных пород — от веток мелких отделяют прирост хвои текущего года и старую хвою. В специальных исследованиях можно фракционировать хвою по всем возможным возрастам (1, 2, 3, 4 года). Границы годичного прироста хвои определяют по следам верхушечных почек, которые у хвойных пород почти совпадают с мутовками веток. Масса пробы всех компонентов в сыром виде должна составлять около 1 кг.

Затем пробы веток мелких, листьев и хвои измельчают топором или секатором. Таким же образом измельчают и отбирают пробу веток крупных (1-1,5 кг в сыром виде). Все образцы переносят в бумажные поддоны, куда помещают этикетку с указанием вида пробы, номера участка, даты отбора. Информация с этикетки дублируется на поддоне. В таком виде образцы поступают на сушку.

Сначала образцы подсушивают на воздухе, предохраняя их от внешнего загрязнения, а затем досушивают в сушильном шкафу при $t=60-80^{\circ}\text{C}$ в течение 24 часов. В сушильном шкафу пробы располагают в соответствии с их предполагаемой активностью, более

активные пробы необходимо сушить в нижней части шкафа. После каждого сеанса сушки, перед установкой новых проб необходимо проводить дезактивацию поверхности стенок и полок в сушильном шкафу.

У выпилов стволовой части дерева снимается кора наружная (мертвые покровные ткани, кутикула, эпидерма, пробка) и кора внутренняя (флоэма). Перед началом разделки выпилов производят обмер длины и окружности их верхней части. Результаты замеров заносятся в соответствующую ведомость. Затем на больших листах чистой бумаги аккуратно снимают верхнюю часть коры («наружную» кору) следующим образом: выпилы устанавливаются вертикально и сверху вниз примерно до середины постепенно начинают топором снимать мертвую часть коры, поворачивая при этом выпил против часовой стрелки для того, чтобы предотвратить попадание мелких чешуек коры на очищенную часть. Данная последовательность операций позволит в максимальной степени избежать загрязнения внутренней коры. После очищения от «наружной» коры выпил тщательно протирается спиртом и переносится на чистый лист, где производится дополнительная очистка остатков внешней коры и снятие верхнего тонкого слоя внутренней коры. Затем выпил снова протирается спиртом.

Несколько по-иному снимается наружная кора (береста) у березы. Выпил этой породы кладется на лист бумаги. На выпилене сверху по всей его длине делается надрез и затем руками или с помощью ножа, не переворачивая чурку, снимают кольца бересты. После этого, приподняв чурку, полностью отрывают кольца бересты.

После полного очищения выпилов от наружной коры на чистом листе бумаги производится снятие коры внутренней. Эту структурную часть у всех пород можно снимать полосками по длине выпилен или по спирали сверху вниз. У окоренной древесины вновь обмеряют длину окружности в верхней и нижней части.

После полной разделки выпилен на все структурные части (кору наружную, кору внутреннюю и древесину) пишутся соответствующие этикетки. Окоренная чурка протирается спиртом, заворачивается в бумагу, на которой дублируется информация с этикетки,

и временно складывается в хранилище на отведенном для этого месте. При длительном хранении образцов в таком виде, необходимо исключить плотное складывание чурок, чтобы предотвратить гниение бумаги и древесины.

Образцы коры наружной и внутренней взвешивают, затем, исключая потери, измельчают и перекалывают в поддоны с известным весом, туда же помещают и соответствующую этикетку. Информация с этикеток дублируется на поддоне. Поддоны с образцами взвешивают еще раз. Пробы подсушивают на воздухе и досушивают в сушильном шкафу при $t=60-80^{\circ}\text{C}$ в течение 24 часов. Лучше наружную кору сушить в отдельные сеансы, потому что она может быть достаточно загрязненной, и затем дезактивировать полки и внутренние стенки сушильного шкафа. После сушки образцы еще раз взвешивают, пересыпают в полиэтиленовые мешочки, и в таком виде они поступают на размол.

Перед дальнейшей обработкой все окоренные чурки древесины взвешиваются. Результаты взвешивания фиксируются в соответствующей ведомости. Очищенный от коры выпилов разделяется бензомоторной пилой на древесные опилки. Одновременно отбирают пробу древесины на влажность для последующего пересчета массы выпилов на сухое вещество. Всю работу проводят на предварительно организованной площадке, исключающей загрязнение выпилов. Древесина может также разделяться на периферийную часть (заболонь) и центральную часть (ядро), что примерно соответствует таким видам лесохозяйственной продукции, как горбыль и брус.

После завершения разделки окоренной древесины пробы опилок (массой примерно 1-1,5 кг в сыром виде) пересыпаются в поддоны и подсушиваются до воздушно-сухого состояния в закрытых помещениях или на воздухе, с предохранением образцов от внешнего загрязнения. Каждая проба должна иметь этикетку, информация с которой дублируется на поддоне. После подсушивания пробы опилок досушивают в термостате при $t=60-80^{\circ}\text{C}$ в течение 24 часов.

Пробы травянистых видов, предназначенные для гамма-спектрометрических измерений, перебирают для удаления случайных примесей, отмерших и поврежденных частей биомассы. Затем

каждый вид измельчают ножницами или секатором, пересыпают в поддоны, подсушивают до воздушно-сухого состояния и досушивают в сушильном шкафу при $t=60-80^{\circ}\text{C}$ в течение 12-24 часов.

Собранные грибы в тот же день в лабораторных условиях тщательно очищаются от оставшихся механических загрязнителей или, при необходимости, промываются водой. При этом для всех видов грибов обработка должна быть одинаковой — или «сухая» или «мокрая», поскольку различная обработка может искажать характер межвидовых различий в накоплении радионуклидов грибами.

При «сухой» обработке пробу грибов после очистки взвешивают и высушивают в термостате с принудительной вентиляцией при $t=60-80^{\circ}\text{C}$, после чего вновь взвешивают для определения влажности. Следует учитывать, что влажность грибов составляет 90–95%, поэтому проба при сушке может «расплываться». Во избежание этого необходимо следить за образцами в первые 2 часа сушки. Допускается переворачивание грибов на поддонах. При необходимости грибы можно измельчать.

При очистке грибов водой, из всей пробы предварительно берется 2–3 гриба для определения влажности. Они обрабатываются «сухим» способом, как это было описано выше. Вся же проба промывается водой. Промытые грибы сначала раскладываются на листах фильтровальной бумаги на 3–4 часа, затем переносятся в поддоны и досушиваются в сушильном шкафу.

Собранные с опытных участков ягоды сразу же перебирают, раскладывают на поддоны с известным весом и взвешивают. Затем проба высушивается в сушильном шкафу при $t=60-80^{\circ}\text{C}$ и взвешивается вновь. Результаты взвешивания фиксируются в специальной ведомости.

После высушивания все растительные пробы пересыпаются в полиэтиленовые мешки и в таком виде поступают на размол. Размол осуществляют на лабораторных мельницах в последовательности: от менее к более активным. Как правило, удельная активность различных растительных структур увеличивается в следующем ряду: древесина < кора внутренняя < генеративные органы < ассимилирующие органы < травянистая растительность < ветви крупные < ветки мелкие < кора наружная.

Грибы и ягоды, ввиду маленькой массы их пробы в сухом виде, рекомендуется размалывать на небольших мельницах типа кофемолок.

После размола образцы пересыпают в полиэтиленовые пакеты и передают для затаривания в соответствующие их активностям емкости. Затаривание производят в боксах или специальных вытяжных шкафах. При затаривании необходимо обеспечить одинаковое уплотнение образцов, для этого рекомендуется «утрамбовка» пробы методом встряхивания, постукивания и т.д. Сосуды Маринелли или другие емкости с пробами маркируются и взвешиваются для определения массы образца, пошедшего на измерение. На каждую пробу заполняется сопроводительный паспорт с указанием вида растения, его структурной части, участка, даты отбора, массы.

Вместе с паспортами пробы направляются на измерения. После измерений образцы передаются в хранилище (глава 6).

8. Методы полевых биогеохимических исследований миграции техногенных радионуклидов в лесных экосистемах

8.1. Общие положения

Исследования процессов биогеохимической миграции основаны на оценках поступления и перераспределения радионуклидов в различных компонентах лесных экосистем.

Лесная подстилка является центральным звеном биогеохимических циклов техногенных радионуклидов в лесных экосистемах на загрязненных территориях. В связи с этим значительный интерес приобретают вопросы, связанные с процессами поступления радионуклидов в составе растительного опада, трансформации лесной подстилки и выноса из нее радионуклидов.

Лесная подстилка, как часть экосистемы, находится в динамическом равновесии с непрерывно поступающей на ее поверхность отмершей фитомассой (опадом), трансформацией в ней органического вещества, высвобождением и миграцией радионуклидов с нисходящим током влаги. Все это необходимо учитывать при

рассмотрении вопросов перераспределения ^{137}Cs , ^{90}Sr в системе «почва-растение» и экосистеме в целом.

8.2. Оценка поступления техногенных радионуклидов в составе древесного опада на разных стадиях после радиоактивных выпадений

Отбор растительного опада проводится на основе метода каркасных опадоуловителей. Рекомендуемая площадь верхней части опадоуловителя 0,10 м², высота верхней части каркаса — 50-75 см от поверхности почвы, глубина воронки уловителя 25-40 см. Опад собирается в мешки, прикрепленные в нижней части воронки опадоуловителя.

Опадоуловители устанавливаются в различных позициях подкronовых и междкronовых пространств лесного фитоценоза. Отбор собранного опада обычно производят в октябре.

В лаборатории образцы опада разбирают на фракции: хвоя, листья, ветки, кора, шишки, травы, несортируемый материал. Определяют массу отдельных фракций и всей пробы опада до и после высушивания (при $t=60-80^{\circ}\text{C}$ в течение 24 часов).

В высушенных пробах определяют удельную активность ^{137}Cs , ^{90}Sr во фракциях опада, затем рассчитывают поступление радионуклида в составе опада на данной стадии мониторинга после радиоактивных выпадений.

8.3. Оценка интенсивности трансформации опада и лесной подстилки

Изучение интенсивности разложения опада и лесной подстилки можно проводить на основе полевых аппликационных методов определения биологической активности почв [Методы почвенной..., 1991]. Для этих целей на основе методики Е.Н. Мишустина, И.С. Вострова и А.И. Петровой применяется аппликационные опыты с хлопчатобумажной или льняной (неотбеленной) тканью, которые можно дополнить тестами с материалом опада и лесной подстилки. В соответствии с таким подходом, хлопчатобумажную ткань размером 100×100 мм и образцы подстилки и опада в мешочках из капронового волокна с размерами ячеек 1-2 мм закладывают

на поверхность и в горизонт О2 (ферментативный подгоризонт) лесной подстилки в 5-кратной повторности для каждого варианта опыта.

Отбор проб производится 4–6 раз в год, через 2–4 месяца с последующей закладкой новых образцов, если это необходимо. После отбора все образцы тщательно очищают от почвы, высушивают в сушильном шкафу при $t=105^{\circ}\text{C}$ и взвешивают. Об интенсивности разложения судят по убыли в массе образца в пересчете на вещество, высушенное при $t=105^{\circ}\text{C}$.

В пробах опада и подстилки после высушивания определяют остаточную удельную активность ^{137}Cs , ^{90}Sr . По разности между начальной и остаточной активностью проб находят величины потерь и выноса ^{137}Cs , ^{90}Sr за период разложения.

8.4. Оценка выноса техногенных радионуклидов с вертикальным внутрипочвенным стоком

При исследовании вертикального внутрипочвенного стока для количественной оценки миграции ^{137}Cs , ^{90}Sr на СПП закладывают лизиметры, представляющие собой поддоны размером примерно 30×40 см с отверстием и герметичной воронкой. Для установки таких лизиметров можно использовать боковые стенки разреза, заложенного на СПП, но тогда при выкапывании разреза нельзя насыпать отвал на поверхность почвы, прилегающую к этим стенкам. Лизиметры устанавливаются вглубь почвы, используя вырытые горизонтальные ниши площадью 35×45 см и толщиной около 5 см, на разных глубинах: под лесной подстилкой, 10 см, 20 см, 30 см, 50 см в 2-кратной повторности по каждой из глубин.

Приемником для жидкого стока служат 5–10 л емкости, расположенные в отдельной галерее ниже максимального уровня промерзания почвы и соединенные с воронками лизиметров гибкими вакуумными шлангами. В эти же емкости помещают 2 выводных шланга: воздушный и заборный, которые выходят на поверхность. Отбор лизиметрических вод проводится с помощью механического вакуумного насоса ежемесячно [Кляшторин, 1996]. Откачка воды из каждого лизиметра производится в пробоотборные бутылки с обязательным указанием на них номера лизиметра и срока отбора.

В поступивших в лабораторию пробах измеряется объем жидкости, затем они упариваются до объема 200–400 мл. После этого в каждой из них определяется концентрация ^{137}Cs , ^{90}Sr (Бк/л). Вынос радионуклида с внутрипочвенным стоком рассчитывается для площади, равной площади лизиметра (Бк/м²). Полученные результаты приводятся для отдельных месяцев, сезонов и суммарно за год. Необходимо также рассчитать вынос радионуклида в % от плотности загрязнения в соответствующем слое почвы, из которого собирается сток на лизиметр. Такая относительная оценка выноса радионуклида важна для сопоставления его миграции в почвах различных экосистем.

9. Лабораторные методы измерения удельной активности радионуклидов в пробах почв и растений

9.1. Общие положения

Большинство техногенных радионуклидов в почвах присутствует в ультрамикрokonцентрациях. Это относится к радионуклидам, для которых $T_{1/2} < 10^2\text{--}10^4$ лет. Например, массовая концентрация ^{90}Sr ($T_{1/2}=28,91$ года) и ^{137}Cs ($T_{1/2}=30,08$ года) [Live Chart of Nuclides, 2025] в пахотном слое почвы (при содержании $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/км²=1 Ки /км²) составляет $2,4 \cdot 10^{-12}$ и $3,9 \cdot 10^{-12}\%$ соответственно. Поэтому в большинстве случаев измерение активностей техногенных радионуклидов проводят радиометрическими методами.

9.2. Измерение активности ^{137}Cs в пробах почв и растительности

^{137}Cs ($T_{1/2}=30,08$ года) – один из наиболее радиоэкологически значимых радионуклидов, поскольку образуется с большим выходом при делении тяжелых ядер и имеет достаточно большой период полураспада. Поэтому попав в окружающую среду он надолго там сохраняется. Кроме того, будучи химическим аналогом калия, ^{137}Cs может поступать в живые организмы и накапливаться ими. ^{137}Cs определяют чаще всего без предварительного

концентрирования гамма-спектрометрически по линии дочернего $^{137\text{m}}\text{Ba}$ (661,7 кэВ).

Гамма-спектрометрия – один из наиболее широко применяемых методов определения активностей радионуклидов в объектах окружающей среды. Метод очень удобен, обычно не требует вскрытия проб, концентрирования и разделения радионуклидов. Пробоподготовка чаще всего сводится лишь к высушиванию, измельчению и взвешиванию измеряемого препарата [Сапожников и др., 2006].

