

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
«МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ ИМЕНИ
М.В.ЛОМОНОСОВА»

ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

На правах рукописи

Попова Марина Борисовна

**ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ^{137}Cs В ПОЧВЕННО-
РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ СЕВЕРО-ТАЁЖНЫХ ЭКОСИСТЕМ
(НА ПРИМЕРЕ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ КОЛЬСКОЙ АТОМНОЙ
ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ)**

Специальность: 1.5.15 Экология (биологические науки)

Диссертация на соискание ученой степени

кандидата биологических наук

Научные руководители:

Доктор биологических наук, доцент/с.н.с.

Щеглов Алексей Иванович

Доктор химических наук

Новиков Александр Павлович

г. Москва, 2023

Содержание

Принятые обозначения и сокращения	3
Введение.....	5
Глава 1. ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове северотаежных экосистем (обзор литературы).....	13
Глава 2. Объекты и методы исследования.....	44
Глава 3. Характеристики почвенного покрова в районе расположения Кольской атомной электростанции	53
3.1. Кислотные свойства почв.....	55
3.2. Содержание органического вещества.....	57
3.3. Гранулометрический состав	59
3.4. Содержание подвижного калия	60
3.5. Содержание обменных Ca^{2+} и Mg^{2+}	61
Глава 4. Содержание и распределение ^{137}Cs в почвах в районе расположения Кольской атомной электростанции	64
4.1. ^{137}Cs в почвах основной сети мониторинговых площадок	64
4.2. Дополнительное исследование северо-западного румба.....	72
Глава 5. Формы соединений ^{137}Cs и других техногенных радионуклидов в иллювиально-железистом подзоле зоны влияния КоАЭС	75
Глава 6. Накопление ^{137}Cs в растительном покрове в районе расположения Кольской атомной электростанции	80
6.1. Накопление ^{137}Cs в породах древесного яруса	81
6.2. Накопление ^{137}Cs травяно-кустарничковом ярусе.....	93
6.3. Накопление ^{137}Cs в мохово-лишайниковом ярусе.....	102
Заключение	118
Выводы	120
Литература	122
Приложения	140

Принятые обозначения и сокращения

F1 – фракция, в которой содержится водорастворимая форма радионуклидов

F2 – фракция, в которой содержится обменная форма радионуклидов

F3 – фракция, в которой содержится подвижная форма радионуклидов

F4 – фракция, в которой содержится кислоторастворимая форма радионуклидов

F5 – фракция, в которой содержится прочносвязанная форма радионуклидов

H-критерий – критерий Краскела-Уоллиса

r_s – коэффициент ранговой корреляции Спирмена

t-критерий – критерий Стьюдента

TF – коэффициент накопления (transfer factor)

TF_{ag} – коэффициент перехода (aggregated transfer factor)

АЗРФ – Арктическая зона Российской Федерации

$A_{уд}$ - активность удельная

Бк – Беккерель

ЗН – зона наблюдения

Ки – Кюри

КН – коэффициент накопления

КоАЭС – Кольская атомная электростанция

КП – коэффициент перехода ($10^{-3} \times \text{м}^2/\text{кг}$)

ЛООС – Лаборатория охраны окружающей среды, подразделение КоАЭС

ППК – почвенно-поглощающий комплекс

РАО – радиоактивные отходы

РХЗ – радиохимический завод

С1 – площадка в СЗЗ КоАЭС

С2 – площадка в СЗЗ ХССО КоАЭС

СЗЗ – санитарно-защитная зона

ФН – формы нахождения (то же самое, что и формы соединений)

Ф-30 – фоновая площадка, заложенная в 2014 году на расстоянии 30 км от АЭС

Ф-60 - фоновая площадка, заложенная в 2019 году на расстоянии 60 км от АЭС

ХССО – хранилище сухих слабоактивных отходов

Введение

В последние годы одним из наиболее актуальных направлений научных исследований в нашей стране стало изучение арктических экосистем. Это связано с уже начатым активным ресурсно-промышленным освоением АЗРФ (Арктической зоны Российской Федерации), возможные последствия которого не оценены всесторонне, а также с предполагаемой огромной ролью бореальных лесов в общепланетарной стабилизации климата (Рассеянные элементы в бореальных лесах, 2004).

В АЗРФ существуют местные промышленные источники локального поступления радионуклидов в окружающую среду, и в различных компонентах окружающей среды высоких широт северного полушария присутствует большое количество техногенных радионуклидов (Матишов, Матишов, 2001; Евсеев, Телелекова, 2014; Лурье, Кубасова, 2016). Со второй половины XX в. их биогеохимическое и экологическое значение соизмеримо со значением многих природных химических элементов (Титаева, 2000).

На протяжении всего развития атомной энергетики наиболее значимыми источниками поступления искусственных радионуклидов в биосферу были такие процессы, как неуправляемые и управляемые ядерные реакции, захоронение РАО, переработка отработанного ядерного топлива и РАО на РХЗ, а также аварии на промышленных предприятиях атомной энергетики (Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2020 году, 2021).

Сегодня в мире накоплен значительный опыт по предотвращению радиационных аварий и ликвидации их последствий, и на передний план вышло изучение поступления радионуклидов в окружающую среду в ходе штатной работы ядерных реакторов, особенно реакторов на атомных станциях. В будущем в России и мире ожидается рост потребления атомной энергии: ее использование получило новые перспективы благодаря практически полному отсутствию углеродных выбросов и активно

внедряющейся практике торговли углеродными единицами, которая стала частью стратегии в борьбе с последствиями антропогенного изменения климата (Маслобоев и др., 2020).

Атомные станции относятся к объектам потенциальной радиационной опасности 2-го класса. Технологические системы АЭС проектируются таким образом, чтобы радионуклиды поступали в окружающую среду в минимальных количествах в составе регулируемых штатных выбросов. В ходе штатной работы атомных станций на них также образуются РАО (газообразные, жидкие и твёрдые) различной активности, дальнейшее использование которых законодательно не предусмотрено (ФЗ "Об использовании атомной энергии").

Кольская атомная электростанция (КоАЭС), расположенная в Мурманской области за Полярным кругом на берегу озера Имандра, также является объектом потенциальной радиационной опасности для окружающей природной среды как в районе размещения станции, так и в регионе в целом. Она осуществляет штатные выбросы ряда радионуклидов в атмосферу и сбросы в акваторию озера Имандра (Отчет об экологической безопасности за 2021 год. Кольская АЭС, 2022).

Лаборатория охраны окружающей среды, входящая в состав отдела внешнего радиационного контроля КоАЭС, осуществляет экологический мониторинг состояния различных объектов окружающей среды и руководит автоматической системой контроля радиационной обстановки (АСКРО) в регионе, но не проводит изучения радионуклидов в системе почва — растение.

Наиболее важными с экологической точки зрения техногенными радионуклидами являются те, что способны в больших количествах поступать в окружающую среду и накапливаться в ней. Их отличает высокий выход в ходе ядерных реакций и продолжительный период полураспада. Одним из главных компонентов радиоактивного загрязнения биосферы является ^{137}Cs —

продукт деления с выходом порядка 6% и периодом полураспада 30,17 лет (Beresford et al., 2016).

Изучение содержания ^{137}Cs , присутствующего в выбросах КоАЭС, имеет большое практическое значение, т.к. этот радионуклид — один из главных компонентов радиоактивного загрязнения биосферы. Он содержится в радиоактивных выпадениях, отходах, сбросах заводов, перерабатывающих отходы атомных электростанций, значительное его количество попало в биосферу в результате аварий на Чернобыльской АЭС, ПО «Маяк» и испытаний ядерного оружия (Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2020 году, 2021).

^{137}Cs интенсивно сорбируется почвой, накапливается в растениях, организмах животных и человека (Zach et al., 1989; Chang et al., 1993). Наиболее интенсивно он накапливается арктическими наземными растениями, особенно лишайниками, произрастающими, в частности, на территории Кольского полуострова и непосредственно вблизи КоАЭС (Бязров, 2005).

В научной литературе опубликован ряд работ, посвященных содержанию радионуклидов в растительности и почвах в непосредственной близости ко многим радиационно опасным объектам Кольского полуострова (различным предприятиям Военно-морского флота РФ, центрам по хранению и переработке РАО). Однако данные о содержании и распределении главного стационарного радионуклида ^{137}Cs в окрестностях атомной станции в последние годы не публиковались, хотя исследование ее влияния на окружающие экосистемы и оценка этого влияния на фоне большого количества других радиационно опасных объектов представляется важными. Во многих публикациях приводится лишь содержание радионуклидов в отдельных компонентах растительности, что не позволяет всесторонне оценить поведение радионуклидов и противоречит принятому в экологии экосистемному подходу.

Цель работы — изучить особенности поведения ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове северотаежных экосистем на примере района расположения КоАЭС.

Задачи:

1) Определить уровни накопления ^{137}Cs в почвах и доминантных видах растений, расположенных на разном удалении от АЭС (в санитарно-защитной зоне, в зоне наблюдения КоАЭС и на фоновой территории);

2) Рассчитать запасы ^{137}Cs в корнеобитаемой 0–30 см толще иллювиально-железистых подзолов в северотаежных экосистемах на заложенных контрольных участках;

3) Изучить формы соединений ^{137}Cs и ряда других техногенных радионуклидов в исследуемых подзолах путём проведения модельного эксперимента;

4) Установить закономерности влияния основных физико-химических свойств почв на накопление ^{137}Cs в почвенном профиле и в органах растений доминантных видов;

5) Оценить степень влияния КоАЭС на поступление ^{137}Cs в почвенно-растительный покров прилегающих территорий.

Таким образом, объектом исследования выступили хвойные биогеоценозы, расположенные в районе КоАЭС; а предметом исследования - поведение ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове северотаежных экосистем на примере этих хвойных биогеоценозов.

Научная новизна

Впервые в хвойных биогеоценозах на иллювиально-железистых подзолах района расположения КоАЭС дана детальная характеристика распределения ^{137}Cs в почвенном профиле и показано его содержание в различных органах растений доминантных видов. В модельных

экспериментах с внесением техногенных радионуклидов (которые ранее не проводились) получены данные о распределении ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{237}Np и $^{239,240}\text{Pu}$ по формам их соединений в иллювиально-железистых подзолах Кольского полуострова.

Теоретическая и практическая значимость

Полученные данные о закономерностях поведения ^{137}Cs в северотаежных экосистемах на иллювиально-железистых подзолах позволят повысить точность прогностических моделей поведения этого радионуклида в бореальных лесах. Результаты исследования также могут быть использованы при разработке рекомендаций по улучшению системы экологического мониторинга радиационно опасных объектов, расположенных в северотаежной зоне, в частности КоАЭС.

Методология и методы исследования

Методология исследования базируется на принципах диалектики, системном и целостном подходе к познанию предмета; методы - общенаучные (анализ, абстрагирование, формализация, эксперимент, индукция, дедукция). Измерение удельных активностей ^{137}Cs во всех образцах осуществлялось методом гамма-спектрометрии, расчет влияния различных факторов на поведение ^{137}Cs был выполнен с помощью статистических методов.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. В хвойных биогеоценозах на иллювиально-железистых подзолах ^{137}Cs характеризуется значительно большей миграционной подвижностью в системе почва-растение, чем в хвойных биогеоценозах средней полосы России.
2. Накопление ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове 30-км зоны вокруг КоАЭС определяется почвенными свойствами такими как содержание органического вещества, физической глины, подвижного K^+ , обменных Ca^{2+} и Mg^{2+} .

3. Штатные выбросы КоАЭС не приводят к значимому увеличению содержания ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове относительно существующего уровня, обусловленного глобальным радиоактивным загрязнением.

Личный вклад автора

Выбор направления исследования, изучение литературных источников, организация полевых выездов, отбор почвенных и растительных проб, проведение измерений и лабораторных анализов, участие в проведении модельного эксперимента по внесению изотопов техногенных радионуклидов в почву, статистическая обработка полученных результатов. В работе [1] вклад автора составил 0,7 печатных листа (п.л.) из 1,0 п.л., в работе [2] 0,7 п.л. из 1,1 п.л., в работе [3] 0,9 п.л. из 1,4 п.л.

Публикации

По материалам диссертации опубликовано 5 научных работ, из них из них 3 работы — в рецензируемых научных журналах, входящих в международные базы WoS и Scopus, а также РИНЦ:

- **Попова М.Б.**, Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Кизеев А.Н., Ушамова С.Ф. Накопление ^{137}Cs лишайниками рода *Cladonia* в зоне влияния Кольской атомной электростанции // *Радиационная биология. Радиоэкология.* – 2022. – т. 62. – № 5. – с. 543–554. – DOI: 10.31857/S0869803122050125 ИФ по РИНЦ (2022) – 0,685. количество печатных листов (п.л.) – 1,4 п.л., личный вклад – 0,9 п.л.
- **Popova M.B.**, Goryachenkova T.A., Borisov A.P., Kazinskaya E.I., Lavrinovich E.A., Manakhov D.V. Modes of Occurrence of Artificial Radionuclides in Soils in the Area of the Kola Nuclear Power Plant // *Geochemistry International.* – 2021. – V. 59. – № 10. – P. 983–990. – DOI: [10.1134/S0016702921100062](https://doi.org/10.1134/S0016702921100062). IF Scopus - 0,881, количество печатных листов (п.л.) – 1,0, личный вклад – 0,7 п.л.

- **Popova M.B.**, Manakhov D.V., Kizeev A.N., Ushamova S.F., Lipatov D.N., Chirkov A.Yu., Orlov P.S., Mamikhin S.V. Contents and Distribution of ¹³⁷Cs in Podzols in the Area of the Kola Nuclear Power Plant // Eurasian Soil Science. — 2020. — V. 53. — № 7. — P. 986–994. – [DOI: 10.1134/S106422932007011X](https://doi.org/10.1134/S106422932007011X). IF Scopus - 1,575. 1,1 п.л.; 0,7 п.л.

Объем и структура диссертации

Диссертация включает введение, 6 глав, заключение, выводы, список литературы и приложения. Материалы диссертации изложены на 190 страницах, она содержит 30 таблиц и 18 рисунков. Список литературы включает 158 наименований, в том числе 66 на английском языке.

Благодарности

Автор выражает признательность сотрудникам группы SoilText Докучаевского института Юдиной А.В. и Фомину Д.С. за помощь в определении гранулометрического состава почв, сотрудникам лаборатории радиохимии окружающей среды Горячевой Т.А., Казинской И.Е., Лавринович Е.А., Кузовкиной Е.В. и Мясникову И.Ю. — за помощь в организации модельного эксперимента по внесению изотопов в почву и ценные советы. Автор также выражает благодарность Кизееву А.Н., Ушамовой С.Ф., Прохорову В.А. и Мышонкову А.Ю. за помощь в полевых работах, составлении геоботанических описаний, отборе почвенных и растительных образцов и их транспортировке. Глубокую благодарность автор выражает научным руководителям Щеглову А.И. и Новикову А.П., а также старшему преподавателю кафедры радиэкологии и экотоксикологии и соавтору всех опубликованных автором статей Манахову Д.В. за неоценимую помощь и поддержку на всех этапах работы.

Исследование выполнено при поддержке гранта РФФИ № 20–34–90103 «Аспиранты».

Степень достоверности и апробация результатов

Полученные в диссертации результаты являются оригинальными, их достоверность определяется большим объемом полученных данных, использованием традиционных и современных методов и подходов, корректном использованием статистических методов. Каждое измерение удельной активности ^{137}Cs проводилось в пятикратной повторности с экспозицией 10800 с. Основные положения данной диссертации были доложены и обсуждены на заседаниях кафедры радиэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения МГУ, а также представлены на конференциях: на Третьей молодежной конференции Почвенного института им. В.В. Докучаева «Почвоведение: Горизонты будущего 2019» (Москва, 2019), международной конференции ENVIRA-2019 (Прага, 2019), XII Международной биогеохимической школе-конференции «Фундаментальные основы биогеохимических технологий и перспективы их применения в охране природы, сельском хозяйстве и медицине» (Тула, 2021) и Пятой конференции молодых ученых Почвенного института им. В.В. Докучаева с международным участием «Почвоведение: Горизонты будущего. 2021» (Москва, 2021).

Глава 1. ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове северотаежных экосистем (обзор литературы)

1.1. Поведение ^{137}Cs в почве

Имеющиеся в литературе данные указывают на то, что ^{137}Cs способен прочно фиксироваться в почвах, и его поведение в значительной степени определяется свойствами этих почв.

Цезий — щелочной металл IA группы Периодической системы. Как и остальные щелочные элементы, он имеет только одну степень окисления (1^+) и в растворах присутствует в виде катиона Cs^+ . В биосфере преобладающим элементом-носителем ^{137}Cs является калий — широко распространенный щелочной металл (Smolders et al., 1997). В геохимических процессах в присутствии калия радионуклиды цезия ведут себя аналогично этому носителю (Kudelsky et al., 1996). Однако, за счет большего по сравнению с калием ионного радиуса, цезий удерживается глинистыми минералами прочнее (Fawaris, Johanson, 1995; Fesenko et al., 2001). Катионы цезия изначально сорбируются на поверхностях глинистых минералов, имеющих отрицательный заряд, а затем диффузионно проникают в межпакетное пространство и встраиваются в решетку глинистых минералов, замещая калий по изоморфному пути. Первоначальные формы цезия являются, как правило, обменными. В дальнейшем они становятся необменными, и растениям доступны очень слабо (Korobova et al., 1998; Титаева, 2000; Syssoeva, 2003; Mihalík et al., 2014).

Ключевыми факторами, определяющими поведение ^{137}Cs в почвах, являются величина емкости катионного обмена и содержание обменных катионов почвенно-поглощающего комплекса (ППК); содержание илистой фракции, глинистых минералов, органического вещества и особенно растворимого органического вещества (РОВ) в почве и реакция среды (Konoplev et al., 1992; Щеглов, 2000; Алексахин, 2009).

Наряду с вышеперечисленными факторами, значительную роль играют и некоторые другие механические и физико-химические свойства почв. Они, в свою очередь, определяются водным и температурным режимами и окислительно-восстановительным потенциалом среды, наличием в почвенном растворе подвижных коллоидов, биохимическими процессами, связанными с жизнедеятельностью корневой системой растений, организмов, поглощающей способностью органического вещества и т.д. (Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990; Алексахин, 1992; Prosyannikov et al., 2006).

В автоморфных почвах европейской части России поглощение ^{137}Cs возрастает в ряду: подзолы < дерново-подзолистые песчаные < дерново-подзолистые суглинистые < серые лесные < черноземы. В этом ряду происходит увеличение ЕКО, увеличение содержания глинистых минералов, снижение содержания РОВ, подщелачивание реакции среды и образование малорастворимых гуматов. Все эти свойства способствуют снижению подвижности ^{137}Cs в почве (Щеглов, 2000; Семенов, 2015).

Одним из важнейших экологических факторов, определяющих поведение химических элементов, в том числе радионуклидов, в лесных почвах, является лесная подстилка. Как правило, она является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов. Ее барьерные свойства определяются ее типом, строением, мощностью, а также наличием мохово-лишайникового покрова (рис.1). В лесных сообществах с доминированием сосны она способна удерживать до 80% радионуклидов от их общего запаса в экосистеме (Евсеев, 2020; Щеглов и др., 2004; Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий, 2018).

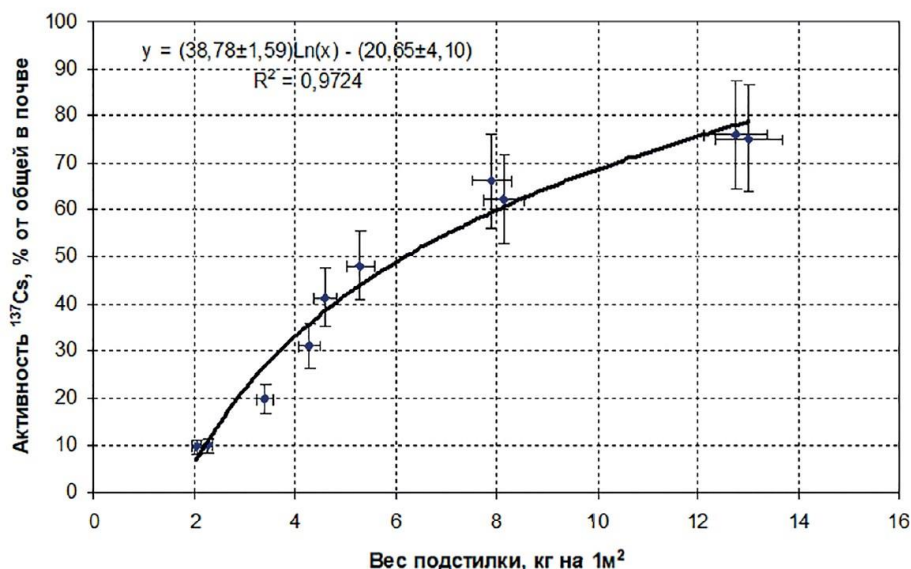


Рис 1. Изменение относительного запаса ¹³⁷Cs (%) в лесной подстилке в зависимости от изменения ее органической массы (по Переволоцкому, 2006).

В условиях хвойных фитоценозов наблюдается максимальная удерживающая способность подстилки по отношению к ¹³⁷Cs. Это происходит благодаря слабой трансформации опада в составе подстилки и ее незначительным смешиванием с минеральной массой, которые в совокупности с большой мощностью подстилки приводят к нарушению капиллярных связей, препятствуют передвижению влаги и веществ в толще почвы и, следовательно, способствуют аккумуляции радионуклидов в подстилке. Также хвойные фитоценозы характеризуются значительным развитием микобиоты и мохово-лишайникового покрова, которые играют аккумулялирующую роль по отношению к ¹³⁷Cs (Rafferty et al., 1997; Щеглов и др., 2004).

Из подстилки с течением времени радионуклиды перемещаются в минеральную часть профиля. Вертикальная миграция может происходить из-за фильтрации атмосферных осадков вглубь почвы, диффузии свободных и адсорбированных ионов, лессиважа, переноса по корням растений и деятельности почвенных организмов (Круглов, Раев, 1993; Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий, 2018). Этот процесс имеет огромное экологическое значение, т.к. в

органогенной части профиля ^{137}Cs имеет высокую биодоступность, с продвижением вниз по профилю он ее теряет, необменно поглощаясь глинистыми минералами, что приводит к существенным изменениям в его круговороте внутри биогеоценоза (Klyashtorin, 1999). Вертикальная миграция в условиях северных бореальных лесов и в целом в любых лесных почвах с развитой лесной подстилкой, как правило, протекает достаточно медленно, за исключением случаев возникновения пожаров, которые могут приводить к выгоранию подстилки и ускоряют перемещение радионуклидов вниз по профилю (Кучма и др., 1994; Andersson et al., 2001; Davydova et al., 2019). Данные Plamboeck A.H. и соавторов за 2006 год показывают, что в северной части Швеции в массивах хвойных лесов, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, на автоморфных участках на 2000-ный год в подстилке сосредоточено 6,2% ^{137}Cs , в гумусовом слое (0-5 см) — 66,7% ^{137}Cs , а в минеральной части профиля на глубине 9-21 см — 27,1% ^{137}Cs , т.е. в течение 1986-2000 гг. в минеральную толщу проникло меньше трети от всего содержащегося в почве ^{137}Cs (Plamboeck et al., 2006).

Ряд исследований указывает на большую подвижность ^{137}Cs в почвах под сосняками чем под березовыми лесами, что среди прочего может быть связано с более высокими гидролитической кислотностью и содержанием органических кислот «фульватного типа» (Тюрюканова, 1974; Радиоэкологические последствия..., 2018).

Исследование Bunzl K. с соавторами в 1995 году показало, что в подзолах под сосняками в 200 км к северу от Мюнхена с течением времени основная часть ^{137}Cs концентрируется в ферментативном слое лесной подстилки, и его вертикальная миграция в органогенной части профиля замедлена. Авторы объясняют это образованием комплексов с гумусовыми кислотами. При проникновении радионуклида в минеральную толщу он, напротив, становится более подвижным, и его миграция ускоряется. При этом ученым удалось оценить поведение ^{137}Cs в течение длительного времени благодаря сравнению его в составе глобальных выпадений (1960-е

впоследствии испытания оружия) и в составе «свежих» на момент исследования чернобыльских выпадений. Эти выпадения можно отличить друг от друга по изотопным соотношениям $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ и $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ (рис.2). Запас радиоцезия глобальных выпадений в 30-см толще составил 1830 ± 700 Бк/м², а чернобыльского радиоцезия - 6449 ± 1879 Бк/м² (Bunzl et al., 1995).

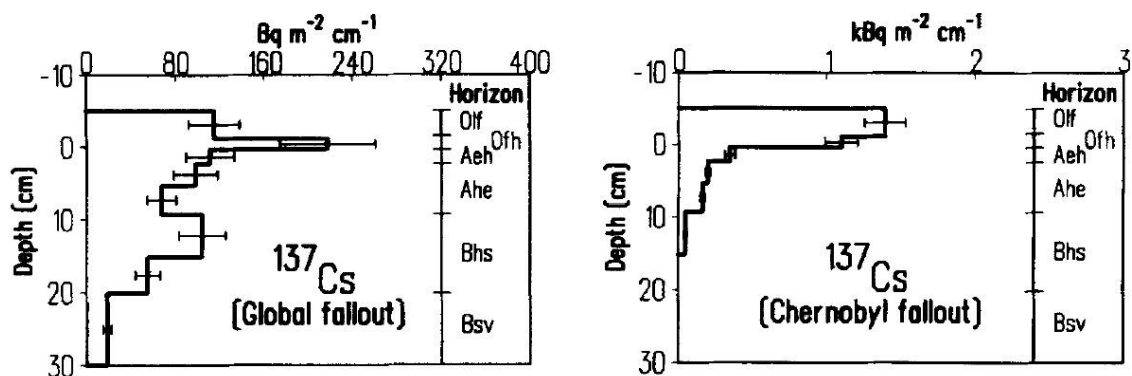


Рис 2. Различия в профильном распределении ^{137}Cs глобальных выпадений и чернобыльского ^{137}Cs в подзолах под сосняком (Bunzl et al., 1995).

Интенсивность протекания процесса вертикальной миграции во времени зависит от почвенно-экологических условий, удаленности территории от источников выбросов радионуклида и климатических показателей конкретных мест. Во влажные годы происходит заметное усиление интенсивности миграции радионуклидов в почвах на загрязненных территориях (Щеглов, 2000).

Важным вопросом является изучение профильного распределения радионуклидов, которое позволяет установить связь их поведения с почвенными процессами (Филонова, 2014).

Общей закономерностью профильного распределения ^{137}Cs в автоморфных ландшафтах является аккумуляция его основной части в верхнем 1-2 сантиметровом подподстилочном слое. Ниже указанной толщи концентрация радионуклидов резко снижается и достигает фоновых значений уже на глубине 30-70 см в зависимости от плотности загрязнения биоценоза (Thorring et al., 2012).

Ориентиром возможного распределения в почвах во многом может служить профильное распределение такого естественного радионуклида, как

^{40}K (Rafferty et al., 1997). Распределение ^{40}K в профиле подзолистых почв достаточно равномерное, не отмечается горизонтов его выраженной аккумуляции и выноса, что в целом характерно для распределения стабильного K в песчаных почвах, сильно обедненных глинистыми минералами. С глубиной у него происходит постепенное падение удельной активности (Щеглов, 2000).

Заметное влияние на вертикальное распределение в почвенной толще оказывает тип биогеоценоза. К примеру, в хвойных биоценозах поток растворимых органических веществ и интенсивность минерализации растительного опада существенно ниже, чем в лиственных. Среди сосняков наибольшая миграция радионуклидов отмечается в полновозрастных биоценозах на аккумулятивных ландшафтах и наименьшая — в молодых посадках сосны на элювиальных ландшафтах (Щеглов, 2000).

Таким образом, интенсивность вертикальной миграции радионуклидов определяется всей совокупностью процессов почвообразования, но в качестве ведущего фактора могут выступать разные показатели в зависимости от условий конкретной территории и времени, прошедшего после поступления радионуклидов.

Неоднородность сложения лесных почв (т.е. наличие в профиле органогенного горизонта — подстилки, и минеральной толщи) является дополнительным фактором, усложняющим изучение миграции радионуклидов (Щеглов, 2000).

Ранее уже изучалось содержание радионуклидов в почвах региона расположения КоАЭС и некоторых близлежащих регионах. При этом важно отметить, что исследования ученых в Скандинавии, как правило, затрагивают участки, загрязненные черновобильскими выпадениями. Удельные активности ^{137}Cs в почвах таких зон на 1–2 порядка выше, чем на фоновых территориях Фенноскандии (Andersson et al., 2001), в том числе чем в подзолах Кольского полуострова, поэтому прямое сопоставление таких данных нужно проводить с осторожностью.

По данным Thorring H. с соавторами за 2012 год в почвах на фоновых территориях северо-восточной части Норвегии обнаруживается ^{137}Cs , плотность загрязнения им составляет ~ 1123 Бк/м² (Thorring et al., 2012).

По данным Rosen K. с соавторами в 1999 году в почвах северной части Швеции (провинция Умея) плотность загрязнения ^{137}Cs составляет, как правило, 3000-10000 Бк/м². Профильные распределения характеризуются регрессивно-аккумулятивным типом: наибольшие активности цезия обнаруживаются в верхних органогенных слоях, к глубине 25 см его активность убывает практически до нуля (Rosen et al., 1999). В целом активности ^{137}Cs в почвах северной Швеции на текущий момент могут превышать 60 кБк/м², при этом в конце 1960-х после выпадений, связанных с ядерными испытаниями, они находились на уровне 1,4–1,8 кБк/м² (Andersson et al., 2001).

По данным С.В. Горячкина с соавторами в 1995 году, несмотря на своеобразие почвенного покрова в регионе Кольской АЭС, распределение радионуклидов по почвенному профилю не отличалось от установленного в других почвах: удельная активность искусственных радионуклидов (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co) убывала с глубиной, а естественных — от глубины не зависело (Горячкин и др., 1995).

Таким образом, в литературе представлены обширные данные о накоплении и распределении ^{137}Cs в почвах, но его поведение в почвах фоновых территорий на севере Европейской территории России практически не изучено.

1.2. Накопление ^{137}Cs в древесном ярусе хвойных биогеоценозов.

Лесные массивы являются геохимическим барьером для радионуклидов глобальных выпадений. После аварии на ЧАЭС их способность поглощать радионуклиды из атмосферных выпадений оказалась до в 2 раз выше, чем у других типов биогеоценозов, причем у сосняков — в 2–3 раза выше, чем у

лиственных лесов. Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*) стала одним из главных объектов радиоэкологических исследований в мире.

Ученые, наблюдавшие за накоплением радиоцезия в экосистемах Германии в первые годы после аварии на ЧАЭС, отмечали, что еловый лес в 40 км к северу от Мюнхена удерживал суммарно на 20% ^{137}Cs больше этого радионуклида, чем граничащий с ним луг (Bunzl et al., 1989). При этом после возникновения ядерных инцидентов в долгосрочной перспективе именно древесная растительность считается наиболее уязвимой – с годами активность ^{137}Cs не снижается так заметно, как в других компонентах биогеоценозов (Fesenko et al., 2001; Thiry et al., 2002; Fesenko et al., 2003). Леса характеризуются большой площадью надземной фитомассы, развитой лесной подстилкой и многолетним циклом развития растений, которые способствуют длительному накоплению радионуклидов в биогеоценозе (Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий, 2018).

Удержанию радионуклидов могут способствовать и некоторые особенности деревьев, к примеру, шероховатая кора, характерная для сосны. Важную роль играет также стадия развития ассимилирующих органов: молодые, активно растущие побеги имеют клейкий кутикулярный слой, удерживающий радионуклиды. Играет важную роль и сомкнутость крон: лучше всего радионуклиды перехватывают не сплошные насаждения, которые ветер может огибать сверху, а более разреженные и хорошо продуваемые. Такие лесные массивы характерны в том числе для редкостойной северной тайги (Goog et al., 2004; Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий, 2018). Большую роль играют и характеристики окружающей среды. Так, при смене автоморфных условий на полугидроморфные коэффициенты перехода (КП) ^{137}Cs в сосне и березе могут вырасти на два порядка (Ipatyev et al., 1999; Calmon et al., 2009).

Сосна обыкновенная является эдафическим видом для различных экосистем, занимающих огромные площади в Северном полушарии, и доминантным видом для всей светлохвойной тайги в Евразии. Она является одной из наиболее радиочувствительных древесных пород, в связи с чем уже многие десятилетия является популярным объектом радиоэкологических исследований. Этот вид хорошо зарекомендовал себя для ранней биоиндикации радиоактивного загрязнения. Шероховатая кора сосны способствует более длительному удержанию осевших из воздуха радионуклидов (Thiry Y. et al, 2009; Цветнова и др., 2014; Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий, 2018).

^{137}Cs в растения сосны поступает, преимущественно, корневым путем. Он не является необходимым элементом питания растений, но за счет аналогичных с калием химических свойств поглощается корнями, причем, чем беднее почва элементами минерального питания, тем интенсивнее корни сосны поглощают ^{137}Cs . Это подтверждается многочисленными исследованиями, проводившимися в Институте изучения леса Финляндии (METLA). В этих исследованиях авторы искусственным путём вносили в почву радиоцезий, после чего изучали интенсивность его поглощения в обычных условиях бедной калием подзолистой почвы и при дополнительном внесении калийных удобрений. Было выяснено, что при внесении удобрений интенсивность поглощения ^{137}Cs растениями сосны может снижаться на 5,2-43,0%, при этом чем больше вносилось удобрений, тем сильнее снижалась интенсивность поглощения и тем быстрее происходил отклик растения. При однократном внесении содержание в хвое уменьшалось на 13,5%, при повторном — на 37,5% по сравнению с поглощением из неудобренной почвы (Kaunisto et al, 2001; Vetikko V. et al, 2010; Rantavaara A. et al, 2012).

Как отмечал А.И. Щеглов в 2000 году, существует выраженная связь между диапазоном значений КП радионуклидов в растения и величиной ареала распространения видов этих растений. У сосны обыкновенной как у

вида с весьма обширным ареалом этот диапазон очень широк. По данным исследователя на 1992 год, в Брянской области диапазон колебаний для КП ^{137}Cs в хвое составлял $(0,4-111,0)\times 10^{-3}$ м²/кг; в мелких ветвях — $(0,2-28,8)\times 10^{-3}$ м²/кг (Щеглов, 2000).

По данным на 2013 г. в Чечерском районе Гомельской области активности хвои сосны обыкновенной варьируют от 15 до 832 Бк/кг, а КН — от 0,06 до 0,42 (Дайнеко и др., 2013).

Согласно исследованию, проведенному в Брянской области в 2009 г Бордзыко Е.В. и Маркеловой Н.В., удельные активности ^{137}Cs в хвое сосны в сосняках бруснично-черничных на территории этого региона составили 23,6-1325,4 Бк/кг; КН находились в пределах 0,25-2,87; КП варьировали от $1,90\times 10^{-3}$ до $24,63\times 10^{-3}$ м²/кг (Бордзыко, Маркелова, 2009).

На юге Литвы в окрестностях Алитуса КП ^{137}Cs из песчаных почв в древесину составляет от $(4,0\pm 1,0)\times 10^{-4}$ до $(8,0\pm 2,0)\times 10^{-4}$ м²/кг, в среднем $(7,0\pm 1,0)\times 10^{-4}$ м²/кг, причем местные специалисты ограничивают расчет этого показателя почвенным слоем 20 см, считая, что подавляющее количество радиоцезия сосной поглощается не далее этой глубины (Bataitienė et al., 2010).