Для регистрации гамма-излучения используют детекторы двух типов:

- сцинтилляционные (на основе иодидов натрия или цезия, активированных таллием, германата висмута $\text{Bi}_4\text{Ge}_3\text{O}_{12}$ и др.);
- полупроводниковые (из сверхчистого германия, из кремния, германий-литиевые и др.).

Гамма-спектрометрия успешно применяется для идентификации и количественного определения ряда природных и искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды. Метод успешно применяется для определения радионуклидов ториевого и уранового рядов, в том числе ^{234}Th и ^{226}Ra , короткоживущих продуктов распада ^{222}Rn , космогенного ^7Be . Гамма-спектрометрически определяют многие продукты деления и активации, испускающие гамма-кванты с высоким выходом, например ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{57}Co , ^{131}I , ^{54}Mn и др. (таблица 1) [Сапожников и др., 2006].

Идентификация и измерение невысоких удельных активностей большого числа гамма-излучающих радионуклидов в пробах сложного радионуклидного состава на сцинтилляционных гамма-спектрометрах могут быть затруднены из-за их недостаточного энергетического разрешения (6-9%).

Например, ^{134}Cs определяют гамма-спектрометрически по линиям 604,7 и 795,9 кэВ. При идентификации ^{134}Cs следует учитывать, что в спектре имеются расположенные рядом линии естественных радионуклидов: 609,3 кэВ (^{214}Bi) и 795,0 кэВ (^{228}Ac). Линии 604,7 кэВ (^{134}Cs) и 609,3 кэВ (^{214}Bi) сцинтилляционными детекторами разрешаются плохо, поэтому их использование для идентификации и измерения низких активностей ^{134}Cs практически невозможно.

Таблица 1. Характеристики некоторых техногенных гамма-излучающих радионуклидов [Live Chart of Nuclides, 2025].

Радионуклид	Период полураспада $T_{1/2}$	Энергия гамма-квантов, кэВ	Выход, %
^{54}Mn	312,2 сут	834,9	99,98
^{57}Co	271,7 сут	122,1	85,6
^{60}Co	1925 сут	1173 1333	99,85 99,98
$^{95}\text{Zr}+(^{95\text{m}}\text{Nb})$	64,03 сут (3,61 сут)	724,2 756,7	44,27 54,38
^{95}Nb	34,99 сут	765,8	99,81
$^{106}\text{Ru}+(^{106}\text{Rh})$	371,8 сут (30,07 с)	511,9 621,9	20,4 9,93
^{131}I	8,02 сут	364,5	81,5
^{133}I	20,84 ч	529,9	87,0
^{134}Cs	2,07 лет	604,7 795,9	97,62 85,46
$^{137}\text{Cs}+(^{137\text{m}}\text{Ba})$	30,08 лет (2,55 мин)	661,7	85,1
^{154}Eu	8,6 лет	176,4	36,3

Современные полупроводниковые детекторы, имеющих высокое энергетическое разрешение (0,2-1,0%), позволяют выполнять одновременное качественное и количественное определение целого ряда гамма-излучающих радионуклидов [Сапожников и др., 2006].

В пробах почвы [ГОСТ Р 54038-2010] и в пробах растительности [ГОСТ Р 54040-2010; ГОСТ 32161-2013] с достаточно высокой удельной активностью ^{137}Cs определяют чаще всего без предварительного концентрирования. В пробах растительности удельные активности ^{137}Cs могут оказаться недостаточными для непосредственного гамма-спектрометрического измерения. В этом случае необходимо концентрирование проб (обугливание, озоление). Озоление проводят при температуре не выше 450°C, чтобы избежать потерь ^{137}Cs [Методика приготовления..., 1997; МР 2.6.1.0094-14, 2014].

В случае необходимости проведения более точных измерений низких активностей ^{137}Cs используется радиохимическая пробоподготовка. После перевода радионуклида в раствор (для проб почв чаще всего используется двукратное кислотное выщелачивание при кипячении из прокаленной при 450°C навески; для проб растительности – растворение золы растения в соляной кислоте),

^{137}Cs концентрируют на ферроцианидах переходных металлов. Так в [Методики ускоренного..., 1999] предусмотрено соосаждение ^{137}Cs с феррацианидом цинка, из которого готовится счетный образец. В других методиках соосаждение ^{137}Cs с феррацианидом никеля является первой стадией концентрирования радионуклида. Далее феррацианид никеля растворяют в соляной кислоте и соосаждают ^{137}Cs в виде сурьмяно-иодида цезия [МР 2.6.1.0094-14] или гексахлортеллуритной соли [МУК 4.3.2504-09] (^{137}Cs – изотопный носитель), из которых готовят счетный образец. В этом случае измерение активности ^{137}Cs в счетных образцах может быть выполнено как гамма-спектрометрически [Методики ускоренного..., 1999; МУК 4.3.2504-09], так и бета-радиометрически (или бета-спектрометрически) [МУК 4.3.2504-09; МР 2.6.1.0094-14].

9.3. Измерение активности ^{90}Sr в пробах почв и растительности

^{90}Sr ($T_{1/2}=28,91$ года), как и ^{137}Cs , образуется с большим выходом при делении тяжелых ядер и имеет достаточно большой период полураспада. Этот радионуклид особенно опасен, поскольку является химическим аналогом кальция и при попадании в организм животных и человека накапливается в костной ткани, что приводит к внутреннему облучению организма бета-частицами.

^{90}Sr – чистый бета-излучатель, максимальная энергия бета-частиц, испускаемых при его распаде, составляет 545,9 кэВ. Его дочерний продукт распада ^{90}Y ($T_{1/2}=64,05$ ч) имеет существенно большую энергию бета-частиц (2279 кэВ). Поэтому активность ^{90}Sr обычно определяют либо по остаточной активности его дочернего продукта распада ^{90}Y с использованием бета-радиометра или жидкостного сцинтилляционного спектрометра по бета-излучению или по Черенковскому излучению ^{90}Y . Существуют также варианты анализа с использованием бета-спектрометрического измерения активностей обоих радионуклидов, и материнского ^{90}Sr , и дочернего ^{90}Y , в состоянии векового радиоактивного равновесия [Сапожников и др., 2006].

Непосредственное бета-спектрометрическое измерение активности ^{90}Sr (в равновесии с ^{90}Y или по дочернему ^{90}Y) в почвенных образцах (особенно при невысоких уровнях его содержания)

затруднено из-за присутствия в почве в значимых количествах других бета-излучающих радионуклидов: изотопов цезия, бария (при «свежем» загрязнении), ^{40}K , бета-излучающих членов природных рядов распада (таблица 2) [Методика приготовления..., 1997].

Так как содержание мешающих радионуклидов в пробах растительности существенно ниже, чем в почве, бета-спектрометрическое измерение активности ^{90}Sr (в равновесии с ^{90}Y или по дочернему ^{90}Y) в них допустимо проводить в веществе нативной пробы или после озеления [МУК 2.6.1.1194-03]. Озеление проб растительности для измерения активности ^{90}Sr можно проводить при температуре 750-800°C. Если предполагается определение в золе кроме активности ^{90}Sr еще и активности ^{137}Cs , то озеление следует проводить при температуре 450°C [Методика приготовления..., 1997; МР 2.6.1.0094-14].

Таблица 2. Значения максимальной энергии бета-частиц основных бета-излучающих радионуклидов почвы [Методика приготовления..., 1997; Live Chart of Nuclides, 2025].

Радионуклид	Максимальная энергия бета-частиц, кэВ	Радионуклид	Максимальная энергия бета-частиц, кэВ
^{90}Sr	545,9	$^{234\text{m}}\text{Pa}$ (ряд ^{238}U)	2290
^{90}Y	2279	^{214}Pb (ряд ^{238}U)	1018
^{134}Cs	1454	^{214}Bi (ряд ^{238}U)	3269
^{137}Cs	1176	^{210}Bi (ряд ^{238}U)	1162
^{140}Ba	1017	^{228}Ac (ряд ^{232}Th)	2076
^{140}La	3760	^{212}Pb (ряд ^{232}Th)	569,1
^{40}K	1311	^{212}Bi (ряд ^{232}Th)	2252
^{234}Th (ряд ^{238}U)	198,5	^{208}Tl (ряд ^{232}Th)	1801

Радиохимическая пробоподготовка проводится после перевода радионуклида из почвы в раствор, чаще всего используется двукратное кислотное выщелачивание при кипячении из прокаленной при 750-800°C (если предполагается определение активности только ^{90}Sr) или 450°C (если вместе с ^{90}Sr предполагается определение активности ^{137}Cs). Масса навески, взятой на радиохимическую пробоподготовку, зависит от предполагаемого уровня загрязнения почвы и минимально-детектируемой активности в пробе и может достигать 500 г.

Существует несколько методов приготовления счетных образцов для измерения активности ^{90}Sr в почве. В соответствии с [ГОСТ Р 54041-2010] пробоподготовку проводят оксалатным или ускоренным экстракционным радиохимическими методами. Оксалатный метод предусматривает отделение ^{90}Sr из раствора путем двукратного переосаждения осадка общих оксалатов при $\text{pH}=4$, очистку от мешающих бета-излучающих радионуклидов природного и техногенного происхождения путем осаждения гидроксидов железа и алюминия при $\text{pH}=8-9$, осаждения карбонатов щелочноземельных элементов в щелочной среде и растворения их в соляной кислоте. При радиохимическом анализе свежих загрязнений необходимо провести еще и очистку от ^{140}Ba и ^{140}La путем двукратного осаждения хромата бария при $\text{pH}=3-4$ (по метиловому оранжевому) и повторного осаждения карбонатов щелочноземельных элементов при $\text{pH}=8-9$ и растворения их в соляной кислоте. Раствор оставляют для накопления равновесного количества ^{90}Y на 14 суток. Далее проводят двукратное переосаждение гидроксида иттрия, отделяя дочерний ^{90}Y от материнского ^{90}Sr , его растворение в соляной кислоте и осаждение оксалата иттрия, из которого готовят счетный образец.

Активность ^{90}Sr определяют по активности ^{90}Y , измеренной на бета-радиометре с учетом времени накопления дочернего ^{90}Y и времени его распада после отделения от материнского ^{90}Sr . Радиохимическая чистота препарата проверяется путем его повторного измерения через 64 часа (активность ^{90}Y к этому моменту должна снизиться вдвое) и через 14 дней (активность ^{90}Y должна снизиться до фоновых значений). Существует вариант окончания анализа с использованием жидкостного сцинтилляционного спектрометра по бета-излучению или по Черенковскому излучению. Химический выход стронция и иттрия определяют любым доступным методом (атомно-абсорбционной спектроскопия, масс-спектрометрия с индуктивно-связанной плазмой, пламенная фотометрия или гравиметрия) по внесенным стабильным изотопным носителям: ^{88}Sr и ^{89}Y соответственно.

Ускоренный экстракционный радиохимический метод [ГОСТ Р 54041-2010] почвенных проб не требует установления радиоактивного равновесия и на его выполнения уходит 1-2 дня, поэтому он

может применяться при контроле «свежих» выпадений при возникновении чрезвычайных ситуаций, когда необходимо быстрое получение информации о радиоактивном загрязнении. Масса анализируемой пробы при этом не должна превышать 10 г, что повышает требования к чувствительности бета-радиометров или бета-спектрометров и, следовательно, ограничивает применение метода довольно высокими уровнями загрязнения почвы.

^{90}Y извлекают из исходной почвенной вытяжки упаренной до влажных солей и растворенной в 1М соляной кислоте методом жидкостной экстракции с использованием реактива HDEHP (14% раствор ди-(2-этилгексил)фосфорной кислоты – DEHPA – в *n*-гептане). Органическую фазу, содержащую ^{90}Y , 5-кратно промывают раствором 1М соляной кислоты. Далее экстрагируют ^{90}Y из органической фазы 5-кратной обработкой раствором 9М соляной кислоты и очищают с помощью реактива ТОМА (29% раствор метилтриоктил аммония хлорида – Aliquat 336 – в толуоле). Далее из очищенного раствора осаждают гидроксид иттрия, растворяют его в 2М соляной кислоте и осаждают оксалат иттрия, из которого готовят счетный образец.

Активность ^{90}Sr , как и в оксалатном методе из [ГОСТ Р 54041-2010], определяют по активности ^{90}Y , измеренной на бета-радиометре или с использованием жидкостного сцинтилляционного спектрометра по бета-излучению или по Черенковскому излучению с учетом времени его распада после отделения от материнского ^{90}Sr . Химический выход иттрия определяют любым доступным методом.

В [МУК 2.6.1.1194-03] предлагается другой вариант оксалатного метода пробоподготовки почвенных проб. Отличия от приведенного выше варианта заключаются в способе очистки от мешающих бета-излучающих радионуклидов. В растворе, содержащем дочерний ^{90}Y после отделения его от материнского ^{90}Sr , проводят двукратное осаждение двойных сульфатов калия и лантана для отделения редкоземельных естественных радионуклидов, присутствующих в почве). Далее проводят осаждение гидроксида иттрия, растворение его в соляной кислоте и осаждение оксалата иттрия, из которого готовят счетный образец.

Активность ^{90}Sr определяют по активности ^{90}Y , измеренной на бета-радиометре с учетом времени его распада после отделения от

материнского ^{90}Sr . Для проверки радиохимической чистоты счетного образца его повторно измеряют через 64 или 128 часов (активность ^{90}Y к этому моменту должна снизиться вдвое или вчетверо соответственно). Химический выход иттрия определяют гравиметрически по внесенному стабильному ^{89}Y .

В [Методика приготовления..., 1997] предлагается еще один вариант оксалатного метода пробоподготовки почвенных проб. Отделение ^{90}Sr и ^{90}Y из раствора проводят путем двукратного переосаждения осадка оксалатов кальция при $\text{pH}=4$ (стабильный ^{40}Ca вносится в качестве неизотопного носителя). Очистку от мешающих бета-излучающих радионуклидов природного и техногенного происхождения осуществляют путем трехкратного переосаждения оксалата кальция в щелочной среде. При наличии в почвенной вытяжке повышенного количества железа, алюминия и/или кальция, в методике предусмотрены дополнительные процедуры очистки от них. Избыток ионов железа удаляют путем осаждения желтой кровяной солью ($\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$) осадка «берлинской лазури» ($\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$). Избыток ионов алюминия удаляют путем осаждения его в виде гидроксида и последующем растворении в гидроксиде натрия. Избыток ионов кальция удаляют путем экстракции ^{90}Sr из осадка оксалата кальция кипячением с ледяной уксусной кислотой (при этом теряется равновесный дочерний ^{90}Y). Счетный образец готовят из осадка оксалата кальция. В зависимости от процедуры пробоподготовки может понадобиться накопление дочернего ^{90}Y в течение 14 суток.

Активность ^{90}Sr определяют по его собственному бета-излучению и бета-излучению дочернего ^{90}Y , измеренному на бета-спектрометре с учетом времени его накопления из материнского ^{90}Sr . Химический выход стронция определяют гравиметрически по внесенному стабильному неизотопному носителю ^{40}Ca .

В случае необходимости радиохимической пробоподготовки проб растительности для повышения чувствительности измерений процедура упрощается, так как в пробах растительности отсутствуют мешающие бета-излучающих члены природных рядов распада. Перевод ^{90}Sr в раствор осуществляется чаще всего растворением золы растения в соляной кислоте.

В [МУК 2.6.1.1194-03] предложен вариант оксалатного метода, предусматривающий однократное осаждение оксалатов

щелочноземельных элементов для отделения ^{90}Sr от ^{137}Cs и ^{40}K , растворение его в соляной кислоте, осаждение гидроксида иттрия для отделения от материнского ^{90}Sr , накопление равновесного количества ^{90}Y и осаждение оксалата иттрия, из которого готовят счетный образец. Активность ^{90}Sr определяют по активности ^{90}Y , измеренной на бета-радиометре с учетом времени его распада после отделения от материнского ^{90}Sr . Химический выход иттрия определяют гравиметрически по внесенному стабильному ^{89}Y .

В [Методика ускоренного..., 2003] предложено два варианта перевода ^{90}Sr и ^{90}Y из пробы в раствор. В первом варианте используется озоление и последующее растворение золы в соляной кислоте. Во втором варианте – последовательная обработка 0,6М NaCl, этиловым спиртом, 10М NaOH при нагревании и концентрированной HCl при кипячении. Раствор после фильтрования кипятят с перекисью водорода.

Радиохимическая пробоподготовка сводится к однократному осаждению из раствора, содержащего ^{90}Sr и ^{90}Y , оксалата кальция (стабильный ^{40}Ca вносится в качестве неизотопного носителя) из которого готовится счетный препарат. Активность ^{90}Sr определяют по его собственному бета-излучению и бета-излучению дочернего ^{90}Y , измеренному на бета-спектрометре. Химический выход стронция определяют гравиметрически по внесенному стабильному неизотопному носителю ^{40}Ca .

9.4. Измерение активностей трансурановых элементов в пробах почв и растительности

Трансурановые элементы (плутоний, нептуний, америций, кюрий) имеют искусственное происхождение. Они образуются при работе атомных реакторов и при ядерных взрывах в результате ядерных превращений под действием нейтронов. В результате аварии на Чернобыльской АЭС по разным оценкам в окружающую среду было поступило 440-1700 ПБк ^{239}Np , около 0,03 ПБк ^{238}Pu , 0,026-0,030 ПБк ^{239}Pu , 0,037-0,044 ПБк ^{240}Pu , 5,2 ПБк ^{241}Pu и 0,78-0,93 ПБк ^{242}Cm [Крупные радиационные аварии..., 2001]. При радиоэкологическом мониторинге основное внимание уделяется $^{238,239,240,241}\text{Pu}$ и ^{241}Am (таблица 3) [Сапожников и др., 2006; Довнар и др., 2012].

Таблица 3. Энергии основных групп альфа-частиц и максимальные энергии бета частиц изотопов тория, урана и некоторых трансуранных элементов [Сапожников и др., 2006; Лавринович и др., 2014; Live Chart of Nuclides, 2025].

Изотоп	$T_{1/2}$, лет	Тип распада	Энергия частиц ($E_{\beta \text{ max}}$ для бета-частиц), кэВ (выход)	Метод анализа*
^{234}U	$2,46 \cdot 10^5$	α	4 722,4 (28,42%) 4 774,6 (71,38%)	α -ППД
^{235}U	$7,04 \cdot 10^8$	α	4 364,6 (18,94%) 4 395,7 (57,8%)	α -ППД
^{238}U	$4,47 \cdot 10^9$	α	4 151 (21%) 4 198 (79%)	α -ППД МС
^{228}Th	1,91	α	5 340,4 (26,0%) 5 423,2 (73,4%)	α -ППД
^{230}Th	$7,54 \cdot 10^4$	α	4 620,5 (23,4%) 4 687,0 (76,3%)	α -ППД
^{232}Th	$14,0 \cdot 10^9$	α	3 947,2 (21,7%) 4 012,3 (78,2%)	α -ППД МС
^{234}Th	0,066	β	198,5 (78%)	β -сцинт. ЖСС
^{237}Np	$2,14 \cdot 10^6$	α	4 766,5 (9,3%) 4 771,4 (23,2%) 4 788,0 (47,64%)	α -ППД РНАА люмин.
^{238}Pu	87,7	α	5 456,3 (28,98%) 5 499,0 (70,91%)	α -ППД
^{239}Pu	24 110	α	5 105,5 (11,94%) 5 144,3 (17,11%) 5 156,6 (70,77%)	α -ППД, МС
^{240}Pu	6 561	α	5 123,8 (27,14%) 5 168,3 (72,76%)	α -ППД, МС
^{241}Pu	14,33	β	20,78 (100%)	ЖСС
^{242}Pu	$3,73 \cdot 10^5$	α	4 858,2 (23,4%) 4 902,3 (76,5%)	МС
^{241}Am	432,6	α	5 442,8 (13,1%) 5 485,6 (84,8%)	α -ППД
^{243}Am	7 364	α	5 233,3 (11,46%) 5 275,3 (86,74%)	α -ППД
^{242}Cm	0,446	α	6 069,4 (25,92%) 6 112,7 (74,08%)	α -ППД
^{243}Cm	28,9	α	5 742,1 (11,5%) 5 785,2 (73,0%)	α -ППД
^{244}Cm	18,11	α	5 762,6 (23,1%) 5 804,8 (76,9%)	α -ППД

* α -ППД – альфа-спектрометрия с полупроводниковым детектором, β -сцинт. – бета-спектрометрия со сцинтилляционным детектором; ЖСС – жидкостно-сцинтилляционный счет; РНАА – радиохимический нейтронно-активационный анализ; люмин. – люминесцентный метод с использованием кристаллофосфора PbMoO_4 ; МС – масс-спектрометрия.

Обычно определяют сумму изотопов $^{239,240}\text{Pu}$, так как современные серийные полупроводниковые детекторы не позволяют

разрешать альфа-пики этих двух изотопов (таблица 3). В тех случаях, когда необходимо определить соотношение изотопов ^{239}Pu и ^{240}Pu , например при идентификации источника поступления плутония, необходимо использовать масс-спектрометрический метод. Одновременно с альфа-спектрометрическим измерением суммарной активности $^{239,240}\text{Pu}$ можно определить активность ^{239}Pu . Самый тяжелый изотоп плутония ^{242}Pu имеет большой период полураспада и соответственно низкую удельную радиоактивность, что не позволяет определять его радиометрическими методами, поэтому в настоящее время единственный метод определения ^{242}Pu – масс-спектрометрия.

Короткоживущий ^{241}Pu – единственный встречающийся в природе бета-излучающий изотоп плутония. Максимальная энергия его бета-частиц невелика (20,8 кэВ), поэтому основной метод определения его активности – жидкостно-сцинтилляционная спектрометрия [Сапожников и др., 2006]. Наличие в чернобыльском выбросе значительного количества ^{241}Pu приводит к увеличению содержания в окружающей среде его дочернего продукта распада ^{241}Am , который из-за своей более высокой геохимической подвижности представляет еще большую радиологическую опасность, чем ^{239}Pu . К настоящему времени около 85% чернобыльского ^{241}Pu уже распалось, активность же ^{241}Am продолжает увеличиваться и достигнет максимума к 2060 г. [Довнар и др., 2012]. Основной метод измерения активности ^{241}Am в объектах окружающей среды – альфа-спектрометрия с полупроводниковым детектором.

Для обеспечения качественных результатов альфа-спектрометрического измерения активностей трансурановых элементов необходимо надежное химическое отделение целевых радионуклидов от стабильных макро- и микрокомпонентов и мешающих радионуклидов, например ^{241}Am (5 485,6 кэВ) и ^{238}Pu (5 499,0 кэВ) (таблица 3). В качестве метки при определении активностей изотопов плутония используют ^{236}Pu или ^{242}Pu , при определении ^{237}Np – ^{239}Np , при определении ^{241}Am – ^{243}Am .

Подготовка образцов для альфа-спектрометрического анализа включает в себя:

1. Перевод целевых радионуклидов в раствор;
2. Концентрирование;

3. Отделение от других радионуклидов и химических элементов;
4. Изготовление счетного образца.

Предварительная обработка почвенных и растительных проб заключается в большинстве случаев в их прокаливании (озолении) при 400-600°C в течение 2-24 часов. Для перевода целевых радионуклидов в раствор могут использоваться разные методы их частичного выщелачивания или полного вскрытия проб. Выбор способа перевода в раствор определяется природой образца и формами нахождения в нем радионуклидов.

При загрязнении объектов окружающей среды глобальными радиоактивными выпадениями и газоаэрозольными выбросами АЭС применяется метод кислотного выщелачивания. Из зольных остатков почв и растительности радионуклиды извлекаются различными минеральными кислотами при кипячении. В качестве выщелачивающих агентов применяются: концентрированная HNO_3 ; 7,5-8М HNO_3 ; смесь 8М HNO_3 – 6М HCl ; смесь 16М HNO_3 – 12М HCl ; смесь 8М HNO_3 – концентрированная H_2O_2 при нагревании до 180-200°C в течение 2-6 часов [Павлоцкая и др., 1996; Павлоцкая, 1997; Довнар и др., 2012].

Если же целевые радионуклиды присутствуют в почве в виде труднорастворимых соединений, например, в составе горячих частиц, выпавших после Чернобыльской аварии, применяют обработку минеральными кислотами (HNO_3 , HCl , H_2SO_4) в присутствии HF , HClO_4 или окислителей (KClO_3 , $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) [Павлоцкая и др., 1996; Довнар и др., 2012]. Предложены модификации этого способа с применением тефлоновых автоклавов, например [Эдомская, 2023], позволяющие уменьшить количество используемых реагентов, увеличить скорость разложения проб, и предотвратить потери летучих компонентов [Теория и практика..., 2006]. Сплавления и спекание с карбонатами щелочных и щелочноземельных элементов – самый агрессивный метод вскрытия проб. Смесь нагревается до температуры 1000°C. Образующийся сплав (спек) растворяют в разбавленных HNO_3 или HCl . Сплавление и спекания – самые эффективные методы разрушения твердых образцов, содержащих силикаты и труднорастворимые соединения радионуклидов.

Для концентрирования трансурановых элементов из полученных растворов, их разделения и очистки от присутствующих естественных альфа-излучающих радионуклидов (уран, торий и продукты их распада) и других химических элементов (щелочные и щелочноземельные металлы, железо, алюминий, кремний и др.), присутствующих в пробах, используются методы соосаждения, сорбции на ионообменных смолах, жидкостной экстракции и экстракционной хроматографии. В большинстве методик используется сочетание двух и более приемов [Мясоедов, 2005; Довнар и др., 2012].

Соосаждение – метод, обычно используемый для предварительного концентрирования из растворов, полученных при полном или частичном вскрытии проб. Соосаждение основано на выделении малорастворимых соединений целевых радионуклидов, присутствующих в микроконцентрациях, с осадком нерастворимого соединения макрокомпонента [Сапожников и др., 2006; Довнар и др., 2012]. Наличие у трансурановых элементов нескольких валентных форм обуславливает их различное поведение в реакциях соосаждения [Мясоедов и др., 1972]. Чаще всего для соосаждения трансурановых элементов используют фториды лантаноидов, гидроксид железа, фосфаты кальция и висмута, оксалат кальция [Мясоедов и др., 1972; Павлоцкая и др., 1996; Павлоцкая, 1997; Довнар и др., 2012]. Гидроксид железа используется для концентрирования трансурановых элементов из больших объемов растворов. Фториды лантаноидов – для разделения актиноидов от щелочных, большей части переходных металлов и анионов (сульфаты, фосфаты), а также позволяют разделить 3- и 4-валентные актиноиды от 5- и 6-валентных.

Метод ионообменной хроматографии основан на различной способности разделяемых ионов к ионному обмену с фиксированными ионами сорбента (ионита), образующимися в результате диссоциации его ионогенных групп. Разделение осуществляется в динамических условиях, анализируемый раствор пропускают через колонку, содержащую слой ионита. Ионообменные смолы, которые чаще всего применяются для разделения трансурановых элементов, представляют собой химически стойкие нерастворимые пространственные сополимеры, к которым прочно

присоединены ионогенные группы, способные вступать в реакции обмена с ионами раствора: сильнокислотные катиониты, содержащие сульфогруппу (КУ-2, Dowex-50, Амберлит IR-120) и сильноосновные аниониты (АВ-17, Dowex-1, Амберлит IR-400) [Довнар и др., 2012]. Благодаря способности Pu (IV) образовывать в 7-8М растворах HNO_3 анионные комплексы $[\text{Pu}(\text{NO}_3)_6]^{2-}$, анионообменная хроматография является одним из основных методов отделения плутония. Большинство матричных элементов, кроме тория, не может образовывать комплексы в этих условиях и не сорбируется на анионообменной смоле. Для стабилизации плутония в четырехвалентном состоянии используют NaNO_2 или H_2O_2 . Десорбция тория осуществляется промывкой смолы 9-12М HCl , десорбция плутония – восстановителями ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$, NH_4I , H_2O_2) [Довнар и др., 2012; Эдомская, 2023].

Жидкостная экстракция применяется или как метод предварительного концентрирования трансурановых элементов, или как метод выделения индивидуальных радионуклидов. Жидкостная экстракция – процесс распределения растворенного вещества между двумя несмешивающимися жидкими фазами, водной и органической [Сапожников и др., 2006; Довнар и др., 2012]. При анализе трансурановых элементов целевые радионуклиды в процессе экстракции переносятся в виде незаряженных комплексов металлов (хелатные комплексы, ионные пары) в органическую фазу. При экстракции из кислых растворов 4- и 6-валентные актиноиды обычно экстрагируются лучше, чем 3- и 5-валентные [Мясоедов, 2005]. Для группового выделения трансурановых элементов и их разделения в качестве экстрагентов применяются амины, фосфорорганические соединения: ди(2-этилгексил) ортофосфорная кислота (Д2ЭГФК), теноилтрифторацетон (ТТА), три-*n*-октиламин (ТОА), три-*n*-октилфосфиноксид (ТОФО) и трибутилфосфат (ТБО) [Мясоедов, 2005; Павлоцкая и др., 1996; Павлоцкая, 1997; Сапожников и др., 2006; Довнар и др., 2012]. Резэкстракцию трансурановых элементов осуществляют растворами минеральных кислот (HNO_3 , HCl , H_2SO_4) разной концентрации.

Экстракционная хроматография является методом разделения, комбинирующим преимущества жидкостной экстракции (высокая эффективность извлечения) и хроматографии (высокие

коэффициенты разделения элементов). Сорбентом является инертная матрица (силикагель, микропористый тефлон, полиакриловый эфир и др.), на которой закреплен (сорбирован или связан химически) экстрагент [Сапожников и др., 2006; Довнар и др., 2012]. Экстракционную хроматографию применяют как для группового концентрирования элементов (например, актиноидов), так и для выделения отдельных радионуклидов, включая плутоний, америций, кюрий, уран, стронций, свинец, редкоземельные элементы, серебро, ртуть, цинк и кадмий. Актиниды извлекают из кислой среды с использованием сорбентов, содержащих фосфорорганические экстрагенты, например фосфиноксиды, фосфонаты или алкилфосфорные кислоты. Разделение определяемых элементов проводят, меняя элюирующие растворы. Появление в последние десятилетия коммерческих актиноидно-специфичных смол существенно повысило привлекательность метода экстракционной хроматографии для разделения трансурановых элементов [Довнар и др., 2012].