Таким образом, накопление ^{137}Cs в древесном ярусе хвойных биогеоценозов изучено детально, но такие исследования проводились преимущественно в биогеоценозах умеренного пояса, подвергавшихся антропогенному радиоактивному загрязнению, а не на фоновых территориях северной тайги.

1.3. Накопление ^{137}Cs в кустарничковом ярусе северной тайги

Поведение ^{137}Cs в кустарничковом ярусе изучено в значительно меньшей степени, чем в древесном. По сложившимся в науке представлениям на поглощение ^{137}Cs растениями в этом ярусе, как и в древесном, значительное влияние оказывает бедность почвы элементами питания. Так, совместное исследование ученых из Германии и России показало, что внесение удобрения, имеющего состав 83% CaCO₃, 8% MgO, 6% K₂O и 3% P₂O₅,

снижает переход ^{137}Cs в папоротники (*Dryopteris carthusiana*) и ежевику (*Rubus fruticosus*) в еловом лесу на юге Германии в 2-5 раз, и этот эффект был замечен на протяжении не менее 11 лет (Zibold et al., 2009; Konopleva et al., 2009). Ученые из Финского института изучения леса наблюдали такой эффект и для брусники (*Vaccinium vitis-idaea* L): при внесении в подзол под сосняком зольных удобрений, содержащих калий, поглощение растениями снижалось в 2–3 раза (Levula et al., 2000). Bunzl К. с соавторами в 2000 году обнаружили ярко выраженную отрицательную корреляцию между содержаниями ^{137}Cs и ^{40}K в травянистой растительности альпийских пастбищ Германии и Италии. Линейный коэффициент корреляции между удельными активностями этих радионуклидов составил -0,52, а коэффициент ранговой корреляции Спирмана составил 0,54. Величины обоих коэффициентов значимые при $n=100$ и $p<0,001$ (Bunzl et al., 2000).

На поглощение ^{137}Cs растительностью в некоторых случаях может оказывать влияние и загрязнение окружающей среды. Исследование на такую тему провели финские ученые на территории Кольского полуострова. Они заложили пробные площадки для отбора проб почвы и растительности в еловых лесах на расстояниях 7, 16, 21 и 28 км от плавильных цехов комбината «Североникель» в Мончегорске, которые являются источниками выбросов меди и никеля в атмосферу. Удельные активности черники (*Vaccinium myrtillus*) находились в диапазоне 10–75 Бк/кг, брусники (*Vaccinium vitis-idaea*) – 35–55 Бк/кг. Было обнаружено, что при приближении к комбинату поглощение ^{137}Cs ослабевает. Так, на ближайшей к нему площадке КП ^{137}Cs в чернике составил 7×10^{-3} м²/кг, а на самой дальней — 23×10^{-3} м²/кг. Ученые объяснили это особенностями воздействия тяжелых металлов на почву и растения. Эти токсиканты угнетают развитие почвенной микробиоты (особенно грибов), что приводит к замедлению гумификации, нарушению цикла элементов минерального питания в почве и снижает доступность калия растениям, а вместе с ним – и доступность ^{137}Cs . Также тяжелые металлы оказывают влияние и на физиологию растений: на ближайшей к комбинату площадке

растения черники были полностью лишены листьев, что не могло не сказаться на внутреннем балансе элементов питания и накоплении катионов в побегах (Bunzl et al., 1999).

Аналогичные тенденции прослеживались и на территории Финляндии, куда также осуществляется атмосферный перенос тяжелых металлов из выбросов Мончегорского комбината: с удалением от него КП ^{137}Cs в бруснике увеличивались (Outola et al., 2003). Однако, загрязнение окружающей среды может оказывать и противоположное влияние. Ученые из Норвегии отмечали, что березняках, находящихся в зоне выпадения кислотных дождей, КП ^{137}Cs в растительности, оказываются выше в 7-8 раз, чем эти же показатели вне зоны воздействия кислотных дождей (Thorring et al., 2012).

Данные об особенностях накопления ^{137}Cs растениями черники обыкновенной, или миртолистной до сих пор немногочисленны. Тем не менее, изучение этого вида представляет большой интерес с точки зрения радиэкологии, т.к. ягоды растений данного вида и мясо животных, питающихся этими ягодами, употребляются непосредственно в пищу населением, что может вносить вклад в формирование дозовых нагрузок у людей на обширных территориях (Zach et al., 1989; Johanson et al., 1994). При этом представители семейства брусничных, к которым относится черника, клюква и некоторые другие кустарнички, являются признанными концентраторами радиоцезия, способными к его избирательному накоплению, что делает их актуальными объектами исследования (Rosen et al., 2009). К примеру, даже на незагрязненных территориях Гомельской области, где плотность загрязнения ^{137}Cs почвы не превышала допустимый порог загрязнения в 37000 Бк/м^2 , до 21,1% отобранных образцов ягод черники имеют удельную активность ^{137}Cs выше установленного в Беларуси безопасного уровня 185 Бк/кг (Vulko et al., 2014; Щеглов, 2000).

На загрязненных территориях Швеции удельная активность ^{137}Cs в мясе лосей достигает 2000 Бк/кг (Johanson et al., 1994). Черника ($\text{КН}=2,096$) и

гриб ежевик желтый считаются главными источниками поступления ^{137}Cs в организмы лесных животных Хорватии (Šprem et al., 2016).

По усредненным данным А.И. Щеглова на 1987-1990 гг., на территории 30-километровой зоны ЧАЭС в аккумулятивных ландшафтах коэффициент перехода ^{137}Cs в листья черники составлял 50×10^{-3} м²/кг, в ее ягоды — 56,6 (Щеглов, 2000).

По данным Дайнеко Н.М. с соавторами на 2013 г. в Чечерском районе Гомельской области активности ^{137}Cs в чернике обыкновенной составляли 1081 ± 205 Бк/кг, а коэффициент накопления (КН) ^{137}Cs — 0,78. Авторы подчеркивали, что черника характеризовалась невысоким КН относительно прочего лекарственного сырья (Дайнеко и др., 2013).

На территории Белорусского полесья (область дальнего следа чернобыльских выпадений) в 2007-2008 годах КП ^{137}Cs в чернике находились в диапазоне от $(1,25 \pm 0,345) \times 10^{-3}$ до $(13,4 \pm 0,954) \times 10^{-3}$ м²/кг, при этом наибольших значений они достигали в условиях повышенной влажности (Переволоцкий, Переволоцкая, 2010).

В лесах Брянской области КП ^{137}Cs в листьях черники находятся в диапазоне $(18,3-93) \times 10^{-3}$, брусники — в диапазоне $(13,1-67) \times 10^{-3}$ м²/кг (Fesenko et al., 2001).

Koivurova M. с соавторами провели исследование продолжительностью 2,5 года, мотивированное аварией, произошедшей в 2011 году на АЭС Фукусимы. По их данным на 2015 год, активность ^{137}Cs в образцах черники в 2011 году составила, в среднем, 3,5 Бк/кг и за последующие 2,5 года увеличилась лишь на 0,9% (Koivurova et al., 2015).

Данные Кубасовой М.С. за 2016 год показывают, что на территории Архангельской области загрязнение ягод черники ^{137}Cs незначительное, его удельная активность на сухую массу ягод редко превышает 10 Бк/кг. Коэффициенты накопления находятся в пределах 0,08–0,45 (Кубасова, 2016).

На загрязненных территориях северной Швеции удельные активности побегов черники могут достигать 870 Бк/кг (Andersson et al., 2001). На фоновых территориях восточной части Швеции в хвойных лесах с преобладанием сосны и ели КН ^{137}Cs в чернике составляет 0,28–2,30, в бруснике - 1,80–8,89 (Fawaris, Johanson, 1995). В хвойных лесах центральной Швеции КП ^{137}Cs в чернике составляет $29 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, в бруснике – $32 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ (Johanson, Kardell, 1996).

На территориях Чехии, попавших в отдаленную зону чернобыльских выбросов в 1987 году, где плотность загрязнения ^{137}Cs составляет 4034 Бк/м², удельная активность ягод черники находится в диапазоне 15,66–86,54 Бк/кг, то есть ниже установленного в этой стране допустимого уровня загрязнения лесных ягод (600 Бк/кг), а КП ^{137}Cs в ягоды составляет $38 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ (Cervinkova et al., 2014).

В обзоре, посвященном показателям биоаккумуляции радиоцезия, Salmon P. с соавторами приводит данные за 2009 год, свидетельствующие о большом диапазоне его возможного накопления черникой на загрязненных территориях. КП ^{137}Cs составляют от 2×10^{-3} до 300×10^{-3} (в среднем 0,05) $\text{м}^2/\text{кг}$ (Salmon et al., 2009).

В северной части Финляндии КП ^{137}Cs в чернике доходят до 130×10^{-3} , в бруснике — до $100 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ (Koivurova et al., 2015).

Таким образом, накопление ^{137}Cs в кустарничковом ярусе изучено в значительно меньшей степени, чем в древесном, особенно на севере европейской территории России.

1.4. Накопление ^{137}Cs в мохово-лишайниковом ярусе северной тайги

Мохово-лишайниковый покров в тайге служит важным фильтром на пути радионуклидов за счет своего высокого проективного покрытия, значительной биомассы и особенностей морфологического строения. По интенсивности захвата радионуклидов из воздуха для напочвенного покрова известен ряд

мхи > лишайники > сосудистые растения (травы > кустарнички). Ассимилирующая роль лишайников и мхов связывается с их рекордно высокой площадью наземной фитомассы (Dołhańczuk-Śródka et al., 2011; Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий, 2018). Представители этих групп являются важнейшими биоиндикаторами радиоактивного загрязнения, и сведения об аккумуляции ими ^{137}Cs представлены в большом количестве научных работ.

Лишайники не относятся к растениям, но являются компонентами растительного покрова и обладают высокой концентрирующей способностью (Papastefanou et al., 1989; Михеева, Нифонтова, 2008; Ежов, 2011; Сухарева, 2016; Гапеева и др., 2018). Они являются общепризнанными биоиндикаторами радиоактивного загрязнения окружающей среды в силу своих эколого-морфологических особенностей, таких как преимущественно атмосферный тип питания, обширный ареал, медленное нарастание биомассы, большая сорбционная емкость и прочность фиксации высокодисперсных радиоактивных частиц (Андреев, 1954; Бязров, 2005; Нифонтова, 2005; Gómez-Guzmán et al., 2011; Цветнова и др., 2014).

Лишайники играют существенную роль в процессах первичного перехватывания и аккумуляции радионуклидов, поступающих на земную поверхность. Мохово-лишайниковый покров способен фиксировать до 80% радиоактивных веществ, поступающих с аэральными выпадениями и на неопределенно продолжительное время задерживать последующие процессы миграции и перераспределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове (Михеева, Нифонтова, 2008), а концентрация излучателей в лишайниках, как правило, способна превышать таковую в наземных высших растениях (Куликов и др., 1990). Это делает их популярным объектом для радиоэкологических исследований, и в литературе накоплены обширные данные по их загрязнению радиоцезием.

Считается, что лишайники способны поглощать некоторое количество элементов питания из почвы, но точный вклад почвы в их питание не известен, по отдельным литературным данным, он не превышает 10% (Кузьменкова, 2009). В 2005–2007 годах польские ученые проводили следующий эксперимент: они переместили образцы эпифитного лишайника гипогимнии вздутой *Hypogymnia physodes* из места их произрастания (фоновая территория) на территорию лесного массива Боры Стобравские, который в 1987 году был затронут чернобыльскими выпадениями. Удельная активность ^{137}Cs в верхних слоях местных почв достигала достаточно высоких значений - 1400 Бк/кг. Лишайники поместили в горизонтальном положении на изначальном субстрате (спиленные ветви ели) на высоте 1–1,5 м, примотав к мертвым деревьям в местах, где на них не падала тень от кроны, чтобы исключить влияние нисходящего потока вещества с опадом листьев. Через несколько месяцев ученые обнаружили положительные корреляции между ростом удельной активности ^{137}Cs и его концентрациями в почве, что говорит о возможном поглощении почвенного радиоцезия и может быть связано, например, с поднятием в воздух пыли (Klos et al., 2009).

Изучению аккумуляции радионуклидов лишайниками уделяется повышенное внимание как в АЗРФ, так и на территории других стран Северного полушария Земли. Наиболее активно лишайники аккумулируют ^{137}Cs , а основой его накопления служат физиолого-биохимические процессы, связанные с метаболической активностью талломов (Нифонтова и др., 2006). В фоновых арктических условиях удельные активности лишайников находятся в диапазоне от 5 до 90 Бк/кг, тогда как на загрязненных территориях за Полярным кругом в середине 1960-х удельные активности достигали значений 94400 Бк/кг (Mattson, 1975; Puhakainen et al., 1997; Амозова и др., 1999; Кузьменкова, 2009; Евсеев, Телелекова, 2014; Koivurova et al., 2015; Усачева и др., 2016; Михайловская и др., 2020).

Сведения о распределении долгоживущих радионуклидов техногенного происхождения в лишайниковом покрове в районах Мурманской области,

непосредственно прилегающих к КоАЭС, немногочисленны несмотря на то, что лишайники доминируют в нижних ярусах лесных экосистем. Описанный на текущий момент диапазон удельных активностей лишайников рода *Cladonia* в юго-западной части Кольского полуострова, составляет от 16 до 90 Бк/кг (Семенихина, 2006; Кузьменкова, 2010; Кизеев, 2016; Воробьева и др., 2017).

Точный механизм накопления ^{137}Cs лишайниками ещё не изучен. Считается, что лишайники могут захватывать вещества в дисперсной или газообразной форме путем ионного обмена. Данные некоторых исследователей указывают на то, что данный изотоп в талломе лишайника связывается органическими молекулами и включается в состав органических солей (Бязров, 2005; Kłos et al., 2009).

По мнению Л.Г. Бязрова, проанализировавшего в 2005 году данные многих отечественных и зарубежных исследователей, «у кустистых напочвенных лишайников радионуклиды из глобальных выпадений концентрируются в верхних, более молодых частях слоевищ». Автор объясняет этот факт морфологическими особенностями – верхушечные части лишайников рода *Cladonia*, активно изучаемых в Российской Арктике, как и других кустистых лишайников, являются наиболее молодыми и тонкими частями слоевища, из чего следует, что их удельная поверхность намного больше, чем у более старых частей таллома, то есть больше и поглощающая способность этого слоя (Бязров, 2005). Некоторые данные о накоплении ^{137}Cs в различных частях талломов сведены в таблицу 1. Стоит отметить, что пик популярности таких исследований пришелся на время испытаний ядерного оружия и ближайшие десятилетия – 1960-е – 1970-е годы. Новые данные о связи накопления этого изотопа с морфологическими особенностями лишайников не столь немногочисленны.

Более позднее исследование, проведенное в 1987 году в Муоткатунтури, район Инари Финляндии, показало сходные тенденции в распределении ^{137}Cs

по таллому: в верхней части *Cladonia stellaris* $A_{уд}^{137Cs}$ составляла 1400 Бк/кг, в средней – 610 Бк/кг, в нижней – 450 Бк/кг (Rissanen, Rahola, 1990).

В разное время предпринимались попытки изучения подвижности радионуклидов внутри слоевища. В ходе одного такого исследования, проведенного Невструевой М.А., верхушки таллома *Cladina rangiferina* помещались в водный раствор ^{137}Cs , и было выявлено, что в наибольшей степени радиоцезий концентрировался в той части лишайника, которая непосредственно контактировала с раствором. При полном же погружении таллома в такой раствор, ^{137}Cs распределялся по слоевищу равномерно. (Бязров, 2005).

Л.Г. Бязров в своей монографии «Лишайники – биоиндикаторы радиоактивного загрязнения» (2005) отмечает, что роль смыва для удаления радионуклидов из таллома незначительна, и в целом выведение их происходит крайне медленно. Это делает лишайники приоритетным объектом биоиндикации в долгосрочном радиоэкологическом мониторинге, в том числе в природных зонах с промывным водным режимом.

Таблица 1. Распределение ^{137}Cs в частях таллобов (Бязров, 2005).

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Часть слоевища	$A_{уд}^{137Cs}$, Бк/кг
<i>Cladina rangiferina</i>	1965(3)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка	2935
				основание	925
<i>Cladina rangiferina</i>	1972(4)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка	432
				основание	85
<i>Cladina rangiferina</i>	1965–1969	Германия, Бавария	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка	1369
				основание	1184
<i>Cladina rangiferina</i>	1965–1969	Финляндия	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка	2294
				основание	1628
<i>Cladina rangiferina</i>	1966(2)	США, шт. Джорджия	Rtchie et al., 1971	верхушка	2090
				средняя часть	1610
				основание	1535

По данным Нифонтовой М.Г., в мохово-лишайниковом покрове горного массива Ирмель с 1986 по 2003 год удельная активность ^{137}Cs снизилась с ~1000 до ~100 Бк/кг; в тот же промежуток времени в мохово-лишайниковом

покрове Ильменском государственном заповеднике она снизилась с ~1100 до ~200 Бк/кг (Нифонтова, 2007).

По данным этого же автора, полученным при проведении исследований в окрестностях Екатеринбурга, в 1985 году $A_{уд}^{137}\text{Cs}$ в *Cladonia rangiferina* составляла 390 ± 30 Бк/кг, а в 1986 – уже 5470 ± 300 Бк/кг, что свидетельствует о достаточно быстром реагировании лишайников на увеличение концентраций радиоцезия в воздухе (Нифонтова, 2003).

По данным исследования, проведенного Кубасовой М.С. в 2011-2013 годах, на территории Архангельской области удельная активность ^{137}Cs в лишайниках составляет от 5 до 20 (в отдельных случаях – до 50) Бк/кг на сухую массу (Кубасова и др., 2016).

По данным многолетнего исследования, проводившегося Gomez-Guzman J.M. с соавторами, в *Cladonia alpestris*, растущих в центральной части Швеции, удельная активность ^{137}Cs , обусловленная глобальными выпадениями во время испытаний ядерного оружия, менялась от 5500 в 1962 г до 2000 Бк/кг в 1972 г. В год аварии на ЧАЭС активность ^{137}Cs в этом виде лишайника достигла своего исторического максимума – 8000 Бк/кг, и к 2000 году снизилась до 1800 Бк/кг (Gomez-Guzman et al, 2010).

Данные длительного исследования, проведенного Cuculovic A. с соавторами, свидетельствуют о накоплении ^{137}Cs в лишайниках в восточной части Сербии в диапазоне 14–283 Бк/кг. Столь выраженные различия авторы объясняют неравномерным характером общей антропогенной нагрузки на отдельные регионы (Cuculovic et al., 2016).

По данным исследования Koivurova M. с соавторами, посвященного изучению последствий аварии на АЭС Фукусимы, активность ^{137}Cs в сборных образцах лишайников в 2011 году составляла, в среднем, 61 Бк/кг, и за 2,5 года увеличилась на 1,7%, т.е. существенного влияния этого инцидента на радиоактивное загрязнение лишайников данной местности выявлено не было (Koivurova et al., 2015).

Сведения о накоплении ^{137}Cs мхами на фоновых территориях не столь многочисленны. Известно, что на загрязненных территориях устья Енисея в зоне тундры КП ^{137}Cs в мхи значительно выше, чем на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, и составляют порядка $100 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ (Korobova et al., 2007). К примеру, в лесах Брянской области КП ^{137}Cs в плевроциуме Шребера находится в диапазоне $(8,7-14,6) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, т.е. ниже на порядок (Fesenko et al., 2001). Подобная тенденция к повышенному накоплению ^{137}Cs в мхах ожидаема и в условиях северной тайги.

По данным Klos A. с соавторами за 2009 год, удельные активности ^{137}Cs в плевроциуме Шребера на фоновых территориях в лесах Польши составляет 43,8–62,4 Бк/кг (Klos et al., 2009). На территориях юго-западной части Польши, которые когда-то входили в зону радиоактивных выпадений, литературные данные свидетельствуют о более интенсивном накоплении ^{137}Cs этим мхом: его средняя активность равна 203 Бк/кг. При этом в пределах одного лесного массива накопление достаточно сильно варьирует. КН находятся в диапазоне 0,11–3,28, а КП могут отличаться в десятки раз и составляют от 1×10^{-3} до 58×10^{-3} Бк/м². Средняя удельная активность ^{137}Cs в почве при этом составляет 179 Бк/кг.

КН ^{137}Cs в плевроциуме, известные для территории Венесуэлы, находятся в диапазоне 0,59–2,91 (Dołhańczuk-Śródka et al., 2011).

Таким образом, в исследовании накопления ^{137}Cs в лишайниках северной тайги на фоновых территориях севера европейской части России остаются пробелы, а накопление ^{137}Cs в мхах на этих территориях практически не изучено.

1.5. Почвенно-растительный покров в районе расположения КоАЭС

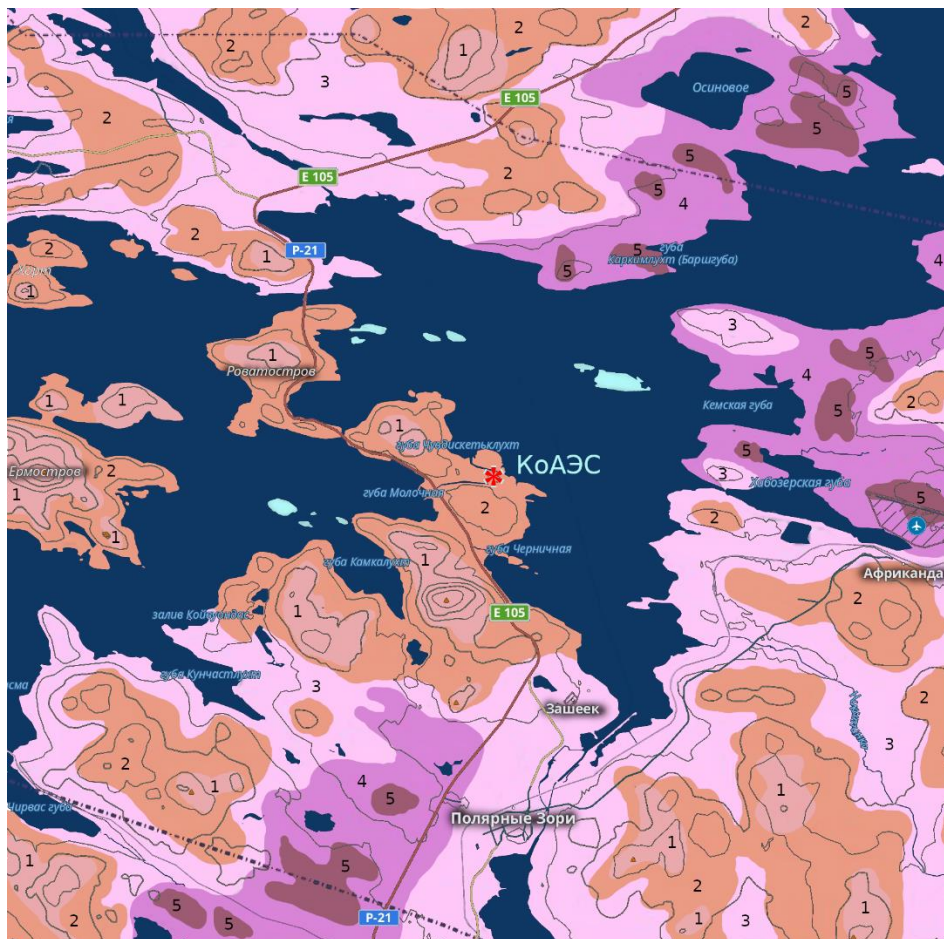
Почвы и растительные сообщества региона в литературе описаны достаточно детально: в XX веке эта территория активно обследовалась для проектирования и строительства ряда промышленных предприятий, а в

дальнейшем северотаежные экосистемы становились объектами исследований Кольского научного центра и ПАБСИ РАН (Маслобоев и др., 2020).

Коренными породами в регионе являются гнейсы и амфиболиты, при этом последние встречаются существенно реже. Они перекрыты четвертичными породами: маломощными (10–12 м) моренными отложениями в виде супесей и валунных песков, озерно-ледниковыми отсортированными песками и флювиогляциальными хорошо отсортированными грубозернистыми песками, аллювиальными и торфяными отложениями. Эти породы являются почвообразующими (Линник, Шкинев, 2011; Маслобоев и др., 2020).

Рельеф территории имеет молодой возраст, и эрозионная сеть развита слабо, но его общая расчлененность достаточно велика из-за архейской складчатости фундамента и ее активизации в позднее время. В рельефе сочетаются плоские возвышенности высотой до 200–250 м и обширные заболоченные понижения. Возвышенные элементы ландшафта хорошо дренируются развитой речной сетью, и в автоморфных условиях в этой местности формируются преимущественно подзолы иллювиально-гумусово-железистые и подзолы иллювиально-железистые на песчано-супесчаных моренах (Маслобоев и др., 2020; Переверзев, 2011).

По занимаемой в регионе площади основные почвы распределены следующим образом: порядка 30% приходится на иллювиально-железистые подзолы, порядка 30% — на глеевые иллювиально-гумусовые подзолы, остальные 40% на различные гидроморфные почвы — торфяные, торфяноподзолы и другие (рис. 3) (Горячкин и др., 1995; Маслобоев и др., 2020).



Легенда

1	Иллювиально-железистые подзолы
2	Иллювиально-железистые и иллювиально-гумусовые подзолы в сочетании с торфяно-подзолами
3	Торфяно-подзолы в сочетании с торфяными почвами
4	Торфяные почвы в сочетании с торфяными подзолами
5	Торфяные эутрофные и олиготрофные почвы

Рис 3. Почвенная карта 15-км зоны в окрестностях КАЭС. Масштаб 1:200 000 (Маслобоев и др., 2010).

Подзолы иллювиально-железистые характеризуются слабо- и среднеразложившейся лесной подстилкой, осветленным подзолистым горизонтом и иллювиальным горизонтом, имеющим охристую окраску, обусловленную накоплением гидроксидов железа. Содержание вымытого органического вещества незначительное. Профиль почти всегда дифференцирован по илу и физической глине с максимум тонкодисперсных фракций в иллювиальном горизонте и минимумом в подзолистом. Иллювиальный горизонт постепенно переходит к супесчано-песчаной морене. Также эти почвы характеризуются сильнокислой и кислой реакцией среды и

низкой емкостью поглощения. Они приурочены к кварцевым пескам, бедным полуторными окислами (Классификация и диагностика почв СССР, 1977).

Кольский полуостров расположен в Скандинавской лесорастительной области циркумполярного пояса бореальных лесов. По геоботанической классификации, принятой в нашей стране, его юго-западная часть находится в подзоне северной тайги (Рассеянные элементы в бореальных лесах, 2004).

Холодный климат, слабое прогревание почв и их бедность элементами питания приводят к низкой продуктивности лесов. Северная тайга представляет собой монодоминантные леса с четко выраженной, простой ярусной структурой и слабой сомкнутостью крон деревьев. В них присутствуют древесный, кустарниковый, кустарничковый, кустарничково-травяной ярусы и напочвенный покров, представленный, как правило, мхами и лишайниками, которые являются лидерами по числу видов на фоне общего небольшого богатства видового состава. По преобладающей породе (лесной формации) леса в районе расположения КоАЭС относятся к сосновым, то есть представляют собой светлохвойную редкостойную тайгу (Экологический атлас Мурманской области, 1999).

Наряду с соснами в древесном ярусе часто встречаются ели и березы. Высота древостоя небольшая и составляет порядка 12–16 метров. Кроны деревьев узкие и находятся на значительном удалении друг от друга, поэтому нижние ярусы хорошо освещены. Кустарниковый ярус выражен слабо, в нем встречаются филиколистная (*Salix phylicifolia*) и сизая (*Salix glauca*) ивы, а также серая ольха (*Álnus incána*). Напочвенный покров развит хорошо и сложен лишайниками, мхами и кустарничковыми ягодами. Среди кустарничков в автоморфных условиях преобладают черника и вороника (*Empetrum nigrum*), в более влажных — голубика (*Vaccínium uliginósum*) и багульник (*Lédum palústre*), на месте недавних гарей — вереск (*Callúna vulgáris*).

Мхи в пространстве разрежены, среди них обычны плевроциум Шребера (*Pleurozium schreberi*) и представители рода *Plagiomnium*. Лишайники

образуют плотный ковер, в котором преобладают представители рода *Cladonia*. (Маслобоев и др., 2020)

Территория 30-км зоны вокруг КоАЭС относится к Зашейковскому, Кандалакшскому, Мончегорскому и Кировскому лесничествам. Возраст местных лесов не превышает 100 лет, т.к. с 1924 года они подвергались вырубкам главного пользования, интенсивно проводившихся в центральной части Кольского полуострова вплоть до 1990-х годов. В результате такой активной лесозаготовительной деятельности на территории, окружающей КоАЭС, в настоящее время не осталось коренных лесов и все леса можно считать производными, то есть измененными под влиянием хозяйственной деятельности. Они развились из сохраненного при рубках подроста и молодняка деревьев. Отдельные нетронутые участки занимают очень незначительные площади. Однако, леса, произрастающие в 15-километровой зоне, окружающей КоАЭС, выполняют важные средообразующие функции и в связи с этим в настоящее время подлежат полной охране (Маслобоев и др., 2010).

Растительный покров в районе расположения КоАЭС описан достаточно детально, и расположение почв различных типов в этом регионе известно, но наблюдаются значительные пробелы в данных об их основных физико-химических почвенных свойствах.

1.6. Влияние КоАЭС на окружающую среду в районе расположения

Литературные данные о накоплении радионуклидов иллювиально-железистыми подзолами в окрестностях КоАЭС фрагментарны и немногочисленны. По данным Евсеева А.В. за 2020 год, удельные активности ^{137}Cs в «верхнем гумусовом горизонте» могут достигать 270 Бк/кг и не превышают 10 Бк/кг в нижележащих минеральных горизонтах. Практически отсутствующую радиальную миграцию автор связывает с барьерной ролью растительного опада и органического вещества почвы (Евсеев, 2020). Вблизи

Мончегорска плотность загрязнения почвы ^{137}Cs находится на уровне 1500 Бк/м² (Bunzl et al., 1999).

Из стационарных радионуклидов в пробах растительности, отобранных в начале 1990-х окрестностях КоАЭС, обнаруживались ^{137}Cs , ^{134}Cs и ^{60}Co . Последний определялся в пробах растительности, отобранных как вблизи действующей АЭС, так и на расстоянии свыше 10 км от нее. Это позволило прийти к выводу, что аэрозоли штатных выбросов действующей АЭС переносятся на расстояние 10–12 км. Такого не наблюдалось ни на одной из действующих АЭС России, обычно путь переноса не превышает 2–3 км. Такая особенность может быть обусловлена сложным рельефом местности. Если анализировать удельную активность ^{137}Cs и ^{60}Co в растительности региона, то достоверно сказать, что в пробах растительности наряду с ^{137}Cs глобального и «чернобыльского» происхождения присутствует «местный» (т.е. с Кольской АЭС) ^{137}Cs нельзя, но поскольку на расстоянии 10–12 км от АЭС обнаруживается ^{60}Co , то нет оснований исключать присутствия и «местного» ^{137}Cs (Горячкин и др., 1995).

Состояние региона, точнее, его наземных экосистем С.В. Горячкин с соавторами оценили на 1991 г. как «достаточно благополучное». Радиационная обстановка, по их мнению, определялась в этой местности естественным радиационным фоном. Работа Кольской АЭС в течение более, чем 20 лет (1973–1991 гг.) практически не повлияла на содержание радиоактивного загрязнителя в объектах окружающей среды: удельная активность естественных радионуклидов выше, чем искусственных, хотя удельная активность ^{137}Cs как в растительности, так и в верхних слоях почвы примерно такая же, как у ^{40}K .

В ходе исследования С.В. Горячкина и соавторов были выявлены некоторые особенности поведения радиоактивного загрязнителя в наземных экосистемах, требующие уточнения и количественного описания как для оценок последствий поступления радионуклидов в сложные природные комплексы заполярного Кольского полуострова, так и для математического

описания их переноса и накопления в этих комплексах в связи, в частности, с организацией в регионе АЭС экологического мониторинга.

По данным М.Е. Семенихиной (2006), «...содержание радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в таких объектах окружающей среды, как вода природных водоемов и родников, хвоя сосны и ели, листья березы и осины, ягель не вызвало никаких опасений и оснований для того, чтобы говорить о какой-либо неблагоприятной радиоэкологической обстановке в районе расположения КоАЭС. Это свидетельствует о стабильности работы станции в области охраны окружающей среды».

По результатам санитарно-гигиенической паспортизации промышленных предприятий города Полярные зори, проведенной в 2012 году, КоАЭС относится к предприятиям, использующим канцерогенные вещества в процессе основного и вспомогательного производства, но канцерогеноопасным не признано, и прямой взаимосвязи онкологической заболеваемости с условиями труда и профессионального воздействия канцерогеноопасных веществ на работающих там сотрудников не выявлено (Знаенко, Кабакова, 2012).

Согласно отчётам станции об экологической безопасности за последнее десятилетие, Кольская АЭС не оказывает существенного воздействия на окружающую среду. Содержание радионуклидов в объектах санитарно-защитной зоны и зоны наблюдения КоАЭС не отличается, в пределах погрешности измерений, от их содержания в контрольном пункте, расположенном вне зоны влияния КоАЭС (Отчет об экологической безопасности за 2021 год. Кольская АЭС, 2022).

Источниками выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух на территории станции являются вспомогательные производства, такие как деревообработка и металлообработка, сварочные и лакокрасочные работы и пр. Контролируемые параметры химического состава атмосферного воздуха в районе расположения Кольской АЭС сопоставимы с параметрами, характерными для фоновых условий, и обусловлены природной

вариабельностью. Использование 4 энергоблоков типа ВВЭР-440 ежегодно позволяет избежать выброса в воздух 2000 тонн пыли, 30 тонн NO₂, 104 тонн SO₂ и более 12 млн тонн углекислого газа по сравнению с угольной ТЭС (Маслобоев и др., 2020).

Нормативы выбросов радионуклидов в атмосферу установлены санитарными правилами. Радиационный контроль газоаэрозольных выбросов в атмосферу осуществляется в соответствии с «Регламентом радиационного контроля Кольской АЭС», согласованным Межрегиональным управлением №118 Федерального медико-биологического агентства (ФМБА) России.

Годовые допустимые выбросы АЭС установлены исходя из условия не превышения безусловно приемлемого риска для населения, при этом объектом контроля является газоаэрозольная смесь, в которой содержится в том числе ¹³⁷Cs, допустимый выброс ¹³⁷Cs составляет $2,00 \times 10^9$ Бк в год. Фактические выбросы этого радионуклида осуществляются через две вентиляционные трубы первой и второй очередей энергоблоков. От года к году они меняются незначительно и составляют $\sim (1,5-4) \times 10^6$ Бк в год. При этом среднегодовые значения плотности выпадения ¹³⁷Cs в СЗЗ и ЗН КоАЭС не превышают 0,01 Бк/м² в год (Отчет об экологической безопасности за 2021 год. Кольская АЭС, 2022).

Все образующиеся на Кольской АЭС радиоактивные отходы (РАО) размещаются в изолированных от окружающей среды пунктах хранения: аппаратном отделении 1-й очереди (АО-1), аппаратном отделении 2-й очереди (АО-2), объединенном специальном корпусе 1-й очереди (ОСК-1), объединенном специальном корпусе 2-й очереди (ОСК-2), хранилище отвержденных радиоактивных отходов (ХОРО) и хранилище сухих слабоактивных отходов (ХССО). В период с 2009 по 2019 год количество размещенных радиоактивных отходов никогда не превышало установленный лимит размещения.