Для изготовления счетных образцов, удовлетворяющих требованиям к образцам для альфа-спектрометрии, применяются методы соосаждения и электролитического осаждения. Соосаждение проводят с небольшим количеством (50-100 мкг) редкоземельных элементов в виде фторидов. Осадок отфильтровывается через мембранный фильтр с диаметром пор 0,1 мкм, который и служит счетным образцом [Сапожников и др., 2006; Довнар и др., 2012; Эдомская, 2023]. Электролитическое осаждение проводят на катоде из металла (сталь, никель и др.) из раствора электролита $((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4, \text{NH}_4\text{Cl}, \text{NH}_4\text{Cl}$ в смеси с $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$) с добавлением комплексообразующих реагентов для предотвращения сорбции радионуклидов на стенках электролитической ячейки. Анод обычно изготавливают из платиновой проволоки [Сапожников и др., 2006; Довнар и др., 2012;].

10. Лабораторные методы определения подвижности и биологической доступности техногенных радионуклидов в почвах

10.1. Общие положения

Формы соединений радионуклидов в компонентах экосистемы определяют интенсивность и направленность их миграции в биосфере [Павлоцкая, 1974; Павлоцкая, 1981; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Агапкина и др., 2025]. В экосистеме почва играет особую роль, так как:

- является геохимическим барьером на пути миграции радионуклидов,
- предохраняет сопредельные среды от техногенного воздействия.

Почва является поликомпонентной и полифункциональной средой, в ней протекает множество химических, физико-химических, физических и биологических процессов, в которые вовлечены все ее компоненты. В этих процессах участвуют присутствующие в ней искусственные радионуклиды, которые ведут себя при взаимодействии с компонентами почвы как обычные химические элементы, к которым они относятся [Павлоцкая, 1974; Павлоцкая, 1981; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Павлоцкая и др., 1997; Санжарова и др., 2005; Санжарова и др., 2014; Санжарова и др., 2019]. Под действием экологических факторов они подвергаются:

- физической трансформации (изменение физического состояния);
- химической трансформации (изменение химического состава). При этом радионуклиды в почве могут:
- присутствовать как простые и комплексные соединения;
- включаться в состав органических и минеральных почвенных компонентов;
- находиться в виде истинных растворов и радиоколлоидов;
- растворяться, осаждаться и соосаждаться;
- подвергаться физической сорбции и хемосорбции составляющими почвенного поглощающего комплекса и т.д.

С точки зрения практики радиоэкологических исследований среди почвенных процессов с участием радионуклидов наиболее важно отметить, что они могут переходить в почвенный раствор и вступать в сложное динамическое взаимодействие с минеральными и органическими компонентами почвенного поглощающего комплекса (ППК).

Таким образом радионуклиды могут образовывать в почве широкий круг физико-химических форм, различающихся механизмом связи с ППК, а значит геохимической подвижностью. Эти формы также будут обладать и разной биологической доступностью для растений из почв, а следовательно, разной способностью к поступлению в трофические цепи. В связи с этим при всем многообразии форм соединений радионуклидов в почве в практике радиоэкологических исследований их принято объединять в несколько групп (форм) по принципу различия в природе и прочности связи с компонентами почвы [Павлоцкая, 1974; Tessier et al., 1979; Павлоцкая, 1981; Павлоцкая и др., 2003].

Большинство техногенных радионуклидов в почвах присутствует в ультрамикрореконцентрациях. Это относится к радионуклидам, для которых $T_{1/2} < 10^2\text{--}10^4$ лет. Например, массовая концентрация ^{90}Sr ($T_{1/2}=28,91$ года) и ^{137}Cs ($T_{1/2}=30,08$ года) [Live Chart of Nuclides, 2025] в пахотном слое почвы (при содержании $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/км²=1 Ки /км²) составляет $2,4 \cdot 10^{-12}$ и $3,9 \cdot 10^{-12}\%$ соответственно. Поэтому особенностью поведения радионуклидов в почвах является то, что они, как правило, не образуют самостоятельных соединений, а включаются в состав соединений других элементов, концентрация которых превосходит концентрацию радионуклидов. Ими для радионуклидов являются соединения:

- изотопных носителей (стабильных изотопов),
- неизотопных носителей (химических аналогов).

Радионуклиды также присутствуют в составе соединений типоморфных элементов ландшафтов, таких как Fe, Mn, Al, Ca и другие, которые не являются их химическими аналогами, но также выполняют роль неизотопных носителей. При этом радионуклиды приобретают закономерности поведения этих соединений [Павлоцкая и др., 1984; Павлоцкая и др., 1997].

10.2. Исследование форм соединений радионуклидов в почвах с помощью методов последовательной экстракции

Одним из главных подходов к оценке содержания разных по подвижности физико-химических форм радионуклидов в почве является использование методов последовательной экстракции, основанных на извлечении в лабораторных условиях из почв радионуклидов серией экстрагентов. Их также называют методами последовательных вытяжек, селективного растворения, методами фракционирования соединений радионуклидов. В практике радио-экологических исследований существует несколько схем выделения форм соединений радионуклидов из почв, которым соответствуют определенные методы последовательных экстракций. Общим принципом всех методов является последовательная обработка одного и того же образца почвы серией экстрагентов. Каждый последующий экстрагент извлекает более прочно связанную с ППК группу соединений по сравнению с предыдущим экстрагентом и/или группу, отличающуюся от предыдущей по химическим свойствам и природе связи с компонентами ППК. Каждую группу называют формой, она включает соединения, близкие по природе и прочности связи с ППК. Относительное содержание каждой из форм радионуклида выражают в процентах от суммарного содержания всех форм в почве, принятого за 100%:

$$C_i = \frac{A_i}{\sum A_i} \times 100\% \quad (9),$$

где A_i и $\sum A_i$ – активность радионуклида в i -ой форме и суммарная активность во всех формах соответственно.

Большинство экстрагентов, используемых в данных схемах, совпадают с таковыми при фракционировании соединений тяжелых металлов в почвах [Ладонин, 2002; Ладонин, 2019].

Метод Ф.И. Павлоцкой

В отечественных радиоэкологических исследованиях широкое распространение получил метод последовательных экстракций, предложенный Павлоцкой Ф.И [Павлоцкая, 1974; Павлоцкая и др., 1984] (таблица 4). Метод был усовершенствован и получил дальнейшее развитие в работах многих авторов. Ф.И Павлоцкая

характеризовала данный метод как определение геохимических форм подвижности радионуклидов. Метод неоднократно использовался для оценки подвижности в почве и сопряженных с ней по ландшафту объектах техногенных радионуклидов (глобальные выпадения, радиоактивные аварии и инциденты на Южном Урале и ЧАЭС, ядерные взрывы на территории Семипалатинского испытательного полигона и др.).

При использовании данного метода наиболее часто выделяют 5 форм соединений радионуклидов в почве (таблица 4):

- водорастворимая;
- ионообменная и легкорастворимая;
- подвижная;
- кислоторастворимая;
- прочносвязанная с ППК (остаток).

Таблица 4. Выделение форм соединений радионуклидов методом Павлоцкой Ф.И. [Павлоцкая и др., 2003; Горяченкова и др., 2005; Горяченкова и др., 2013; Манахов и др., 2019а; Манахов и др., 2019б].

Форма	Экстрагент	Условия
Водорастворимая (F1)	H ₂ O	т : ж = 1:5, t = 5 мин, 20°C
Обменная, легкорастворимая (F2)	1 моль/дм ³ CH ₃ COONH ₄ , pH 4.8	т:ж = 1:10, t = 1 ч, 20°C
Подвижная (F3)	1 моль/дм ³ HCl	т:ж = 1:10, t = 1 ч, 20°C
Кислоторастворимая (F4)	6 моль/дм ³ HCl	т:ж = 1:10, t = 1 ч, 20°C
Остаток (фиксированная) (F5)	Сплавление (спекание) с Na ₂ CO ₃	850°C
	или нагревание при 550°C, затем конц. HF	105°C

Водорастворимая форма соединений радионуклидов (F1) привлекается водной вытяжкой и содержит:

- катионы радионуклидов в форме свободных ионов,
- радионуклиды в составе коллоидов и растворимых комплексов с компонентами почвы, включая:
 - а) комплексы с неорганическими кислотами;
 - б) гидроксокомплексы;

- в) комплексно-гетерополярные соли с фульвокислотами, карбоновыми кислотами, оксикарбоновыми кислотами и др.

Водорастворимые соединения – это наиболее важная составляющая геохимически подвижных и биологически доступных форм радионуклидов в почве. Они присутствуют непосредственно в почвенном растворе и мигрируют в его составе. Остальная часть радионуклидов в почве связана с ее твердой фазой (ППК).

Для выделения обменной и легкорастворимой формы соединений радионуклидов (F2) часто в качестве экстрагента используется водный раствор 1М ацетата аммония с $\text{pH}=4,8$ [Горяченкова и др., 2005; Манахов и др., 2014; Манахов и др., 2019а; Манахов и др., 2019б; Щеглов и др., 2021] (таблица 4). Данная форма содержит катионы радионуклидов, десорбирующиеся из почвы по механизму ионного обмена, а также ассоциированные с легкорастворимыми в данной среде соединениями. В последнем случае это могут быть карбонаты, растворимые в слабокислой среде ацетатно-аммонийного буфера [Ладонин, 2002; Filgueiras et al., 2002]. Распределение катионов радионуклида между водорастворимой и обменной формами устанавливается в соответствии с положением ионообменного равновесия, которое зависит от ЕКО, концентрации обменных катионов в растворе, константы селективности ионного обмена [Орлов, 1985].

Селективность зависит от свойств катиона и от химических особенностей компонентов ППК (содержание различных минералов, органического вещества, обменных катионов и др.). Как правило, предпочтительнее связываются с ППК катионы с более высоким зарядом, а при равных зарядах — катионы в большей атомной массой и меньшим гидратированным радиусом. Ион аммония за счет высокой концентрации по сравнению с концентрацией радионуклидов вытесняет из ППК обменные формы радионуклидов. Обменная форма находится в состоянии динамического равновесия с водорастворимой формой и является источником («депо») пополнения водорастворимых соединений. При уменьшении содержания радионуклидов в жидкой фазе для поддержания равновесия часть обменных форм радионуклидов может переходить в раствор с обменных мест в ППК. Такое явление наблюдается в случае миграции растворимых соединений радионуклидов с

почвенным раствором из верхних горизонтов в глубь почвы или при поступлении их в растения.

В некоторых случаях для выделения обменной формы применяют нейтральный раствор ацетата аммония, а также растворы других солей (KNO_3 , KCl , NaCl , CaCl_2) [Павлоцкая, 1974; Круглов и др., 1994].

Оставшаяся после применения предыдущих экстрагентов часть радионуклидов в почве представлена необменными формами. Радионуклиды в их составе, как правило, не переходят в водную фазу почв в обычных условиях. Необменные формы — это подвижная, кислоторастворимая и прочносвязанная с ППК формы.

Обработка почвы 1М раствором HCl при комнатной температуре позволяет извлечь подвижную форму (F3) (таблица 4). Из необменных форм подвижная форма наименее прочно связана с ППК. В методе Павлоцкой Ф.И. термином «подвижная форма» (F3) называется форма, выделяемая 1 М HCl уже после предварительной экстракции водорастворимой и обменной форм [Павлоцкая, 1974]. Необменная подвижная форма рассматривается как потенциально миграционно-способная форма при возможном изменении почвенных условий (подкисление почвы, изменение окислительно-восстановительных условий, температурного режима и др.), что подчеркивает ее название. Форма содержит радионуклиды [Круглов и др., 1994]:

- 1) ассоциированные (частично) с гидроксидами/оксидами металлов (Fe , Mn , Al и др.), преимущественно в аморфной и слабоокристаллизованной форме;
- 2) сорбированные (частично) органическим веществом (легко окисляемыми гумусовыми кислотами, в свободном состоянии и связанными с полуторными оксидами).

Оставшиеся после предыдущих экстракций в почве необменные формы соединений прочно связаны с компонентами твердой фазы почвы. Кислоторастворимую форму (F4) выделяют из почвы экстракцией 6 М HCl при комнатной температуре (таблица 4). Данный экстрагент выделяет из почвы [Filgueiras et al., 2002]:

- аморфные и слабоокристаллизованные (частично), а также кристаллические оксиды Fe , Al и др. металлов;

- продукты взаимодействия гумусовых веществ с устойчивыми полуторными оксидами и глинистыми минералами.

Связывание радионуклидов с данными почвенными компонентами происходит [Павлоцкая, 1974; Орлов, 1985; Санжарова и др., 2005; Санжарова и др., 2014; Санжарова и др., 2019]:

- в пленках-гелях (гидроксиды и оксиды Fe, Al, а также органические вещества и продукты их органо-минеральных взаимодействий) на поверхности глинистых минералов;
- на поверхности кристаллической решетки алюмосиликатов и других минералов за счет сил молекулярного взаимодействия (физическая сорбция) или химических связей (хемосорбция).

Сорбционная емкость этих почвенных компонентов по отношению к радионуклидам снижается, когда почва подвергается воздействию высоких концентраций ионов водорода при обработке 6 М HCl. В некоторых случаях экстракцию проводят при повышенной температуре или при многократной обработке почвы экстрагентом [Моисеев и др., 1981; Павлоцкая, 1981; Бобовникова и др., 1990; Круглов и др., 1994; Архипов и др., 1996]. Отмечено, что при кипячении почвенных образцов с 6 М HCl доля радионуклида в кислоторастворимой форме повышается, а в остатке уменьшается [Щеглов и др., 2021]. Также иногда используют азотную кислоту вместо соляной кислоты или в качестве дополнительного экстрагента.

Радионуклиды, оставшиеся в почве после предыдущих экстракций, связаны с ППК очень прочно и не могут перейти в мобильное состояние за короткое время в сколько-нибудь заметных количествах при условиях, обычно встречающихся в природной среде. Данную форму соединений радионуклидов называют остатком после всех обработок почвы экстрагентами, а также не извлекаемой 6М HCl, прочносвязанной или фиксированной (F5). Она включает радионуклиды, «захваченные» кристаллической решеткой глинистых минералов (например, Cs-137, фиксированный в их межпакетном пространстве) или связанные с наиболее прочно закрепленными в ППК гумусовыми веществами [Санжарова и др., 2005; Санжарова и др., 2014; Манахов и др., 2019а; Манахов и др., 2019а; Санжарова и др., 2019; Попова и др., 2021]. В природе выход радионуклида из кристаллической решетки возможен при

долговременном разрушении минералов в процессе выветривания. Для выделения данной фракции соединений радионуклидов необходимо разрушение алюмосиликатов с помощью «жестких» химических реагентов: обработка остатка почвы плавиковой кислотой или сплавление (спекание) с солями (например, с карбонатом натрия) в зависимости от особенностей эксперимента (таблица 4).

Метод выделения аморфной и слабоокристаллизованной форм с помощью реактива Тамма

В отечественной практике широко используется также метод, позволяющий определять в почве относительное содержание радионуклидов в аморфной и слабоокристаллизованной форме (Ff). Метод основан на растворении всего комплекса неорганических и органических составляющих почвы в этой форме с помощью реактива Тамма, представляющего слабоокислый оксалатный буферный раствор (таблица 5) [Павлоцкая, 1981; Горяченкова и др., 2005; Манахов и др., 2019а; Манахов и др., 2019b]. В раствор переходят радионуклиды, связанные с карбоновыми и оксикарбоновыми кислотами, гумусовыми кислотами, аморфными и слабоокристаллизованными оксидами металлов и органоминеральными продуктами их взаимодействия, которые образуют пленки на поверхности минеральных частицах почвы.

Таблица 5. Выделение аморфных и слабоокристаллизованных соединений с помощью реактива Тамма [Павлоцкая и др., 1992; Горяченкова и др., 2005; Манахов и др., 2019а; Манахов и др., 2019b].

Форма	Экстрагент	Условия
Аморфная и слабоокристаллизованная	0.2 моль/дм ³ (NH ₄) ₂ C ₂ O ₄ в 0.1 моль/дм ³ H ₂ C ₂ O ₄	т:ж = 1:20, t = 1 ч, 20°C, 2-кратная обработка
Остаток	Сплавление (спекание) с Na ₂ CO ₃ или нагревание при 550°C, затем конц. HF	850°C 105°C

10.3. Роль информации о физико-химических формах радионуклидов в почвах в радиоэкологических исследованиях

Изучение форм соединений радионуклидов в почве имеет как теоретическое, так и практическое значение. Экспериментальные данные о формах радионуклидов в почве позволяют установить механизм взаимодействия и силу связи радионуклидов с компонентамиППК, выявить роль отдельных почвенных составляющих в аккумуляции радионуклидов и образовании их мобильных форм. Это представляет не только самостоятельный научный интерес, но также является теоретической базой для решения практических задач. Во-первых, это оценка экологической опасности загрязненных радионуклидами почв и прогноз поведения радионуклидов в почве.

При выделении физико-химических форм радионуклида по методу Павлоцкой как количественный показатель его сорбции (поглощения) почвой предложено использовать суммарное содержание радионуклида во всех формах, связанных сППК ($F_2+F_3+F_4+F_5$) [Павлоцкая, 1974]. Его определяют как выраженную в процентах долю радионуклида, сорбированного почвой из водного раствора, или как долю, оставшуюся в почве после десорбции радионуклида из почвы в водный раствор, от его общей активности в почве.

Как показатель прочности связи радионуклида с твердой фазой почвы (прочность закрепления почвой) предложено использовать его суммарное содержание в составе необменных форм: $F_3+F_4+F_5$ [Павлоцкая, 1974]. Его определяют как выраженная в процентах доля радионуклида, сорбированного почвой из раствора соли, содержащей обменный катион (KCl , KNO_3 , $NaCl$, $NaNO_3$, $CaCl_2$, $Ca(NO_3)_2$, или десорбированного из почвы раствором данной соли, от его общей активности в почве.

Как показатель геохимической подвижности радионуклида в почве используют суммарное содержание водорастворимой, ионообменной и подвижной форм ($F_1+F_2+F_3$), выраженное в процентах от суммарного содержания всех форм в почве [Павлоцкая, 1974; Манахов и др., 2019b]. Чем выше данный показатель, тем выше подвижность радионуклида в почвенном профиле.

Как показатель биологической доступности радионуклида в почве используют суммарное содержание его водорастворимой и обменной форм (F_1+F_2), выраженное в процентах от суммарного содержания всех форм в почве [Павлоцкая, 1974; Манахов и др., 2019b]. Чем выше данный показатель, тем выше поступление радионуклида в растения из почв.

Как показатель относительного содержания радионуклида, сорбированного (поглощенного) твердой фазой почвы, в радиоэкологических исследованиях также используют коэффициент распределения радионуклида между твердой и жидкой фазами почвы. Он равен отношению удельной активности радионуклида в твердой фазе $A_{тв}$ к его удельной активности в жидкой фазе $A_{в}$ в условиях равновесия [Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Shcheglov et al., 2001; Санжарова и др., 2005; Санжарова и др., 2019]:

$$K_D = \frac{A_{тв}}{A_{в}} \quad (10).$$

Чем выше данный показатель, тем больше радионуклида сорбируется ППК и ниже подвижность радионуклида в почве и его биологическая доступность.

Как показатель относительного содержания форм радионуклида, связанных ионнообменно с ППК, используют обменный коэффициент распределения. Он равен отношению удельной активности радионуклида в обменной форме $A_{обм}$ к его удельной активности в жидкой фазе в условиях равновесия [Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Shcheglov et al., 2001; Санжарова и др., 2005; Санжарова и др., 2019]:

$$K_{Dобм} = \frac{A_{обм}}{A_{в}} \quad (11).$$

Этот параметр учитывает, что только часть радионуклида в твердой фазе находится в обменной форме и участвует в десорбции в жидкую фазу.

Указанные показатели позволяют сравнить содержание, прочность связи с ППК, геохимическую подвижность или биологическую доступность группы радионуклидов в одной и той же почве. Эти показатели также можно использовать для сравнительной

оценки поведения отдельного радионуклида в группе почв, различающихся по типовым, химическим и физико-химическим свойствам.

Данные о содержании физико-химических форм радионуклидов также широко используются как параметры в прогностических моделях, описывающих их поведение в почве. Они позволяют перспективно оценить поступление в растения, вертикальную миграцию, фиксацию и трансформацию радионуклидов в почвенном профиле [Коноплев и др., 1999; Подоляк, 2007; Москальчук, 2015; Санжарова и др., 2018; Рачкова и др., 2021].

Во-вторых, на данных о физико-химической природе форм соединений радионуклидов базируются методы регулирования их миграции в почвенном профиле и по трофической цепи [Санжарова и др., 2005; Рачкова и др., 2006; Москальчук, 2015; Коноплева, 2016]. В основе их лежит использование природных или близких к ним по свойствам сорбентов и комплексообразующих агентов для перевода водорастворимых и обменных форм радионуклидов в необменные формы, что приводит к снижению их подвижности в почве и системе «почва-растение». Выбор таких агентов диктуется знанием почвенных компонентов, играющих важную роль в образовании форм радионуклидов. Кроме того, методы исследования форм радионуклидов позволяют оценить эффективность действия подобных сорбентов и комплексонов для снижения экологической опасности загрязненных почв.

11. Периодичность проведения радиационного мониторинга в лесных экосистемах

В многолетней динамике радиоактивного загрязнения лесных экосистем выделяют несколько этапов [Щеглов, 2000; Переволоцкий, 2006; Переволоцкий и др., 2012]. При проведении радиоэкологического мониторинга на каждом этапе необходимы методические подходы, направленные на оценку процессов перераспределения техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. Периодичность проведения радиоэкологического мониторинга, как правило, снижают с течением времени, прошедшего после загрязнения.

В лесных экосистемах, загрязненных в результате чернобыльских радиоактивных выпадений, были характерны следующие этапы перераспределения радионуклидов в фитоценозе и почвах:

1-й этап — начальный послеаварийный период (с мая по август 1986 года). Сразу после осадения радиоактивных выпадений в лесных фитоценозах начинается период интенсивного механического очищения за счет удаления радионуклидов с поверхности растений и перераспределения радионуклидов из растительного яруса на поверхность почвы. На этом этапе удельная активность компонентов древостоя определяется поверхностным загрязнением, а радионуклидный состав соответствует таковому радиоактивных выпадений. Динамика перераспределения техногенных радионуклидов на этом этапе сходна во всех типах лесных экосистем и определяется процессами механического самоочищения древесного яруса.

2-й этап (с осени 1986 г. до конца 1988 г.) — период биологического самоочищения и нарастания роли корневого поступления. На этом этапе продолжается уменьшение количества радионуклидов в древесном ярусе за счет процессов биологического самоочищения (сезонного опада загрязненных компонентов надземной фитомассы). Интенсивность самоочищения с годами снижается на фоне нарастания корневого поступления радионуклидов из почвы, о чем свидетельствует возрастание доли изотопов Cs и Sr в радионуклидном составе загрязнения растительности по сравнению с таковой в радиоактивных выпадениях.

3-й этап (1988–1996 гг.) — период интенсивного корневого поступления техногенных радионуклидов в компоненты надземной фитомассы. В спектрах β - и γ -излучения начинают преобладать долгоживущие техногенные радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr . На этом этапе резко возрастают коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr из почвы в деревья для ассимилирующих органов и древесины. В этот период динамика накопления радионуклидов в различных биогеоценозах неоднозначна. В биогеоценозах на автоморфных почвах элювиальных ландшафтов в результате уменьшения биологической доступности радионуклидов происходит дальнейшее снижение вклада растительного яруса в общее загрязнение экосистемы. На гидроморфных почвах аккумулятивных ландшафтов,

напротив, наблюдается накопление радионуклидов в растительном ярусе вследствие усиления корневого поступления и, соответственно, рост вклада растительного яруса в общее загрязнение экосистемы.

4-й этап (после 1996 года в течение последующих 50–100 лет) — отдаленный период после чернобыльских радиоактивных выпадений. Происходит стабилизация корневого поступления и достижения квазиравновесного состояния радионуклидов в системе «почва-растение». В отдаленный период после выпадений в лесных экосистемах основными дозообразующими долгоживущими радионуклидами являются ^{137}Cs и ^{90}Sr , параметры их биологического круговорота постепенно приближаются к равновесному состоянию со своими стабильными изотопами ^{133}Cs и ^{88}Sr . Этот этап начался приблизительно с середины 1990-х гг., продолжается в настоящее время и характеризуется относительно стабильными или постепенно снижающимися коэффициентами перехода, что связано с уменьшением биологической доступности радионуклидов, миграцией за пределы корнеобитаемого слоя, радиоактивным распадом. В период установившегося корневого поступления радионуклидов в лесные растения на данный процесс влияет породный состав насаждения, тип условий местопроизрастания, возраст, метеорологические условия и другие факторы [Щеглов, 2000; Переволоцкий, 2006]. Выравнивание значений соотношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в компонентах растительного покрова и верхних почвенных горизонтах указывает на достигнутое равновесие техногенного ^{137}Cs с природным стабильным ^{133}Cs в биогеохимическом цикле этого элемента в условиях лесных экосистем.

Радиационный мониторинг начинается с закладки СПП в лесной экосистеме и первого срока опробования растительности и почвы. В течение первого года после радиоактивных выпадений целесообразно проводить радиоэкологический мониторинг на СПП не реже 1 раза в месяц. В последующие два года периодичность контроля — 1 раз в год. На 3-м этапе (через 3–10 лет после загрязнения) целесообразно проводить радиоэкологический мониторинг на СПП с отбором проб почв и всех компонентов растительности 1 раз в 2 года [Переволоцкий и др., 2012]. В отдаленный период после радиоактивных выпадений (через 10 лет после

загрязнения) периодичность проведения радиоэкологического мониторинга на СПП в лесной экосистеме можно уменьшить до 1 раза в 5 лет.

12.Обработка данных радиоэкологического мониторинга

12.1.Расчет плотности загрязнения, коэффициентов накопления, коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения

Важнейшим показателем в радиоэкологическом мониторинге является плотность загрязнения почвы ^{137}Cs и другими техногенными радионуклидами. Для принятия решения об отнесении исследуемой территории к зоне радиоактивного загрязнения [Закон РФ от 15.05.1991 №1244-1 (ред. от 28.12.2022)] полученные результаты удельной активности ^{137}Cs в слоях почвы переводят в плотность загрязнения ^{137}Cs (запас ^{137}Cs), выраженную в $\text{кБк}/\text{м}^2$ ($\text{Ки}/\text{км}^2$). Плотность загрязнения почвы радионуклидом рассчитывают по формуле:

$$G = \sum_{i=1}^n A_i \times h_i \times \rho_i \quad (12),$$

где G — плотность загрязнения почвы радионуклидом, $\text{Бк}/\text{м}^2$; A_i — удельная активность радионуклида в i -том слое (горизонте) почвы, $\text{Бк}/\text{кг}$; h_i — толщина i -того слоя почвы, м ; ρ_i — плотность сложения i -того слоя почвы, $\text{кг}/\text{м}^3$.

В расчет плотности загрязнения почвы обязательно включается горизонт лесной подстилки. При пересчете единиц плотности загрязнения радионуклидами можно использовать соотношение: $1 \text{ Ки}/\text{км}^2 = 37\,000 \text{ Бк}/\text{м}^2$.

На основе плотности загрязнения радионуклидами территории подразделяются на зоны: зона отчуждения; зона отселения; зона проживания с правом на отселение; зона проживания с льготным социально-экономическим статусом (таблица 6).

Таблица 6. Критерии для определения степени загрязнения территории радионуклидами [Закон РФ от 15.05.1991 №1244-1 (ред. от 28.12.2022)]

Показатель	Зона радиоактивного загрязнения					Не загрязнено
	Зона отчуждения	Зона отселения		Зона проживания с правом на отселение	Зона проживания с льготным социально-экономическим статусом	
		Обязательное	Добровольное			
Среднегодовая эффективная эквивалентная доза облучения населения, мЗв	>5		1-5			
¹³⁷ Cs, Ки/км ²	>40		>15	5-15	1-5	<1
⁹⁰ Sr, Ки/км ²	>3			-		
^{239,240} Pu, Ки/км ²	>0,1			-		

Зона отчуждения (именовавшаяся в 1986-1987 годах 30-километровой зоной, а с 1988 года до 15 мая 1991 года зоной отселения) — территория вокруг Чернобыльской АЭС, а также часть территории Российской Федерации, загрязненные радионуклидами вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС, из которых в 1986 и в 1987 годах население было эвакуировано.

Зона отселения — часть территории Российской Федерации за пределами зоны отчуждения, на которой плотность загрязнения почв ^{137}Cs составляет свыше 15 Ки/км², или ^{90}Sr — свыше 3 Ки/км², или $^{239,240}\text{Pu}$ — свыше 0.1 Ки/км². Зона проживания с правом на отселение — часть территории Российской Федерации с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs от 5 до 15 Ки/км². Зона проживания с льготным социально-экономическим статусом — часть территории Российской Федерации с плотностью радиоактивного загрязнения почвы ^{137}Cs от 1 до 5 Ки/км². Территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs менее 1 Ки/км² (< 37 кБк/м²) считаются незагрязненными.

Согласно [Критерии оценки экологической обстановки..., 1992] дополнительно выделяются зона экологического бедствия и зона чрезвычайной экологической ситуации (таблица 7).