Согласно материалам ежегодных отчетов НПО «Тайфун» о радиационной обстановке на территории России, состояние наземных

экосистем в районе расположения Кольской АЭС удовлетворительное и типично для центральной и юго-западной частей территории Мурманской области. Почвы в районе расположения КоАЭС по степени загрязнения соответствуют действующим санитарным нормам и правилам по основным контрольным параметрам (Радиационная обстановка...,2021).

Радиационная обстановка в районе расположения Кольской АЭС определяется преимущественно радионуклидами естественного и космогенного происхождения, а также радионуклидами глобального загрязнения атмосферы продуктами деления, образовавшимися при испытаниях ядерного оружия, и продуктами аварийного выброса Чернобыльской АЭС (Радиационная обстановка...,2020).

Работа Кольской АЭС не приводит к росту усредненной годовой дозы на контролируемой территории, уровней радиоактивности объектов окружающей среды и к заметным дозовым нагрузкам на население. Среднегодовая объемная активность радионуклидов ^{137}Cs в Мурманской области в 2018 г находилась на уровне $1,5 \times 10^{-7}$ Бк/м³ (КоАЭС. Отчет об экологической безопасности за 2021 г., 2022; Яковлева и др., 2020)

Литературные данные о накоплении радионуклидов растительностью в окрестностях КоАЭС крайне немногочисленны. Все они указывают на то, что удельные активности ^{137}Cs в растительных образцах отличаются достаточно низкими значениями.

По данным исследования, проведенного в 2006 году М.Е. Семенихиной, общая бета-активность хвои ели находилась в пределах 90,9–125,24 Бк/кг, удельная активность ^{137}Cs ней — в пределах 9,2–12,8 Бк/кг. Те же показатели для сосны составляли 57,1–88,0 и 1,3–19,8 Бк/кг соответственно (табл. 2). Удельная активность ^{137}Cs в образцах ягеля в период с 1999 по 2004 год в разные годы составляла 26–90 Бк/кг без выраженного тренда ее нарастания с течением времени (Семенихина, 2006).

Целый ряд радиоэкологических исследований сосны обыкновенной был проведен коллективом Полярного альпийского ботанического сада-института

Российской академии наук (ПАБСИ РАН). Из их научных публикаций следует, что содержание радионуклидов в хвое увеличивается вместе с увеличением ее возраста, в хвое второго и третьего годов жизни оно на порядок и более выше по сравнению с таковым у хвои первого года.

Таблица 2. Среднегодовая удельная активность хвои ели и сосны (Семенихина, 2004).

Район отбора проб	Общая бета-активность, Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг
Ель обыкновенная		
СЗЗ	93,6	12,8
ЗН (гора Лысяя)	90,85	9,2
п. Зеленоборский	125,24	6,9
Сосна обыкновенная		
СЗЗ	81,0	7,7
ЗН (г. Лысяя)	88,0	19,8
п. Зеленоборский	57,1	1,3

В рамках радиоэкологических исследований хвойных пород деревьев Н.А. Мельником и А.Н. Кизеевым были получены следующие данные: в 2006 году удельные активности ^{137}Cs в хвое сосны обыкновенной составляли 15–50 Бк/кг, в 2009 – 14-47 Бк/кг, в хвое ели европейской же они находились в более широких пределах — 6-80 Бк/кг. Наибольшими активностями характеризовались образцы, отобранные на расстоянии 8–9 км к югу от комбината «Североникель», а также возле реки Пиренга. Наименьшие активности отмечались недалеко от г. Полярные зори. Стоит отметить, что даже максимальные значения удельных активностей ^{137}Cs в хвое сосны не выходили за пределы фоновых значений (Кизеев и др., 2010).

Авторы попытались объяснить причины наблюдаемых закономерностей влиянием следующих факторов: во-первых, неравномерным осаждением на поверхность почвы и растительного покрова продуктов деления от проводившихся ранее в Северном полушарии испытаний ядерного оружия и от выбросов, произошедших при аварии на Чернобыльской АЭС, и, во-вторых, влиянием промышленных выбросов комбината «Североникель», приводящих к закислению почвенного покрова в центральной части Кольского

полуострова, и, как следствие, к увеличению подвижности ионов цезия в почве и его более интенсивной миграции в растения и интенсивному накоплению в надземных органах сосны обыкновенной. Согласно более поздним исследованиям, проводившимся в этой местности, рН атмосферных выпадений в районе исследований находится в пределах 3,5–4,8 (Кизеев и др., 2010).

По данным Евсеева А.В., удельные активности ^{137}Cs в мхах и лишайниках, произрастающих в 5–45 км к северу от КоАЭС, составляют 0–179 Бк/кг, при этом большая часть проб находится в диапазоне концентраций 30–80 Бк/кг (Евсеев, 2020). Маслобоев В.А. с соавторами в 2010 приводил существенно более низкие значения удельных активностей в ягеле, ограниченные диапазоном 1,3–15,4 Бк/кг (Маслобоев и др., 2010).

В литературе отсутствуют данные, указывающие на негативное влияние КоАЭС на окружающие экосистемы в целом и на сосну обыкновенную в частности. Не утверждается о таком влиянии и в исследованиях А.Н. Кизеева с соавторами в 2006–2010 годах, посвященных влиянию промышленных эмиссий предприятий на ассимиляционный аппарат сосны. Более того, вышеперечисленные авторы предполагают, что «в условиях комбинированного загрязнения отходами различных металлургических производств слабое воздействие стимулирует адаптивные возможности растительного организма по отношению к действию других загрязнителей». По их данным, эта адаптивная стратегия находит отражение в снижении физиологического возраста деревьев и повышении интенсивности фотосинтеза, при том что общее число функционирующих фотосистем у растений уменьшается (Мельник, Кизеев, 2006; Кизеев и др., 2009; Кизеев и др., 2010).

Имеются данные по накоплению ^{137}Cs побегами черники, произрастающей в зоне влияния КоАЭС. Согласно исследованиям, проводившимся сотрудниками ПАБСИ РАН и Кольского научного центра, удельные активности ^{137}Cs в побегах черники варьировали в очень широких

пределах — от 3,4 до 133 Бк/кг, в листьях — от 13 до 165 Бк/кг, причем с увеличением площади листовых пластинок черники росли и удельные активности ^{137}Cs в них (Кизеев и др., 2010; Маслобоев и др., 2020).

ЛООС КоАЭС осуществляет ежегодный контроль удельной активности ^{137}Cs и суммарной β -активности в травянистой растительности, а также в хвое сосны и ели.

В открытом виде в ежегоднике ФГБУ «НПО «Тайфун»» «Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств» публикуются следующие данные, касающиеся ягод брусники обыкновенной и черники обыкновенной (табл. 3).

Таблица 3. Удельные активности травянистой растительности в зоне влияния КоАЭС («Радиационная обстановка..., 2014»).

Место отбора проб	^{137}Cs	$\Sigma\beta$
Ягоды брусники обыкновенной, Бк/кг сырой массы		
СЗЗ	2,5	20
ЗН	4,7	38
Контрольный пункт	2,5	21
Ягоды черники обыкновенной, Бк/кг сырой массы		
СЗЗ	5,4	23
ЗН	2,2	20
Контрольный пункт	2,2	16

Таким образом, почвенно-растительный покров в районе расположения КоАЭС является интересным объектом для исследования на предмет поведения ^{137}Cs в нем, потому что данные о его накоплении в зональных почвах (иллювиально-железистых подзолах) и доминантных видах растительности отрывочны и немногочисленны.

Глава 2. Объекты и методы исследования

2.1. Объекты исследования

Объектами исследования послужили зональные почвы и растительный покров района расположения КоАЭС. Их изучение проводилось в 2014 году на сети мониторинговых площадок в виде радиально-концентрической системы, состоящей из 12 пробных площадок:

- одна площадка расположена в пределах санитарно-защитной зоны (СЗЗ) атомной станции – С-1;
- 6 пробных площадок – в зоне наблюдения (ЗН), на расстоянии до 10 км от станции – С-2, П-1, П-2, П-3, П-4 и П-5;
- 4 контрольные площадки – на границе ЗН на расстоянии 15 км – К-I, К-II, К-III и К-IV;
- одна фоновая площадка – на расстоянии 30 км от станции – Ф-30 (рис. 4).

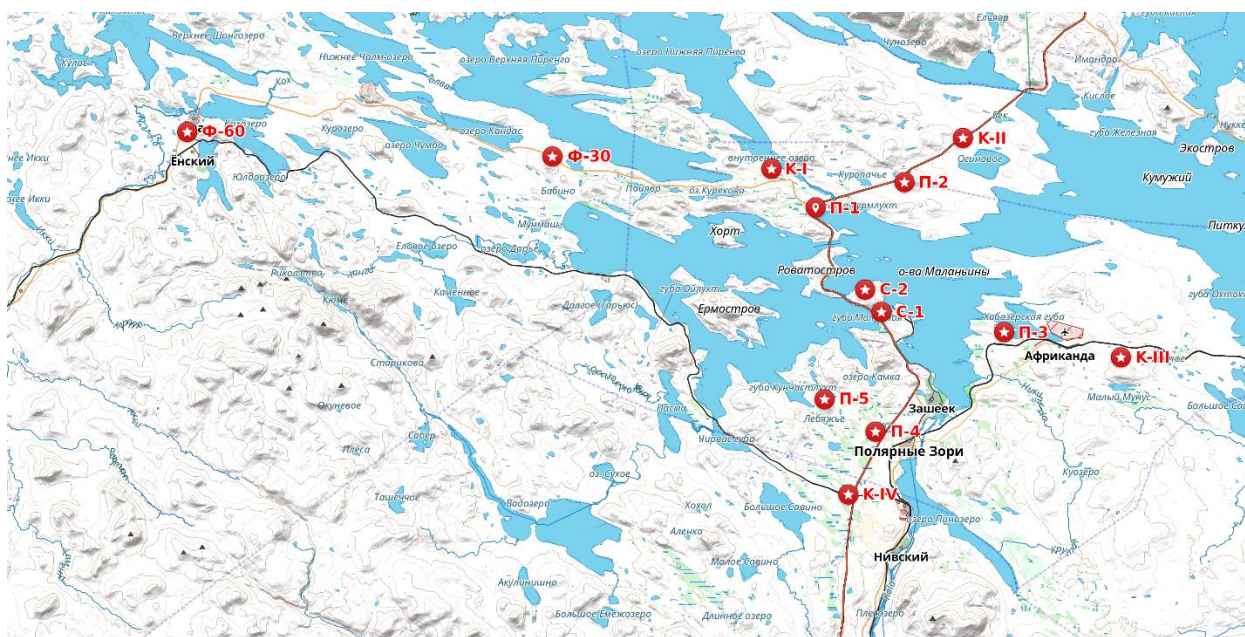


Рис. 4. Карта расположения пробных площадок

Для площадок выбирали автоморфные участки с однородной растительностью. На каждой из выбранных площадок исследовано по одному почвенному разрезу. Пробы органогенных горизонтов отбирали с

использованием рамки площадью от 400 до 1600 см² (в зависимости от мощности горизонтов подстилки). Образцы минеральных горизонтов отбирали из толщи генетических горизонтов. Для расчета плотности загрязнения (запаса) ¹³⁷Cs в горизонтах подстилки использовали ее запас, а в минеральных горизонтах – мощность горизонта и плотность почвы, которую определяли стандартным буровым методом (объемом около 100 см³, при диаметре кольца 5,6 и высоте 4 см), а в тех случаях, когда это было невозможно (недостаточная мощность горизонта или повышенная каменистость), использовали насыпную плотность.

Для детального изучения накопления ¹³⁷Cs в почвенно-растительном покрове по направлению господствующих ветров в 2019 году был произведен дополнительный отбор проб на пяти пробных площадках, заложенных по северо-восточному румбу — С-1, П-1, К-1, Ф-30 и новой фоновой площадке Ф-60, которая располагалась в 60 километрах от КоАЭС (рис. 4). На этих пяти площадках было выкопано по одному полнопрофильному почвенному разрезу и по 4 разреза глубиной 30 см (эта глубина является достаточной для определения плотности загрязнения почвы ¹³⁷Cs). Описания почвенных разрезов помещены в Приложение 1.

Исследованные участки расположены за Полярным кругом в Мурманской области в районе озера Имандра в непосредственной близости от КоАЭС. Доминирующим типом лесных сообществ в районе исследований являются сосняки чернично-лишайниковые (Морозова, 2008). Геоботанические описания всех площадок находятся в Приложении 2.

В древостое на площадках преобладает сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.) V и Va класса бонитета. Также присутствуют береза повислая (*Betula pendula* Roth. X), береза пушистая (*Betula pubescens* Ehrh.) и ель сибирская (*Picea obovata* Ledeb.). В травяно-кустарничковом ярусе доминируют представители рода *Vaccinium* - черника миртолистная (*Vaccinium myrtillus* L.), а также брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.).

Встречаются багульник (*Ledum palustre* L.), вороника (*Empetrum hermaphroditum* Lange ex Hagerup) и голубика (*Vaccinium uliginosum* L.). Нижний ярус образован лишайниковым покровом, в котором доминируют лишайники рода *Cladonia* — кладония звездчатая (*Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar et Vězda), кладония оленья (*Cladonia rangiferina* L.) и кладония приальпийская (*Cladonia alpestris* (L.) Rabenh). Это кустистые, сильно разветвленные напочвенные (эпигейные) лишайники, типичные для северотаежных лесов. В ряде случаев на площадках нижний ярус представляет собой мохово-лишайниковый покров, образованный лишайниками и зелеными мхами, среди которых доминирующее положение занимают плеурозиум Шребера (*Pleurozium schereberi* (Brid) Mitt.) и гилокомиум блестящий (*Hylocomnium splendens* Hedw).

По характеру рельефа местность относится к грядово-холмистому типу. Почвообразующие породы представлены преимущественно песчаными моренными отложениями. Почвы и растительные сообщества мониторинговых площадок приведены в таблице 4.

Таблица 4. Почвы и растительные сообщества на мониторинговых площадках.

№ площадки	Координаты	Высота над уровнем моря, м	Почвенный профиль	Название почвы (Классификация и диагностика почв СССР, 1977)	Название почвы по WRB (IUSS Working Group WRB, 2015)	Растительное сообщество (Нешатаев, Нешатаева, 2002)
С-1	67°28'00.8" с.ш. 32°26'44.0" в.д.	170	O(8)-E(17)-B1f(42)- B2f(71)-BC(73)	Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-лишайниковый
С-2	67°28'56.701" с.ш. 32°24'50.400" в.д.	175	O(10/12)- AO(11/13)- E(19/22)-B1f(32)- B2f(48)	Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене	Glossic Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-багульниково-зеленомошный
П-1	67°32'28.4" с.ш.	133	O(4)-AO(5)- E(9/10)-B1f(20)-	Подзол иллювиально-железистый	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-лишайниковый

№ площадки	Координаты	Высота над уровнем моря, м	Почвенный профиль	Название почвы (Классификация и диагностика почв СССР, 1977)	Название почвы по WRB (IUSS Working Group WRB, 2015)	Растительное сообщество (Нешатаев, Нешатаева, 2002)
	32°19'12.5" в.д.		B2f(42)-BC(76/80)- C(107)	мелкоподзолистый песчаный на морене		
П-2	67°33'32.461" с.ш. 32°29'16.321" в.д.	199	O(3,5)-AO(6)- E(15)-B1f(29)- B2f(40)	Подзол иллювиально- железистый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зеленомошно- лишайниковый черничный
П-3	67°27'7.081" с.ш. 32°40'24.539" в.д.	153	O(1)-AO(2)-E(4/8)- B1f(12/15)-B2f(24)- BC(40)-C(55)	Подзол иллювиально- железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зеленомошно- лишайниковый черничный
П-4	67°22'50.941" с.ш. 32°26'0.060" в.д.	162	O(6)-AO(7/10)- E(10/19)- B1f(20/30)-B2f(36)- BC(47)-C(60)	Подзол иллювиально- железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Ельник чернично- зеленомошный (с примесью сосны)
П-5	67°24'13.561" с.ш. 32°20'15.900" в.д.	171	O(2)-AO(4)- E(8/12)-B1f(19/21)- B2f(26)-BC(40)- C(48)	Подзол иллювиально- железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зеленомошно- лишайниковый черничный
К-I	67°34'05.6" N, 32°14'22.5" E	192	O(3)-AO(4)-E(7/8)- B1f(14/17)-B2f(27)- BC(36)-C(52)	Подзол иллювиально- гумусово-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично- лишайниковый
К-II	67°35'25.200" с.ш. 32°35'48.120" в.д.	160	O(7)-AO(9)- AE(10)-E(16)- B1f(25)-B2f(37)	Подзол иллювиально- железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично- лишайниковый
К-III	67°26'2.940" с.ш. 32°53'30.840" в.д.	205	O(3)-AO(5)- E(10/14)-B1f(30)- B2f(42)-BC(58)- C(65)	Подзол иллювиально- железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Skeletal Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зеленомошно- лишайниковый черничный

№ площадки	Координаты	Высота над уровнем моря, м	Почвенный профиль	Название почвы (Классификация и диагностика почв СССР, 1977)	Название почвы по WRB (IUSS Working Group WRB, 2015)	Растительное сообщество (Нешатаев, Нешатаева, 2002)
K-IV	67°20'8.700" с.ш. 32°23'0.600" в.д.	166	O(3)-AO(4)- E(5/12)-B1f(16)- B2f(28)-BC(35)	Подзол иллювиально-железистый карликовый поверхностно-подзолистый песчаный на морене	Skeletal Glossic Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зеленомошно-лишайниковый черничный
Ф-30	67°34'43.6" N, 31°49'43.3" E	180	O(4)-AO(5)-E(8/9)- B1f(16/18)- B2f(22/25)-BC(40)- C(59)	Подзол иллювиально-гумусово-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк чернично-лишайниковый
Ф-60	67°35'41.1" N, 31°08'50.0" E	158	O(7/8)-AE(10/16)- B1f(32)-B2f(55)- BC(108)-C(123)	Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене	Albic Podzol (Arenic)	Сосняк зеленомошно-лишайниковый

2.2. Методы исследования

В 2014 году на каждой площадке было заложено по одному полноразмерному почвенному разрезу, а в 2019 году — по одному полноразмерному почвенному размеру и по четыре укороченных разреза, ограниченных глубиной 30 см. Из каждого разреза был произведен отбор образцов почвы по генетическим горизонтам. Всего в 2014 году был отобран 81 почвенный образец, в 2019 году — 133 образца. Лесная подстилка срезалась ножом с фиксированной площади для возможности рассчитать плотность ее сложения. Почвенные образцы, отобранные из минеральных горизонтов, были высушены и просеяны через сито с диаметром отверстий 1 мм. Из образцов, отобранных в органогенных горизонтах, были удалены фрагменты живой растительности, затем образцы были высушены и измельчены.

Также был произведен отбор образцов растительности непосредственно вблизи мест заложения разрезов. С каждой площадки были отобраны образцы сосны обыкновенной, черники обыкновенной и лишайников рода *Cladonia* (рис. 5). Отбирались образцы и других растительных видов, если они произрастали на площадке в больших количествах: так, образцы березы и голубики удалось отобрать на всех площадках, багульника – на 11, плевроциума Шребера — на 9, ели — на 7 площадках. На расстоянии 60 км от станции в 2019 году сообщество с доминированием черники в кустарниковом ярусе обнаружить не удалось, поэтому на площадке F60 она не отбиралась. В дальнейшем образцы сосны и ели были разделены на ветви и хвою; березы, черники, голубики и багульника — на ветви и листья, лишайников — на нижнюю, среднюю и верхнюю части слоевища для изучения фракционирования ^{137}Cs в лишайниковом покрове. Верхняя и средняя части соответствовали живым подециям лишайников разного возраста, а нижняя часть — мертвой толще лишайника (Нифонтова, 2003; Бязров, Пельгунова, 2016).



Рис. 5. Лишайниковый покров, образованный *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Wezda.

Из лишайников устранялись фрагменты лесной подстилки. Растительные образцы сушились и измельчались, лишайники дополнительно озолялись при температуре не более 400°C для исключения потери ^{137}Cs .

Почвенные свойства были определены стандартными методами. Содержание гумуса определялось методом Тюринга в модификации Антоновой, Скалабян, Сучилкиной в образцах, отобранных на 12 основных площадках в 2014 году, и методом Тюринга с фотометрическим окончанием в образцах на 5 площадках северо-западного румба в 2019 году (ГОСТ 26213-91; Минеев, 2001); содержание Ca^{2+} и Mg^{2+} в образцах, отобранных в 2014 году — титриметрически (ГОСТ 26428-85); зольность — методом сухого озоления при $t=525^\circ\text{C}$ (ГОСТ 27784-88); pH водной и солевой суспензий — потенциометрически (Аринушкина, 1970); гидролитическая кислотность — по Каппену в модификации ЦИНАО (1991) (Воробьева, 2006); содержание подвижных форм калия — по Кирсанову (Минеев, 2001); гранулометрический состав — методом лазерной дифракции (Юдина и др., 2020).

Удельные активности ^{137}Cs в образцах были измерены на спектрометрическом комплексе “Мультирад” с гамма-детектором $\text{NaI}(\text{Tl})$ 63×63 с программным обеспечением “Прогресс”(ООО “НТЦ Амплитуда”, Россия) в пятикратной повторности с экспозицией 10800 с. Энергетическое разрешение по линии 662 кэВ составляет 9%. Минимальная детектируемая активность при экспозиции 3600 с составляет 3 Бк. Неопределенность измерения рассчитывалась как среднеквадратическое отклонение скорости счета; неопределенность косвенных измерений — как комбинированная стандартная неопределенность от всей индивидуальной неопределенности составных частей (JCGM 100:2008).

Поскольку на поглощение лишайниками ^{137}Cs и на его распределение в подециях может оказывать влияние калий как питательный элемент и химический аналог радиоцезия, в пробах были также измерены удельные активности ^{40}K .

Также в работе использовались многолетние данные о скорости и повторяемости ветров в районе расположения атомной станции (за период 2012–2016 гг.), которые были получены с метеостанций АМС-1 автоматизированной системы контроля радиационной обстановки (АСКРО) КоАЭС.

Для изучения форм нахождения ^{137}Cs и некоторых других техногенных радионуклидов (^{239}Pu , ^{90}Sr и ^{237}Np) в исследуемых почвах был проведен модельный эксперимент. Радионуклиды ^{137}Cs и ^{239}Pu вносили в одну воздушно-сухую навеску почв, ^{90}Sr и ^{237}Np — в отдельные навески. Масса каждой навески составляла 20 г. Азотнокислые растворы, содержащие радионуклиды, внесены в минимальных объемах в следующих концентрациях (в скобках указаны активности внесенных меток): ^{137}Cs — 0,1 мл (6000 Бк), ^{90}Sr — 0,5 мл (2000 Бк), ^{239}Pu — 0,03 мл (1500 Бк), ^{237}Np — 0,3 мл ($3,3 \times 10^{-5}$ г/мл). В почвы с внесенными радионуклидами регулярно добавляли дистиллированную воду в количестве около 4 мл, добиваясь влажной консистенции, и тщательно перемешивали. По мере высыхания воду добавляли снова. Перемешивание длилось 4 месяца.

Последовательная экстракция форм нахождения радионуклидов проводилась с использованием схемы, приведенной в табл. 5 (Павлоцкая, 1974; Горяченкова и др., 2005). Экстракция форм радионуклидов проводили однократно из навески 2 г, соотношение твердой и жидкой фаз 1:10, время контакта — 1 час при комнатной температуре.

Удельные активности ^{137}Cs в почвенных вытяжках измеряли на гамма-спектрометре «Canberra» с широкополосным германиевым блоком детектирования, ^{90}Sr и ^{239}Pu — на альфа-бета радиометре «УМФ-2000» из отдельных аликвот почвенных вытяжек; Активность ^{237}Np определяли мембранно-люминесцентным методом с использованием кристаллофосфоров и последующим измерением на фотометрическом анализаторе ЛФФ-5 (Новиков и др., 2009).

Таблица 5. Схема выделения физико-химических форм радионуклидов в почве методом последовательной экстракции.

Форма и экстрагент	Состав соединений радионуклидов
«Доступные» формы соединений	
Водорастворимая (H ₂ O дистиллированная)	Катионы радионуклидов, водорастворимые комплексы с органическими низкомолекулярными, фульватным гумусом и неорганическими соединениями, гидроксокомплексы и др.
Обменная (1 М CH ₃ NH ₄ COO, pH=4,8)	Радионуклиды, входящие в состав обменных соединений на поверхности почвенных частиц.
«Недоступные» формы соединений	
Подвижная (1М HCl)	Радионуклиды ассоциированные с аморфными и слабокристаллизованными оксидами и гидроксидами металлов (Al, Fe, Mn и др.), частично сорбированные органическим веществом (гумусовыми кислотами, связанными с полуторными оксидами), частично сорбированные почвенными минералами, но не захваченные кристаллической решеткой.
Кислоторастворимая (6М HCl)	Радионуклиды, необменно сорбированные на поверхности кристаллической решетки глинистых минералов.
Остаток после извлечения предыдущих фракций	Радионуклиды, прочносвязанные с минеральной частью почв, «захваченные» кристаллической решеткой глинистых минералов, например, ¹³⁷ Cs, фиксированный в межпакетном пространстве, связанные с гуминами.

Глава 3. Характеристики почвенного покрова в районе расположения Кольской атомной электростанции*

Все исследованные почвы относятся к иллювиально-железистым подзолам (рис. 6). Их верхний горизонт O представлен лесной подстилкой, сложенной преимущественно опадом хвои сосны, ягеля и мхов. Он влажный, буровато-коричневый и имеет мощность до 9 см. Под ним залегает органоминеральный горизонт AO практически черного цвета мощностью 1–2 см, который состоит из смеси сильно разложенного органического материала и песка. Ниже следует элювиальный горизонт E мощностью 4–10 см белесого цвета. Под ним залегает иллювиальный горизонт B1f ржаво-бурого цвета, который имеет мощность от 4 до 23 см. За ним следует горизонт B2f желтовато-светло-бурого цвета мощностью 7–45 см. Ниже залегает переходный к породе горизонт BC серовато-желтого, светло-бурого цвета мощностью от 11 до 29 см. Самый нижний горизонт C представляет собой почвообразующую породу и имеет светло-серый цвет с оливковым подтоном.

Подзолы, образованные на морене, имеют в нижней части большое количество крупных, плотно упакованных камней; в подзолах, образованных на флювиогляциальных отложениях, камней в профиле и в нижней его части практически не встречается, и почвообразующая порода представляет собой грубозернистый песок. В ряде случаев камни в нижней части разреза делают невозможным отбор проб из горизонтов BC и C; также нередки укороченные почвенные профили, глубина которых не превышает 50 см.

Ниже приведен пример формулы и названия по основным почвенным классификациям для наиболее часто встречающихся подзолов иллювиально-железистых мелкоподзолистых песчаных на морене:

* Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в следующей научной статье автора:

Popova M.B., Manakhov D.V., Kizeev A.N., Ushamova S.F., Lipatov D.N., Chirkov A.Yu., Orlov P.S., Mamikhin S.V. Contents and Distribution of ¹³⁷Cs in Podzols in the Area of the Kola Nuclear Power Plant // Eurasian Soil Science. – 2020. – V. 53. – № 7. – P. 986–994. – DOI: 10.1134/S106422932007011X. IF Scopus - 1,575. 1,1 п.л.; 0,7 п.л.

- 1) Классификация и диагностика почв СССР, 1977: O(4)-AO(5)-E(9/10)-B1f(20)-B2f(42)-BC(76/80)-C(107) — Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене.
- 2) Классификация и диагностика почв России, 2004: Oh(5)-E(9/10)-BF1(20)-BF2(42)-BC(76/80)-C(107) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый неглубокоосветленный песчаный на морене.
- 3) WRB: Albic Podzol (Arenic)



А



Б

Рис 6. А — подзол иллювиально-железистый псевдофибровый мелкоподзолистый песчаный на морене, площадка П-1; Б — подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене, площадка П-3.

Основные физико-химические свойства исследованных почв представлены в Приложении 3.

3.1. Кислотные свойства почв

В исследованных подзолах наименьшие значения рН H_2O характерны для органогенных горизонтов: 3,9–4,5 в горизонте О и 3,7–4,5 в переходном горизонте АО. Это может быть обусловлено наличием в них очень кислого, не до конца разложенного растительного опада (хвои сосны и ели). В некоторых почвах наименьшие значения актуальной кислотности наблюдаются для горизонта Е: рН H_2O в нем может достигать значений 4,1–4,7. Далее вниз по профилю наблюдается равномерное увеличение рН H_2O : в горизонте B_{1f} , его величина составляет 4,4–5,6; в B_{2f} , - 4,6–6,0; в ВС – 5,1–6,0; в С – 5,3–6,0 (рис.7 А, Б).

рН КСl в изученных почвах всегда ниже, чем рН H_2O . Закономерности его распределения в профиле имеют аналогичный характер. Наименьшие значения достигаются в органогенных горизонтах, где рН КСl составляет 2,7–3,8 в горизонте О и 2,6–3,3 в переходном горизонте АО. Далее вглубь профиля наблюдается равномерное увеличение рН КСl: в подзолистом горизонте его величина составляет 2,8–3,4; в горизонте B_{1f} — 3,6–4,7; B_{2f} , - 3,9–5,1; ВС – 4,4–5,0; С – 4,4–5,0.

Потенциальная кислотность исследуемых почв характеризуется как очень сильно кислая и сильно кислая в верхних горизонтах при постепенном ее подщелачивании вниз по профилю.

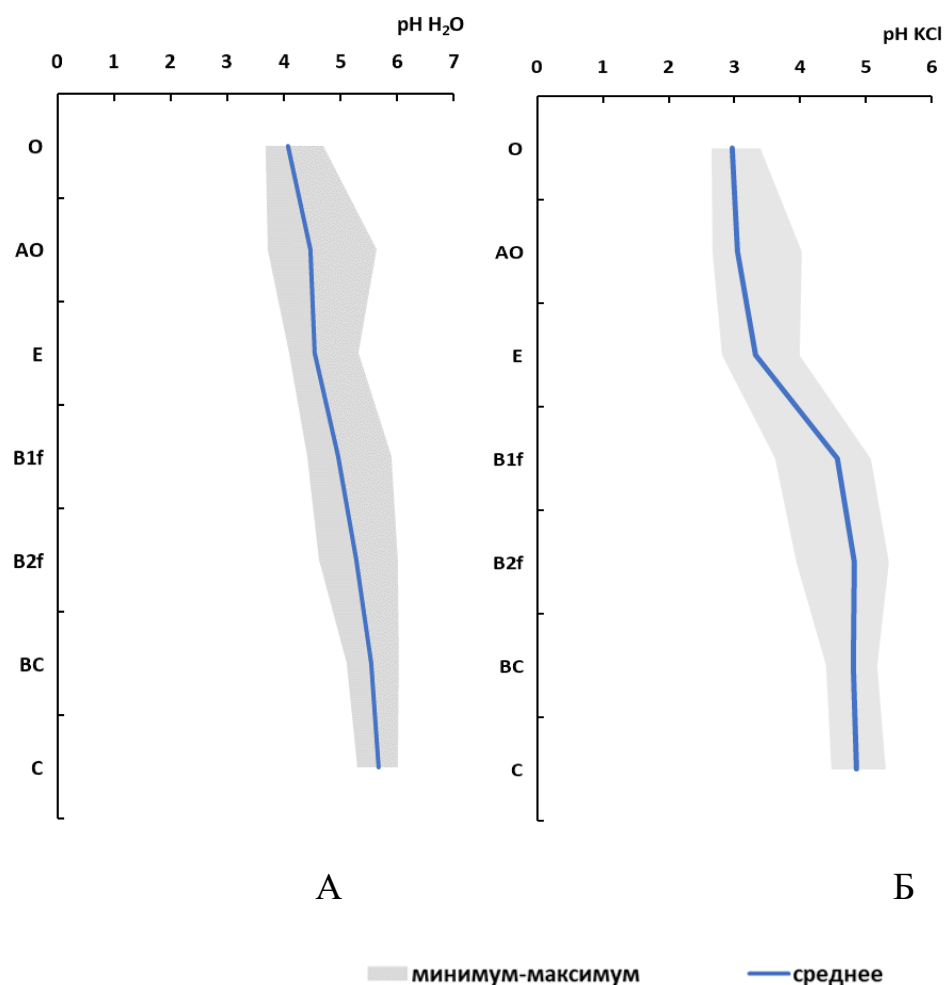


Рис.7. Области изменения pH H₂O и pH KCl в почвенном профиле для выборки из 37 почвенных разрезов и прикопок.

Наиболее высокие значения гидролитической кислотности достигаются в органогенных горизонтах и составляют 50,30–126,50 ммоль(+)/100 г в горизонте O и 34,30-120,90 ммоль(+)/100 г в горизонте AO. В профиле наблюдается элювиально-иллювиальная дифференциация по величине гидролитической кислотности, в горизонте E данная величина ниже, чем в B_{1f}, и составляет 1,98-4,52 ммоль(+)/100 г; в B_{1f} имеет значения от 2,25 до 12,80 ммоль(+)/100 г. Вниз по профилю гидролитическая кислотность постепенно снижается, в горизонте B_{2f} она составляет 1,03-9,84, в BC — 0,89-2,52 и в C — 0,72-1,54 ммоль(+)/100 г (рис. 8).

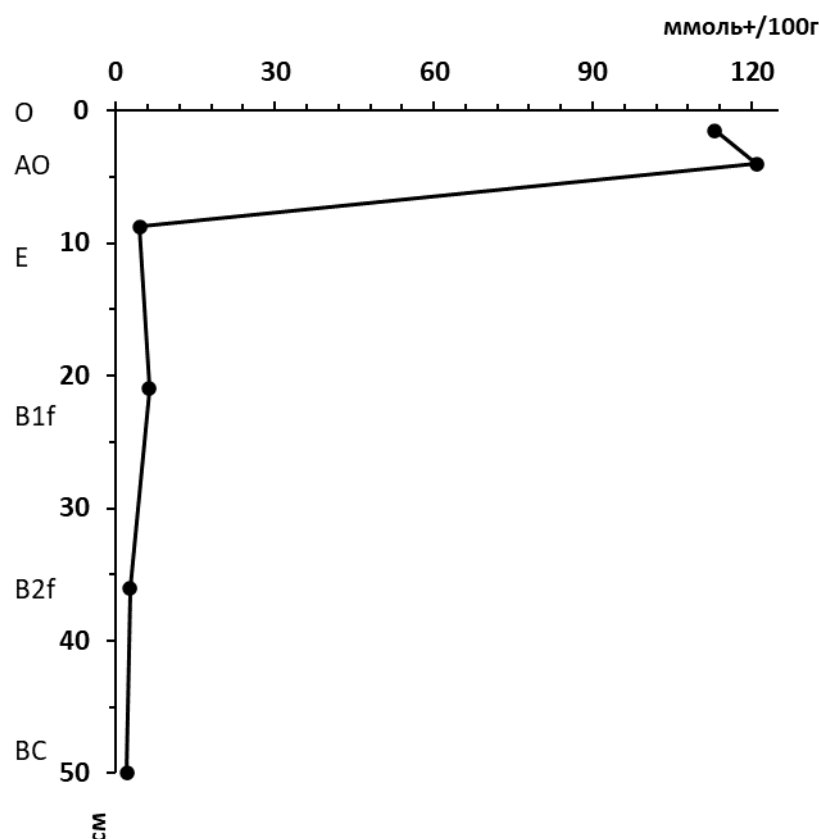


Рис. 8. Гидролитическая кислотность почвы на площадке К-III.