Таблица 7. Критерии для определения степени загрязнения территории радионуклидами [Критерии оценки экологической обстановки..., 1992]

Показатель	Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
МЭД на высоте 1 м от поверхности почвы, мкР/ч	>400	200-400	<20
^{137}Cs , Ки/км ²	>40	15-40	<1
^{90}Sr , Ки/км ²	>3	1-3	<0,3
$^{239,240}\text{Pu}$, Ки/км ²		>0,1	-

В радиоэкологическом мониторинге определяются не только абсолютные величины активности радионуклидов в природных объектах, но и показатели, отражающие особенности поступления и накопления радионуклидов из почвы в растения [Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992].

Одним из наиболее широко применяемых показателей является коэффициент накопления (КН или K_n) — отношение удельной активности радионуклида в растении к удельной активности в почве:

$$K_n = \frac{A_{\text{раст.}}}{A_{\text{почва}}} \quad (13).$$

Этот показатель следовало бы назвать концентрационным отношением, так как слово «накопление» предполагает, что концентрация радионуклида в растениях выше, чем в почве. В тоже время случаи, когда $K_n < 1$, характерны для многих радионуклидов.

В последнее время в публикациях встречается использование модифицированного коэффициента накопления (например [Baeza et al., 2006]). Его чаще всего называют ATF (the available transfer factor). При его расчете активность в растении делят на активность в почве суммы доступных форм радионуклида:

$$ATF = \frac{A_{\text{раст.}}}{A_{\text{почва}} \times AF} \quad (14),$$

где AF — это доля доступных форм радионуклида от суммарной его активности в почве.

В биогеохимии и радиоэкологии наряду с коэффициентом накопления применяют коэффициент биологического поглощения (КБП) — отношение удельной активности радионуклида в золе растения к удельной активности в почве:

$$\text{КБП} = \frac{A_{\text{зола}}}{A_{\text{почва}}} \quad (15).$$

В радиационных исследованиях очень часто определяют коэффициент перехода (КП или $K_{\text{п}}$) радионуклида из почвы в растение:

$$\text{КП} = \frac{A_{\text{раст.}} (\text{Бк/кг})}{G (\text{Бк/м}^2)} \quad (16).$$

При расчете КП удельная активность радионуклида в растении приводится к единице плотности загрязнения (запаса радионуклида в почве), что нивелирует влияние плотности загрязнения и позволяет выявить зависимости накопления радионуклидов от почвенно-экологических условий, видовых особенностей растений и других факторов.

Коэффициент перехода может быть определен с учетом площади корневой поверхности:

$$\text{КП} = \frac{A_{\text{раст.}} \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \right)}{\sum_{i=1}^n \left(G_i \left(\frac{\text{Бк}}{\text{м}^2} \right) \times f_i \right)} \quad (17),$$

где G_i – плотность загрязнения i -того слоя, а f_i – относительная площадь корневой поверхности в i -том слое. Такой метод расчета Кп трудоемок и требует специального оборудования для измерения площади поверхности корней.

Интенсивность миграции радионуклидов в системе почва-растение зависит от поведения их изотопных и неизотопных носителей. Концентрация неизотопных носителей в почве значительно выше, чем изотопных. Для техногенного радионуклида ^{137}Cs изотопным носителем является стабильный природный ^{133}Cs , неизотопным носителем выступает стабильный ^{39}K . Для техногенного радионуклида ^{90}Sr изотопным носителем является стабильный природный ^{88}Sr , неизотопным носителем выступает стабильный ^{40}Ca . Для оценки переноса радиоактивного элемента относительно его стабильного носителя в радиоэкологии используют коэффициенты дискриминации (КД) или наблюдаемые отношения (НО), которые характеризуют изменение соотношения радионуклида и его химического аналога при миграции по биологическим цепям. Для ^{137}Cs коэффициент дискриминации определяется по формуле:

$$КД_{^{137}Cs} = \frac{\left(\frac{A_{^{137}Cs}}{C_K}\right)_{\text{раст.}}}{\left(\frac{A_{^{137}Cs}}{C_K}\right)_{\text{почва}}} \quad (18),$$

где $A_{^{137}Cs}$ — удельная активность ^{137}Cs , C_K — концентрация ^{39}K в растении и почве.

Для ^{90}Sr коэффициент дискриминации можно вычислить по формуле:

$$КД_{^{90}Sr} = \frac{\left(\frac{A_{^{90}Sr}}{C_{Ca}}\right)_{\text{раст.}}}{\left(\frac{A_{^{90}Sr}}{C_{Ca}}\right)_{\text{почва}}} \quad (19),$$

где $A_{^{90}Sr}$ — удельная активность ^{90}Sr , C_{Ca} — концентрация ^{40}Ca в растении и почве.

Наиболее детально изучено поведение в пищевых цепочках наиболее значимых радионуклидов, ^{90}Sr относительно его основного неизотопного носителя ^{40}Ca и ^{137}Cs относительно его основного неизотопного носителя ^{39}K . Отношение содержания ^{90}Sr к ^{40}Ca в биологических объектах получило название «стронциевая единица» (с.е.):

$$1 \text{ с. е.} = 1 \frac{\text{пКи } ^{90}Sr}{\text{г } Ca} = 37 \frac{\text{мБк } ^{90}Sr}{\text{г } Ca} \quad (20).$$

Аналогично этому было введено понятие «цезиевая единица» (ц.е.) для отношения ^{137}Cs к ^{39}K :

$$1 \text{ ц. е.} = 1 \frac{\text{пКи } ^{137}Cs}{\text{г } K} = 37 \frac{\text{мБк } ^{137}Cs}{\text{г } K} \quad (21).$$

Для оценки поступления ^{90}Sr в растения был предложен ряд показателей, учитывающих поведение его неизотопного носителя Са. Показатель Фредрикссона (Пф) соотносит активность ^{90}Sr по отношению к содержанию Са в растении и активность ^{90}Sr в почве:

$$Пф = \frac{\left(\frac{A_{^{90}Sr}}{C_{Ca}}\right)_{\text{раст.}}}{A_{^{90}Sr}_{\text{почва}}} \quad (22).$$

Показатель Ключковского ($K_{кл}$) или комплексный показатель нормирует отношение активности ^{90}Sr к содержанию Са в

растения к плотности загрязнения почв ^{90}Sr , отнесенной к концентрации обменного Са в почве:

$$K_{\text{кл}} = \frac{\left(\frac{A_{^{90}\text{Sr}}}{C_{\text{Са}}} \right)_{\text{раст.}}}{\left(\frac{G_{^{90}\text{Sr}}}{C_{\text{обм.Са}}} \right)_{\text{почва}}} \quad (23).$$

Коэффициенты накопления, перехода, дискриминации применяются для оценки корневого поглощения радионуклидов. Поэтому их расчет следует выполнять на основе результатов измерений, проведенных через 2–3 года и в отдаленный период после черномыльских радиоактивных выпадений, когда произошло самоочищение растений от первичного внешнего загрязнения.

В лесных экосистемах коэффициенты накопления, перехода, дискриминации рассчитывают для различных видов растений и грибов. Для древесных растений определяют КП, КН, КД в отдельных компонентах (древесине, коре внутренней, ветвях, хвое/листве, приросте, генеративных органах).

12.2. Расчет накопления ^{137}Cs в структуре лесной экосистемы

Определение запасов техногенных радионуклидов в отдельных компонентах лесных биогеоценозов является сложной методической задачей. Ее решение необходимо для оценки вовлечения техногенных радионуклидов в биологический круговорот и выявления многолетних изменений запаса ^{137}Cs , ^{90}Sr в фитомассе, подстилке и почве лесных экосистем.

Накопление ^{137}Cs в древесном ярусе на единицу площади определяют по формуле:

$$P_{\text{древ.}} = \sum_{i=1}^n M_i \times A_i \quad (24),$$

где $P_{\text{древ.}}$ — общее накопление ^{137}Cs в древесном ярусе (Ки/км² или Бк/м²); M_i — запасы фитомассы в i -том компоненте древесного яруса (кг/км² или кг/м²); A_i — удельная активность радионуклида в i -том компоненте модельного дерева (Ки/кг или Бк/кг сухого вещества).

При этом запасы фитомассы в отдельных органах (ствол, корень, ветви, листья) и тканях (древесина, внутренняя кора, внешняя кора) деревьев определяются прямыми или косвенными методами. Прямой метод основан на определении показателей непосредственно на СПП для спиленных модельных деревьев в соответствии с методическими подходами, используемыми в лесоводстве и биогеоценологии (глава 4). Косвенный метод использует расчет запасов и годичной продукции по регрессионным зависимостям, установленным между отдельными показателями деревьев и фитомассой их отдельных органов. Удельные активности ^{137}Cs и других техногенных радионуклидов определяются для отобранных проб модельного дерева (глава 7).

Накопление ^{137}Cs в травянистом ярусе на единицу площади определяют по формуле:

$$P_{\text{трав.}} = \sum_{i=1}^n M_{\text{ти}} \times A_i \quad (25),$$

где $P_{\text{трав.}}$ — общее накопление ^{137}Cs в травянистом ярусе ($\text{Ки}/\text{км}^2$ или $\text{Бк}/\text{м}^2$); $M_{\text{ти}}$ — фитомасса отдельных доминирующих видов травянистой растительности ($\text{кг}/\text{км}^2$ или $\text{кг}/\text{м}^2$); A_i — удельная активность радионуклида в отобранных пробах соответствующих видов травянистой растительности ($\text{Ки}/\text{кг}$ или $\text{Бк}/\text{кг}$ сухого вещества).

По аналогичным формулам в специальных исследованиях можно определить накопление радионуклидов в кустарничковом ярусе ($P_{\text{куст.}}$), а также в грибах ($P_{\text{гриб.}}$) и моховом покрове ($P_{\text{мох.}}$) лесной экосистемы.

Суммарное накопление ^{137}Cs в растительности на СПП в исследуемой лесной экосистеме определяется по формуле:

$$P_{\text{раст.}} = P_{\text{древ.}} + P_{\text{куст.}} + P_{\text{трав.}} + P_{\text{гриб.}} + P_{\text{мох.}} \quad (26),$$

Для определения накопления ^{137}Cs в лесном биогеоценозе в целом полученную величину суммируют с плотностью загрязнения почвы.

$$P_{\text{общ.}} = P_{\text{раст.}} + G \quad (27),$$

Для определения вовлечения радионуклида в отдельные звенья биологического круговорота определяют долевым вкладом загрязнения для каждого структурного компонента биогеоценоза, принимая величину $P_{\text{общ.}}$ за 100%.

12.3. Сравнение результатов радиационного мониторинга с контрольными уровнями для лесохозяйственной продукции

Оценку результатов определения радиоактивного загрязнения древесины и других компонентов древесной растительности в исследуемой лесной экосистеме можно проводить на основе сравнения с допустимыми уровнями удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в продукции лесного хозяйства [СП 2.6.1.759-99].

Для всех частей неокоренной древесины промышленного назначения, в том числе, для внешней коры рекомендованы следующие контрольные уровни: ^{137}Cs — 11,1 кБк/кг, ^{90}Sr — 5,2 кБк/кг. Для окоренной древесины промышленного назначения контрольные уровни ниже: ^{137}Cs — 3,1 кБк/кг, ^{90}Sr — 2,3 кБк/кг. Для некоторых видов лесоматериалов хозяйственного и культурно-бытового назначения допустимые уровни удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr понижают до 0,37 кБк/кг.

При оценке загрязнения лесных ягод, отобранных на исследуемой СПП, следует использовать допустимый уровень удельной активности ^{137}Cs в пищевой ягодной продукции, равный 160 Бк/кг. При оценке загрязнения дикорастущих съедобных грибов используется допустимый уровень удельной активности ^{137}Cs — 500 Бк/кг [СанПиН 2.3.2.1078-01] Удельная активность ^{90}Sr в лесных ягодах и в грибах в настоящее время не нормируется.

12.4. Описание вертикального распределения техногенных радионуклидов в почвах

Анализ распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr в исследуемом профиле почвы позволяет оценить скорость вертикальной миграции радионуклидов, рассмотреть процессы их заглубления и сформированные особенности радиоэкологической обстановки. Результаты вертикального распределения радионуклидов, как правило, представляют в графической форме. Для распределения удельной активности радионуклида строят вертикальный график по значениям глубины почвы (рисунок 5 А). Для плотности загрязнения ^{137}Cs целесообразно построить график квантилей запасов радионуклида по глубине почвы (рисунок 5 Б).

В начальный период после чернобыльских радиоактивных выпадений (1986 год) характерен регрессивно-аккумулятивный тип распределения ^{137}Cs в почве. В последующие годы в результате разложения загрязненной лесной подстилки, процессов конвективного переноса, диффузии радионуклида, а также под влиянием биотурбаций происходит медленное заглубление ^{137}Cs в почву.

С помощью квантильного анализа распределений запасов ^{137}Cs по глубине почвы, зафиксированных в разные годы мониторинга, можно рассчитать скорость вертикальной миграции радионуклида. Одним из важных параметров вертикального распределения техногенного радионуклида, поступившего в составе аэротехногенных выпадений, является глубина, соответствующая медиане его общего запаса в профиле, выше и ниже которой залегает по 50 % загрязнителя. Так, в исследованном профиле медиана запаса ^{137}Cs за период с 1986 по 1991 гг. переместилась с 1,8 до 4,4 см (рисунок 5 Б), значит, в первые 5 лет после чернобыльских выпадений скорость вертикальной миграции радионуклида в этой почве составляла около 0,5 см/год. В период с 1991 по 2001 гг. за 10 лет медиана запаса заглубилась до 7,0 см, то есть еще на 2,6 см, значит, в отдаленный период после выпадений скорость вертикальной миграции ^{137}Cs в этом профиле почвы составляла около 0,26 см/год.

На основе оценок медианы запаса радионуклида, зафиксированных в разные сроки мониторинга, можно определять экологический период полувыведения ^{137}Cs из верхних горизонтов почвы, отражающий вынос радионуклида за счет процессов вертикальной миграции. С целью суммарного учета радиоактивного распада и заглубления определяются значения эффективных периодов полувыведения ($T_{\text{эфф.}}$) из верхних слоев (0–5, 0–10 см) почв по следующей формуле [Bunzl et al., 1997]:

$$T_{\text{эфф.}} = \frac{T_{\text{экол.}}}{1 + \frac{T_{\text{экол.}}}{T_{1/2}}} \quad (28),$$

где $T_{\text{экол.}}$ — экологический период полувыведения, $T_{1/2}$ — период полураспада радионуклида ($T_{1/2} \text{ } ^{137}\text{Cs} = 30,08$ лет).

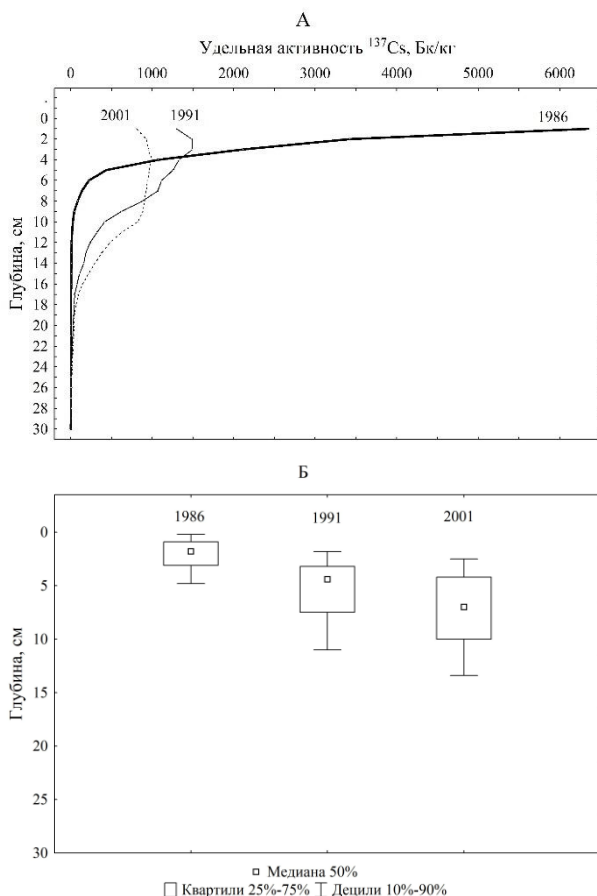


Рисунок 5. Распределение удельной активности (А) и квантилей плотности загрязнения (Б) ^{137}Cs в профиле 0–30 см почвы по данным радиоэкологического мониторинга в 1986, 1991, 2001 гг. на территории, загрязненной черныбыльскими выпадениями (Плавский район Тульской области).

Так, в исследованном профиле экологический период полувыведения ^{137}Cs из слоя 0–5 см можно оценить примерно в 7 лет (рисунок 5 Б). Тогда рассчитанный эффективный период полувыведения этого радионуклида из слоя почвы 0–5 см составит 5,7 лет.

12.5. Построение картограмм мощности дозы гамма-излучения и загрязнения радионуклидами на стационарных пробных площадях

Значения радиационных показателей, полученные на СПП, можно представлять в виде картограмм в координатах контрольных точек, зафиксированных с помощью GPS/ГЛОНАСС навигатора. Картосхемы можно начертить методом треугольников. Картограммы могут быть также построены с помощью программных продуктов, например, Surfer, ArcGIS, MapInfo и т.п. В пакете Surfer предусмотрены разные алгоритмы построения изолиний. Есть среди них и метод треугольника (Triangulation with Linear Interpolation), но чаще используется алгоритм Kriging. Картограммы могут строиться по результатам радиационного мониторинга на СПП для мощности эквивалентной дозы гамма-излучения (на высоте 1 метр) (Приложение 4). Аналогичным образом после получения результатов лабораторных измерений могут быть построены картосхемы удельных активностей и плотности загрязнения ^{137}Cs , ^{90}Sr в почве на исследуемой СПП.

В специальных радиоэкологических задачах могут изучаться закономерности пространственной конфигурации загрязнения Cs-137 в почвах в связи с парцеллярным строением лесных экосистем. В таких исследованиях контрольные точки закладываются на различном расстоянии от стволов деревьев [Переволоцкий, 2006]. Варьирование ^{137}Cs в почве от приствольной микрозоны к границам кроны обусловлено неравномерностью процессов самоочищения в различных частях древесного яруса. Как правило, при переходе от крон деревьев к межпарцеллярным окнам наблюдается уменьшение плотности загрязнения ^{137}Cs в почве.

12.6. Статистическая обработка результатов радиационного мониторинга

Результаты определения радиационных показателей в контрольных точках на СПП в разные сроки мониторинга требуют обработки с помощью методов математической статистики. На основе радиационных исследований на СПП будут получены выборки для всех исследованных показателей: МЭДГИ (на высоте 1

метр и дополнительно на высоте 0,1 метр), удельной активности техногенных радионуклидов в отдельных горизонтах лесной подстилки и почвы, плотности загрязнения почвы ^{137}Cs , ^{90}Sr , удельной активности в компонентах растительности. Объем выборок для этих показателей в каждый срок мониторинга соответствует числу заложенных контрольных точек, в большинстве случаев будет равен 25, но может получиться и другим.

При обработке результатов, в первую очередь, следует провести свертку полученных данных и вычислить основные статистические характеристики: среднее арифметическое, минимум, максимум, стандартное отклонение, коэффициенты вариации [ГОСТ Р ИСО 3534-1-2019] Важно проверить нормальный закон распределения для каждого исследуемого показателя, при этом для малых объемов выборок ($3 < n < 50$) рекомендуется для этого использовать критерий Уилка-Шapiro или критерий Колмогорова-Смирнова. На радиоактивно загрязненных территориях распределение удельных активностей техногенных радионуклидов в почве исследуемой лесной экосистемы может не удовлетворять нормальному закону, но аппроксимироваться логнормальным законом.

Статистический анализ результатов, полученных в разные сроки радиационного мониторинга или на разных СПП, целесообразно проводить с помощью методов сравнения средних [ГОСТ Р 50779.25-2005; Дмитриев, 2009]. Важно подтвердить или опровергнуть статистически достоверное изменение среднего значения радиационного показателя с учетом его пространственного варьирования на СПП. Для сопоставления полученного результата с нормативным уровнем радиационной обстановки используют процедуру сравнения среднего с заданным значением. Если распределение показателя не удовлетворяет нормальному закону, сравнение выборок следует проводить на основе непараметрических ранговых критериев [Дмитриев, 2009, (глава 12)], обладающих меньшей мощностью, но более универсальных.

Для выявления взаимосвязей между различными радиационными показателями применяют корреляционный анализ [Дмитриев, 2009; ГОСТ Р ИСО 3534-1-2019]. Целесообразно оценить коэффициенты корреляции между МЭДГИ и плотностью загрязнения ^{137}Cs в почвах на исследуемой СПП, а также описать

выявленные взаимосвязи с помощью регрессионных моделей. Подобранные регрессионные уравнения могут находить применение в рекогносцировочном радиационном обследовании других лесных экосистем исследуемого района, при этом на основе показателя МЭДГИ можно получить предварительную оценку плотности загрязнения почвы ^{137}Cs . В ближней зоне от ЧАЭС исследователи отмечали прямые корреляционные связи между удельными активностями различных продуктов деления и трансурановых радионуклидов в почвах, в дальней зоне чернобыльских выпадений в начальный послеаварийный период отмечалась четкая взаимосвязь между уровнями загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr .

12.7. Подготовка базы данных радиационного мониторинга

Для систематизации и обеспечения полноты, достоверности полученных результатов создается база данных радиационного мониторинга, которая предназначена для их хранения и обработки.

Структура базы данных объединяет полученную информацию по всем срокам радиоэкологического мониторинга на исследованных СПП в изучаемом районе. В структуре базы данных основным идентификатором можно выбрать номер СПП. Данные хранятся в базе в виде массивов отдельных записей для каждой отдельной исследованной СПП, создается файл, содержащий исходные данные в унифицированной и цифровой форме. Важнейший атрибут базы данных радиационного мониторинга — это даты проведения полевых исследований и отбора проб почвы и растений. В структуре данных для конкретной СПП необходимо отразить объект получения информации: контрольная точка с указанием ее номера, почвенный разрез, модельное дерево. Приводятся географические координаты СПП, указывается наименование лесничества и его квартал.

Для унификации типа исследованной лесной экосистемы можно использовать обозначения: С — сосна, Е — ель, П — пихта, Лс — лиственница, Д — дуб, Б — береза, Ос — осина, Ол — ольха, Лп — липа и др. Для травянистой растительности видовое название приводится полностью. Обозначения компонентов древесной растительности: д — древесина, кн — кора наружная, кв — кора

внутренняя, вк — ветки крупные, вм — ветки мелкие, прир — прирост, хст — хвоя старая, шишк — шишки, л — листья, оч — очистки коры; в — вершина, с — середина, к — комель.

Для почвенных данных помимо указания даты отбора, шифра пробы, обязательно указывается ее глубина отбора, а для почвенного разреза также приводится название горизонта.

Для каждой пробы почвы и растений в соответствующей строке базы данных указывается метод измерения и приводятся полученные результаты определения удельных активностей радионуклидов (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr и др.) с отмеченными погрешностями.

Результаты измерения МЭДГИ для каждой СПП следует включать в базу данных из полевых протоколов в исходном виде с указанием значений по всем повторностям и рассчитанного среднего арифметического.

В структуру данных нужно включать ячейки, в которых указываются единицы измерений показателей, а также результаты необходимых расчетов (проценты, пересчет на другие единицы измерения, коэффициентов накопления и т.д.). В отдельных ячейках базы данных следует привести ФИО исполнителей полевых и лабораторных исследований.

13. Литература

1. *Агапкина Г.И., Манахов Д.В., Щеглов А.И.* Формы соединений радионуклидов в почве: учебное пособие. М.: Издательство МГУ, 2025 (в печати).
2. Анализ продукционной структуры древостоев / под ред. С.Э. Вамперского, А.И. Уткина. М.: Наука, 1988. 240 с.
3. *Андреева Е.Н., Баккал И.Ю., Горшков В.В., и др.* Методы изучения лесных сообществ / под ред. В.Т. Ярмишко, И.В. Лянгузовой. СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. 240 с.
4. *Анучин Н.П.* Лесная таксация. 5-е изд. М.: Лесн. пром-сть, 1982. 552 с.
5. *Архипов Н.П., Озернов А.Г., Паскевич С.А.* Биологическая доступность ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах 30-км зоны ЧАЭС // Международная научная конференция «Чернобыль-94». Сборник докладов. Чернобыль, 1996. С. 337–349.

6. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Коноплев А.В., и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 20–25.
7. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. 3-е изд., перераб. и доп. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
8. Вертикально-фракционное распределение фитомассы в лесах / под ред. С.Э. Вамперского, А.И. Уткина. М.: Наука, 1986. 261 с.
9. Горяченкова Т.А., Казинская И.Е., Кларк С.Б., и др. Методы изучения форм нахождения плутония в объектах окружающей среды // Радиохимия. 2005. Т. 47. № 6. С. 550–555.
10. Горяченкова Т.А., Казинская И.Е., Лавринович Е.А., и др. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы IV Международной конференции (Томск, 4–8 июня). Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2013. С. 151–154.
11. ГОСТ 26212-91. Почвы. Определение гидролитической кислотности по методу Каппена в модификации ЦИНАО.
12. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества.
13. ГОСТ 26483-85. Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее рН по методу ЦИНАО.
14. ГОСТ 27784-88. Почвы. Метод определения зольности торфяных и оторфованных горизонтов почв.
15. ГОСТ 32161-2013. Продукты пищевые. Метод определения содержания цезия Cs-137.
16. ГОСТ Р 50779.25-2005 (ИСО 3494:1976). Статистические методы. Статистическое представление данных. Мощность тестов для средних и дисперсий.
17. ГОСТ Р 54038-2010. Почвы. Метод определения ¹³⁷Cs.
18. ГОСТ Р 54040-2010. Продукция растениеводства и корма. Метод определения ¹³⁷Cs.
19. ГОСТ Р 54041-2010. Почвы. Метод определения ⁹⁰Sr.
20. ГОСТ Р ИСО 3534-1-2019. Статистические методы. Словарь и условные обозначения. Часть 1. Общие статистические термины и термины, используемые в теории вероятностей.

21. *Дмитриев Е.А.* Математическая статистика в почвоведении: Учебник. Изд. 3-е, испр. и доп. / под ред. Ю.Н. Благовещенского. М.: Книжный дом «ЛИБРОКОМ», 2009. 328 с.
22. *Довнар А.К., Лысенкова А.В.* Радиохимические методы определения изотопов плутония и америция в объектах окружающей среды альфа-спектрометрией // Проблемы Здоровья И Экологии. 2012. Т. 34. № 4. С. 111–117.
23. Закон РФ от 15.05.1991 №1244-1 (ред. от 28.12.2022) «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС».
24. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
25. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
26. *Кляшторин А.Л.* Миграция техногенных радионуклидов в лесных почвах Украинского Полесья. Автореф. дисс... канд. биол. наук. М.: МГУ им. М.В. Ломоносова, 1996. 24 с.
27. *Козлов М.В.* Планирование экологических исследований: теория и практические рекомендации. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2014. 172 с.
28. *Коноплев А.В., Коноплева И.В.* Параметризация перехода ¹³⁷Cs из почвы в растения на основе ключевых почвенных характеристик // Радиационная Биология Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 4.
29. *Коноплева И.В.* Селективная сорбция радиоцезия сорбентами на основе природных глин // Сорбционные И Хроматографические Процессы. 2016. Т. 16. № 4. С. 446–456.
30. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия (утв. Минприроды РФ 30.11.1992)
31. *Круглов С.В., Куринов А.Д., Архипов Н.П.* Формы нахождения радионуклидов в почвах 30-км зоны ЧАЭС и их изменение со временем // IV Международная научно-техническая конференция “Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС”. Сборник докладов. Чернобыль, 1994. С. 243–250.
32. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / под ред. Л.А. Ильина, В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

33. Лавринович Е.А., Горяченкова Т.А., Абрамова А.В., и др. Формы нахождения нептуния в почвах // Радиохимия. 2014. Т. 56. № 2. С. 184–188.
34. Ладонин Д.В. Соединения тяжелых металлов в почвах – проблемы и методы изучения // Почвоведение. 2002. № 6. С. 682–692.
35. Ладонин Д.В. Формы соединений тяжелых металлов в техногенно-загрязненных почвах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2019. 312 с.
36. Манахов Д.В., Алёхина Е.А., Липатов Д.Н., и др. Формы нахождения ^{226}Ra и ^{232}Th в дерново-подзолисто-глеевой конкреционной почве // Вестник Московского Университета Серия 17 Почвоведение. 2019а. № 3. С. 45–52.
37. Манахов Д.В., Егорова З.Н. Формы нахождения радия-226 в подзолах северо-востока острова Сахалин в зоне влияния нефтедобывающего предприятия // Почвоведение. 2014. № 6. С. 744–749. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14040054>.
38. Манахов Д.В., Емельянов А.М., Карпухин М.М., и др. Методы изучения форм нахождения радионуклидов в почвах // Радиационная Биология. Радиоэкология. 2019b. Т. 59. № 4. С. 410–418. <https://doi.org/10.1134/S0869803119040088>.
39. Методика организации и проведения работ по мониторингу лесов европейской части России по программе ICP Forests (методика ЕЭК ООН). М.: Изд-во Федеральной службы лесного хозяйства России, 1995. 39 с.
40. Методика приготовления счетных образцов проб почвы для измерения активности стронция-90 на бета-спектрометрических комплексах с программным обеспечением «Прогресс». ООО «НТЦ Амплитуда», 1997. 37 с.
41. Методика ускоренного радиохимического приготовления счетных образцов проб растительности для определения активности р/н Sr-90. ООО «НТЦ Амплитуда», 2003. 12 с.
42. Методики ускоренного радиохимического приготовления счетных образцов проб продовольствия для определения активности р/н Cs-137 и Sr-90 на гамма-, бета-спектрометрах комплекса «Прогресс». ООО «НТЦ Амплитуда», 1999.
43. Методические рекомендации по регламентации лесохозяйственных мероприятий в лесах, загрязненных радионуклидами. Утверждены Приказом Рослесхоза от 16.03.2009а №81.