3.2. Содержание органического вещества

В ходе исследования почвенных образцов были получены данные о содержании гумуса в минеральных горизонтах и о потере при прокаливании в органогенных. В почвах всех площадок содержание гумуса увеличивается при переходе от элювиальной части профиля к иллювиальной, и снижается при переходе от иллювиальной толщи к почвообразующей породе (рис. 9). Его элювиально-иллювиальный характер распределения в почвенном профиле позволяет отнести все исследованные почвы к иллювиально-железистым подзолам.

В органогенных горизонтах содержание органического вещества (потеря при прокаливании) достаточно высокое и составляет 54,9–96,0% в горизонте O и 29,6–82,5% в переходном горизонте AO. В горизонте E содержание гумуса многократно ниже, чем содержание органического вещества в подстилке, оно составляет 0,27–0,78%; в горизонте B_{1f} достигает

максимальных для минеральной толщи значений — 0,65–2,46%; в B_{2f} несколько снижается до 0,17–1,50%; в BC убывает до 0,10–0,19%, в C до 0,05–0,12%.

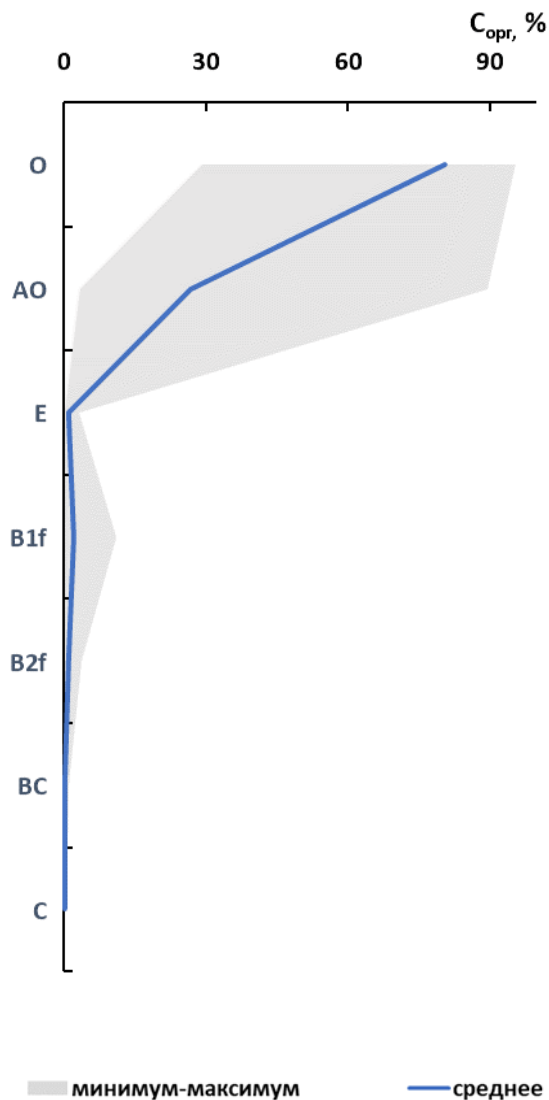


Рис. 9. Область распределения потерь при прокаливании и гумуса в почвенном профиле для выборки из 37 почвенных разрезов и прикопок.

Таким образом, в исследуемых почвах четко выражена элювиально-иллювиальная дифференциация профиля по содержанию органического вещества с выносом его из подзолистого горизонта и накоплением в горизонте B_{1f}, что соответствует сложившимся в литературе представлениям о подзолах. Изученные почвы относятся к виду иллювиально-среднегумусовых, так как

содержание гумуса в горизонте B_{1f} выше, чем в E, и находится в пределах 1–3% (Классификация и диагностика почв СССР, 1977).

3.3. Гранулометрический состав

Все изученные почвы характеризуются легким гранулометрическим составом, что является типичным признаком для подзолов. Они могут быть охарактеризованы преимущественно как связанный песок, переходящий в супесь или связанный песок, переходящий в рыхлый.

Гранулометрический состав почвы на площадке П-1 характеризуется большим, чем в других изученных почвах, вкладом крупных фракций и относится к роду псевдофибровых подзолов (рис. 6А).

В профилях изученных почв наблюдалась элювиально-иллювиальная дифференциация по илу, к которому относятся все частицы <0,001 мм (рис. 10).

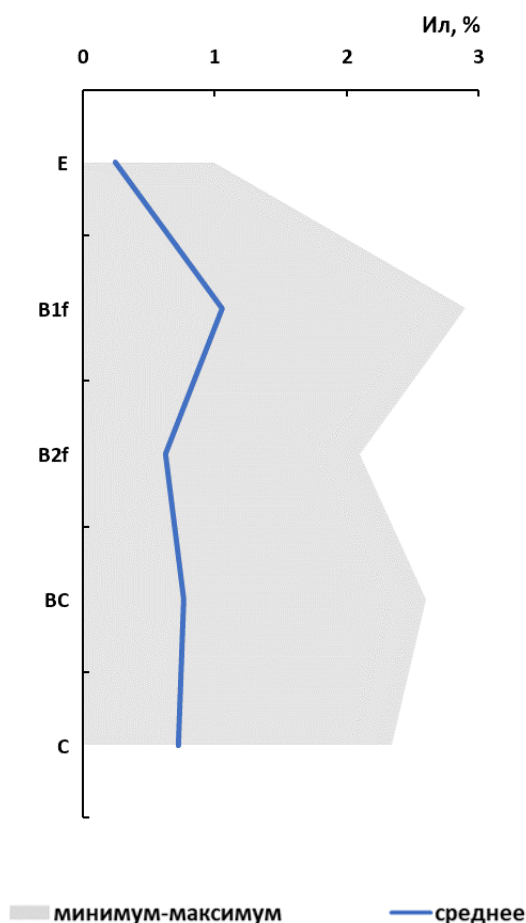


Рис. 10. Область изменения содержания ила (%) в почвенном профиле для выборки из 37 почвенных разрезов и прикопок.

3.4. Содержание подвижного калия

Величина содержания подвижного калия является одним из важнейших почвенных свойств в контексте изучения поведения ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове, т.к. калий — важный элемент питания растений, и он доступен им только в своей подвижной форме.

Наибольшие величины содержания подвижного калия приурочены к органогенной толще и составляют 50,00–135,71 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г в горизонте О и 28,57–75,00 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г в горизонте АО. Далее вниз по профилю в большинстве исследованных почв наблюдается элювиально-иллювиальная дифференциация по содержанию калия в подвижной форме: в иллювиальном горизонте оно выше, чем в элювиальном. В горизонте Е наблюдались значения от 0,54 до 1,26 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г; в горизонте В_{1f} от 0,55 до 1,74 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г; в В_{2f} от 0,21 до 1,21 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г; в ВС от 0,21 до 1,38 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г, в С от 0,28 до 0,97 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г (рис. 11).

Если применить к исследованным почвам градации, разработанные для почв сельскохозяйственных угодий, то степень обеспеченности растений обменным калием во всех минеральных горизонтах соответствует очень низкому уровню, в подстилке варьирует от низкой до повышенной, а в переходном горизонте АО – от очень низкой до низкой (Минеев, 2001).

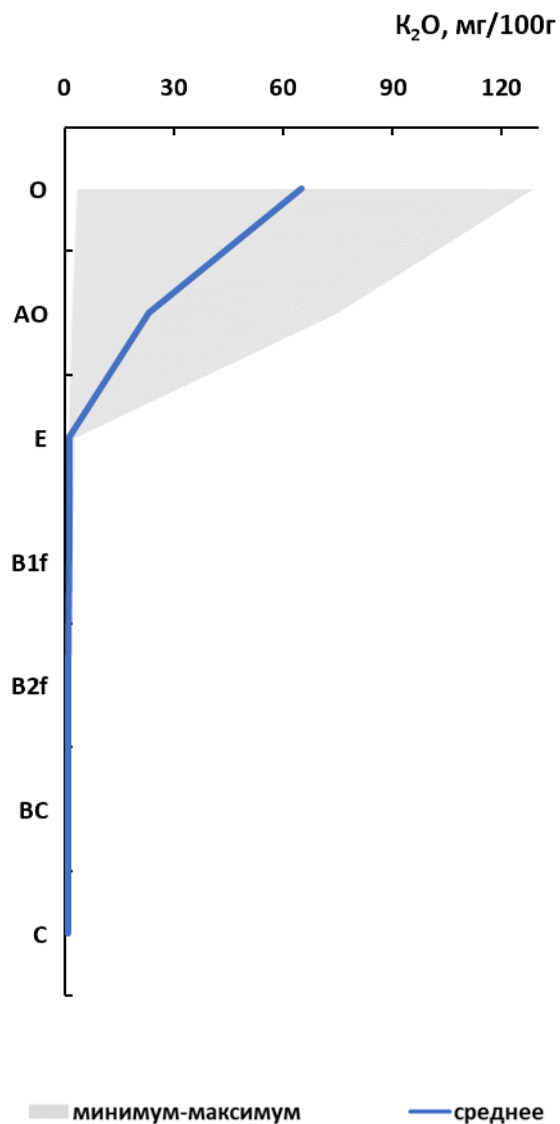


Рис. 11. Область изменения содержания K₂O (мг/100г) в почвенном профиле для выборки из 37 почвенных разрезов и прикопок.

Средневзвешенная величина содержания обменного калия в корнеобитаемом слое (0–30 см) исследованных почв составляет 14,88–51,96 мг/100г, из чего следует, что степень обеспеченности растений обменным калием в корнеобитаемом слое может быть оценена как низкая и очень низкая.

3.5. Содержание обменных Ca²⁺ и Mg²⁺

Ca²⁺ и Mg²⁺ - биофильные элементы, и их количество в почве может оказывать влияние на поглощение ¹³⁷Cs растениями.

Профильное распределение Ca^{2+} и Mg^{2+} в исследованных почвах имеют схожий характер с распределением обменного калия. Наибольшие их количества приурочены к органогенным горизонтам и составляют 7,12–23,93 ммоль+/100 г Ca^{2+} и 0,46–3,83 ммоль+/100 г Mg^{2+} в горизонте O; 3,47–8,51 ммоль+/100 г Ca^{2+} и 0,59–1,74 ммоль+/100 г Mg^{2+} в горизонте AO. Далее вниз по профилю содержание Ca^{2+} и Mg^{2+} резко падает, причем зачастую наблюдается их элювиально-иллювиальная дифференциация (рис. 12 А, Б). В горизонте E наблюдались концентрации Ca^{2+} в пределах 0,10–0,22 ммоль+/100 г, Mg^{2+} - в пределах 0,01–0,05 ммоль+/100 г. В горизонте B1f они несколько увеличивались и составляли 0,20–0,40 ммоль+/100 г для Ca^{2+} и 0,01–0,08 ммоль+/100 г для Mg^{2+} . В нижележащих горизонтах их концентрации падают до близких к нулю значений, и в целом их содержание в изученных иллювиально-железистых подзолах очень низкое.

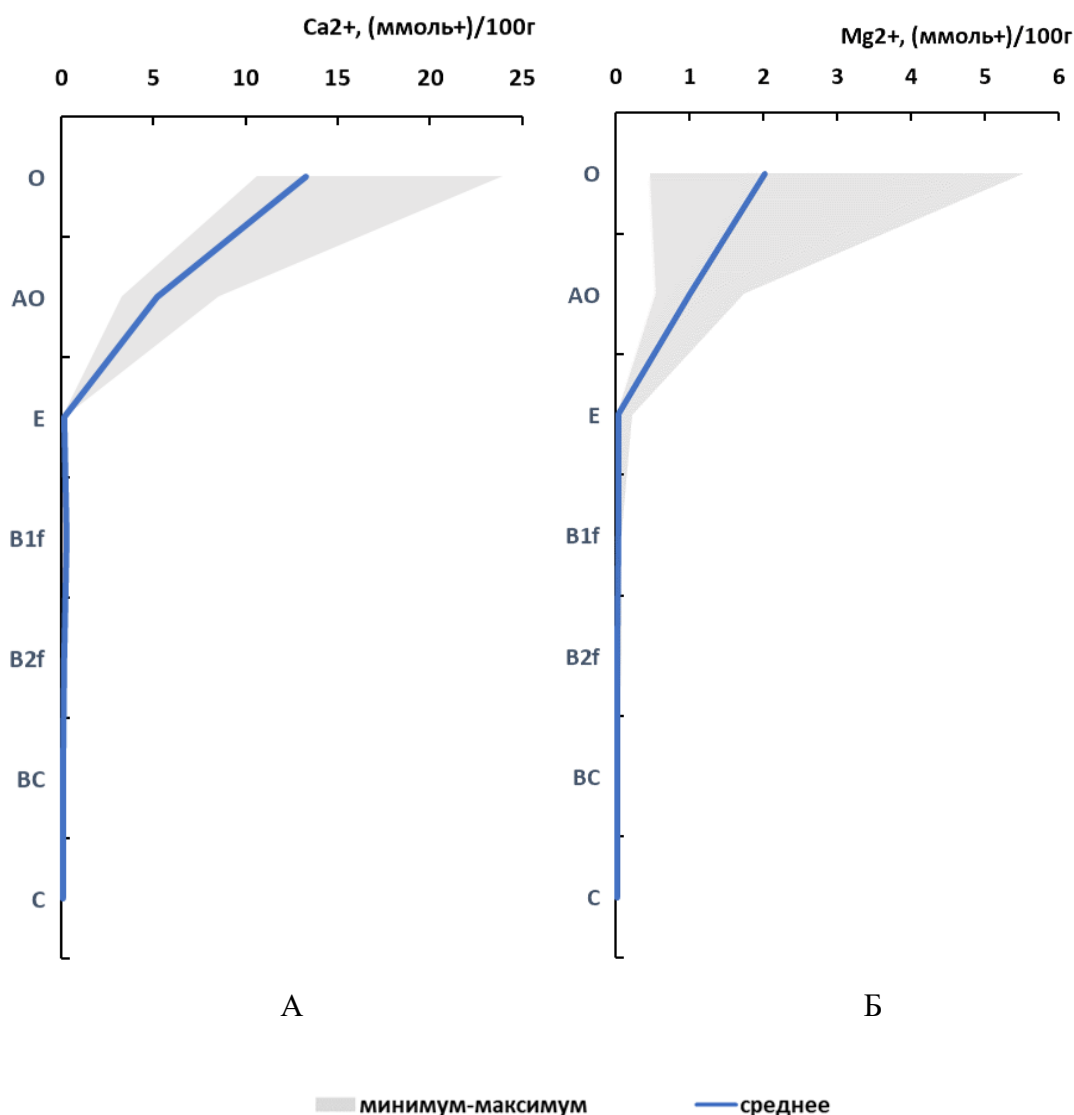


Рис. 12. Профильное распределение Ca^{2+} в почве площадки Ф-30.

Таким образом, исследованные иллювиально-железистые подзолы - сильно кислые, супесчаные или песчаные почвы с высоким содержанием органического вещества в подстилке и низким содержанием гумуса в минеральной толще. Почти во всех почвенных разрезах наблюдается элювиально-иллювиальная дифференциация органического вещества, ила, калия и обменных катионов.

Глава 4. Содержание и распределение ^{137}Cs в почвах в районе расположения Кольской атомной электростанции

4.1. ^{137}Cs в почвах основной сети мониторинговых площадок*

Закономерности вертикального распределения ^{137}Cs сходны для всех исследованных почв. Они характеризуются аккумулятивным типом с четко выраженным регрессивно-аккумулятивным подтипом распределения ^{137}Cs в профиле (Розанов, 2004) (Рис. 13).

Максимальные значения удельных активностей ^{137}Cs наблюдаются в подстилке и составляют 30,1–103,5 Бк/кг. Разброс этих значений среди почв различных площадок, вероятно, связан с количеством органического вещества: чем больше его количество в подстилке, тем выше в ней удельная активность ^{137}Cs ($r=0,67$; $p=0,05$). Эта закономерность наблюдается почти во всех случаях. В переходном горизонте АО удельная активность снижается в 2–6 раз и составляет 13,6–68,0 Бк/кг (Приложение 4).

* Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в следующей научной статье автора:

3. Popova M.B., Manakhov D.V., Kizeev A.N., Ushamova S.F., Lipatov D.N., Chirkov A.Yu., Orlov P.S., Mamikhin S.V. Contents and Distribution of ^{137}Cs in Podzols in the Area of the Kola Nuclear Power Plant // Eurasian Soil Science. – 2020. – V. 53. – № 7. – P. 986–994. – DOI: 10.1134/S106422932007011X. IF Scopus - 1,575. 1,1 п.л.; 0,7 п.л.

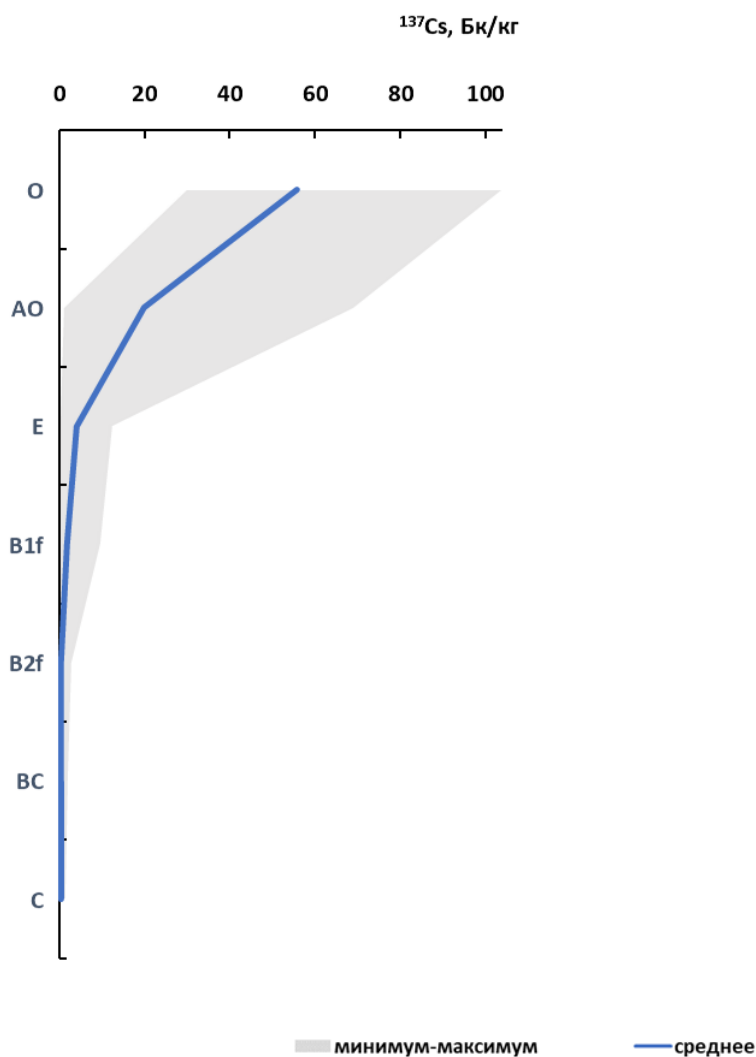


Рис. 13. Область изменения профильного распределения ^{137}Cs для выборки из 37 почвенных разрезов и прикопок.

По данным исследования Кузьменковой Н.В., проводившегося вблизи северо-западного побережья Кольского залива, для верхних слоев подстилок иллювиально-железистых подзолов фоновых территорий Кольского полуострова характерна удельная активность ^{137}Cs , равная 34 Бк/кг (Кузьменкова, 2009). По данным исследований АМАР, для верхних 3 см органомогенных горизонтов почв Финляндии, находящихся на широте КоАЭС, этот показатель находится в пределах 50–100 Бк/кг (АМАР Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic, 2004). В верхней части органомогенной толщи почв северо-западной части Норвегии удельная активность ^{137}Cs составляет 151 Бк/кг, а в более глубоких органомогенных слоях уменьшается до 12,7–57,0 Бк/кг (Klos, 2017). Эти значения сопоставимы с полученными нами результатами.

В нижележащих горизонтах удельная активность ^{137}Cs многократно снижается. В подзолистом горизонте Е она составляет 1,2–7,9, в В1f – 1,0–7,4, в В2f– от <0,7 до 2,9 Бк/кг. В горизонтах ВС и С активность ^{137}Cs составляет менее 0,7 Бк/кг. В некоторых почвенных профилях (площадки П-2, П-3, С-2, К-I, К-IV) наблюдается элювиально-иллювиальная дифференциация по ^{137}Cs : его удельная активность в горизонте В1f выше, чем в подзолистом (рис. 14). Это может быть связано с характерной для подзолов дифференциацией по профилю веществ, способствующих удержанию ^{137}Cs : илестых частиц и органического вещества (Агапкина и др., 1998).

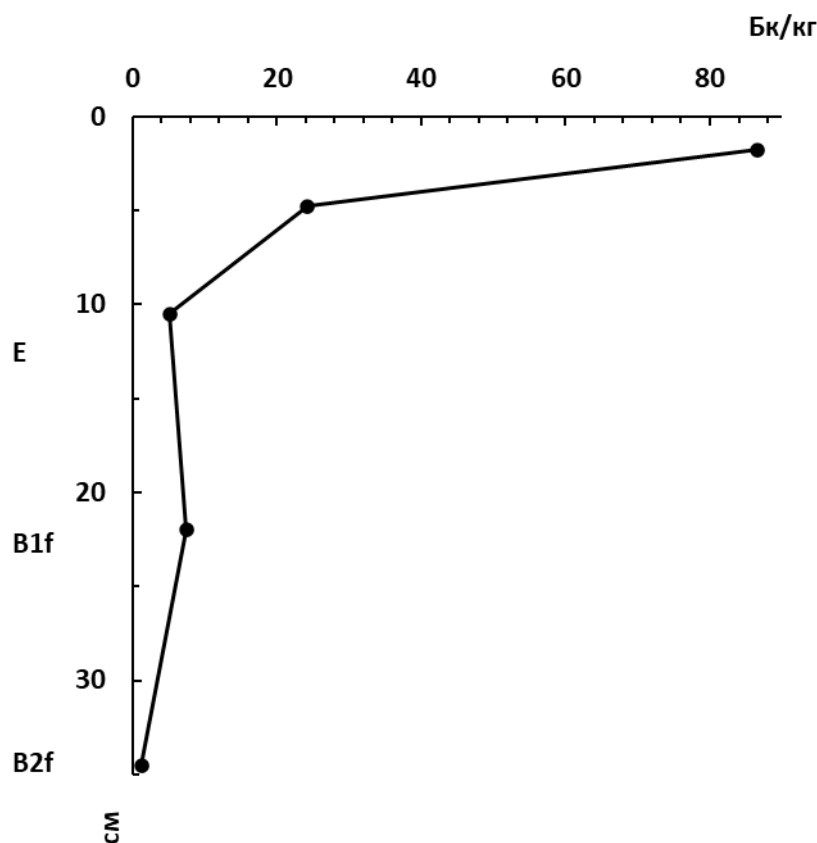


Рисунок 14. Профильное распределение ^{137}Cs на площадке П-2.

Вертикальное распределение запасов ^{137}Cs по генетическим почвенным горизонтам имеет несколько иной характер. Наибольшие запасы ^{137}Cs отмечены в горизонтах Е, а также В1f. Следовательно, плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs в органогенных горизонтах оказалась существенно меньше, чем в минеральных. В горизонтах О и АО исследованных подзолов сосредоточено

лишь 10–40% от запаса ^{137}Cs в слое 0–30 см, тогда как в северо-таежной зоне Западной Сибири запас ^{137}Cs в подстилке достигает 0,42 кБк/м² и составляет до 40% его запасов во всем ландшафте (Усачева и др., 2016). В лесной подстилке подзолов 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС по состоянию на 1995 г. было зафиксировано 66–83% суммарного запаса этого радионуклида (Shcheglov et al, 2001). При этом запас ^{137}Cs в слое 0–30 см, включающем горизонты O, OA, E и верхнюю часть B1f исследованных подзолов, составляет от 60 до 90% от суммарного по всей глубине почвенных профилей.

Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs в корнеобитаемой толще (0–30 см) исследованных почв составляет 0,53–2,46 кБк/м², что существенно ниже установленного уровня относительно удовлетворительной экологической обстановки в 37 кБк/м² (1 Ки/км²) и позволяет отнести исследованные участки к незагрязненным территориям (Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия, 1992). Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs глобальных выпадений для широтного пояса 60°–70° с. ш. с учетом радиоактивного распада должна составлять в настоящее время около 1,0–1,5 кБк/м² (Болтнева и др., 1997; Моисеев, Рамзаев, 1975). По данным Arctic Monitoring and Assessment Program (АМАР), в 2009 г. в северной части Финляндии плотность загрязнения почв ^{137}Cs составила 1,2 кБк/м² (АМАР: Arctic Pollution 2009, 2009).

В западной Швеции плотность загрязнения почвы от глобальных выпадений между 1962 и 1966 гг. составляла 1,42–2,70 кБк/м², а от глобальных выпадений в 1987 г. (на территориях, не подвергнувшихся сильному загрязнению в первые дни после Чернобыльской аварии) 0,82–2,61 кБк/м². В 2003 г. эти показатели уменьшились до 0,57–1,90 кБк/м² (Almgren, 2008). Зафиксированные в нашей работе значения плотности загрязнения ^{137}Cs

вокруг КоАЭС близки к этому уровню, и, по-видимому, обусловлены преимущественно глобальными выпадениями.

Зафиксированные уровни удельных активностей и плотностей загрязнения ^{137}Cs в почвах в зоне наблюдения КоАЭС характеризуются широкими диапазонами варьирования (табл. 6). Статистические распределения исследуемых показателей (плотности загрязнения ^{137}Cs подстилки и толщи 0–30 см; удельные активности ^{137}Cs в отдельных горизонтах подзолов) в зоне наблюдения КоАЭС удовлетворяют нормальному закону ($p < 0,05$). Для ЗН КоАЭС среднее значение плотности загрязнения ^{137}Cs в корнеобитаемом слое 0–30 см было равным 1,26 кБк/м², тогда как отдельно в подстилке – в 6 раз меньше ($p < 0,05$). При этом коэффициент вариации (47%) больше, чем на фоновых территориях европейской части России в дочернобыльский период — 15–25% (Силантьев и др., 1978). Увеличение коэффициентов вариации удельной активности ^{137}Cs в средних и глубоких горизонтах подзолов указывает на неравномерность проникновения этого радионуклида в исследованные профили.

Таблица 6. Варьирование удельной активности ^{137}Cs в почвах зоны наблюдения КоАЭС ($n = 10$)

Показатель	Горизонт	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Коэффициент вариации, %	Закон Распределения *
Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг	О	68,8	69,5	43,5	104	32	Нормальный
	АО	33,5	31,3	13,6	57,3	44	Нормальный
	Е	5,1	4,1	1,2	12,5	65	Нормальный
	В1f	3,2	2,9	1,0	7,5	65	Нормальный
	В2f	1,0	1,0	0	2,9	109	Нормальный
Плотность загрязнения слоя 0–30 см, кБк/м ²		1,26	1,03	0,53	2,46	46	Нормальный
Плотность загрязнения подстилки, кБк/м ²		0,21	0,19	0,12	0,33	38	Нормальный

* Проверку нормального закона распределения проводили с помощью критерия Шапиро-Уилко ($p = 0,05$).

До трети запаса ^{137}Cs сосредоточено не в органогенной толще, а в более глубоких горизонтах почвы и почвообразующей породе. Столь интенсивная миграция ^{137}Cs обусловлена значительной долей подвижных форм радионуклида, поступавшего в составе глобальных выпадений, по сравнению с чернобыльскими, характеризовавшимися присутствием труднорастворимых топливных частиц (Павлоцкая, 1974; Переволоцкий, 2006). Еще одним фактором, обуславливающим достаточно интенсивную вертикальную миграцию ^{137}Cs в исследованных профилях, является низкое содержание илистой фракции в верхних горизонтах подзолов (Агапкина и др., 1998).

Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs в слое 0–30 см почв ЗН КоАЭС не имеет статистически значимых отличий ($p < 0,05$) от уровня 1,03 кБк/м², зафиксированного на фоновой площадке (табл. 7). Значения плотностей загрязнения слоя 0–30 см и органогенных горизонтов для СЗЗ КоАЭС, наиболее близко расположенной к атомной станции площадки, статистически значимо ($p < 0,05$) меньше, чем средняя плотность загрязнения в ЗН КоАЭС. Для наиболее удаленной от АЭС фоновой площадки плотность загрязнения подстилки значимо ($p = 0,05$) меньше, чем среднее по ЗН КоАЭС. Однако полученный результат, по-видимому, обусловлен локальным уменьшением запаса подстилки на фоновой площадке. При этом между величинами мощности органогенной толщи в СЗЗ КоАЭС, на фоновой площадке и в ЗН статистически достоверных ($p < 0,05$) различий не обнаружено. Такие особенности варьирования мощности и запасов подстилки в различных биогеоценологических условиях необходимо учитывать при сравнении значений плотности загрязнения этого горизонта на различных площадках. Таким образом, при анализе всей верхней почвенной толщи 0–30 см не выявлено статистически значимого ($p < 0,05$) увеличения средней плотности загрязнения ^{137}Cs в ЗН КоАЭС по сравнению с фоновым уровнем. Следовательно, плотность загрязнения ^{137}Cs в ЗН обусловлена преимущественно глобальными выпадениями, а воздействие КоАЭС на распределение этого радионуклида не

подтверждается. Плотность загрязнения ^{137}Cs в СЗЗ АЭС значимо снижена по сравнению со средним уровнем этого показателя в ЗН. При опробовании в пределах поверхностных органогенных горизонтов отмечено увеличение плотности загрязнения ^{137}Cs в ЗН КоАЭС по сравнению с фоновой площадкой, которое обусловлено меньшим запасом подстилки на ней.

Таблица 7. Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения ^{137}Cs в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой.

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	СЗЗ АЭС		Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий	Значение	Наблюдаемый t-критерий
Плотность загрязнения 0-30 см, кБк/м ²	1,24	0,75	2,70*	1,03	1,14
Плотность загрязнения подстилки, кБк/м ²	0,21	0,15	2,33	0,11	3,85
Мощность подстилки, см	6,1	5,0	1,16	5,0	1,16
Запас подстилки, кг/м ²	4,12	3,48	1,42	1,68	5,39

* Примечание: полужирным выделены значимые различия при сравнении по t-критерию Стьюдента ($p < 0.05$; $t_{кр.} = 2.26$).

Для оценки возможного влияния атомной станции на накопление ^{137}Cs проведен анализ корреляционных связей между радиэкологическими показателями и географическими, метеорологическими и почвенными характеристиками. Статистически достоверных ($p < 0,05$) связей между содержанием ^{137}Cs в почвах площадок и расстоянием от объекта воздействия, скоростью и повторяемостью ветров в этом районе, высотой над уровнем моря не обнаружено (Приложение 5). По-видимому, зафиксированные значения содержания ^{137}Cs в почвах на различных площадках вокруг КоАЭС связаны с региональным распределением глобальных выпадений этого радионуклида. Особенности накопления ^{137}Cs почвами разных площадок могут быть обусловлены физическими и химическими свойствами почвенных горизонтов. При расчете коэффициентов корреляции Спирмена между плотностями загрязнения ^{137}Cs в генетических горизонтах исследованных почв и их химическими свойствами (Приложение 5) выявлены статистически значимые ($p < 0,05$) прямые взаимосвязи с содержанием физической глины ($< 0,01$ мм) для горизонта Е и с запасом подстилки и запасом органического вещества для горизонта О.

Выявленные корреляционные связи показывают, что органическое вещество, с одной стороны, способствует удержанию ^{137}Cs в почве, и, следовательно, увеличению плотности загрязнения ее верхнего корнеобитаемого слоя. Подобная закономерность отмечалась для ^{137}Cs в различных типах лесных экосистем (Щеглов и др., 2004; Shcheglov et al., 2001) и агропочвах (Санжарова и др., 2005). С другой стороны, вследствие низкого содержания илистой фракции в верхних минеральных горизонтах исследованных подзолов этот техногенный радионуклид проникает глубже, чем в песчаных почвах, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС (Shcheglov et al., 2001). Действительно, содержание илистой фракции в горизонтах E исследованных подзолов не превышает 0,95%, в то время как в подзолах Брянской и Калужской областей, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, оно составляет 2,6–3,3%. При этом миграция ^{137}Cs по профилям подзолов осуществляется, по всей видимости, в составе подвижных органо-минеральных комплексов.

Таким образом, в исследованных нами почвах сложились условия, способствующие высокой подвижности ^{137}Cs и его интенсивному перемещению из органо-генной толщи в нижележащие почвенные горизонты. Были обнаружены значимые взаимосвязи между способностью почв удерживать ^{137}Cs и такими почвенными свойствами, как содержание физической глины, запасы подстилки и органического вещества.

4.2 Дополнительное исследование северо-западного румба

В районе расположения КоАЭС преобладают ветры, идущие в северо-западном направлении. Перенос ^{137}Cs , присутствующего в штатных стационарных выбросах, должен происходить преимущественно в том же направлении. Для более детального изучения возможного влияния КоАЭС на накопление ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове было проведено исследование на пяти площадках северо-западного румба с увеличенным числом повторностей – по одному полнопрофильному разрезу и по 4 прикопки глубиной 30 см ($n=5$).

Удельные активности и запасы ^{137}Cs в почвах приведены в Приложении 4. Все они были существенно ниже установленного контрольного уровня в 1 Ки/км^2 (37000 Бк/м^2), что позволяет отнести исследованные площадки к территориям с условно благоприятной обстановкой (табл. 8).

Таблица 8. Основные описательные статистики для плотностей загрязнения ^{137}Cs (Бк/м^2) на площадках северо-западного румба.

Площадка	Среднее	Медиана	Мин.	Макс.	Ст. откл.	Коэф. вар, %	Тип распределения
С-1	427,2	315,0	281,8	737,6	192,0	44,9	N*
П-1	548,5	478,3	288,4	858,1	221,2	40,3	N
К-1	574,5	501,5	388,9	911,8	204,1	35,5	N
Ф-30	557,5	575,8	408,9	626,9	87,9	15,8	N
Ф-60	701,3	709,2	273,3	1248,6	408,2	58,2	N

* Проверку нормального закона распределения проводили с помощью критерия Шапиро-Уилко ($p=0,05$).

Исследование показало, что запасы ^{137}Cs в пределах одной площадки характеризуются значительным варьированием – коэффициенты вариации этих показателей могут достигать 58%.

Признаков влияния КоАЭС на накопление ^{137}Cs обнаружено не было. Сравнение запасов ^{137}Cs по t-критерию показало, что на накопление ^{137}Cs в

верхнем 0–30 см слое почвы на разном расстоянии от станции значимо не отличается (табл. 9).

Таблица 9. Сравнение плотностей загрязнения ^{137}Cs на площадках северо-западного румба по t-критерию.

Сравнение по t-критерию			
Площадки	Средняя величина запаса ^{137}Cs , Бк/м ²	t	p*
С-1	427,2	-0,9	0,38
П-1	548,5		
С-1	427,2	-1,2	0,27
К-1	574,5		
С1	427,2	-1,4	0,21
Ф-30	557,5		
С-1	427,2	-1,4	0,21
Ф-60	701,3		

* при сравнении по t-критерию значимые отличия наблюдаются при $p < 0,05$

Также для выявления возможного влияния выбросов КоАЭС на накопление ^{137}Cs в почвах был проведен однофакторный дисперсионный анализ для равномерных комплексов, в котором значения плотности загрязнения ^{137}Cs на пробных площадках рассматривались как зависимая переменная, а расстояние этих площадок от КоАЭС — как влияющий на нее фактор. Значение критерия Фишера $F=0,79$ оказалось меньшим, чем теоретическое ($F_{\text{теор}}(0,05;4;20)=2,87$), поэтому влияние расстояния от КоАЭС на накопление ^{137}Cs в почвах не подтвердилось.