44. Методические рекомендации по проведению контроля содержания радионуклидов в лесных ресурсах. Утверждены Приказом Рослесхоза от 16.03.2009b №81.
45. Методические указания по оценке радиационной обстановки в лесном фонде на стационарных участках (для части территорий Челябинской, Курганской и Свердловской областей, загрязненных радионуклидами вследствие аварий на производственном объединении «Маяк» и сбросов радиоактивных отходов в реку Теча). Утверждены Приказом Рослесхоза от 29.04.1994 №94.
46. Методы минералогического и микроморфологического изучения почв / под ред. Н.И. Горбунова. М.: Наука, 1971. 175 с.
47. Методы почвенной микробиологии и биохимии: учеб. пособие / под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 304 с.
48. *Моисеев, Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А., и др.* Формы соединений радионуклидов в почвах и их трансформация // *Агрохимия*. 1981. № 1. С. 110–113.
49. *Москальчук Л.Н.* Научное обоснование использования твердых отходов горных предприятий путем разработки получения и применения органоминеральных сорбентов для реабилитации почв, загрязненных радионуклидами. Дис. ...докт. техн. наук. Минск, 2015. 366 с.
50. МР 2.6.1.0094-14. Радиохимическое определение удельной активности цезия-137 и стронция-90 в пробах пищевой продукции, почвы, других объектов окружающей среды и биопробах: Методические рекомендации. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2014. 43 с.
51. МУК 2.6.1.1194-03. Радиационный контроль. Стронций-90 и цезий-137. Пищевые продукты. Отбор проб, анализ и гигиеническая оценка: Методические указания. М.: Минздрав России, 2003. 31 с.
52. МУК 4.3.2504-09. Цезий-137. Определение удельной активности в пищевых продуктах: Методические указания. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 24 с.
53. *Мясоедов Б.Ф.* Методы разделения и концентрирования в решении актуальных проблем радиохимии // *Российский Химический Журнал*. 2005. Т. XLIX. № 2. С. 64–67.

54. Мясоедов Б.Ф., Гусева Л.И., Лебедев И.А., и др. Аналитическая химия трансплутониевых элементов. М.: Наука, 1972. 376 с.
55. Общесоюзная инструкция по почвенным обследованиям и составлению крупномасштабных почвенных карт землепользований / под ред. Т.А. Ищенко. М.: Колос, 1973. 96 с.
56. Орлов Д.С. Химия почв: Учебник. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. 376 с.
57. Павлоцкая Ф.И. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов // Журнал Аналитической Химии. 1997. № 2. С. 126–143.
58. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 216 с.
59. Павлоцкая Ф.И. Формы нахождения и миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. Автореф. дисс... докт. хим. наук. М.: Ин-т геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского АН СССР, 1981. 43 с.
60. Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Казинская И.Е., и др. Формы нахождения и миграционное поведение Рu и Am в пойменных почвах и донных отложениях реки Енисей // Радиохимия. 2003. Т. 45. № 5. С. 471–478.
61. Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Мясоедов Б.Ф. Формы нахождения техногенного плутония в аэрозолях, горячих частицах и почвах // Радиохимия. 1997. Т. 39. № 5. С. 464–470.
62. Павлоцкая Ф.И., Мясоедов Б.Ф. Определение трансурановых элементов в объектах природной среды // Радиохимия. 1996. Т. 38. № 3. С. 193–209.
63. Павлоцкая Ф.И., Мясоедов Б.Ф. Поведение плутония в наземных биогеоценозах // Радиохимия. 1984. № 4. С. 555–567.
64. Павлоцкая Ф.И., Поликарпов Г.Г. Геохимия искусственных радионуклидов // Проблемы радиогеохимии и космохимии. М.: Наука, 1992. С. 161–179.
65. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. 255 с.
66. Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В. Обоснование ведения системы радиоэкологического мониторинга в лесных биогеоценозах на различных этапах после аварийных радиоактивных выпадений // Радиационная Биология Радиоэкология. 2012. № 3. С. 312–316.

67. ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой.
68. Подоляк А.Г. Влияние вертикальной миграции и форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского Полесья // Агрохимия. 2007. № 2. С. 72–82.
69. Попова М.Б., Горяченкова Т.А., Борисов А.П., и др. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах района расположения Кольской АЭС // Геохимия. 2021. Т. 66. № 10. С. 952–960. <https://doi.org/10.31857/S001675252110006X>.
70. Практикум по агрохимии: Учебное пособие - 2-е изд., перераб. и доп. / под ред. В.Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.
71. Пряхина С.И., Морозова С.В., Семенова Н.В., и др. Методы и приборы гидрометеорологических измерений. Саратов: Наука, 2016. 178 с.
72. Рачкова Н.Г., Шапошникова Л.М. Моделирование подвижности радия-226 по данным его профильного распределения в загрязненной подзолистой почве // Успехи Современного Естествознания. 2021. № 10. С. 69–74. <https://doi.org/10.17513/use.37700>.
73. Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И. Роль сорбентов в процессах трансформации соединений урана, радия и тория в подзолистой почве. СПб.: Наука, 2006. 152 с.
74. Руководство по радиационному обследованию лесного фонда (на период 1996-2000 годы). Утверждено Приказом Рослесхоза от 29.12.1995 №195 // 1995.
75. Санжарова Н.И., Белова Н.В., Андреева Н.В. Эволюция представлений о подвижности ^{137}Cs в системе почва–растение и роли калия в этих процессах // Агрохимия. 2014. № 5. С. 79–93.
76. Санжарова Н.И., Гешель И.В., Крыленкин Д.В., и др. Современное состояние исследований поведения ^{90}Sr в системе почва—сельскохозяйственные растения (обзор) // Радиационная Биология Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 6. С. 643–655. <https://doi.org/10.1134/S0869803119060109>.
77. Санжарова Н.И., Сысоева А.А., Исамов Н.Н., и др. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся

- радиоактивному загрязнению // Российский Химический Журнал. 2005. Т. XLIX. № 3. С. 26–34.
78. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Анисимов В.С. Экспериментальные исследования и моделирование поведения ^{137}Cs в луговых экосистемах // Радиозэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий. М.: РАН, 2018. С. 168–187.
79. СанПиН 2.3.2.1078-01. Продовольственное сырье и пищевые продукты. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 06.11.2001, ред. от 06.07.2011).
80. Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды: Теория и практика: Учеб. и учеб.-метод. пособие для студентов вузов. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2006. 286 с.
81. Сельскохозяйственная радиозэкология / под ред. Р.М. Алексина. М.: Экология, 1992. 400 с.
82. СП 2.6.1.759-99. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в продукции лесного хозяйства. Санитарные правила (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 02.07.1999).
83. Теория и практика химического анализа почв / под ред. Л.А. Воробьевой. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
84. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 2000. 268 с.
85. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Манахов Д.В., и др. Формы соединений ^{137}Cs в почвах лесных экосистем загрязненных территорий брянского полесья в отдаленный период после чернобыльских выпадений // Проблемы Агрохимии И Экологии. 2021. № 3–4. С. 61–68. <https://doi.org/10.26178/AE.2021.32.98.005>.
86. Эдомская М.А. Закономерности распределения плутония в почвенно-растительном покрове зон влияния радиационно-опасных объектов: Дисс. ... канд. биол. наук. Обнинск, 2023. 163 с.

87. Юркевич И.Д., Ярошевич Э.П. Биологическая продуктивность типов и ассоциаций сосновых лесов: (по исследованиям в БССР). Минск: Наука и техника, 1974. 293 с.
88. Baeza A., Guillén J. Influence of the soil bioavailability of radionuclides on the transfer of uranium and thorium to mushrooms // Appl. Radiat. Isot. 2006. Т. 64. № 9. P. 1020–1026. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2006.04.003>.
89. Bunzl K., Jacob P., Schimmack W., et al. ¹³⁷Cs mobility in soils and its long-term effect on the external radiation exposure // Radiat. Environ. Biophys. 1997. № 36. P. 31–37. <https://doi.org/10.1007/s004110050052>.
90. Filgueiras A.V., Lavilla I., Bendicho C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples // J. Environ. Monit. 2002. Т. 4. № 6. P. 823–857. <https://doi.org/10.1039/b207574c>.
91. IUSS Working Group WRB. 2022. World reference base for soil resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.
92. Live Chart of Nuclides // International Atomic Energy Agency - Nuclear Data Section. 2025 [Электронный ресурс]. URL: <https://www-nds.iaea.org/relnsd/vcharthtml/VChartHTML.html> (дата обращения: 13.02.2025).
93. Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L. Biogeochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems. Moscow: Nauka, 2001. 235 p.
94. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Anal. Chem. 1979. Т. 51. № 7. P. 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>.

Приложения

Приложение 1. Пример начала сводной таблицы результатов сплошного пересчета деревьев

Таксационная и биометрическая характеристика древостоя на
СПП (по результатам сплошного пересчета)

Формула древостоя	8Е2Б (8Ель2Береза)
Средний диаметр ствола, см	14 см
Средняя высота, м	17,5 м
Средняя протяженность кроны, м	8
Средняя охвоенность/облиственность, %	55 %
Количество живых деревьев на СПП	161
Количество сухостойных деревьев на СПП	43
% живых деревьев	79%

№ дерева	Порода	Диаметр ствола, см	Высота, м	Протяженность кроны, м	Класс Крафта	Охвоенность/облиственность, %	Примечания
1	Е	18.7	19,0	9,1	3	45	
2	Е	10,0	14,0	6,3	4	15	усыхает
3	Е	17,0	20,0	9,7	1	50	
4	Е	23.5	25.0	12.6	1	90	
5	Б	16,5	19,5	9,4	1	70	
6	Е	19.5	22.0	10.8	2	55	
7	Е	11.5	16.0	7.4	3	35	
8	Б	11.7	16.0	7.4	3	40	
9	Е	24.0	25.0	12.6	1	85	
10	Е	18.0	21.0	10.2	2	60	
11	Е	21.0	23.0	11.4	1	75	
12	Е	20.0	22.5	11.1	2	55	
13	Е	11.5	16.0	7.4	4	35	
14	Е	22.0	24.0	12.0	2	65	
15	Е	14.5	18.0	8.5	5	30	вершина сломана

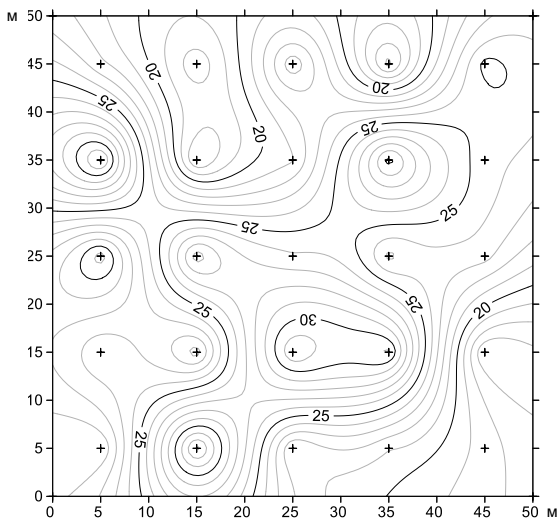
Приложение 2. Форма протокола показаний поискового прибора

№ точки	Показания поискового прибора	
	Продольные маршруты	Поперечные маршруты
A1		
A2		
...		

Приложение 3. Форма протокола измерения МЭДГИ

№ точки	H_i , мкЗв/ч										$\bar{H}$, мкЗв/ч	S, мкЗв/ч	Δ , мкЗв/ч
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
A1													
A2													
...													

Приложение 4. Пример картограммы МЭДГИ на высоте 1 м (мкЗв/ч) для исследованной СПП в лесном биогеоценозе



Reviewers:

S.A. Geraskin – Doctor of Biological Sciences, Professor,
Head of the Laboratory of Radiobiology and Ecotoxicology of Agricultural Plants,
Federal State Budgetary Scientific Institution
All-Russian Research Institute of Radiology and Agroecology;
V.G. Petrov – Candidate of Chemical Sciences, Associate Professor
of the Department of Radiochemistry, Faculty of Chemistry,
Moscow State University, Head of the Laboratory of Dosimetry and Radioactivity
of the Environment, Faculty of Chemistry, Lomonosov Moscow State University

Radioecological monitoring in forest ecosystems: A textbook for students of the Soil Science Faculty of Lomonosov Moscow State University, for forestry workers and specialists conducting environmental monitoring in contaminated areas / D.N. Lipatov, D.V. Manakhov, E.V. Tsvetnov, O.B. Tsvetnova, A.I. Shcheglov. – Moscow: MAKSS Press, 2025. – 100 p.: ill.

ISBN 978-5-317-07361-9

<https://doi.org/10.29003/m4363.978-5-317-07361-9>

The manual presents the methodological principles of conducting radioecological monitoring in forest biogeocenoses in contaminated areas: principles of laying stationary sample plots; dosimetric survey schemes, soil sampling systems, components of woody and herbaceous vegetation, fungi; methods of studying the mobility, migration of technogenic radionuclides, monitoring the dynamics of radiation indicators; methods of mathematical processing of the obtained results. The methodological approaches set out in the manual are consistent with regulatory documents in the field of radiation safety and forest management.

Keywords: radioecology, forest biogeocenoses, radiation control, radiation safety, environmental monitoring, technogenic radionuclides.

The publication is carried out in the author's edition

Учебное издание

ЛИПАТОВ Денис Николаевич, МАНАХОВ Дмитрий Валентинович,
ЦВЕТНОВ Евгений Владимирович и др.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ
В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Учебное пособие
для студентов факультета почвоведения МГУ,
для работников лесного хозяйства и специалистов,
проводящих экологический мониторинг на загрязненных территориях

Издательство «МАКС Пресс»

Главный редактор: *Е.М. Бугачева*. Обложка: *А.В. Кононова*

Отпечатано с готового оригинал-макета

Подписано в печать 05.03.2025 г.

Формат 60х90 1/16. Усл.печ.л. 6,25. Тираж 50 экз. Заказ 023.

Издательство ООО «МАКС Пресс». Лицензия ИД N 00510 от 01.12.99 г.

119992, ГСП-2, Москва, Ленинские горы,
МГУ им. М.В. Ломоносова, 2-й учебный корпус, 527 к.
Тел. 8(495)939-3890/91. Тел./Факс 8(495)939-3891.

Отпечатано в полном соответствии с качеством
предоставленных материалов в ООО «Фотоэксперт»
109316, г. Москва, Волгоградский проспект, д. 42,
корп. 5, эт. 1, пом. I, ком. 6.3-23Н

В пособии представлены методические основы проведения радиоэкологического мониторинга в лесных биогеоценозах на загрязненных территориях: принципы закладки стационарных пробных площадей; схемы дозиметрического обследования, системы пробоотбора почв, компонентов древесной и травянистой растительности, грибов; методы исследований подвижности, миграции техногенных радионуклидов, контроля динамики радиационных показателей; способы математической обработки полученных результатов.