Для оценки возможного влияния атомной станции и важных природных свойств на накопление ^{137}Cs проведен анализ корреляционных связей между плотностями загрязнения почвы и географическими, метеорологическими и почвенными характеристиками путем расчета коэффициентов ранговой корреляции Спирмана. Статистически достоверных ($p < 0,05$) связей между содержанием ^{137}Cs в почвах площадок и расстоянием от объекта воздействия, скоростью и повторяемостью ветров в этом районе, а также почвенными свойствами обнаружено не было (Приложение 5). При этом характер взаимосвязей (то есть знаки коэффициентов корреляции) совпадал с полученным ранее для большой выборки.

Таким образом, дополнительное детальное исследование почв северо-западного румба позволило удостовериться, что КоАЭС не оказывает значимого влияния на накопление ^{137}Cs в иллювиально-железистых почвах региона, и различия запасов ^{137}Cs в почвах разных площадок определяются скорее особенностями регионального распределения глобальных выпадений.

Глава 5. Формы соединений ^{137}Cs и других техногенных радионуклидов в иллювиально-железистом подзоле зоны влияния КоАЭС*

Результаты, полученные при экспериментальном изучении форм нахождения радионуклидов в трех генетических горизонтах иллювиально-железистого подзола, помещены в Приложение 6. В водной вытяжке содержание радионуклидов изменяется в ряду: ^{90}Sr (51–64%) > ^{237}Np (25–44%) > ^{137}Cs (1–9%) \geq ^{239}Pu (1–3%). Содержание ^{137}Cs в водной вытяжке из разных горизонтов в целом оказалось выше, чем в почвах Европейской части России, при этом наиболее высокий результат получен для почвообразующей породы (горизонт С). Известно, что конкурентами ^{137}Cs за связь с ППК в почвах являются, в первую очередь, ионы K^+ (Алексахин, 1992). Это подтверждается и в нашем эксперименте: вниз по профилю почвы количество подвижного калия убывает, наименьшее его количество найдено в горизонте С, в то время как содержание не только водорастворимого, но и обменного ^{137}Cs в этом горизонте увеличивается.

В водорастворимой форме аналогично ^{137}Cs найдено незначительное количество ^{239}Pu (1–3%). Основным процессом, определяющим поведение ^{239}Pu в составе водорастворимой формы, является гидролиз, в результате которого образуются продукты, способные поглощаться в разной степени прочности органоминеральной фазой почвы по необменному механизму (Павлоцкая, 1997). Наименьшее количество плутония в водорастворимой форме отмечено в иллювиальном горизонте (В1f), что, вероятно, связано с некоторой обогащённостью этого слоя почвы компонентами, способствующими более прочному закреплению ^{239}Pu , а именно аморфными

* Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в следующей научной статье автора:

Popova M.B., Goryachenkova T.A., Borisov A.P., Kazinskaya E.I., Lavrinovich E.A., Manakhov D.V. Modes of Occurrence of Artificial Radionuclides in Soils in the Area of the Kola Nuclear Power Plant // *Geochemistry International*. – 2021. – V. 59. – № 10. – P. 983–990. – DOI: 10.1134/S0016702921100062. IF Scopus - 0,881, количество печатных листов (п.л.) – 1,0, личный вклад – 0,7 п.л.

оксидами Fe и Al, органическим веществом и глинистыми минералами. Содержание ^{239}Pu в водной вытяжке в эксперименте превысило известные на данный момент в литературе концентрации этого элемента в водорастворимой форме других типов почв (табл. 10). Это может свидетельствовать о весьма высокой миграционной подвижности, что может привести к повышенной доступности растениям ^{239}Pu в подзолах.

В отличие от ^{137}Cs и ^{239}Pu , ^{90}Sr и ^{237}Np во всех изученных генетических горизонтах подзола обнаружены преимущественно в водорастворимом состоянии, что указывает на высокую подвижность этих радионуклидов в данном типе почв. Для всех радионуклидов характерно снижение содержания в водной вытяжке из иллювиального горизонта B1f, что указывает на удерживающую роль органического вещества и аморфных оксидов Fe и Al, характерных для этого горизонта. Найденный в эксперименте процент водорастворимой формы ^{137}Cs превышает значения, известные по литературе для других почв в 2-5 раз, ^{239}Pu – в 3-5 раз, ^{90}Sr – в 3-4 раза, однако по ^{237}Np – превышает незначительно

Таблица 10. Формы нахождения радионуклидов в разных почвах России (Алексахин Р.М. и др., 1992; Васильева А.Н. и др., 2008; Кундузбаева А.Е. и др., 2016; Санжарова Н.И. и др., 2005; Павлоцкая Ф.И., 1974; Павлоцкая Ф.И. и др., 1997; Семенов И.Н. и др., 2015; Лавринович Е.А. и др., 2014; Goryachenkova T.A. et al. 1991), %.

Радионуклид	Водо- растворимая H_2O	Обменная 1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, $\text{pH}=4.8$	Подвижная 1М HCl	Кислото- растворимая 6М HCl	Остаток
^{137}Cs	0,1-0,7	5,7-13,3	1,1-7,9	16,3-20,9	14,2-76,8
$^{239,240}\text{Pu}$	0,5-3,0	2,5-19,3	2,0-18,2	16,5-68,0	14,2-69,2
^{237}Np	7-56,7	31,7-36,7	14,0-29,1	6,5-26,0	1,2-6,5

По доле ^{239}Pu , ^{90}Sr и ^{237}Np в водной вытяжках изученные генетические горизонты подзола располагаются в следующем порядке: $E \approx C > B1f$, а содержание ^{137}Cs выше в горизонте С по сравнению с горизонтами Е и В1f, что указывает на увеличение относительной подвижности этого радионуклида в нижней части почвенного профиля.

В обменной форме доля радионуклидов в генетических горизонтах подзола существенно выше, чем в других типах почв. В этой форме значительное количество ^{239}Pu найдено в горизонте В1f (38%), что вероятно обусловлено вхождением радионуклида в состав легкорастворимых органических низкомолекулярных соединений, которые способствуют его миграции вниз по почвенному профилю. В результате в составе более прочносвязанных форм (кислоторастворимой и остатке) найдено всего 37–51% ^{239}Pu , что заметно ниже значений, которые приводятся в литературе для дерново-подзолистых почв, черноземов и серых лесных почв. Таким образом, в эксперименте показано, что в подзолах ^{239}Pu гораздо более подвижен, чем в других типах почв России. В обменной форме подзолов найдено также более высокое содержание ^{90}Sr , ^{237}Np (18–29%) и ^{137}Cs (14–24%) по сравнению с активностью этих радионуклидов в составе обменной формы других типов почв.

Водорастворимую и обменную формы радионуклидов можно объединить в группу «доступные». Радионуклиды, входящие в состав этих форм, могут поглощаться растениями, а также они достаточно мобильны и при определенных условиях переходят из одной формы в другую: обменная форма представляет собой главное депо для пополнения водорастворимой (Filgueiras et al., 2002; Федотов, Спиваков, 2011). Учитывать количество радионуклидов, находящихся в состав этих двух форм, особенно важно с экологической точки зрения, так как они могут накапливаться растительностью, мигрировать по пищевым цепочкам либо вниз по почвенному профилю, достигая грунтовых

вод, и в конечном случае попадать в организмы животных и человека (Sysoeva, 2003; Johanson et al., 2004).

На рис. 15 представлены усредненные значения содержания радионуклидов в доступной растениям форме. Порядок расположения радионуклидов по проценту присутствия в доступных формах, уменьшается в эксперименте аналогично их водорастворимой форме: $^{90}\text{Sr} > ^{237}\text{Np} > ^{239}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$. Полученная закономерность не противоречит литературным данным как для дерново-подзолистых почв, так и для почв других типов.

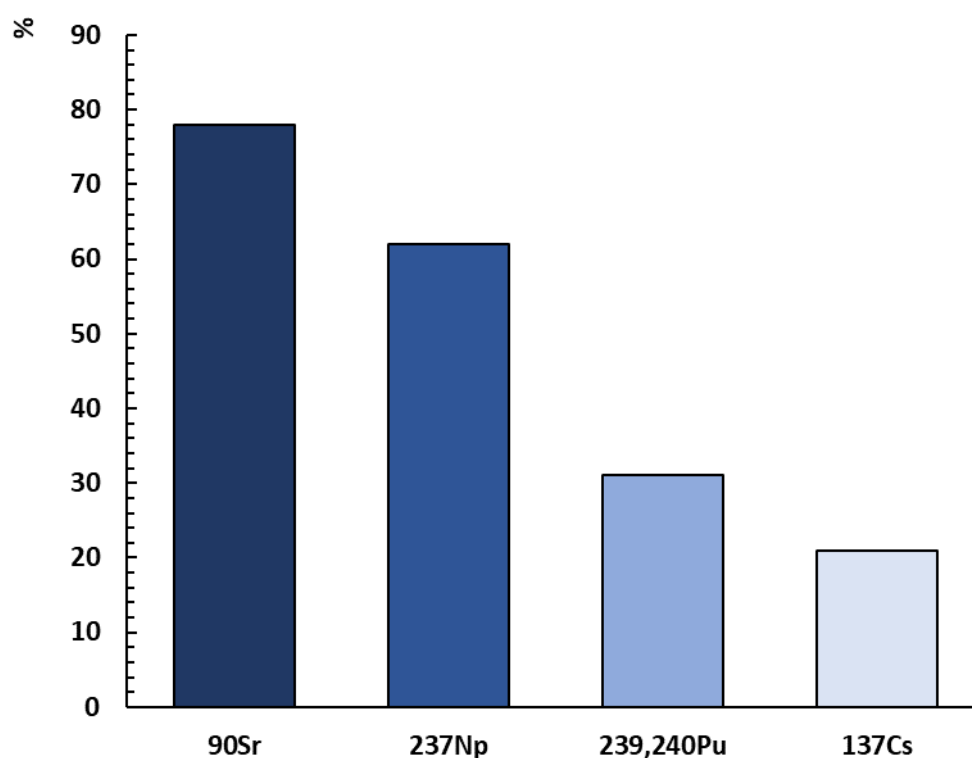


Рис. 15. Доступные формы нахождения радионуклидов (водорастворимая и обменная).

Для всех радионуклидов наблюдается более высокое содержание подвижной формы в иллювиальном горизонте В1f по сравнению с вышележащим горизонтом, а для ^{239}Pu и ^{137}Cs отмечена тенденция увеличения их содержания и в горизонте С. В подвижную форму переходят радионуклиды, преимущественно связанные с аморфными оксидами и гидроксидами металлов (Al, Fe, Mn и др.), органическим веществом и другими соединениями (табл. 2). Таким образом, экспериментально установлено, что

содержание радионуклидов в водорастворимой, обменной и подвижной формах в иллювиально-железистом подзоле выше, чем в других типах почв.

В составе малоподвижных и неподвижных (кислоторастворимая и остаток) форм доля радионуклидов в подзолах изменяется в следующем порядке: ^{137}Cs (45–77%) > ^{239}Pu (37–51%) > ^{237}Np (25–29%) > ^{90}Sr (10–13%), что ниже, чем в других типах почв и указывает на потенциально повышенную подвижность радионуклидов в подзолах (табл. 10). По генетическим горизонтам в труднорастворимой форме высокое содержание ^{137}Cs (54%) найдено в горизонте E, что, по всей вероятности, связано с обедненностью подзолистого горизонта полуторными оксидами и органическим веществом, из-за отмытости минеральных частиц почвы от пленок этих соединений. Это обстоятельство приводит к тому, что ^{137}Cs имеет доступ к глинистым минералам и входит в межпакетное пространство кристаллической решетки минералов почвы, в большей степени, чем в горизонтах B1f и C.

Таким образом, экспериментальным путем установлено, что поведение радионуклидов в иллювиально-железистых подзолах определяется физико-химическими особенностями почв: кислой реакцией среды, повышающей подвижность радионуклидов; низким содержанием органического вещества и преобладанием фульватного гумуса в его составе; низким содержанием илистых частиц, в составе которых в основном сосредоточены глинистые минералы с высокой поглощательной способностью. Наиболее прочно сорбируются иллювиально-железистыми подзолами ^{137}Cs и ^{239}Pu . Напротив, ^{237}Np и ^{90}Sr , продемонстрировали большую подвижность.

Глава 6. Накопление ^{137}Cs в растительном покрове в районе расположения Кольской атомной электростанции*

КоАЭС расположена в зоне редкостойной светлохвойной северной тайги. В локальных биогеоценозах при геоботанических описаниях принято выделять три вертикальных яруса: древесный, травяно-кустарничковый (в условиях климата высоких широт кустарники произрастают в карликовой форме) и мохово-лишайниковый. Хотя лишайники и не являются растениями, в северной тайге они являются неотъемлемой частью растительного покрова.

На всех исследованных площадках в древесном ярусе преобладала сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.). На многих площадках доминантными видами оказались также ель обыкновенная и береза повислая. Иногда встречались ивы козья и копьевидная (*Salix caprea* L., *Salix hastata* L.) и можжевельник обыкновенный (*Juniperus communis* L.), но они не являлись доминантными и отбор проб их растительных компонентов в достаточном объеме был невозможен. Накопление ^{137}Cs в сосне, ели и березе описано в разделе 6.1.

В травяно-кустарничковом ярусе исследованных экосистем преобладали черника миртолистная (*Vaccinium myrtillus* L.) и голубика обыкновенная (*Vaccinium uliginosum* L.). Практически на всех площадках в большом количестве встречался также багульник болотный (*Ledum palustre* L.). На многих площадках также произрастали вороника (*Empetrum nigrum*) и брусника (*Vaccinium vitis-idaea*), но их количество было недостаточным для отбора проб и их нельзя было считать доминантными для данного яруса

* Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в следующей научной статье автора:

Попова М.Б., Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Кизеев А.Н., Ушамова С.Ф. Накопление ^{137}Cs лишайниками рода *Cladonia* в зоне влияния Кольской атомной электростанции // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2022. – т. 62. – № 5. – с. 543–554. – DOI: 10.31857/S0869803122050125. ИФ по РИНЦ (2022) – 0,685. 1,4 п.л., 0,9 п.л.

видами на площадках. Накоплению ^{137}Cs в чернике, голубике и багульнике посвящен раздел 6.2.

Мохово-лишайниковый ярус на описанных площадках представлял собой сплошной ковер лишайников рода *Cladonia* (*Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Wezda) с заметным присутствием зеленых мхов (*Pleurozium schereberi* (Brid) Mitt, *Hylocomnium splendens* Hedw.). Лишайники рода *Cladonia* физически трудно отделимы друг от друга, поэтому в биогеохимическом аспекте их логично рассматривать суммарно. Накопление ^{137}Cs в плевроциуме Шребера и лишайниках рода *Cladonia* описывается в разделе 6.3.

6.1. Накопление ^{137}Cs в породах древесного яруса

6.1.1. Накопление ^{137}Cs в сосне обыкновенной

Удельные активности ^{137}Cs в ветвях составляли 9,0–26,2, а в хвое - 7,2–34,5 Бк/кг. Стоит отметить, что в хвое сосны ^{137}Cs накапливается более интенсивно, чем в ее ветвях. Удельные активности ^{137}Cs в этих компонентах сравнивались по t-критерию как зависимые (сопряженные) переменные, и по результатам анализа оказалось, что удельные активности ^{137}Cs в хвое значимо больше, чем удельные активности ^{137}Cs в ветвях (Приложение 10).

Для ветвей и хвои сосны были рассчитаны коэффициенты накопления (КН) ^{137}Cs , представляющие собой отношение удельной активности ^{137}Cs в растении или его части к средневзвешенной удельной активности ^{137}Cs в корнеобитаемой толще, которой на изученной территории являлся слой почвы 0-30 см. КН в ветвях сосны составил 1,72-17,08, а в хвое 1,31-22,48.

Также был произведён расчёт коэффициентов перехода (КП), представляющих собой отношение удельной активности ^{137}Cs в растении или его части к плотности загрязнения почвы ^{137}Cs . В ветвях сосны он находился в пределах $(5-49)\times 10^{-3}$ м²/кг, в хвое варьировал от 4×10^{-3} до 65×10^{-3} м²/кг.

Информация об удельной активности ^{137}Cs , КН и КП этого радионуклида в ветвях и хвое сосны представлена в таблице 11.

Таблица 11. Удельные активности ^{137}Cs и показатели биоаккумуляции в ветвях и хвое сосны обыкновенной.

Площадка	Удельная активность, , Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ $\text{м}^2/\text{кг}$	КН	Удельная активность , Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ $\text{м}^2/\text{кг}$	КН
	Ветви			Хвоя		
С-1	9,9±5,6	13±9	3,90±2,36	13,3±2,5	18±8	5,28±1,53
С-2	15,4±3,7	15±5	3,82±1,24	7,2±2,1	7±2	1,79±0,65
П-1	19,3±3,4	15±4	4,43±1,32	23,4±3,1	18±5	5,38±1,47
П-2	12,0±2,4	5±1	1,72±0,40	9,2±2,9	4±1	1,31±0,44
П-3	14,4±3,7	18±7	7,68±3,22	19,1±4,6	24±10	10,21±4,17
П-4	10,9±2,7	11±3	2,87±0,93	22,9±3,0	22±6	6,02±1,51
П-5	10,7±3,8	11±5	4,18±1,74	18,1±3,2	19±5	7,05±2,02
К-I	26,2±3,5	49±23	17,08±8,04	34,5±3,7	65±30	22,48±10,44
К-II	12,7±4,1	7±2	1,94±0,67	21,4±3,2	11±2	3,26±0,65
К-III	9,0±2,6	10±4	3,96±1,61	11,5±2,4	12±4	5,04±1,78
К-IV	15,3±3,2	10±3	5,20±1,38	31,6±4,0	22±5	10,75±2,25
Ф-30	21,4±3,0	21±6	7,94±2,28	26,9±3,8	26±8	10,01±2,89

Из полученных данных мы можем видеть, что КН и КП ^{137}Cs в ветвях и хвое сосны на всех площадках отличаются крайне высокими значениями. В литературе известны разбросы в КП ^{137}Cs в ветвях $(0,06-34,2) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$; в КП ^{137}Cs в хвое — $(0,4-111) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

Для всех удельных активностей, КН и КП были рассчитаны основные описательные статистики, а также проведена проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко (Приложение 7).

Проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко, показала, что распределение $A_{\text{уд}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях и хвое сосны в ЗН нельзя считать значимо отличными от нормального при $p=0,05$. Для нахождения достоверных различий между величинами этих показателей на изучаемых площадках было проведено сравнение по t-критерию (таблица 12).

Таблица 12. Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения ^{137}Cs в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой.

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	СЗЗ АЭС		Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий	Значение	Наблюдаемый t-критерий
$A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	14,6	9,9	2,94*	21,4	-4,27
$A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в хвое, Бк/кг	19,9	13,3	2,32	26,9	-2,30

* Примечание: полужирным выделены значимые различия при сравнении по t-критерию Стьюдента ($p < 0.05$; $t_{кр.} = 2.26$).

Из расчёта t-критерия можно прийти к выводу, что удельные активности ^{137}Cs в ветвях и хвое сосны в СЗЗ станции отличаются значительно меньшими, чем в зоне наблюдения, значениями. Напротив, на фоновой площадке $A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях значительно больше, чем в среднем по зоне наблюдения.

Для КН и КП ^{137}Cs в ветвях и хвое сосны сравнение по t-критерию не применимо, т.к. распределения этих показателей в зоне наблюдения отличны от нормальных. Для нахождения достоверных отличий между этими показателями на различных площадках было проведено сравнение по критерию Краскела-Уоллиса (H-критерию). Это непараметрический тест (т.е. не основанный на каком-либо распределении вероятности), применяемый в случаях, когда выборки не удовлетворяют условию нормального распределения. Он позволяет сравнить 2 и более независимые выборки (Бююль, Цёфель, 2005).

Проведенное сравнение не выявило достоверных при $p = 0,05$ отличий между КН и КП ^{137}Cs в ветвях и хвое сосны в зоне наблюдения и этими показателями в СЗЗ станции и на фоновой площадке (Приложение 8).

Для установления возможных взаимосвязей между накоплением ^{137}Cs в компонентах сосны, рядом почвенных свойств и показателями, свидетельствующими о возможном влиянии КоАЭС на биоаккумуляцию ^{137}Cs , был проведен корреляционный анализ с расчетом коэффициентов ранговой

корреляции Спирмана. Этот тест непараметрический, поэтому позволяет сравнивать выборки с распределением, отличным от нормального.

Наибольшее количество значимых взаимосвязей было обнаружено между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs — удельными активностями, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях — и такими почвенными свойствами как содержание в почве калия, биофильных элементов (кальция и магния) и богатство органическим веществом (запасы гумуса и подстилки). Все эти взаимосвязи имели отрицательный характер, т.е. чем выше были содержание органического вещества и элементов питания, тем ниже были удельные активности, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях (табл. 13). Здесь и далее под концентрациями калия, кальция и магния подразумеваются их средневзвешенные концентрации в слое 0–30 см. Запас калия также рассчитывается на глубину этого слоя.

Таблица 13. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмана между показателями накоплениями ^{137}Cs в сосне обыкновенной и некоторыми почвенными свойствами.

Показатель	K_2O (мг/ 100 г)	Ca^{2+} (ммоль+ /100г)	Mg^{2+} (ммоль+ /100г)	Запас подстилки (кг/м ²)	Запас гумуса (кг/м ²)	Запас калия (кг/м ²)
Ауд ^{137}Cs в ветвях, Бк/кг	-0,30	-0,42	-0,26	-0,29	0,06	-0,57
Ауд ^{137}Cs в хвое, Бк/кг	-0,49	-0,55	-0,45	-0,66*	-0,20	-0,60
КН в ветвях	-0,76	-0,87	-0,64	-0,59	-0,55	-0,71
КН в хвое	-0,67	-0,80	-0,75	-0,75	-0,58	-0,65
КП в ветвях, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	-0,69	-0,50	-0,38	-0,56	-0,40	-0,83
КП в хвое, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	-0,74	-0,68	-0,75	-0,84	-0,53	-0,76

* Примечание: полужирным выделены значения r_s , свидетельствующие о значимых взаимосвязях. Для $n=12$ и $p=0,05$ значимым является значение $|r_s|>0,58$.

Взаимосвязи между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs в сосне и такими показателями как расстояние от КоАЭС, скорость ветра, и рядом почвенных свойств обнаружены не были, что не позволяет сделать вывод о

влиянии атомной станции на поступление ^{137}Cs в компоненты сосны (Приложение 9).

В целом, анализ полученных данных позволяет заключить, что интенсивность накопления ^{137}Cs в компонентах сосны обыкновенной в исследуемых экосистемах очень высока. КН и КП превышают известные величины для сосняков, распространенных как в автоморфных, так и в гидроморфных условиях на загрязненных территориях. При этом, в хвое сосны ^{137}Cs накапливается интенсивней, чем в ее ветвях, о чём свидетельствуют его более высокие удельные активности, коэффициенты накопления и перехода в этой части растения. Проведенные сравнения удельных активностей ^{137}Cs в ветвях и хвое сосны на различных площадках по t-критерию, а КН и КП ^{137}Cs в этих частях растений по критерию Краскела-Уоллиса не подтвердили влияние КоАЭС на накопление сосной обыкновенной ^{137}Cs .

Сравнение с литературными данными показало, что КН и КП ^{137}Cs в ветвях и хвое сосны на изученной территории могут превосходить аналогичные показатели, полученные при изучении сосняков Брянской и Гомельской области, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС. Так, КП ^{137}Cs в ветвях сосны в районе расположения КоАЭС достигали $21 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$; по данным Щеглова, этот показатель для сосен, произрастающих на автоморфных ландшафтах Брянской области на подзолистых почвах, не превышает $6,1 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. По данным Thiry Y. за 2002 год, КП ^{137}Cs в ветвях сосны в сосняках Гомельской области составляет $(3,5-4,7) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Более того, даже на гидроморфных позициях на торфяно-глеевых почвах КП ^{137}Cs в ветвях сосны в Брянской области не превышает 17,5 (Щеглов, 2000; Thiry et al., 2002).

Аналогичная ситуация наблюдается и для хвои. КН и КП ^{137}Cs в хвое сосны в районе расположения КоАЭС достигали 7,95 и $22 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ соответственно. По данным Бордзыко Е.В. и Маркеловой Н.В. за 2009 год, в

бруснично-черничных сосняках Брянской области КН ^{137}Cs в хвое сосны не превышали 0,32; КП – $2,31 \times 10^{-3}$ м²/кг. По данным Щеглова А.И. на 2000 год, КП ^{137}Cs в хвое сосны даже на гидроморфных ландшафтах Брянской области не превышали $14,5 \times 10^{-3}$ м²/кг (Щеглов, 2000; Бордзыко, Маркелова, 2009).

Иные результаты можно получить, сравнивая КП ^{137}Cs в хвое сосны в районе расположения КоАЭС с аналогичными показателями, полученными в ходе исследований в скандинавских странах. По данным Rosen К. с соавторами на 2009 год, КП ^{137}Cs в хвое сосны в сосняках центральной Швеции (территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС) составляет 41×10^{-3} м²/кг, а в соснах, растущих там же на верховых болотах — 105×10^{-3} м²/кг. Galán P.R. при исследовании тех же ландшафтов в 2006 году получил значения 30×10^{-3} м²/кг для сосняка и 80×10^{-3} м²/кг для верхового болота (Galán, 2006; Rosen et al., 2009). Из этого следует, что интенсивность накопления ^{137}Cs в хвое сосны в северотаежных автоморфных ландшафтах Кольского полуострова на незагрязненных территориях сопоставима с интенсивностью его накопления в автоморфных северотаежных ландшафтах на загрязненных территориях Скандинавии, но заметно уступает интенсивности накопления на загрязненных гидроморфных ландшафтах в этом регионе.

6.1.2. Накопление ^{137}Cs в ели обыкновенной (*Picea abies*)

Удельные активности ^{137}Cs в ветвях ели обыкновенной составляли 6,7–15,2 Бк/кг, в хвое — 7,6–15,6 Бк/кг (табл. 14). Сравнение этих показателей как сопряженных переменных по t-критерию показало, что их нельзя считать значимо отличными друг от друга, т.е. в ветвях и хвое ели ^{137}Cs накапливается в сопоставимых количествах (Приложение 10).

Таблица 14. Удельные активности ^{137}Cs и показатели биоаккумуляции в ветвях и хвое ели обыкновенной.

Площадка	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН
	Ветви			Хвоя		
П-1	13,2±2,9	10±3	3,19±0,71	9,7±2,0	8±2	2,33±0,49
П-4	6,7±2,1	7±3	1,77±0,56	12,1±2,1	12±3	3,19±0,56
П-5	15,1±3,0	16±5	5,94±1,20	9,0±1,7	9±3	3,55±0,68
К-II	13,3±2,3	7±2	2,05±0,36	13,4±2,3	7±2	2,06±0,36
К-III	9,3±2,0	10±4	4,13±0,90	7,6±1,7	8±3	3,37±0,76
К-IV	10,5±3,6	7±3	3,13±1,06	15,6±2,7	11±3	4,65±0,82
Ф-30	15,2±3,2	15±5	5,70±1,18	14,8±2,5	14±4	5,54±0,95

Для всех удельных активностей, КН и КП были рассчитаны основные описательные статистики, а также проведена проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко. Результаты этих расчётов для исследуемых показателей в ЗН отражены в Приложении 7.

Проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко, показала, что распределение всех показателей накопления ^{137}Cs в ветвях и хвое ели обыкновенной нельзя считать достоверно отличными от нормального при $p=0,05$. Для нахождения достоверных различий между величинами этих показателей на изучаемых площадках было проведено сравнение по t-критерию. Поскольку на площадке в санитарно-защитной зоне ель не росла, сравнивались только значения в зоне наблюдения и на фоновой площадке. Все исследуемые показатели на фоновой площадке оказались значимо выше, чем в зоне наблюдения (табл. 15).

Таблица 15. Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения ^{137}Cs в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой.

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	11,4	15,2	-3,0
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в хвое, Бк/кг	11,2	14,8	-2,9
КН в ветвях	3,4	5,70	-3,8
КН в хвое	3,2	5,54	-6,2
КП в ветвях, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	0,010	0,015	-3,9
КП в хвое, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	0,009	0,014	-6,5

* Примечание: полужирным выделены значимые различия при сравнении по t-критерию Стьюдента ($p < 0.05$; $t_{кр.} = 2.26$).

Из расчёта t-критерия можно прийти к выводу, что все показатели накопления ^{137}Cs в ветвях и хвое сосны обыкновенной на фоновой площадке оказались значимо более высокими, чем в зоне наблюдения.

Для установления возможных взаимосвязей между накоплением ^{137}Cs в компонентах ели, рядом почвенных свойств и показателями, свидетельствующими о возможном влиянии КоАЭС на биоаккумуляцию ^{137}Cs , был проведен корреляционный анализ с расчетом коэффициентов ранговой корреляции Спирмана.

Наибольшее количество значимых взаимосвязей было обнаружено между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs — удельными активностями, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях ели — и такими почвенными свойствами как содержание в почве биогенных элементов (калия, кальция и магния) и богатство органическим веществом (запасы гумуса и подстилки). Все эти взаимосвязи имели отрицательный характер, т.е. чем выше были содержание органического вещества и элементов питания, тем ниже были удельные активности, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях (табл. 16)

Таблица 16. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмана между показателями накоплениями ^{137}Cs в ели обыкновенной и некоторыми почвенными свойствами.

Показатель	K_2O (мг/100 г)	Ca^{2+} (ммоль+/100г)	Mg^{2+} (ммоль+/100г)	Запас подстилки (кг/м ²)	Запас гумуса (кг/м ²)
$A_{уд}^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	-0,54	-0,50	-0,32	-0,54	-0,39
$A_{уд}^{137}\text{Cs}$ в хвое, Бк/кг	-0,18	-0,43	-0,50	-0,43	0,00
КН в ветвях	-0,57	-0,57	-0,36	-0,54	-0,75
КН в хвое	-0,57	-0,79	-0,93	-0,29	-0,89
КП в ветвях, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	-0,71	-0,61	-0,29	-0,32	-0,68
КП в хвое, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	-0,50	-0,36	-0,86	-0,75	-0,64

* Примечание: полужирным выделены значения r_s , свидетельствующие о значимых взаимосвязях. Для $n=12$ и $p=0,05$ значимым является значение $|r_s| > 0,58$.

Взаимосвязи между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs в компонентах ели и такими показателями как расстояние от КоАЭС, скорость ветра, и рядом

почвенных свойств обнаружены не были, что не позволяет сделать вывод о влиянии атомной станции на поступление ^{137}Cs в компоненты сосны (Приложение 9).

В целом, анализ полученных данных позволяет заключить, что интенсивность накопления ^{137}Cs в компонентах ели обыкновенной в исследуемых экосистемах достаточно высока. В ветвях ели ^{137}Cs накапливается так же интенсивно, как и в ее хвое. Проведенные сравнения удельных активностей ^{137}Cs в ветвях и хвое ели на различных площадках по t-критерию не подтвердили влияние КоАЭС на накопление елью обыкновенной ^{137}Cs .

Сравнение интенсивности накопления ^{137}Cs в ветвях и хвое ели в районе расположения КоАЭС с литературными данными затруднено, т.к. они весьма немногочисленны. КП ^{137}Cs в ветвях ели на исследованных площадках достигали $15,7 \times 10^{-3}$ м²/кг, в хвое — $14,4 \times 10^{-3}$ м²/кг. Это существенно превосходит значения для мшистых и орляковых сосняков Брянской области на возвышенных элементах рельефа, где КП ^{137}Cs в ветвях ели находится в диапазоне $(1,64–6,63) \times 10^{-3}$ м²/кг (Белов и др., 2017). В районе расположения Смоленской АЭС, который можно отнести к незагрязненным территориям, КП ^{137}Cs в мелких ветвях ели равен $1,19 \times 10^{-3}$ м²/кг, в хвое — $5,65 \times 10^{-3}$ м²/кг (Цветнова, Щеглов, 2009). Есть основания полагать, что ели в условиях северной тайги накапливают ^{137}Cs интенсивнее, чем в более южных лесах, даже если те подвергались загрязнению этим радионуклидом.

6.1.3. Накопление ^{137}Cs в березе повислой (*Betula pendula*)

Удельные активности ^{137}Cs в ветвях березы повислой составляли от менее 2,5 до 10,3 Бк/кг, в листьях — от менее 2,5 до 18,6 Бк/кг (табл. 17). Сравнение этих показателей как зависимых переменных по t-критерию показало, что в листьях березы накапливается значимо больше ^{137}Cs , чем в ветвях (Приложение 10).

Таблица 17. Удельные активности ^{137}Cs и показатели биоаккумуляции в ветвях и листьях березы повислой.

Площадка	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН
	Ветви			Листья		
С-1	6,1±1,7	10±5	2,42±0,69	13,2±3,6	21±11	5,24±1,41
С-2	7,5±2,4	7±3	1,88±0,61	<2,5	-	-
П-1	<2,5	-*	-	18,6±5,2	15±5	4,49±1,25
П-2	<2,5	-	-	15,8±3,5	6±2	2,27±0,50
П-3	8,3±2,2	10±4	4,48±1,20	7,4±2,4	9±4	3,98±1,31
П-4	6,0±1,8	6±2	1,58±0,48	14,7±3,6	14±5	3,89±0,94
П-5	<2,5	-	-	14,0±3,3	15±5	5,50±1,27
К-I	9,9±3,1	19±10	6,46±2,00	17,9±4,2	34±7	11,72±2,73
К-II	5,9±2,5	3±1	0,91±0,39	10,6±3,5	6±2	1,62±0,53
К-III	4,7±2,0	5±3	2,07±0,90	15,4±4,3	17±7	6,82±1,89
К-IV	10,3±3,1	7±2	3,07±0,92	13,3±4,0	9±3	3,96±1,18
Ф-30	8,1±2,2	8±3	3,04±0,84	17,5±4,5	17±6	6,56±1,67

*В случаях, когда $A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в пробе была ниже минимальной детектируемой (менее 2,5 Бк в пересчете на килограмм воздушно-сухой пробы), КН и КП не определялись

Для всех удельных активностей, КН и КП были рассчитаны основные описательные статистики, а также проведена проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко. Результаты этих расчётов для исследуемых показателей в ЗН отражены в Приложении 7.

Проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко, показала, что распределение всех показателей накопления ^{137}Cs в ветвях и листьях березы обыкновенной, кроме КП в листьях, нельзя считать достоверно отличными от нормального при $p=0,05$. Для нахождения достоверных различий между величинами этих показателей на изучаемых площадках было проведено сравнение по t-критерию (табл. 18).

Таблица 18. Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения ^{137}Cs в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой.

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	СЗЗ АЭС		Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий	Значение	Наблюдаемый t-критерий
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	7,5	6,1	-0,7	8,1	-2,2
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в листьях, Бк/кг	14,2	13,2	-0,2	17,5	-2,7
КН в ветвях	2,9	2,42	0,7	3,04	-0,2
КН в листьях	4,9	5,24	-0,3	6,56	-1,7

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	СЗЗ АЭС		Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий	Значение	Наблюдаемый t-критерий
КП в ветвях, $n \times 10^3$ М ² /КГ	0,008	0,010	-0,9	0,008	0,1

* Примечание: полужирным выделены значимые различия при сравнении по t-критерию Стьюдента ($p < 0.05$; $t_{кр.} = 2.26$).

Из расчета t-критерия можно прийти к выводу, что удельная активность ^{137}Cs в листьях на фоновой площадке значимо выше, чем в зоне наблюдения. Прочие показатели в СЗЗ, ЗН и на фоновой площадке значимо не отличаются от ЗН.

Для нахождения достоверных различий между КП ^{137}Cs в листьях березы на различных площадках было проведено сравнение по критерию Краскела-Уоллиса (H-критерию). Оно не выявило достоверных при $p = 0,05$ отличий между КП ^{137}Cs в листьях березы в зоне наблюдения и этим показателем в СЗЗ станции на фоновой площадке (Приложение 8).

Для установления возможных взаимосвязей между накоплением ^{137}Cs в компонентах березы, рядом почвенных свойств и показателями, свидетельствующими о возможном влиянии КоАЭС на биоаккумуляцию ^{137}Cs , был проведен корреляционный анализ с расчетом коэффициентов ранговой корреляции Спирмана. Наибольшее количество значимых взаимосвязей было обнаружено между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs — удельными активностями, КН и КП ^{137}Cs в листьях и ветвях — и такими почвенными свойствами как содержание в почве элементов питания (калия, кальция и магния) и запасом гумуса. Все эти взаимосвязи имели отрицательный характер, т.е. чем выше были содержание органического вещества и элементов питания, тем ниже были удельные активности, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях (табл. 19).

Таблица 19. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмана между показателями накоплениями ^{137}Cs в березе обыкновенной и некоторыми почвенными свойствами

Показатель	K_2O (мг/100 г)	Ca^{2+} (ммоль + /100г)	Mg^{2+} (ммоль + /100г)	Запас гумуса (кг/м ²)	Запас калия (кг/м ²)
$A_{\text{уд}}$ ^{137}Cs в ветвях, Бк/кг	-0,30	-0,57	-0,59	-0,33	-0,30
$A_{\text{уд}}$ ^{137}Cs в листьях, Бк/кг	-0,33	-0,20	-0,12	-0,13	-0,48
КН в ветвях	-0,43	-0,61	-0,67	-0,50	-0,34
КН в листьях	-0,60	-0,63	-0,47	-0,65	-0,46
КП в ветвях, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	-0,44	-0,45	-0,57	-0,83	-0,42
КП в листьях, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	-0,66	-0,50	-0,36	-0,57	-0,59

* Примечание: полужирным выделены значения r_s , свидетельствующие о значимых взаимосвязях. Для $n=12$ и $p=0,05$ значимым является значение $|r_s| > 0,58$.

Взаимосвязи между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs в компонентах березы и такими показателями как расстояние от КоАЭС, скорость ветра, и рядом почвенных свойств обнаружены не были, что не позволяет сделать вывод о влиянии атомной станции на поступление ^{137}Cs в компоненты сосны (Приложение 9).

В целом, анализ полученных данных позволяет заключить, что интенсивность накопления ^{137}Cs в компонентах березы обыкновенной в исследуемых экосистемах очень высока. При этом, в листьях ^{137}Cs накапливается интенсивней, чем в ее ветвях, о чём свидетельствуют его более высокие удельные активности, коэффициенты накопления и перехода в этой части растения. Проведенные сравнения показателей накопления ^{137}Cs в ветвях и листьях березы на различных площадках по t-критерию, а также КП ^{137}Cs в листьях по критерию Краскела-Уоллиса не подтвердили влияние КоАЭС на накопление ^{137}Cs березой обыкновенной.

КП ^{137}Cs в ветвях березы в районе расположения КоАЭС достигали $18,7 \times 10^{-3}$ м²/кг, в листьях – $33,9 \times 10^{-3}$ м²/кг. В районе расположения Смоленской АЭС, который можно отнести к незагрязненным территориям, КП ^{137}Cs в мелких ветвях березы составляет $0,15 \times 10^{-3}$ м²/кг, в листьях – $0,19 \times 10^{-3}$ м²/кг (Цветнова, Щеглов, 2009). В лесах Брянской области, находящихся на

дальнем следе загрязнения в результате аварии на ЧАЭС, эти показатели составляли $1,47 \times 10^{-3}$ м²/кг и $1,73 \times 10^{-3}$ м²/кг. В лесах этого региона, произрастающих ближе к месту аварии и пострадавших от ее последствий сильнее, КП ¹³⁷Cs в листьях березы несколько выше: в Новозыбковском районе Брянской области они составляли $(5,36-5,44) \times 10^{-3}$ м²/кг (Щеглов, 2000; Бордзыко, Маркелова, 2009). Таким образом, наблюдаемая интенсивность накопления ¹³⁷Cs в компонентах сосны в северной тайге на 1–2 порядка выше, чем на фоновых территориях и даже на российских территориях, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

6.2. Накопление ¹³⁷Cs травяно-кустарничковом ярусе

6.2.1. Накопление ¹³⁷Cs в чернике обыкновенной (*Vaccinium myrtillus*)

Удельные активности ¹³⁷Cs в ветвях черники составили 25,9–90,3; в листьях — 13,0–164,8 Бк/кг. Информация об удельных активностях ¹³⁷Cs, КН и КП этого радионуклида в ветвях и листьях черники представлена в таблице 20. Для сравнения удельных активностей ¹³⁷Cs в этих компонентах было проведено сравнение по непараметрическому критерию Вилкоксона, т.к. распределение удельных активностей ¹³⁷Cs в листьях черники оказалось отличным от нормального. Анализ показал, что в листьях черники накапливается значительно больше ¹³⁷Cs, чем в ее ветвях (Приложение 10).

Таблица 20. Удельные активности ¹³⁷Cs и показатели биоаккумуляции в ветвях и листьях черники обыкновенной.

Площадка	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН
	Ветви			Листья		
С-1	34,9±6,5	46±20	13,83±3,95	13,0±10,9	17±16	5,14±4,47
С-2	50,0±5,9	48±12	12,44±3,11	61,4±9,6	59±16	15,27±4,14
П-1	87,4±6,9	68±17	20,10±5,05	164,8±17,1	129±34	37,89±9,87
П-2	38,1±7,6	16±4	5,46±1,26	58,0±12,5	24±6	8,30±2,04
П-3	35,8±5,1	44±16	19,11±6,88	71,7±13,4	88±34	38,27±14,52

Площадка	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН
	Ветви			Листья		
П-4	37,8±4,7	37±9	9,93±2,46	50,8±8,3	49±13	13,36±3,59
П-5	25,9±4,9	27±8	10,11±2,97	56,4±10,2	58±17	22,00±6,33
К-I	80,2±7,2	51±70	52,22±24,05	115,5±13,9	218±102	75,16±35,15
К-II	31,0±8,2	17±5	4,72±1,39	41,5±13,6	22±8	6,33±2,24
К-III	68,6±8,1	74±23	30,06±9,37	70,9±12,6	77±26	31,08±10,52
К-IV	59,8±6,6	41±8	20,37±4,08	65,7±11,1	45±11	22,37±5,31
Ф-30	90,3±8,7	87±23	33,56±9,03	120,4±15,6	117±33	44,77±12,66

Для всех удельных активностей, КН и КП были рассчитаны основные описательные статистики, а также проведена проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко. Результаты этих расчётов для исследуемых показателей в ЗН отражены в Приложении 7.

Проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко, показала, что распределения $A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях черники и КН ^{137}Cs в листьях в ЗН нельзя считать значимо отличными от нормального при $p=0,05$. Для нахождения достоверных различий между величинами этих показателей на изучаемых площадках было проведено сравнение по t-критерию (таблица 21).

Таблица 21. Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения ^{137}Cs в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой.

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	СЗЗ АЭС		Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий	Значение	Наблюдаемый t-критерий
$A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	51,5	34,9	2,5*	90,3	-5,7
КН в листьях	27,0	5,1	3,4	44,8	-2,8

* Примечание: полужирным выделены значимые различия при сравнении по t-критерию Стьюдента ($p < 0.05$; $t_{кр.} = 2.26$).

Из расчёта t-критерия можно прийти к выводу, что $A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях черники и КН ^{137}Cs в листьях в СЗЗ значимо меньше, чем в ЗН, а на фоновой площадке – значимо больше, чем в ЗН. Это соответствует закономерности, обнаруженной ранее для показателей аккумуляции ^{137}Cs в древесных видах растительного покрова.

Для сравнений между $A_{уд}^{137}Cs$ в листьях, КН в ветвях и КП в ветвях и листьях на различных площадках было проведено сравнение по критерию Краскела-Уоллиса (Н-критерию). Оно не выявило достоверным отличий между этими показателями (Приложение 8).

Для установления возможных взаимосвязей между накоплением ^{137}Cs в компонентах черники, рядом почвенных свойств и показателями, свидетельствующими о возможном влиянии КоАЭС на биоаккумуляцию ^{137}Cs , был проведен корреляционный анализ с расчетом коэффициентов ранговой корреляции Спирмана. Наибольшее количество значимых взаимосвязей было обнаружено между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs — удельными активностями, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях — и содержанием в почве элементов питания (калия, кальция и магния). Все эти взаимосвязи имели отрицательный характер, т.е. чем выше были содержание органического вещества и элементов питания, тем ниже были удельные активности, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях (табл. 22).

Таблица 22. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмана между показателями накоплениями ^{137}Cs в чернике обыкновенной и некоторыми почвенными свойствами.

Показатель	K ₂ O (мг/100 г)	Ca ²⁺ (ммоль+/100г)	Mg ²⁺ (ммоль+/100г)	Запас калия (кг/м ²)
$A_{уд}^{137}Cs$ в ветвях, Бк/кг	-0,29	-0,33	-0,06	-0,47
$A_{уд}^{137}Cs$ в листьях, Бк/кг	-0,50	-0,49	-0,24	-0,59
КН в ветвях	-0,58	-0,74	-0,44	-0,55
КН в листьях	-0,57	-0,64	-0,50	-0,64
КП в ветвях, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	-0,48	-0,46	-0,15	-0,55
КП в листьях, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	-0,47	-0,41	-0,24	-0,65

* Примечание: полужирным выделены значения r_s , свидетельствующие о значимых взаимосвязях. Для $n=12$ и $p=0,05$ значимым является значение $|r_s|>0,58$.

В целом, анализ полученных данных позволяет заключить, что интенсивность накопления ^{137}Cs в компонентах черники миртолистной в исследуемых экосистемах очень высока. При этом, в листьях ^{137}Cs накапливается интенсивней, чем в ее ветвях, о чём свидетельствуют его более

высокие удельные активности, коэффициенты накопления и перехода в этой части растения. Проведенные сравнения показателей накопления ^{137}Cs в ветвях и листьях черники по t-критерию и критерию Краскела-Уоллиса не подтвердили влияние КоАЭС на накопление ^{137}Cs черникой миртолистной (Кизеев и др., 2017).

КП ^{137}Cs в ветвях черники в районе расположения КоАЭС достигали $151,3 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, в листьях – $217,7 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. В незагрязненных лесах Германии КП ^{137}Cs в побегах черники (здесь и далее - без разделения на ветви и листья) составляет $50 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, но при внесении калийных удобрений снижается до $10 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ (Zibold et al., 2009). В Белорусском полесье на дальнем следе чернобыльского загрязнения КП ^{137}Cs в чернике находятся в диапазоне $(1,25-13,4) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, (Переволоцкий, Переволоцкая, 2010). В лесах Брянской области, которые также расположены на дальнем следе чернобыльского загрязнения, диапазон КП черники составляет $(4,1-24,1) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, в лесах Гомельской области – $(3,2-5,98) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ (Fesenko et al., 2001; Bulko et al., 2014). Значения КП ^{137}Cs в чернике в лесах Скандинавии выше на порядки. В разреженных низкорослых сосняках центральной Швеции они достигают $(30-180) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, в аналогичных лесах на юге Швеции — $(40-240) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ (Fawaris, Johanson, 1995b; Fawaris, Johanson, 1995a; Galán, 2006). Из этого можно сделать вывод, что интенсивность накопления ^{137}Cs черникой миртолистной в северотаежных экосистемах Кольского полуострова на 1-2 порядка превосходит интенсивность его накопления этим растением в лесах Средней полосы, но сопоставима с интенсивностью его накопления в сосняках Скандинавии.

6.2.2. Накопление ^{137}Cs в голубике обыкновенной (*Vaccinium uliginosum*)

Удельные активности ^{137}Cs в ветвях составили 11,9–67,0, в листьях – 25,8-79,0 Бк/кг. Данные об удельных активностях ^{137}Cs , КН и КП этого радионуклида в ветвях и листьях голубики представлены в таблице 23. Сравнение этих показателей как сопряженных переменных по t-критерию

показало, что в листьях голубики накапливается больше ^{137}Cs , чем в ее ветвях (Приложение 10).

Таблица 23. Удельные активности ^{137}Cs и показатели биоаккумуляции в ветвях голубики обыкновенной

Площадка	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН
	Ветви			Листья		
С-1	67,0±32,2	105±56	26,56±12,76	60,0±30,6	94±52	23,79±12,12
С-2	19,0±3,7	18±5	4,76±0,94	37,2±7,4	36±11	9,31±1,85
П-1	27,4±8,1	22±8	6,62±1,95	54,7±18,5	43±18	13,22±4,47
П-2	14,0±3,0	6±1	2,01±0,44	45,4±11,8	19±5	6,54±1,70
П-3	25,8±5,3	32±12	13,85±2,82	66,0±16,7	82±34	35,46±8,96
П-4	17,6±3,9	17±5	4,64±1,04	45,0±8,5	44±12	11,88±2,24
П-5	50,5±35,0	52±38	19,78±13,71	79,0±41,1	82±46	30,96±16,09
К-I	32,2±8,8	61±32	21,07±5,76	59,6±29,9	113±76	39,02±19,61
К-II	30,0±7,2	16±4	4,62±1,10	49,2±12,5	26±8	7,57±1,93
К-III	11,9±2,9	13±5	5,27±1,30	25,8±6,3	28±11	11,39±2,77
К-IV	26,1±4,8	18±4	7,75±1,44	67,5±22,7	47±18	20,09±6,77
Ф-30	20,1±3,4	20±6	7,53±1,29	27,0±6,1	26±9	10,11±2,26

Для всех удельных активностей, КН и КП были рассчитаны основные описательные статистики, а также проведена проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко. Результаты этих расчётов для исследуемых показателей в ЗН отражены в Приложении 7.

Проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко, показала, что распределения $A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях и листьях голубики в ЗН нельзя считать значимо отличными от нормального при $p=0,05$. Для нахождения достоверных различий между величинами этих показателей на изучаемых площадках было проведено сравнение по t-критерию (табл. 24).

Таблица 24. Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения ^{137}Cs в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой.

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	СЗЗ АЭС		Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий	Значение	Наблюдаемый t-критерий
$A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	25,5	67,0	-11,8	20,1	1,5
$A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в листьях, Бк/кг	52,9	60	-1,4	27	5,2

* Примечание: полужирным выделены значимые различия при сравнении по t-критерию Стьюдента ($p<0.05$; $t_{кр.} = 2.26$).

Из расчетов t-критерия следует, что в СЗЗ удельная активность ^{137}Cs в ветвях была значимо большей, чем в ЗН, а удельная активность ^{137}Cs в листьях на фоновой площадке – значимо меньшей, чем в зоне наблюдения. Это не соответствует ранее обнаруженным закономерностям для древесных видов растительного покрова и черники. Впрочем, сравнение КН и КП ^{137}Cs на разных площадках по Н-критерию не обнаружило значимых отличий по этому показателю (Приложение 8).

Для установления возможных взаимосвязей между накоплением ^{137}Cs в компонентах голубики, рядом почвенных свойств и показателями, свидетельствующими о возможном влиянии КоАЭС на биоаккумуляцию ^{137}Cs , был проведен корреляционный анализ с расчетом коэффициентов ранговой корреляции Спирмана. Наибольшее количество значимых взаимосвязей было обнаружено между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs — удельными активностями, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях — и такими почвенными свойствами как содержание в почве элементов питания (калия, кальция и магния), запасом гумуса и гидролитической кислотностью. Все эти взаимосвязи имели отрицательный характер, т.е. чем выше были содержание органического вещества, элементов питания и гидролитическая кислотность, тем ниже были удельные активности, КН и КП ^{137}Cs в хвое и ветвях (табл. 25). Гидролитическая кислотность отражает суммарное количество кислотных компонентов в почве, и отрицательная корреляция с таким показателем может свидетельствовать о том, что в этом случае условия среды были достаточно кислыми, чтобы цезий быстро покидал корнеобитаемый слой почвы с промывными осадками (Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий, 2018).

Таблица 25. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмана между показателями накопления ^{137}Cs в голубике обыкновенной и некоторыми почвенными свойствами.

Показатель	K(mmol+)	Ca	Mg	H, mmol+	Запас гумуса
$A_{уд}^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	-0,37	-0,45	-0,20	-0,73	-0,49
$A_{уд}^{137}\text{Cs}$ в листьях, Бк/кг	-0,32	-0,52	-0,41	-0,55	-0,53
КН в ветвях	-0,70	-0,79	-0,56	-0,76	-0,85
КН в листьях	-0,62	-0,66	-0,56	-0,52	-0,73
КП в ветвях, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	-0,71	-0,62	-0,41	-0,78	-0,71
КП в листьях, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	-0,46	-0,53	-0,44	-0,44	-0,66

* Примечание: полужирным выделены значения r_s , свидетельствующие о значимых взаимосвязях. Для $n=12$ и $p=0,05$ значимым является значение $|r_s| > 0,58$.

В целом, анализ полученных данных позволяет заключить, что интенсивность накопления ^{137}Cs в компонентах голубики обыкновенной в исследуемых экосистемах очень высока. При этом, в листьях ^{137}Cs накапливается интенсивней, чем в ее ветвях, о чём свидетельствуют его более высокие удельные активности, коэффициенты накопления и перехода в этой части растения. Проведенные сравнения удельных активностей ^{137}Cs в ветвях и листьях голубики по t-критерию, а также КН и КП ^{137}Cs в ветвях и листьях по критерию Краскела-Уоллиса не подтвердили влияние КоАЭС на накопление ^{137}Cs голубикой обыкновенной.

КП ^{137}Cs в ветвях голубики в районе расположения КоАЭС достигали $(5,7-105,3) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, в листьях – $(18,6-113,0) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Литературные данные о накоплении ^{137}Cs в этом кустарничке практически отсутствуют: в отличие от черники и брусники, на обследованных после загрязнения территориях голубика практически не растет. На дальнем следе чернобыльских выпадений в Беларуси и Брянской области КП ^{137}Cs в ягодах голубики были в диапазоне $(10,4-11,7) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Авторы отмечают, что ягоды этого растения накапливают ^{137}Cs интенсивнее, чем ветки, но слабее, чем листья, поэтому сравнение данных этого исследования с КП ^{137}Cs в ягодах голубики возможно – они могут отражать переход ^{137}Cs в побеги этого растения (Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий, 2018).

В разреженных сосняках центральной Швеции КП ^{137}Cs в побегах голубики (не разделенных на ветви и листья) составляет 90×10^{-3} М²/кг (Rosén et al., 2009). Таким образом, наблюдаемая интенсивность накопления ^{137}Cs голубикой в районе расположения КоАЭС может на порядок превосходить интенсивность его накопления голубикой в лесах средней полосы, но сопоставима с интенсивностью его накопления в сосняках Скандинавии.

6.2.3. Накопление ^{137}Cs в багульнике болотном (*Ledum palustre*)

Удельные активности ^{137}Cs в ветвях багульника болотного составляли 8,4–39,9 Бк/кг, в листьях – 12,6–72,5 Бк/кг (табл. 26). Сравнение этих показателей как сопряженных переменных по t-критерию показало, что в листьях багульника накапливается значимо больше ^{137}Cs , чем в его ветвях (Приложение 10).

КН и КП ^{137}Cs в ветвях и листьях багульника не рассчитывались, т.к. его отбрасы отбирались на расстоянии от почвенных разрезов на понижениях микрорельефа.

Таблица 26. Удельные активности ^{137}Cs и показатели биоаккумуляции в ветвях и листьях багульника болотного.

Площадка	Удельная активность, Бк/кг	
	Ветви	Листья
С-1	39,9±9,1	58,3±10,5
С-2	27,7±4,5	47,2±8,8
П-1	23,8±4,7	72,5±12,7
П-2	18,4±3,6	35,5±6,8
П-3	21,9±3,9	65,6±11,7
П-4	12,1±2,5	38,67,4
П-5	31,8±5,3	94,6±17,4
К-I	19,2±4,5	46,8±8,6
К-II	20,9±4,0	37,3±7,7
К-III	8,4±2,0	12,6±5,1
Ф-30	15,9±3,0	30,9±6,1

Для всех удельных активностей были рассчитаны основные описательные статистики, а также проведена проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко. Результаты этих расчётов для исследуемых показателей в ЗН отражены в Приложении 7.

Проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко, показала, что распределения удельных активностей ^{137}Cs в ветвях и листьях багульника в ЗН нельзя считать значимо отличными от нормального при $p=0,05$. Для нахождения достоверных различий между величинами этих показателей на изучаемых площадках было проведено сравнение по t-критерию (таблица 27).

Таблица 27. Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения ^{137}Cs в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой.

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	СЗЗ АЭС		Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий	Значение	Наблюдаемый t-критерий
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	20,5	39,9	-8,1	15,9	1,9
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в листьях, Бк/кг	50,1	58,3	-1,0	30,9	2,4

* Примечание: полужирным выделены значимые различия при сравнении по t-критерию Стьюдента ($p<0.05$; $t_{\text{кр.}}=2.26$).

Из расчетов t-критерия следует, что в СЗЗ удельная активность ^{137}Cs в ветвях багульника была значимо большей, чем в ЗН, а удельная активность ^{137}Cs в листьях на фоновой площадке — значимо меньшей, чем в зоне наблюдения. Это соответствует результатам сравнения, полученным раньше для голубики.

Для установления возможных взаимосвязей между накоплением ^{137}Cs в компонентах багульника и показателями, свидетельствующими о возможном влиянии КоАЭС на биоаккумуляцию ^{137}Cs , был проведен корреляционный анализ с расчетом коэффициентов ранговой корреляции Спирмана. По результатам корреляционного анализа оказалось, что на удалении от станции удельные активности как в ветвях, так и в листьях багульника растут, а не снижаются, что не указывает на влияние КоАЭС на поступление ^{137}Cs в растения этого вида.

В целом, удельные активности ^{137}Cs в компонентах багульника болотного в исследуемых экосистемах достаточно высоки. При этом, в листьях ^{137}Cs накапливается интенсивней, чем в ветвях, о чём свидетельствуют

его более высокие удельные активности в этой части растения. Проведенные сравнения удельных активностей ^{137}Cs в компонентах багульника болотного по t-критерию не подтвердили влияние КоАЭС на накопление им ^{137}Cs .

6.3. Накопление ^{137}Cs в мохово-лишайниковом ярусе

6.3.1. Накопление ^{137}Cs в мхе *Pleurozium Shreberi*

Плевроциум Шребера — листостебельный мох, в морфологии которого присутствуют стебель и листья, но их отделение друг от друга чрезвычайно трудоемкое, т.к. листья мха бесчерешковые, расположены на стебле в виде плотных спиралей, и их длина не превышает 1,5 мм. Поэтому в работе накопление ^{137}Cs рассматривалось суммарно в надземной части мха, которая здесь и далее в тексте называется слоевищем.

Удельные активности ^{137}Cs в слоевище плевроциума находились в диапазоне 15,0–94,5 Бк/кг. Данные о них, а также о КН и КП ^{137}Cs в плевроциуме представлены в таблице 28.

Таблица 28. Удельные активности ^{137}Cs и показатели биоаккумуляции в слоевище плевроциума Шребера.

Площадка	Удельная активность, Бк/кг	КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	КН
С-2	54,73±11,35	53±11	13,68±2,84
П-1	55,52±11,45	44±9	13,41±2,77
П-2	43,17±9,32	18±4	6,22±1,34
П-3	35,86±7,70	44±10	19,26±4,13
П-4	48,44±16,22	47±16	12,78±4,28
П-5	34,04±7,80	35±8	13,34±3,06
К-II	14,99±4,96	8±3	2,30±0,76
К-III	27,24±7,39	30±8	12,04±3,27
К-IV	94,47±30,07	65±21	28,10±8,94
Ф-30	85,30±17,02	83±17	31,90±6,36

Для всех удельных активностей, КН и КП были рассчитаны основные описательные статистики, а также проведена проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко. Результаты этих расчётов для исследуемых показателей в ЗН отражены в Приложении 7.

Проверка на нормальность по критерию Шапиро-Уилко, показала, что распределения всех показателей аккумуляции ^{137}Cs в плевроциуме в ЗН нельзя считать значимо отличными от нормального при $p=0,05$. Для нахождения достоверных различий между величинами этих показателей на изучаемых площадках было проведено сравнение по t-критерию. На площадке в СЗЗ плевроциум не встречался, поэтому сравнивались только зона наблюдения и фоновая площадка (табл. 29).

Таблица 29. Результаты сравнения средних значений показателей загрязнения ^{137}Cs в ЗН с СЗЗ АЭС и фоновой площадкой.

Показатель	Среднее для ЗН (n=10)	Фон	
		Значение	Наблюдаемый t-критерий
$A_{\text{уд}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$, Бк/кг	45,4	85,3	-5,3
КН	13,5	31,9	-7,6
КП, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	38	83	-5,8

* Примечание: полужирным выделены значимые различия при сравнении по t-критерию Стьюдента ($p < 0.05$; $t_{\text{кр.}} = 2.26$).

Результаты сравнения по t-критерию показали, что удельная активность, КН и КП ^{137}Cs в плевроциуме на фоновой площадке значимо выше, чем в зоне наблюдения. Это соответствует закономерностям, обнаруженным ранее для всех растительных видов кроме голубики и багульника.

Для установления возможных взаимосвязей между накоплением ^{137}Cs в плевроциуме, рядом почвенных свойств и показателями, свидетельствующими о возможном влиянии КоАЭС на биоаккумуляцию ^{137}Cs , был проведен корреляционный анализ с расчетом коэффициентов ранговой корреляции Спирмана. Наибольшее количество значимых взаимосвязей было обнаружено между показателями биоаккумуляции ^{137}Cs — удельными активностями, КН и КП ^{137}Cs в плевроциуме — и содержанием в почве элементов питания (калия, кальция и магния). Все эти взаимосвязи имели отрицательный характер, т.е. чем выше были содержание органического вещества и элементов питания, тем ниже были удельные активности, КН и КП ^{137}Cs в слоевище плевроциума (табл. 30).

Таблица 30. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмана между показателями накопления ^{137}Cs в плевроциуме Шребера и некоторыми почвенными свойствами.

Показатель	K_2O (мг/ 100 г)	Ca^{2+} (ммоль+ /100г)	Mg^{2+} (ммоль+ /100г)	Запас калия (кг/м ²)
$A_{\text{уд}} \text{ } ^{137}\text{Cs}$, Бк/кг	-0,41	-0,48	-0,15	-0,60
КН	-0,69	-0,78	-0,50	-0,72
КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	-0,69	-0,78	-0,50	-0,12

* Примечание: полужирным выделены значения r_s , свидетельствующие о значимых взаимосвязях. Для $n=12$ и $p=0,05$ значимым является значение $|r_s|>0,58$.

В целом, анализ полученных данных позволяет заключить, что интенсивность накопления ^{137}Cs в плевроциуме Шребера в исследуемых экосистемах очень высока. Проведенные сравнения показателей накопления ^{137}Cs в плевроциуме Шребера по t-критерию не подтвердили влияние КоАЭС на накопление ^{137}Cs этим растением.

КП ^{137}Cs в слоевище плевроциума Шребера в районе расположения КоАЭС достигали $(8,1-83) \times 10^{-3}$ м²/кг. В лесах на юго-востоке Польши этот показатель находится в диапазоне $(1-58) \times 10^{-3}$ м²/кг, в лесах Брянской области – $(8,7-14,6) \times 10^{-3}$ м²/кг, в лесах Литвы - 58×10^{-3} м²/кг (Fesenko et.al., 2001; Butkus, Konstantinova, 2005; Dolhanczuk-Srodka et al., 2011). Интенсивность накопления КП ^{137}Cs в слоевище плевроциума Шребера в районе расположения КоАЭС оказалась сопоставимой с интенсивность его накопления на других территориях.

6.3.2. Накопление ^{137}Cs в лишайниках рода *Cladonia*

Значения удельных активностей ^{137}Cs в различных частях подцелиев лишайников варьировали на исследованных площадках от 14,8 до 139,4 Бк/кг. Средние значения удельной активности ^{137}Cs уменьшаются от верхней к нижней части подцелиев лишайников, при этом в почвенной постилке (горизонт О) снова увеличиваются (Приложение 12). Сходное снижение в различных частях подцелиев лишайников отмечается для удельной активности ^{40}K .

Выявленные на исследованной территории вокруг КоАЭС, средние уровни удельной активности ^{137}Cs в подециях лишайников рода *Cladonia* сопоставимы с диапазоном 5–90 Бк/кг, который зафиксирован на фоновых территориях Скандинавии и Кольского полуострова в ряде лихенологических исследований (Семенихина, 2006; Кузьменкова, 2010; Кизеев, 2016; Воробьева и др., 2017; Koivurova et al., 2015). Более высокие коэффициенты вариации (Приложение 12), отмеченные для удельных активностей ^{137}Cs по сравнению с ^{40}K , могут указывать на процессы локального перераспределения техногенного радионуклида в подециях лишайников, не связанные с их калийным питанием. Увеличение удельных активностей в верхней части подециев лишайников и в верхнем подстилочном горизонте почвы свидетельствует о накоплении этого радионуклида именно в этих природных компонентах.

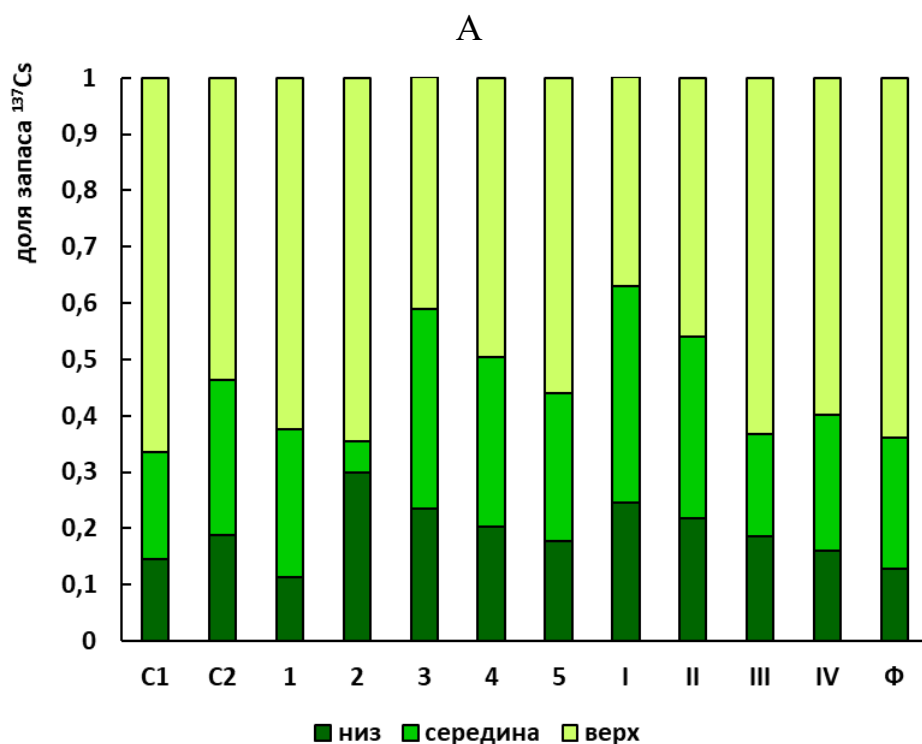
Зольность увеличивается в нижней части подециев лишайников. Коэффициенты вариации удельной активности ^{137}Cs в исследованных природных компонентах изменяются от 34,7% до 67,5%. В подециях лишайников коэффициенты вариации удельной активности ^{40}K значительно ниже, чем техногенного радионуклида ^{137}Cs . Распределение удельных активностей ^{137}Cs и ^{40}K в исследованных компонентах лишайников и почвы удовлетворяло нормальному закону (при уровне значимости $p=0,05$). Распределение зольности статистически значимо отличается от нормального закона.

Для оценки накопления ^{137}Cs лишайниками были также рассчитаны его средневзвешенные удельные активности ($A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$) с учетом массы всех частей подеция. На исследуемых площадках они составляли от 22,3 до 104,8 Бк/кг (рис. 15 А), при этом наибольший вклад в удельную активность вносили верхние части подециев (рис. 15 Б).

Средневзвешенные удельные активности ^{40}K в подециях находились в пределах 56,8-85,0 Бк/кг, что соответствует массовому содержанию

стабильного ^{39}K от 1855 до 2769 мг/кг, согласно соотношению изотопов природного калия. Эти значения попадают в диапазон 481–7900 мг/кг, описанный в отечественной научной литературе для лишайников рода *Cladonia* в АЗРФ (Сухарева, 2016; Тюпкина и др, 2019).

Для описания фракционирования радионуклидов в подециях были рассчитаны доли их запаса в нижней, средней и верхней частях. Во всех образцах эти запасы снижались вниз по подецию, в их верхних частях было сосредоточено наибольшее количество ^{137}Cs – 37,1-66,4% и ^{40}K – 38,7-56,3% от их общих запасов, причем во всех пробах, кроме образца с площадки 2, запасы снижались строго в ряду: верх>середина>низ (рис. 16)



Б

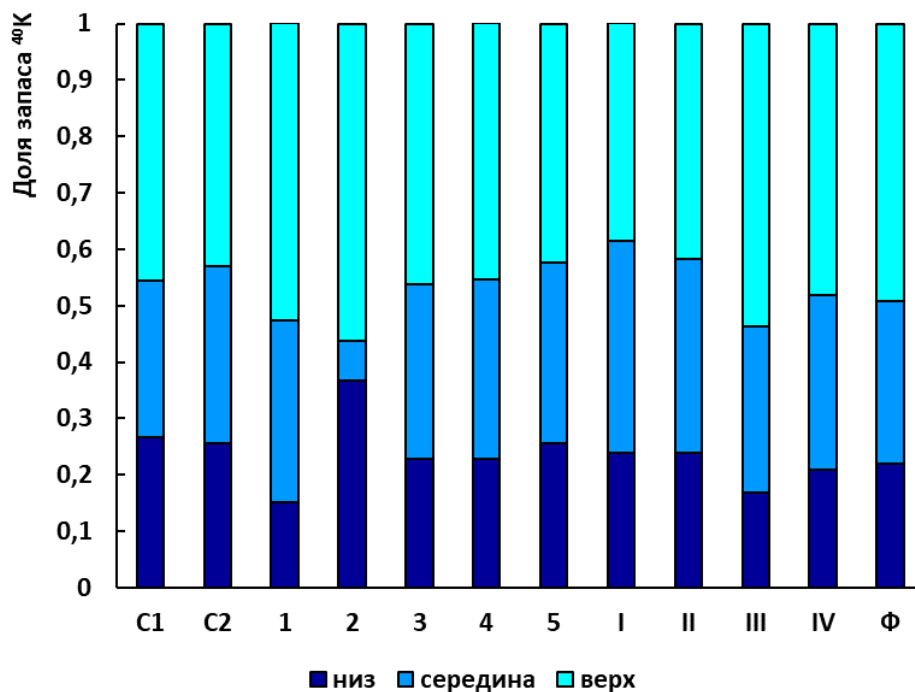


Рис. 16. Доли запаса ^{137}Cs (А) и ^{40}K (Б) в нижней, средней и верхней частях подцеиев лишайников рода *Cladonia*

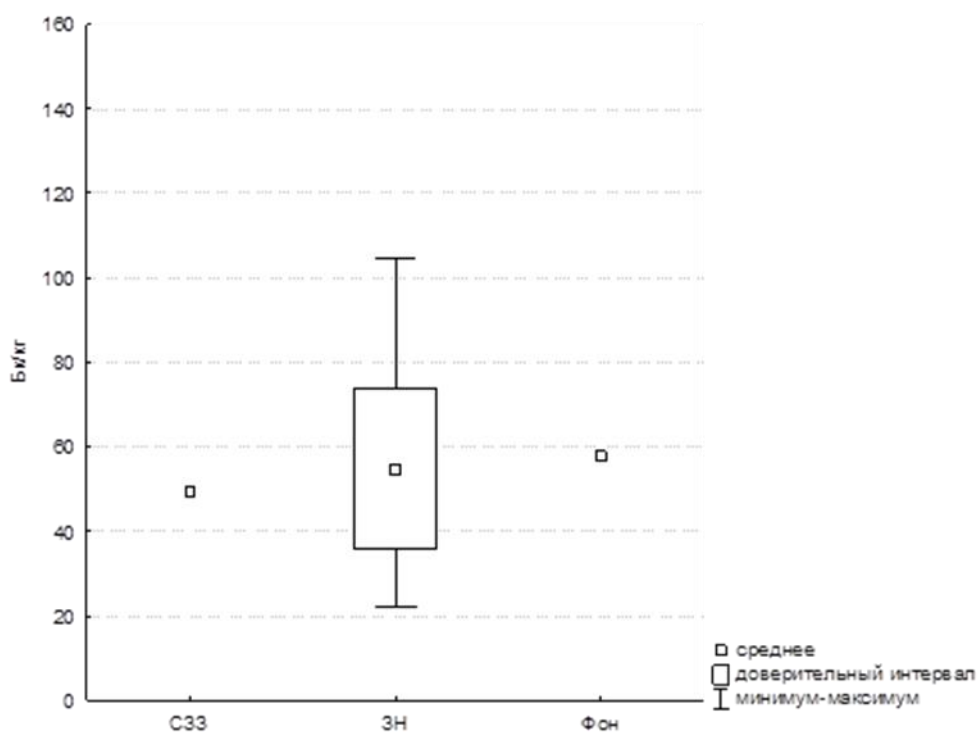
Сравнение уровней удельной активности ^{137}Cs в верхней, средней и нижней частях подцеиев лишайников проводили с помощью t-критерия Стьюдента. Средняя удельная активность ^{137}Cs в верхней части подцеиев статистически значимо больше, чем в средней ($t=3,48$, $p<0,05$) и нижней ($t=3,84$, $p<0,05$) частях. Уровни ^{137}Cs , зафиксированные в средней и нижней частях, между собой значимо не различаются (рис. 17А). Аналогичные результаты отмечены для удельной активности ^{40}K в этих частях подцеиев лишайников.

Выявленное статистически значимое увеличение удельной активности ^{137}Cs и ^{40}K в верхней части подцеиев лишайников может быть обусловлено аэральным путем их поступления на поверхность растительного покрова в составе глобальных радиоактивных выпадений. Радиоцезий поглощается лишайниками рода *Cladonia* преимущественно из слабоминерализованных атмосферных осадков и способен накапливаться в мембранах и клеточных стенках лишайников (Страховенко и др., 2008). Верхняя часть подцеиев

исследуемых лишайников достаточно плотная и может выступать механическим и геохимическим барьером на пути вертикальной миграции ^{137}Cs в нижележащие слои (Бязров, Пельгунова, 2016). Кроме того, верхняя часть подстилки является наиболее молодой и активно растущей, что способствует более интенсивному поглощению биофильного элемента калия и одновременно ^{137}Cs , схожего с ним по химическим свойствам.

Сравнение средней удельной активности ^{137}Cs в подстилке лишайников в зоне наблюдения КоАЭС с уровнями в санитарно-защитной зоне и на фоновой территории проводилось с помощью одновыборочного t-критерия Стьюдента (рис. 17 Б).

А



Б

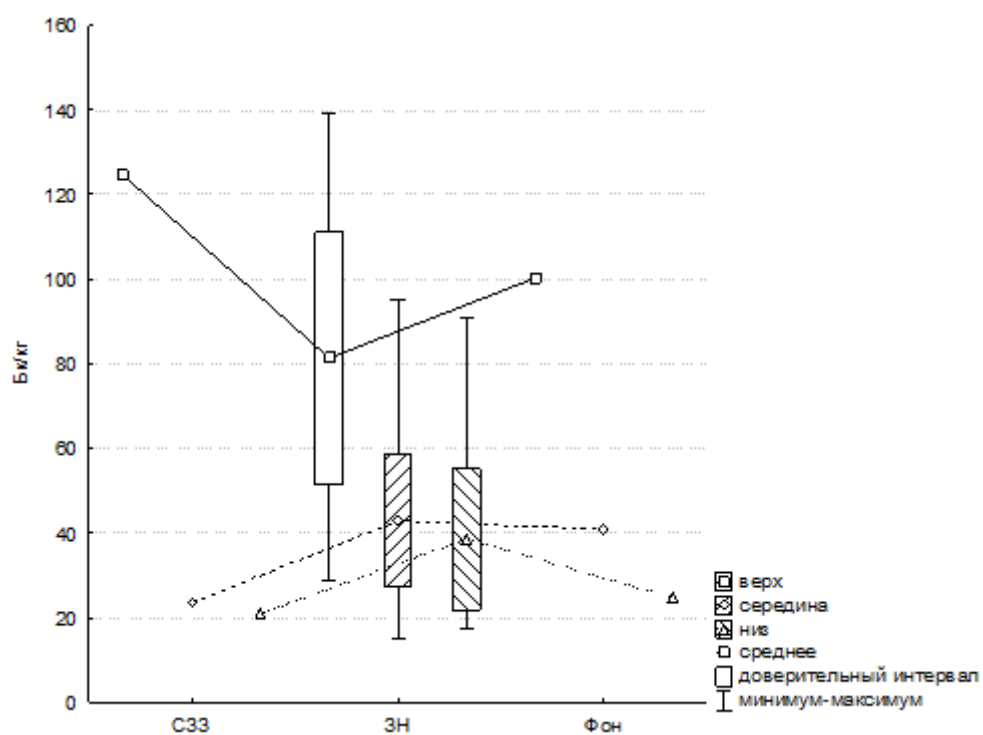


Рис.17. Удельные активности ^{137}Cs в санитарно-защитной зоне, зоне наблюдения и на фоновой площадке: а) средневзвешенные; б) в верхних, средних и нижних частях подтеция.

Средняя удельная активность ^{137}Cs в верхней части подтециев в зоне наблюдения, составившая $81,3 \pm 41,7$ Бк/кг, что статистически значимо ниже

($t=-3,28$, $p<0,05$), чем в санитарно-защитной зоне (124,6 Бк/кг), но не отличается от фонового уровня (100,3 Бк/кг). При этом уровень удельной активности ^{137}Cs , зафиксированный в верхней части лишайников в СЗЗ, превышает на 14 Бк/кг верхнюю границу 95% доверительного интервала этого показателя в ЗН, но не выходит за пределы размаха варьирования.

Средняя удельная активность ^{137}Cs в средней и нижней частях подстилки лишайников в зоне наблюдения статистически значимо больше ($t=2,78$, $t=2,29$, $p<0,05$), чем в санитарно-защитной зоне, и не отличается от фонового уровня. При этом уровни удельной активности ^{137}Cs , зафиксированные в средней и нижней частях лишайников в СЗЗ, выходят за нижнюю границу 95% доверительного интервала этого показателя в ЗН, но не выходит за пределы размаха варьирования. Следует отметить, что усредненные по всей толще подстилки значения удельной активности ^{137}Cs в зоне наблюдения не имели значимых различий с уровнями, зафиксированными в СЗЗ и на фоновой территории (рис. 17 А).

При анализе удельной активности ^{137}Cs на разных расстояниях от КоАЭС следует отметить особое индикационное значение верхнего слоя подстилки лишайников. Статистически значимое уменьшение удельной активности ^{137}Cs в верхней части подстилки для зоны наблюдения по сравнению с санитарно-защитной зоной (рис. 16) может отражать различный уровень глобальных выпадений на разных участках района расположения КоАЭС. Сравнение с фоновой территорией показывает, что в зоне наблюдения не отмечено накопление ^{137}Cs в лишайниках, из чего можно сделать вывод, что возможное влияние АЭС на уровни удельной активности этого техногенного радионуклида ограничивается санитарно-защитной зоной. Зафиксированная удельная активность ^{137}Cs в верхнем слое лишайников в санитарно-защитной зоне АЭС в 1,1 раз больше, чем верхняя граница доверительного интервала средней величины этого показателя в зоне наблюдения, и в 1,3 раз больше, чем уровень на фоновой площадке.

Для изучения возможных взаимосвязей между удельными активностями ^{137}Cs , ^{40}K и зольностью подстилки лишайников проводился корреляционный анализ с использованием коэффициента Спирмена (табл. 31).

Таблица 31. Коэффициенты корреляции Спирмена между удельной активностью ^{137}Cs , ^{40}K , зольностью в различных подстилках лишайников и горизонтах почвы (n=12).

Показатели		Удельная активность радионуклидов в подстилках лишайников					
		^{137}Cs			^{40}K		
		Верхняя часть	Средняя часть	Нижняя часть	Верхняя часть	Средняя часть	Нижняя часть
^{137}Cs	Верхняя часть подстилки лишайников	1,00					
	Средняя часть подстилки лишайников	+0,64**	1,00				
	Нижняя часть подстилки лишайников	+0,52*	+0,92***	1,00			
	Горизонт О почвы	-0,41	+0,06	+0,18			
	Горизонт АО почвы	+0,02	-0,26	-0,20			
	Горизонт Е почвы	-0,36	-0,16	-0,29			
	Горизонт В1f почвы	+0,10	+0,52*	+0,53*			
^{40}K	Верхняя часть подстилки лишайников	+0,54*	+0,18	+0,27	1,00		
	Средняя часть подстилки лишайников	-0,52*	+0,08	+0,19	-0,14	1,00	
	Нижняя часть подстилки лишайников	-0,22	+0,32	+0,56*	-0,12	+0,61**	1,00
Зольность	Верхняя часть подстилки лишайников	-0,34	+0,21	+0,36	-0,10	+0,49	+0,70**
	Средняя часть подстилки лишайников	-0,56*	+0,01	+0,08	-0,26	+0,53*	+0,50*
	Нижняя часть подстилки лишайников	-0,57*	-0,25	-0,04	-0,37	+0,46	+0,52*
Расстояние от АЭС, км		-0,06	+0,20	+0,01	-0,71**	-0,01	-0,08
Повторяемость ветра, %		-0,34	-0,30	-0,40	-0,34	+0,16	-0,33
Скорость ветра, м/с		+0,66**	+0,31	+0,36	+0,46	-0,65***	-0,06
Высота над уровнем моря, м		+0,05	+0,15	+0,06	-0,30	+0,16	+0,18

Прим.: жирным выделены значимые r_s при * $p < 0,10$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,01$.

Статистически значимая положительная корреляция отмечена между удельными активностями ^{137}Cs в верхней, средней и нижней частях подстилки, что указывает на сопряженный процесс вертикального распределения этого радионуклида в них. Между удельными активностями этого техногенного радионуклида в подстилках лишайников и нижележащих горизонтах почвы таких взаимосвязей не выявлено, что может свидетельствовать о том, что этот радионуклид поступает из атмосферных выпадений. При этом лишайниковый покров выступает в качестве биогеохимического барьера на пути нисходящей миграции ^{137}Cs из аэрозолей в почву.

В верхней и нижней частях подстилки лишайников зафиксированы статистически значимые ($p < 0,10$) положительные коэффициенты корреляции между удельными активностями ^{137}Cs и ^{40}K . При этом прямая взаимосвязь с зольностью отмечается только для удельной активности ^{40}K в средней и нижней частях подстилки лишайников, тогда как для ^{137}Cs такая положительная корреляция не выявлена. Зафиксированная положительная корреляция между удельными активностями ^{137}Cs и ^{40}K в верхней и нижней частях подстилки свидетельствует о совместном поглощении этих радионуклидов в процессах калийного питания лишайников. При этом с зольностью коррелирует только ^{40}K , являющийся изотопом биогенного элемента калия.

Корреляционный анализ был дополнен поиском взаимосвязей между удельными активностями радионуклидов и показателями, которые могут свидетельствовать о влиянии КоАЭС на их пространственное распределение: расстоянием до атомной станции, повторяемостью и скоростью преобладающих со стороны атомной станции ветров, а также высотой над уровнем моря (табл. 30). Выявлена статистически значимая взаимосвязь ($r = +0,66$; $p < 0,05$) между скоростью ветра и удельной активностью ^{137}Cs в верхней части подстилки. На основе результатов корреляционного анализа не обнаружено влияние расстояния от АЭС и абсолютной высоты рельефа исследованных площадок на уровни удельной активности ^{137}Cs в подстилках лишайников.

Увеличение удельной активности ^{137}Cs в подстилке лишайников на площадках с повышенными скоростями ветров можно связать с большей интенсивностью атмосферных выпадений в таких локальных метеорологических условиях. Усиление ветра приводит к увеличению количества радионуклидов, которое лишайники отфильтровывают из воздуха. В рамках данного исследования такое влияние, вероятно, сглаживается условием отбора проб внутри лесных массивов, которые дробят и ослабляют воздушные потоки. Отсутствие корреляционной зависимости между расстоянием от КоАЭС и удельной активностью ^{137}Cs (табл. 30) в подстилке лишайников указывает на преимущественную роль глобальных выпадений этого радионуклида, формирующих его пространственное распределение.

С целью изучения закономерностей вертикального распределения удельных активностей ^{137}Cs в подстилке лишайников и в сопряженных с ними почвенных профилях проводился кластерный анализ данных с итеративной процедурой разбиения на три кластера. Статистически значимые ($p < 0,05$) различия средних значений удельной активности ^{137}Cs , превышающее внутрикластерное варьирование, выявлено в верхней части подстилки лишайников и горизонте подстилки О (рис. 18).

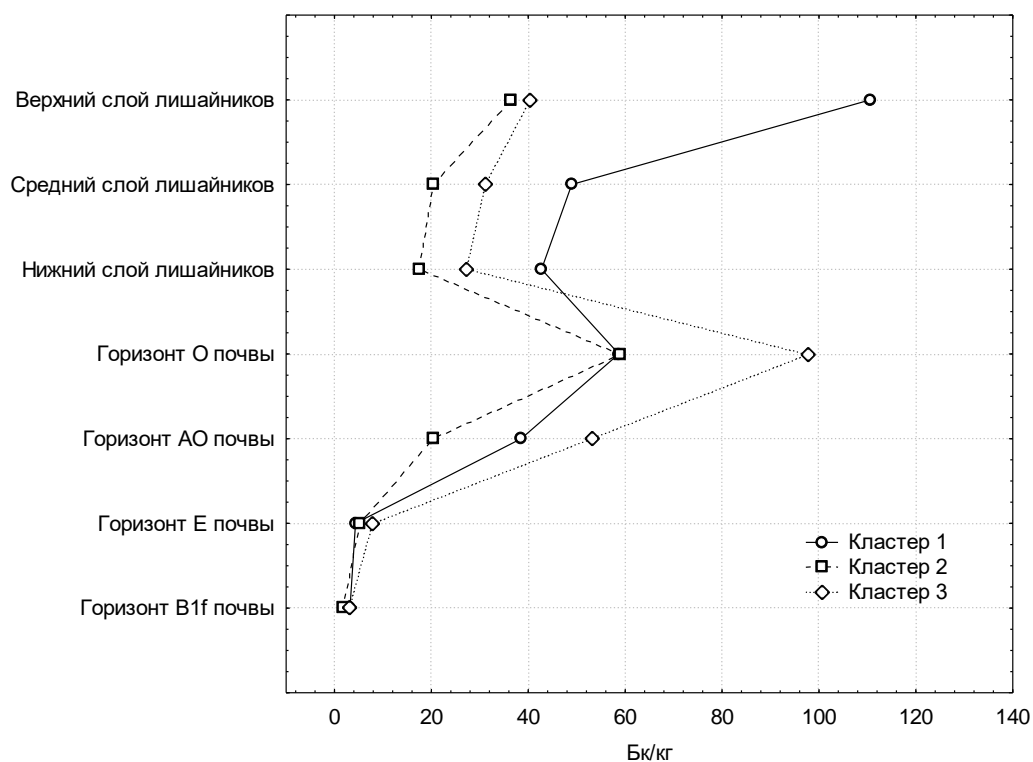


Рис. 18. Вертикальное распределение средних значений удельной активности ^{137}Cs в слоях подстилки лишайников и горизонтах почвы для выделенных кластеров 1, 2, 3

В результате проведенного кластерного анализа выделенный первый кластер 1 объединяет площадки, для которых характерна высокая удельная активность ^{137}Cs в подстилке лишайников, но низкое значение этого показателя в горизонте подстилки О. В этот кластер 1 отнесены 8 исследованных площадок, преимущественно относящихся к экотопам сосняков чернично-лишайниковых и зеленомошно-лишайниково-черничных, которые располагались как в санитарно-защитной зоне, так и в зоне наблюдения и на фоновой территории.

Во второй кластер включены площадки П-4 и К-III с низкими удельными активностями ^{137}Cs по всему вертикальному профилю: в подстилке лишайников и горизонтах подстилки О и ОА почвы. Следует отметить, что площадка П-4 расположена в экотопе ельника воронично-чернично-зеленомошного.

В третий кластер объединены площадки П-3 и К-II, характеризующиеся низкими и средними уровнями удельной активности ^{137}Cs в подстилке

лишайников, но самыми высокими уровнями этого показателя в горизонтах подстилки О и АО (рис. 18).

Результаты кластерного анализа показывают, что на исследованной территории вокруг КоАЭС характерны три типа вертикального распределения ^{137}Cs в подстильях лишайников и верхних почвенных горизонтах. Для большинства экотопов сосняков: 8 площадок, объединенных в первый кластер, характерно накопление ^{137}Cs в верхней части подстильев лишайников, выступающих главным биогеохимическим барьером. Вместе с тем, в отдельных экотопах сосняков на площадках П-3 и К-1, включенных в третий кластер, наибольшие уровни удельной активности ^{137}Cs приурочены к подстильным горизонтам почвы, тогда как в подстильях лишайников накопление радионуклида не выражено. В ельнике на площадке П-4 и в одном из сосняков на площадке К-III, включенных во второй кластер, значения удельных активностей ^{137}Cs в подстильях лишайников и подстилке снижены, указывая на их слабую аккумулялирующую способность по сравнению с остальными исследованными экотопами.

Таким образом, наиболее активными концентраторами ^{137}Cs в северотаежных экосистемах в районе расположения КоАЭС являются лишайники рода *Cladonia* и кустарники рода *Vaccinium* – черника и голубика. Аккумулялирующая способность ягеля может объясняться тем, что на пути аэральных выпадений ^{137}Cs плотный лишайниковый ковер становится физическим и геохимическим барьером. Черника миртолистная и голубика обыкновенная проявляют себя как биоиндикаторы по отношению к ^{137}Cs в связи с их физиологическими особенностями: из-за высокой потребности в калии в условиях его дефицита в почве они активно поглощают похожий на него по химическим свойствам ^{137}Cs .

Чтобы определить, как отличается интенсивность накопления ^{137}Cs у разных видов растительности, удельные активности ^{137}Cs в исследованных компонентах растений разных видов сравнивались как независимые переменные по t-критерию (Приложение 8). Также эти показатели

сравнивались по t-критерию для зависимых переменных между компонентами одного вида (Приложение 7). В случаях, когда распределения выборок были отличными от нормального, они сравнивались по критерию Мана-Уитни. Если достоверных отличий не обнаруживалось, у растительных компонентов дополнительно сравнивались их КН и КП. В результате удалось установить, что интенсивность накопления ^{137}Cs в растительных компонентах изученных северотаежных экосистем растет в ряду:

ветви березы < листья березы \leq (хвоя ели \leq ветви ели \leq ветви сосны) < (хвоя сосны \leq ветви багульника) < ветви голубики < листья багульника < (плеврочиум \leq ветви черники \leq листья голубики \leq нижняя часть ягеля \leq средняя часть ягеля) < листья черники < верхняя часть ягеля. «<» означает достоверное отличие, « \leq » - отсутствие такого. В случае отсутствия достоверного отличия растительные компоненты объединялись в группы, обозначенные скобками, а их порядок определялся по средним величинам.

Влияние КоАЭС на накопление ^{137}Cs в растительном покрове выявлено не было (Кизеев и др., 2018). Удельные активности этого радионуклида в растительных компонентах в СЗЗ не имели значимо более высокие значения, чем в зоне наблюдения и на фоновой площадке. Также не были обнаружены значимые взаимосвязи между ними и факторами, которые позволяют учесть влияние АЭС: расстоянием от нее, частотой и повторяемостью ветров, идущих в направлении от нее к площадкам.

В то же время практически для всех изученных растений удалось обнаружить значимые отрицательные взаимосвязи между показателями аккумуляции ^{137}Cs в них и содержанием в почве органического вещества, подвижного калия и обменных кальция и магния. Из этого следует вывод, что в условиях бедности иллювиально-железистых подзолов органическим веществом, элементами питания и биофильными элементами, а также глинистыми минералами ^{137}Cs проявляет значительную подвижность в почвах и активно накапливается в растительном покрове. Значения показателей биоаккумуляции (КН и КП) этого радионуклида в компонентах растительного

покрова северотаежных экосистем превосходили значения этих показателей, характерные для фоновых и загрязненных ландшафтов средней полосы России, в том числе гидроморфных, и оказались сопоставимыми с такими показателями для северотаежных экосистем скандинавских стран.

Заключение

Данное исследование было направлено на изучение особенностей поведения ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове северотаежных экосистем. Решение поставленных задач предполагало проведение полевых исследований зональных ландшафтов в 15-км зоне влияния КоАЭС, а также на фоновых площадках на расстоянии 30 и 60 км от станции. В ходе полевых выездов в 2014 и 2019 годах было заложено суммарно 13 пробных площадок, отобрано более 200 почвенных и более 170 растительных образцов, а также сделаны подробные почвенные и геоботанические описания. Отобранный материал позволил детально исследовать, как ^{137}Cs распределяется в почвенном профиле, в каких количествах накапливается в почвах и в различных растительных компонентах.

Помимо измерений удельных активностей ^{137}Cs во всех почвенных и растительных образцах, расчета его запасов в корнеобитаемом слое и показателей биоаккумуляции (коэффициентов накопления и перехода), были также проведены лабораторные исследования ряда почвенных свойств, наиболее важных для поведения ^{137}Cs . Эти анализы позволили заключить, что исследуемые иллювиально-железистые подзолы — сильно кислые, супесчаные или песчаные почвы с высоким содержанием органического вещества в подстилке и низким содержанием гумуса в минеральной толще. Почти во всех почвенных разрезах была отмечена элювиально-иллювиальная дифференциация органического вещества, ила, калия и обменных катионов.

Впервые был проведен эксперимент с искусственным внесением изотопов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{237}Np и $^{239,240}\text{Pu}$ в образцы иллювиально-железистых подзолов Кольского полуострова, который позволил получить данные о распределении этих радионуклидов по формам их нахождения. Стоит отметить, что результаты исследования форм нахождения по модельным экспериментам не вполне соответствуют результатам исследования

загрязненных почв. Так, при искусственном внесении радионуклидов после экстракции обнаруживается завышенное содержание радионуклидов в водорастворимой форме. Однако для иллювиально-железистых подзолов Кольского полуострова изучение форм нахождения радионуклидов ранее не проводилось ни в каком виде, поэтому полученные данные представляют большую ценность, несмотря на необходимость их осторожной интерпретации.

Высокие значения показателей биоаккумуляции ^{137}Cs в растениях и его относительно высокие проценты нахождения в доступных формах указывают на высокую подвижность этого радионуклида в окружающей среде в условиях северной тайги. Корреляционный анализ между показателями накопления ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове, почвенными свойствами и такими физико-географическими показателями как расстояние от АЭС, скорость и повторяемость ветров и высота над уровнем моря показал, что подвижность ^{137}Cs обусловлена, по всей видимости, природными условиями окружающей среды, которые формируют определенные почвенные свойства, способствующие подвижности этого радионуклида.

Всесторонняя оценка накопления ^{137}Cs в почвах и доминантных видах растительности основных вертикальных ярусов северотаежных сосняков на разном удалении от КоАЭС с использованием t-критерия и корреляционного анализа не выявила никакого влияния штатно работающей атомной станции на накопление ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове в районе ее расположения.

Выводы

1. На всей исследуемой территории Кольского полуострова, включая зону влияния КоАЭС, плотность загрязнения ^{137}Cs 0–30 см слоя почв существенно ниже установленного контрольного уровня в 37000 Бк/м² (1 Ки/км²). Распределение ^{137}Cs в почвенных профилях в основном имеет регрессивно-аккумулятивный характер, и лишь в редких случаях для него наблюдается элювиально-иллювиальная дифференциация. Здесь большая часть его запаса сосредоточена в минеральной толще почв, а не в лесной подстилке

2. В экосистемах северной тайги на иллювиально-железистых подзолах ^{137}Cs характеризуется значительно большей миграционной подвижностью в системе почва-растение, чем в лесах средней полосы России. По присутствию суммарно в водорастворимой и обменной формах соединений, доступных для поглощения растениями, техногенные радионуклиды располагаются в следующий убывающий ряд $^{137}\text{Cs} > ^{239}\text{Pu} > ^{237}\text{Np} > ^{90}\text{Sr}$.

3. Коэффициенты накопления ^{137}Cs в растения сосняков Кольского полуострова достигают 75. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в эти растения достигают 218×10^{-3} м²/кг. Полученные значения превосходят значения этих показателей, установленные для аналогичных растительных видов в хвойных и смешанных лесах средней полосы, в несколько раз, в отдельных случаях — на 2 порядка. таежные экосистемы заполярья характеризуются высоким риском интенсивной миграции ^{137}Cs по звеньям пищевой цепи.

4. В растительном покрове интенсивность накопления ^{137}Cs в древесном ярусе нарастает в ряду береза < сосна < ель, а среди их компонентов ветви < листья < хвоя; в травяно-кустарничковом ярусе — багульник < черника < голубика, а среди их компонентов ветви < листья;

в мохово-лишайниковом покрове — плевроциум <ягель (нижняя ≤ средняя < верхняя части ягеля). Биоиндикаторами загрязнения почвенно-растительного покрова ^{137}Cs являются представители семейства Вересковые (*Ericaceae*) и лишайники рода *Cladonia*.

5. В экосистемах северной тайги влияние запаса подстилки, содержания в почвах органического вещества, физической глины, подвижного калия, кальция и магния на накопление ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове проявляется в большей степени, чем в лесах средней полосы России: значения r_s между почвенными свойствами и запасами ^{137}Cs в почве здесь достигают |0,84|; между почвенными свойствами и коэффициентами аккумуляции ^{137}Cs в растительных компонентах — |0,93|.

6. Технологические выбросы ^{137}Cs КоАЭС не оказывают значимого влияния на его запасы в почвенно-растительном покрове зоны возможного загрязнения. Запасы ^{137}Cs в 0–30 см слое почв независимо от расположения от АЭС меньше установленного контрольного уровня в 1 Ки/км² и (37000 Бк/м²) и позволяют отнести исследуемую местность к относительно незагрязненным территориям.

Литература

- 1) Агапкина Г.И., Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А. и др. Многолетняя динамика содержания Cs-137 в почвенных растворах лесных биогеоценозов Украинского полесья // *Вестник Московского университета*. Сер. 17, Почвоведение. 1998. № 3. С. 19–24.
- 2) Акимов В.А., Козлов К.А., Косоруков О.А. Современные проблемы Арктической зоны Российской Федерации. Издательство: Всероссийский научно-исследовательский институт по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций МЧС России. Москва. 2014. 308 с.
- 3) Алексахин Р. М. и др. Сельскохозяйственная радиэкология. М.: Экология. 1992. 400 с.
- 4) Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации // *Почвоведение*. 2009. №12. С. 1487–1498.
- 5) Амозова Л.П., Глинский Н.А., Попов Н.Т., Потифоров А.И. Содержание цезия-137 в почве, ягодах, грибах, лишайниках // *Экологический атлас Мурманской области*. Москва-Апатиты, 1999. - С. 30, 38.
- 6) Андреев В.Н. Прирост кормовых лишайников и приемы его регулирования // *Труды Ботанического института им. В.Л. Комарова АН СССР*. Сер. 3. Геоботаника. - 1954. - Вып. 9. - С. 11-74.
- 7) Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М: Издательство Московского университета, 1970. 488 с.
- 8) Белов А.А., Русских А.Д., Рябинков А.П., Пророков А.А., Карпов А.Д. Изменчивость коэффициента перехода ^{137}Cs в подросте и подлеске сосновых древостоев Брянской области в связи с особенностями почвы и плотностью загрязнения насаждений радионуклидами. *Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2017*. 2017. Сборник статей по материалам научно-практической конференции с международным участием. С. 167-170.

- 9) Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А. Глобальное загрязнение и дозы внешнего облучения на территории СССР // *Атомная энергия*. 1977. Т. 42. Вып. 5. С. 355–360.
- 10) Бордзыко Е.В., Маркелова Н.В. Сравнительная характеристика гамма-спектрометрических показателей лекарственных растений из юго-западного нечерноземья РФ // *Ученые записки Брянского государственного университета*. Биология. 2009. с. 118-123.
- 11) Бязров Л.Г. Лишайники — индикаторы радиоактивного загрязнения. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2005. 476 с.
- 12) Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. Состав и соотношение химических элементов на разных по высоте поверхностях подстилки ягельного лишайника *Cladonia rangiferina* // *Принципы экологии*. 2016. № 2. С. 27-42.
- 13) Васильева А.Н. Круглов С.В., Козьмин Г.В. и др. Содержание в почве и подвижность техногенных радионуклидов в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов // *Радиационная биология. Радиоэкология*, 2008. 1:Т.48. С.102-109.
- 14) Воробьева Л. А. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006 г. 400 с.
- 15) Воробьева Т.А., Евсеев А.В., Кузьменкова Н.В. Радиогеохимические особенности природной среды Кольского полуострова // Мат-лы V межд. конф. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Томск, 2016. С. 160–162.
- 16) Воробьева Т.А., Евсеев А.В., Кузьменкова Н.В. Радиогеохимические исследования состояния ландшафтов Кольского полуострова // *Арктика: экология и экономика*. - 2017. - № 2. - С. 17-26
- 17) Гапеева М.В., Законнов В.В., Ложкина Р.А., Павлов Д.Ф., Борисов М.Я. Оценка загрязнения тяжелыми металлами малонаселенных территорий на примере Северо-Западного региона России // *Экология человека*. - 2018. - №3. - С. 4-9.

- 18) Горяченкова Т.А. Казинская И.Е., Кларк С.Б. Методы изучения форм нахождения плутония в объектах окружающей среды // *Радиохимия*. 2005. 6:Т.47. С.550-555.
- 19) Горячкин С.В., Егоров Н.Ю., Егоров Ю.А. и др. К оценке состояния регионов действующей и проектируемой Кольской АЭС // *Экология регионов атомных станций (ЭРАС-4)*. 1995. Вып.4. М.: АЭП. 270–310 с.
- 20) ГОСТ 26213–91. Методы определения органического вещества. М.: Комитет стандартизации и метрологии СССР, 1991 г. 6 с.
- 21) ГОСТ 27784–88. Метод определения зольности торфяных и оторфованных горизонтов почв. М.: Комитет стандартизации и метрологии СССР, 1992 г. 6 с.
- 22) Дайнеко Н.М., Сапегин Л.М., Тимофеев С.Ф. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях сосняков ракитниково-мшистых Гомельской области после катастрофы на чернобыльской АЭС // *Растительные ресурсы*. 2013. вып. 3, 380-390 с.
- 23) Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении. Учебник / Науч. ред. Благовещенский Ю.Н. М.: Кн. дом “ЛИБРОКОМ”, 2009. 328 с.
- 24) Заугольнова Л.Б., Мартыненко В.Б. Определитель типов леса Европейской России. URL: <http://www.cepl.rssi.ru/bio/forest/> (дата обращения 15.07.2021)
- 25) Знаенко В.С., Кабакова М.А. Результаты санитарно-гигиенической паспортизации промышленных предприятий города Полярные зори. Региональное управление №118 ФМБА России, г. Полярные Зори. 2012. Вып. 2. с. 49-57.
- 26) Евсеев А.В., Телелекова А.Д. Современное состояние экосистем Кольского полуострова // *АРКТИКА. XXI век. Естественные науки*. 2014. № 1(1). С. 33–37.

- 27) Евсеев А.В. Радиогеохимические исследования природной среды Мурманской области. Материалы докладов Общероссийской научно-практической конференции «Инженерно-экологические изыскания – нормативно-правовая база, современные методы и оборудование», 14–15 сентября 2020 г.
- 28) Ежов А.Ю. Тяжелые металлы в растительном покрове Северо-Запада Кольского полуострова // *Преподаватель XXI век*. - 2011. - №1. - С. 221-226.
- 29) Кизеев А.Н., Жиров В.К., Никанов А.Н. Влияние промышленных эмиссий предприятий Кольского полуострова на ассимиляционный аппарат сосны // *Экология человека*. 2009. вып. 1. 9-14 с.
- 30) Кизеев А.Н., Карначёв И.П., Жиров В.К., Загвоздина О.И., Никанов А.Н. Вопросы экологической безопасности на предприятиях промышленного комплекса Кольского заполярья // *Медицина труда и промышленная экология*. 2010. вып.4. 28–31 с.
- 31) Кизеев А.Н., Манахов Д.В., Силкин К.Ю., Ушамова С.Ф., Попова М.Б. Состояние почвенно-растительного покрова в 30-км зоне Кольской атомной электростанции // *Наука и бизнес: пути развития*. – 2018. - № 4. с. 199–205.
- 32) Кизеев А.Н., Ушамова С.Ф., Константинова Л.И., Тимофеева М.Г., Манахов Д.В., Попова М.Б. Состояние черники обыкновенной в зоне действия Кольской атомной электростанции // *Глобальный научный потенциал*. – 2017. - № 4. - с. 40–47.
- 33) Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
- 34) Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утв. министром природных ресурсов РФ В.И. Даниловым-Данильяном, 1992.
- 35) Кубасова М.С. Экологическая оценка накопления ^{137}Cs лесными объектами Архангельской области: почвой, мхами, лишайниками,

- грибами и ягодами. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М. 2016.
- 36) Кузьменкова Н.В. Оценка радиационного состояния почв и лишайников северо-западного побережья Кольского залива // *Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География*. 2009. № 2. С. 32–36.
- 37) Куликов И.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловск, УрО АН СССР, 1990. - 173 с.
- 38) Круглов С.В., Раев В.А. Параметры миграции радионуклидов цезия, цезия, рутения и стронция в основных типах почв 30-км зоны ЧАЭС // Радиобиологический съезд, Киев, 20–25 сентября 1993 г.: в 5 ч. Пушино, 1993. Ч. 2. С. 528–529.
- 39) Кундузбаева А.Е. Кабдыракова А.М., Лукашенко С.Н. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах Семипалатинского испытательного полигона. Сборник трудов конференции. Томск, 2016.
- 40) Кучма Н.Д., Архипов Н.П., Федотов И.С. и др. Радиоэкологические и лесоводственные последствия загрязнения лесных экосистем зоны отчуждения // Чернобыль: Препринт. Техн. Центр НПО Припять, 1994. 53 с.
- 41) Лавринович Е.А. Горяченкова Т.А., Абрамова А.В. Формы нахождения нептуния в почвах // *Радиохимия*. 2014. Т. 56. С. 184–188.
- 42) Линник В.Г., Шкинев В.М., Рощина И.А. и др. Распределение химических элементов в почвенных микрочастицах северной тайги в зоне влияния Кольской АЭС // *Вестник Тюменского гос. ун-та*. 2011. № 12. С. 47–55.
- 43) Лурье А.А., Кубасова М.С. Экологическая оценка современного содержания ^{137}Cs в почвах и некоторых биообъектах в лесах Архангельской области // *Известия ТСХА*. - 2016. - Вып. 1. - С. 5-23.

- 44) Маслобоев В.А. и др. Экологическое состояние наземных и водных экосистем в районе Кольской АЭС. Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН. 2010. 227 с.
- 45) Современное состояние экосистем в районе Кольской АЭС (Мурманская область) / под ред. В. А. Маслобоева, Е. А. Боровичёва и Н. Е. Королёвой. — Апатиты : ФИЦ КНЦ РАН, 2020. 311 с.
- 46) Матишов Д.Г., Матишов Г.Г. Радиационная экологическая океанология. - Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2001. - 417 с.
- 47) Мельник Н.А., Кизеев А.Н. Радиоэкологические исследования хвойных пород деревьев // *Вестник МГТУ*. 2006. том 9. вып. 3. 429-433 с.
- 48) Минеев В. Г. Практикум по агрохимии. М.: Издательство МГУ. 2001. 2-е изд. 689 с.
- 49) Михайловская Л.Н., Гусева В.П., Рукавишников О.В., Михайловская З.Б. Техногенные радионуклиды в почвах и растениях наземных экосистем в зоне воздействия атомных предприятий // *Экология*. - 2020. - №2. - С. 110–118.
- 50) Михеева Е.В., Нифонтова М.Г. Радиоактивное загрязнение окружающей среды: биологические объекты как источник информации для оперативного и долгосрочного мониторинга // *Технологии гражданской безопасности*. 2008. № 1–2. С. 179-183.
- 51) Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975. 184 с.
- 52) Морозова О.В., Заугольнова Л.Б., Исаева Л.Г., Костина В.А. Классификация бореальных лесов севера Европейской России. I. олиготрофные хвойные леса // *Растительность России*. 2008. №13. С. 61–81.
- 53) Нешатаев В.Ю., Нешатаева В.Ю. Синтаксономическое разнообразие сосновых лесов Лапландского заповедника // *Ботанический журнал*. 2002. Т. 87. № 1. С. 99–106.

- 54) Нифонтова М.Г. Лихено- и бриоиндикация радиоактивного загрязнения среды. Автореферат диссертации в виде научного доклада на соискание ученой степени доктора биологических наук. Пермь, 2003. 50 с.
- 55) Нифонтова, М.Г. Безель В.С., Рябкова К.А., Таршис Г.И. Лишайники и мхи в радиоэкологическом мониторинге // Инновационный потенциал естественных наук: труды международной научной конференции. – 2006 . – Т. 2. – С. 239–242.
- 56) Нифонтова М.Г. Радионуклиды в лишайниках и мхах особо охраняемых природных территорий южного Урала // *Вестник уральского отделения РАН*. 2007. вып. 4 (22). 5–9 с.
- 57) Новиков А.П. Иванова С.А., Михеева М.Н. и др. Способ определения нептуния в объектах окружающей среды. Патент: 2022254. РФ, 28.07.1992 г.
- 58) Отчет об экологической безопасности за 2021 год. Кольская АЭС. 2022. 44с.
- 59) Павлоцкая Ф.И. Горяченкова Т.А., Мясоедов Б.Ф. Формы нахождения техногенного плутония в аэрозолях и горячих частицах в почвах // *Радиохимия*, 1997. №5. С. 464–470.
- 60) Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
- 61) Переверзев В. Н. Почвообразование в лесной зоне Кольского полуострова // *Вестник КНЦ РАН*. 2011. № 2. С. 74–82.
- 62) Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2006. 255 с.
- 63) Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В. Оценка накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr ягодами черники и земляники в различных типах условий местопроизрастания // Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 2010. Вып. 70. С. 479–491.

- 64) Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2020 году. ФГБУ «НПО «Тайфун». Ежегодник. Обнинск, 2021. 330 с.
- 65) Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий. Под редакцией чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко. Москва. 2018. 278 с.
- 66) Рассеянные элементы в бореальных лесах. М.: Наука, 2004, 616 с.
- 67) Розанов Б.Г. Морфология почв. М.: Академический проект, 2004, 432 с.
- 68) Санжарова Н.И., Сысоева А.А., Исамов Н.Н., Алексахин Р.М., Кузнецов В.К., Жигарева Т.Л. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению // *Российский химический журнал*. 2005. Т. XLIX. № 3. С. 26–34.
- 69) Семенихина М.Б., Семенихина М.Е. Некоторые аспекты радиоэкологического мониторинга объектов окружающей природной среды в районе размещения КоАЭС // *Вестник МГТУ*. 2006. Т. 9. № 5. С. 843–846.
- 70) Семенов И.Н. Усачева А.А., Мирошников А.Ю. Распределение цезия-137 глобальных выпадений в таёжных и тундровых катенах бассейна реки Обь // *Геология рудных месторождений*, 2015. 2:Т.57. С. 154–173.
- 71) Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Хацкевич Р.Н. Пространственное распределение цезия-137 в почвах европейской части СССР // *Почвоведение*. 1978. № 4. С. 47–48.
- 72) Страховенко В.Д., Хожина Е.И., Щербов Б.Л. Распределение радиоцезия и микроэлементов в системе лишайник-субстрат и в теле лишайника // *Геохимия*. – 2008. - №2. – С. 141–150.

- 73) Сухарева Т.А. Элементный состав талломов лишайника *Cladonia stellaris* в условиях атмосферного загрязнения // Труды Карельского научного центра РАН. 2016. №4. С. 70–82.
- 74) Титаева Н.А. // Ядерная геохимия. М.: МГУ, 2000. 336 с.
- 75) Тюпкина Г.И, Окунева С.В., Корниенко И.П., Белецкий С.Л. Биохимический состав лишайников - корма северных оленей на арктической территории // Инновационные технологии производства и хранения материальных ценностей для государственных нужд. – 2019. - №12. – С. 223–232.
- 76) Тюрюканова Э.Б. Радиохимия почв полесий Русской равнины (на примере Мещерской низменности). М.: Наука, 1974. 156 с.
- 77) Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере. Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы. М.: Наука. 1990. 368 с.
- 78) Усачева А.А., Семенов И.Н., Мирошников А.Ю. Распределение ^{137}Cs в растениях и почвах фоновых западно-сибирских ландшафтов тундры и тайги // *Успехи современного естествознания*. 2016. № 9. С. 185–189.
- 79) Усачева А.А., Семенов И.Н. ^{137}Cs в растениях и почвах таежных и тундровых ландшафтов Западной и Средней Сибири // Геохимия ландшафтов. К 100-летию со дня рождения Александра Ильича Перельмана. 2017. С. 498–521.
- 80) Федеральный закон от 21 ноября 1995 г. N 170-ФЗ "Об использовании атомной энергии".
- 81) Федеральный закон от 9 января 1996 г. N 3-ФЗ "О радиационной безопасности населения".
- 82) Федотов П.С., Спиваков Б.Я. Фракционирование форм элементов в почвах, илах и донных отложениях: статические и динамические методы. Статья в сборнике «Лекции ведущих ученых для молодых

- ученых всероссийской научной школы по аналитической химии». 2011. С. 98–122.
- 83) Филонова А.А., Серегин В.А. Миграция техногенных радионуклидов в почвах и донных отложениях прибрежной полосы пункта временного хранения СевРАО и ее влияние на возможное загрязнение морской акватории // *Гигиена и санитария*. 2014. № 2. С. 18–22.
- 84) Цветнова О.Б., Щеглов А.И. ^{137}Cs в компонентах природных комплексов 30-километровой зоны влияния Смоленской АЭС // *Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 17. Почвоведение*. 2009. № 3. С. 3–8.
- 85) Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Столбова В.В. К вопросу о методах биодиагностики в условиях радиоактивного загрязнения // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2014. том 54. Вып. 4. с.423-431.
- 86) 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.
- 87) Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Богатырев Л.Г. Роль лесных подстилок различного генезиса в миграции техногенных радионуклидов // *Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение*. 2004. № 4. С. 14–22.
- 88) Экологический атлас Мурманской области. М.–Апатиты: КНЦ РАН, 1999. 48 с.
- 89) Юдина А.В., Фомин Д.С., Валдес-Коровкин И.А., Чурилин Н.А., Александрова М.С., Головлева Ю.А., Филиппов Н.В., Ковда И.В., Дымов А.А., Милановский Е.Ю. Пути создания классификации почв по гранулометрическому составу на основе метода лазерной дифракции // *Почвоведение*. 2020. №11. С. 1353–1371.
- 90) Яковлева Т.Ю., Бобровский А.П., Дьяченко Н.В., Косцов В.В., Михтеева Е.Ю., Потапова И.А., Скобликова А.Л., Хлябич П.П. Радиоэкологическая обстановка на территории Российской Арктики.

- Статья в сборнике трудов конференции «Земля и космос». Санкт-Петербург, 2020. С. 91–95.
- 91) Almgren S. Studies on the Gamma Radiation Environment in Sweden with Special Reference to ^{137}Cs . Doctoral Thesis. 2008. Department of Radiation Physics. Göteborg University. Printed in Sweden by: Chalmers Reproservice, Göteborg. 64 p.
 - 92) AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic. AMAP, 2004. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xi + 100 p.
 - 93) AMAP: Arctic Pollution 2009. AMAP, 2009. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xi + 83 p.
 - 94) Andersson I., Lonsjö H., Rosen K. Long-term studies on transfer of ^{137}Cs from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2001. 52. P. 45-66.
 - 95) Bataitienė I., Butkus D. Investigation of ^{137}Cs and ^{90}Sr transfer from sandy soil to Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) rings // *Journal of environmental engineering and landscape management*. 2010. 18(4). P. 281–287.
 - 96) Beresford N.A., Fesenko S., Konoplev A., Skuterud L., Smith J.T., Voigt G. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016, V.157, pp. 77-89.
 - 97) Bulko N.I., Shabaleva M.A., Kozlov A.K., Tolkacheva N.V., Mashkov I.A. The ^{137}Cs accumulation by forest-derived products in the Gomel region // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. 127. p.150-154.
 - 98) Bunzl K., Albers B.P., Schimmack W., Belli M., Cuiffo L., Menegon S. Examination of a relationship between ^{137}Cs concentrations in soils and plants from alpine pastures // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2000. 48. Pp. 145-158.
 - 99) Bunzl K., Albers B.P., Schimmack W., Rissanen K., Suomela M., Puhakainen M., Rahola T., Steinnes E. Soil to plant uptake of fallout ^{137}Cs by

- plants from boreal areas polluted by industrial emissions from smelters // *The Science of the Total Environment*. 1999. 234. Pp. 213-221.
- 100) Bunzl K., Kracke W., Schimmack W. Migration of Fallout $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs in the Various Horizons of a Forest Soil Under Pine // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1995. Vol. 28. No. 1. pp. 17-34.
- 101) Bunzl K., Schimmack W. Interception and retention of Chernobyl-derived ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru in a spruce stand // *The Science of Total Environment*. 1989. 78. P. 77-87.
- 102) Butkus D., Konstantinova M. Studies of ^{137}Cs transfer in soil-fern system // *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 2005. Vol. XIII. №3. Pp. 97-102.
- 103) Calmon P., Thiry Y, Zibold G., Rantavaara A., Fesenko S. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2009. 100. Pp. 757–766.
- 104) Cervinkova A. and Poschl M. Radiocaesium in forest blueberries in selected location of Jeseníky protected landscape area. Mendel Net. 2014. Pp. 224–228.
- 105) Chang K.P., Hsu C.N. & Tamaki H. Basic Study of ^{137}Cs Sorption on Soil // *Journal of Nuclear Science and Technology*, 1993. 30(12), pp. 1243-1247.
- 106) Cuculovic A., Ajtic J. Natural radionuclides and ^{137}Cs in moss and lichen in eastern Serbia // *Nuclear technology and radiation protection*. 2012, n.3. pp. 44-51.
- 107) Davydova I., Korbut M., Kreitseva H., Panasiuk A., Melnyk V. Vertical distribution of ^{137}Cs in forest soil after the ground fires // *Ukrainian Journal of Ecology*. 2019. 9 (3). Pp. 231-240.
- 108) Dołhańczuk-Śródka A., Ziembik Z., Waclawek M., Hyšplerová, L. Transfer of cesium-137 from forest soil to moss *Pleurozium schreberi*. *Ecological Chemistry and Engineering S*. 2011. 18. Pp. 509-516.

- 109) Fawaris B.H., Johanson K.J. A Comparative Study on Radiocaesium (^{137}Cs) Uptake from Coniferous Forest Soil // *Journal of Environmental Radioactivity*, 1995. Vol. 28. №3. pp. 313-326.
- 110) Fesenko S. V., Sukhova N. V., Spiridonov S. I., Sanzharova N. I., Avila R., Klein D. and Bado P. M. Distribution of ^{137}Cs in the Tree Layer of Forest Ecosystems in the Zone of the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant // *Russian Journal of Ecology*, 2003, Vol. 34, No. 2, pp. 104–109.
- 111) Fesenko S.V., Soukhova N.V., Sanzharova N.I., Avila R., Spiridonov S.I., Klein D., Lucot E., Badot P-M. Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs by forest trees following the Chernobyl accident // *Radiation and Environmental Biophysics*, 2001, 40, pp. 105–113.
- 112) Fesenko S.V., Soukhova N.V., Sanzharova N.I., Avila R., Spiridonova S.I., Klein D., Badot P.-M. ^{137}Cs availability for soil to understory transfer in different types of forest ecosystems // *The Science of the Total Environment*. 2001. 269. Pp. 87-103.
- 113) Filgueiras A. V., Lavilla I. and Bendicho C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples // *Journal of Environmental Monitoring*, 2002. №4. PP. 823–857.
- 114) Galán P.R. Behaviour of ^{137}Cs in a raised bog in central Sweden / MSc thesis. 2006. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala. 41 p.
- 115) Gomez-Guzman J.M. Level and origin of ^{129}I and ^{137}Cs in lichen samples (*Cladonia alpestris*) in central Sweden, 2010 // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2011. n.102. pp. 200-205.
- 116) Goor F., Thiry Y. Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations. // *Science of the Total Environment*. 2004. 325. Pp. 163-180.
- 117) Goryachenkova T.A., Pavlotskaya F.I., Myasoedov B.F. Forms of occurrence of plutonium in soils // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 1991. 147 (1), pp. 153-157.

- 118) Ipatyev, V., Bulavik, I., Baginsky, V., Goncharenko, G., Dvornik, A. Forest and Chernobyl: forest ecosystems after the Chernobyl nuclear power plant accident: 1986–1994 // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. 42. Pp. 9–38.
- 119) IUSS Working Group WRB. 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Report 106. FAO. Rome.
- 120) JCGM 100, 2008. Evaluation of Measurement Data - Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement.
- 121) Johanson K., Bergstrom R., Eriksson O., Erixon A. Activity Concentrations of ^{137}Cs in Moose and Their Forage Plants in Mid-Sweden // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1994. 22. Pp. 251–267.
- 122) Johanson, K.J., Kardell, L. Radiocaesium in lingonberry, bilberry, cloudberry and cranberry in Sweden. *Journal of Radioecology*. 1996. 4 (2), pp. 27–35.
- 123) Kaunisto S., Aro L., Rantavaara A. Effect of fertilisation on the potassium and radiocaesium distribution in tree stands (*Pinus sylvestris* L.) and peat on a pine mire // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. n. 117. pp. 111–119.
- 124) Kłos A., Rajfur M., Waclawek M., Waclawek W. ^{137}Cs transfer from local particulate matter to lichens and mosses // *Nukleonika*. 2009; 54(4). P. 297–303.
- 125) Kłos A., Ziembik Z., Rajfur M. The origin of heavy metals and radionuclides accumulated in the soil and biota samples collected in Svalbard, near Longyearbyen // *Ecological Chemistry and Engineering*. 2017. V. 24. №2. P. 223–238.
- 126) Klyashtorin A.L. Peculiarities of ^{137}Cs vertical migration in pine ecosystem with stem flow, throughfall, litterfall and infiltration //

- Contaminated forests. NATO Science Series (Ser. 2: Environmental Security). 1999. V. 58. P. 77–84.
- 127) Koivurova M., Leppanen A., Kallio A. Transfer factors and effective half-lives of ^{134}Cs and ^{137}Cs in different environmental sample types obtained from Northern Finland: case Fukushima accident // *J. Environ. Radioact.* 2015. V. 146. P. 73–79.
- 128) Konoplev A. V., Bulgakov A. A., Popov V. E. and Bobovnikova Ts. I. Behaviour of Long-lived Chernobyl Radionuclides in a Soil-Water System* // *Analyst.* 1992. Vol. 117. Pp. 1041-1047.
- 129) Konopleva I., Klemt E., Konoplev A., Zibold G. Migration and bioavailability of ^{137}Cs in forest soil of southern Germany // *Journal of Environmental Radioactivity.* 2009. 100. Pp. 315–321.
- 130) Korobova E. M., Brown J. B., Ukraintseva N. G., Surkov V. V. ^{137}Cs and ^{40}K in the terrestrial vegetation of the Yenisey Estuary: landscape, soil and plant relationships // *Journal of Environmental Radioactivity.* 2007. 96. pp. 144-156.
- 131) Korobova E., Ermakov A. and Linnik V. ^{137}Cs and ^{90}Sr mobility in soils and transfer in soil-plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl accident // *Applied Geochemistry*, 1998, Vol. 13, No. 7, pp. 803-814.
- 132) Kudelsky A.V., Smith J.T., Ovsiannikova S.V., Hilton J. Mobility of Chernobyl-derived ^{137}Cs in a peatbog system within the catchment of the Pripyat River, Belarus. // *The Science of the Total Environment.* 1996. 188. Pp. 101-113.
- 133) Levula T., Saarsalmi A., Rantavaara A. Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and ^{137}Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*) // *Forest Ecology and Management.* 2000. 126. Pp. 269-279.

- 134) Mattson L.J.S. ^{137}Cs in the reindeer lichen *Cladonia alpestris*: deposition, retention and internal distribution, 1961-1970 // *Health Physics Press.* - 1975. - Vol. 28. - Pp. 233-248.
- 135) Mihalík J., Bartusková M., Hölgge Z., Jezková T., Henych O. Fractionation of ^{137}Cs and Pu in natural peatland // *Journal of Environmental Radioactivity.* 2014. 134. pp. 14-20.
- 136) Outola I., Pehrman R., Jaakkola T. Effect of industrial pollution on the distribution of ^{137}Cs in soil and the soil-to-plant transfer in a pine forest in SW Finland // *The Science of the Total Environment.* 2003. 303. Pp. 221–230.
- 137) Papastefanou C., Manolopoulou M. & Sawidis T. Lichens and Mosses: Biological Monitors of Radioactive Fallout from the Chernobyl Reactor Accident. // *Journal of Environmental Radioactivity.* 1989. 9. Pp. 199-207
- 138) Plamboeck A.H., Nylén T., Agren G. Comparative estimations of ^{137}Cs distribution in a boreal forest in northern Sweden using a traditional sampling approach and a portable NaI detector // *J. Environ. Radioact.* 2006. V. 90. Issue 2. P. 100–109.
- 139) Prosyannikov E. V., Osipov V. B. and Chekin G. V. Behavior of ^{137}Cs in Soils of Transitional Bogs // *Russian Journal of Ecology.* 2006. Vol. 37. No. 6. pp. 408–413.
- 140) Puhakainen M., Rahola T., Heikkinen T., Illuka E. ^{134}Cs and ^{137}Cs in lichen (*Cladonia stellaris*) in southern Finland // *Boreal Environment Research.* - 2007. - №12. - Pp. 29-35.
- 141) Rafferty B., Dawson D., Kliashtorin A. Decomposition in two pine forests: the mobilization of ^{137}Cs and K from forest litter // *Soil Biology & Biochemistry Journal.* 1997. Vol. 29. n.11/12. pp. 1673-1681.
- 142) Rantavaara A., Vetikko V., Raitio H., Aro L. Seasonal variation of the ^{137}Cs level and its relationship with potassium and carbon levels in conifer needles // *Science of the Total Environment.* 2012. n. 441. pp. 194–208.
- 143) Rissanen K., Rahola T. Radiocesium in lichens and reindeer after the Chernobyl accident // *Rangifer.* Special Issue. 1990. n.3. pp. 55-61.

- 144) Rosen K., Ogborn I., Lonsjo H. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995 // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. Volume 46. Issue 1. pp. 45-66.
- 145) Rosen K., Vinichuk M., Johanson K.J. ^{137}Cs in a raised bog in central Sweden // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009. 100. Pp. 534–539.
- 146) Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L. Biogeochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems. M.: Nauka, 2001. 235 p.
- 147) Smolders E., Den Brande K.V. and Merckx R. Concentrations of ^{137}Cs and K in Soil Solution Predict the Plant Availability of ^{137}Cs in Soils // *Environmental Science & Technology*, 1997, № 31 (12), pp. 3432-3438.
- 148) Šprem N., Piria M., Barišić D., Kusak J., Barišić D. Dietary items as possible sources of ^{137}Cs in large carnivores in the Gorski Kotar forest ecosystem, Western Croatia // *Science of the Total Environment*. 2016. 542. Pp. 826–832.
- 149) Sysoeva A.A., Konopleva L.V. Characterization of typical Russian soils in terms of radiocaesium availability to plants. XXXIII Annual meeting of ESNA. Universta della Tuscia, Viterbo, Italia, August 27-31, 2003. PP. 21-27.
- 150) Thiry Y., Colle C., Yoschenko V. et al. Impact of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantings on long term ^{137}Cs and ^{90}Sr recycling from a waste burial site in the Chernobyl Red Forest // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009. n. 100. pp. 1062–1068.
- 151) Thiry Y., Goor F., Riesen T. The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. 58. Pp. 243–259.
- 152) Thorring H., Skuterud L., Steinnes E. Distribution and turnover of ^{137}Cs in birch forest ecosystems: influence of precipitation chemistry // *J. Environ. Radioact.* 2012. V. 110. P. 69–77.

- 153) Vetikko V., Rantavaara A., Moilanen M. Uptake of ^{137}Cs by berries, mushrooms and needles of Scots pine in peatland forests after wood ash application // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2010. n.110. pp. 1055-1060.
- 154) Von Bothmer S., Johanson K. J., Bergstrom R. Cesium-137 in moose diet; Considerations on intake and accumulation // *The Science of the Total Environment*. 1990.91. PP. 87-96.
- 155) Zach R., Hawkins J. L. & Mayoh K. R. Transfer of Fallout Cesium-137 and Natural Potassium-40 in a Boreal Environment // *Journal of Environmental Radioactivity*. 1989. 10. Pp. 19-45.
- 156) Zibold G., Klemm E., Konopleva I., Konoplev A. Influence of fertilizing on the ^{137}Cs soil–plant transfer in a spruce forest of Southern Germany // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009. 100. PP. 489–496.

Приложения

Приложение 1. Описания почвенных профилей

2014 год

Площадка С-1

06.08.14

O (0–9) — сухой, окраска неоднородная, на светло-сером фоне бледные пятна, слоистый, густо переплетен корнями, рыхлый, слабо- и среднеразложенные растительные остатки (преимущественно ягеля, вороники и голубики), с 4 см в правой части передней стенки разреза прослой красновато-бурого цвета, более плотный, чем основной горизонт, переход ясный, граница ровная.

АО (9–10) — свежий, темно-серый, почти черный, корней много, сильно разложенные растительные остатки с небольшой примесью минеральных зерен, рыхлый, плотнее предыдущего, включения угля, переход ясный, граница ровная.

E (10–14) — свежий, белесый, песок, бесструктурный, рыхлый, среднее количество корней, переход ясный, граница волнистая.

V_{1f} (14–18) — свежий, коричневато-ржаво-бурый, песок до супеси, бесструктурный, рыхлый, плотнее предыдущего, корней меньше, чем в предыдущем, переход заметный, граница ровная.

V_{2f} (18–27) — свежий, желтовато-бурый, песок до супеси, бесструктурный, рыхлый, плотнее предыдущего, корней мало, только крупные корни (до 5 мм).
Ниже плотно упакованные валуны (до 70% объема).

Классификация и диагностика почв СССР, 1977: O(9)-АО(10)-E(14)-V_{1f}(18)-V_{2f}(27) — Подзол иллювиально-железистый карликовый поверхностно-подзолистый песчаный на морене

Классификация и диагностика почв России, 2004: Oh(10)-E(14)-ВНF(18)-ВF1(18)-ВF2(27) — Подзол перегнойный мелкоосветленный песчаный со слаборазвитым профилем на морене

Площадка С-2

08.08.14.

O (0-10/12) — сухой, окраска неоднородная, в верхней части горизонта (0-1,5 см) листовая опад березы, сосны(хвоя, шишки), багульника, в нижней части горизонта ферментированный слой, кофейно-бурый с примесью белесого, слоистый, оторфованный, растительные остатки средней и сильной степени разложения, густо переплетен корнями мелких размеров, переход резкий, граница карманная.

АО (10/12–11/13) — фрагментарный, сухой, буровато-темно-серый, хорошо разложенный растительный материал с примесью зерен первичных минералов, переход резкий.

E (11/13–19/22) — свежий, на белесом фоне буроватые пятна, приуроченные к скоплениям корней, ржаво-бурые пятна ожелезнения, песок, рыхлый, бесструктурный, встречаются темные кристаллы, много мелких корней до 3-4 мм, единично крупные до 1,5 см, переход ясный, граница карманная.

V_{1f} (19/22-32) — свежий, на ржаво-буром фоне желтовато-бурые пятна диаметром до 5 см и прослой до 1 см, среднее количество мелких корней, плотный, местами сцементированный железом, песок, камни размером около 10 см занимают до 20% объема, единичный камень размером 20 см, переход заметный, граница волнистая.

V_{2f} (32–48) — свежий, ржаво-темно-буром фоне более темные пятна и прослой, песок, плотный, бесструктурный, камни до 10 см занимают до 30% объема.

Ниже плотно упакованные валуны (до 70% объема).

1977: O(10/12)-АО(11/13)-E(19/22)-V_{1f}(32)-V_{2f}(48) — Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(11/13)-E(19/22)-BF₁(32)-BF₂(48) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый неглубокоосветленный песчаный на морене

Площадка П-1

14.08.14.

О (0–5) — свежий, бурый разных оттенков, листовый слой представлен опадом сосны, ягеля, черники, весь горизонт слоистый, густо пронизан корнями, переход резкий, граница волнистая.

АО (5–6/7) — свежий, темно-серый до черного, местами коричневато-бурый, хорошо разложенные растительные остатки с примесью минеральных зерен, густо пронизан корнями, переход резкий, граница затечная.

Е (6/7–11/15) — свежий, серо-бежевый до белесого, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, корней среднее количество, включения дресвы размером до 4 мм с отмытыми до розового цвета верхними гранями, переход резкий, граница карманная.

В_{1f} (11/15–31) — свежий, ржаво-бурый в верхней части, светло-желто-бурый в нижней части, песок, рыхлый, бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 5 мм, дресва размером до 1 см, переход ясный, граница ровная.

В_{2f} (31-48) — свежий, чередование коричнево-ржаво-бурых прослоев толщиной до 1 см, желтовато-бурых прослоев толщиной до 3 см, желтовато-серых прослоев толщиной до 1 см, ржаво-бурые прослои цементированы, все серии субгоризонтального залегания, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, желтовато-светло-серые прослои грубозернистые, корни единичные диаметром до 3 мм, переход заметный, граница ровная.

ВС (48–77) — чередование слоев ржаво-бурых толщиной до 1 см, желто-бурых толщиной до 3 см, желтовато-светло-серых толщиной до 5 см, субгоризонтального залегания, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, светлые слои более грубозернистые, корней нет, переход заметный, граница ровная.

С (77–115) — свежий, светло-серый, грубозернистый песок с вкраплениями красноватых и почти черных зерен.

1977: O(5)-AO(6/7)-E(11/15)-B_{1f}(31)-B_{2f}(48)-BC(77)-C(115) — Подзол иллювиально-железистый псевдофибровый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(6/7)-E(11/15)-BF₁(31)-BF_{2ff}(48)-BC(77)-C(115) - Подзол перегнойный иллювиально-железистый псевдофибровый мелкоосветленный песчаный на морене

Площадка П-2

10.08.14.

O (0–3,5) — листовый слой (0-1) представлен опадом сосны и березы, ферментативный слой (1-3,5) сухой, светло-бурый, растительные остатки разной степени разложениости, слоистый, густо пронизан корнями, переход резкий, граница ровная.

AO (3,5–6) — сухой, темно-серый местами до черного, хорошо разложенные растительные остатки с примесью минеральных зерен, переход ясный, граница затечная.

E (6-15) — свежий, белесый, песок, рыхлый, бесструктурный, мучнистый, среднее количество корней диаметром до 5 мм, включения камней размером до 10 см до 5% объема, переход ясный, граница волнистая.

B_{1f} (15–29) — свежий, ржаво-бурый, песок до супеси, рыхлый, бесструктурный, корней много разного диаметра (до 5 см), камни размером менее 10 см занимают 5% объема, размером 10-20 см – 20% объема, 20-30 см – 10% объема, переход заметный по количеству камней и окраске, граница резкая.

B_{2f} (29–40) — свежий, желтовато-бурый, песок, рыхлый, бесструктурный, корней очень мало, камни размером менее 10 см занимают 10% объема, 10-20 см – 25% объема, более 20 см – 40% объема.

1977: O(3,5)-AO(6)-E(15)-B_{1f}(29)-B_{2f}(40) — Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(6)-E(15)-BF1(29)-BF2(40) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый мелкоосветленный песчаный на морене

Площадка П-3

14.08.14.

O (0–1) — свежий, листовый слой представлен опадом сосны, ягеля, растительные остатки разной степени разложённости, слоистый, переход резкий, граница волнистая.

AO (1–2) — свежий, темно-серый, до черного, местами красно-бурый, густо пронизан корнями, встречаются угли, переход резкий, граница ровная.

E (2–4/8) — свежий, серовато-белесый, песок, рыхлый, бесструктурный, много корней диаметром до 5 мм, встречается щебень с отмытыми до розового цвета верхними гранями, переход резкий, граница карманная.

V_{1f} (4/8)-12/15) — свежий, ржаво-бурый, песок до супеси, рыхлый бесструктурный, корней много(больше, чем в предыдущем), редко дресва размером до 1 см, единично камни размером 10–20 см, переход ясный, граница карманная.

V_{2f} (12/15–24) — свежий, желто-бурый, песок, рыхлый, бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 4 мм, включения как в предыдущем, переход резкий, граница волнистая.

BC (24–40) — свежий, на желтовато-светло-сером фоне светло-ржавые слабоконтрастные пятна диаметром до 2 см, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, до глубины 30 см корни в меньшем, чем в предыдущем горизонте количестве, ниже корней нет, дресва и камни как в предыдущем, переход заметный, граница ровная.

C (40–55) — свежий, светло-серый, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, корней нет, дресва и камни как в предыдущем.

1977: O(1)-AO(2)-E(4/8)-B_{1f}(12/15)-B_{2f}(24)-BC(40)-C(55) — Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(2)-E(4/8)-BF1(12/15)-BF2(24)-BC(40)-C(55) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый мелкоосветленный песчаный на морене.

Площадка П-4

08.08.14.

O (0–6) — сухой, в верхней части 1 см листового слоя (опад березы, мхов), ферментативный слой представлен сильно разложенными растительными остатками, густо пронизан корнями, темно-бурый, рыхлый, переход ясный, граница слабоволнистая.

AO (6–7/10) — сухой, темно-бурый до черного, органогенный материал с примесью минеральных зерен, корней много, встречаются включения угля, переход резкий, граница слабоволнистая.

E (7/10–10/19) — свежий, белесый, в местах с наименьшей мощностью с серым оттенком, песок, рыхлый, бесструктурный, мучнистый, много мелких корней, переход резкий, граница карманная.

B_{1f} (10/19–20/30) — свежий, ржаво-бурый, к низу светлеет, рыхлый, плотнее предыдущего, песок до супеси, много корней диаметром до 5 мм, камни размером до 10, иногда 25 см, занимают до 15% объема, переход заметный, граница карманная.

B_{2f} (20/30–36) — желтовато-бурый, бесструктурный, рыхлый, песок, корней меньше, камни размером до 10, иногда 25 см, занимают до 15% объема, переход заметный, граница слабоволнистая.

BC (36–47) — свежий, сизовато-светло-серый со слабым желтым оттенком, разнотернистый песок с примесью дресвы, бесструктурный, единичные корни менее 1 мм, переход постепенный, граница ровная

С (47–60) — свежий, сизовато-светло-серый, слабозернистый песок с примесью дресвы, количество дресвы больше, чем в предыдущем, бесструктурный, корней нет, камней до 40%.

1977: O(6)-AO(7/10)-E(10/19)-B_{1f}(20/30)-B_{2f}(36)-BC(47)-C(60) — Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(7/10)-E(10/19)-BF1(20/30)-BF2(36)-BC(47)-C(60) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый мелкоосветленный песчаный на морене.

Площадка П-5

12.08.14.

O (0–2) — листовой слой (0-0,5 см) представлен опадом сосны, березы, мхов, весь горизонт свежий, рыхлый, густо пронизан корнями, переход резкий, граница слабоволнистая.

AO (2–4) — свежий, темно-серый до черного, местами красно-бурый, густо пронизан корнями, переход резкий, граница слабоволнистая

E (4–8/12) — свежий, серовато-белесый, рыхлый, бесструктурный, песок, корней мало диаметром до 2 мм, включения камней размером до 5 см, их верхние грани отмыты до розового цвета, переход ясный, граница карманная

B_{1f} (8/12–19/21) — свежий, ржаво-бурый, песок до супеси, рыхлый, бесструктурный, местами сцементирован железом, корней много диаметром до 5 мм (1 см), переход заметный, граница волнистая

B_{2f} (19/21-26) — свежий, ржаво-светло-бурый, песок, рыхлый бесструктурный, корней много диаметром до 5 мм, переход ясный, граница волнистая

BC (26-40) — свежий, желтовато-светло-серый, разномерный песок, рыхлый, бесструктурный, единичные корни, много дресвы, переход постепенный, граница ровная.

С (40-48) — свежий, светло-серый с оливковым оттенком, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, с большим количеством дресвы, корней нет.

1977: O(2)-AO(4)-E(8/12)-B_{1f}(19/21)-B_{2f}(26)-BC(40)-C(48) — Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(4)-E(8/12)-BF1(19/21)-BF2(26)-BC(40)-C(48) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый мелкоосветленный песчаный на морене

Площадка К-I

07.08.14.

O (0–2) — сухой, серовато-бурый, в верхней части опад ягеля и хвои сосны, переход ясный, граница волнистая (параллельно поверхности).

AO (2–4) — сухой, темно-серый, почти черный, органогенный горизонт с небольшой примесью минерального материала, рыхлый, переход ясный, граница волнистая (параллельно поверхности).

E (4–10/14) — свежий, серовато-белесый, при высыхании белесый, тонко сортированный песок, бесструктурный, рыхлый, корней мало, по ходам корней отмерший (гумусированный) материал, переход ясный, граница карманная.

B_{1f} (10/14–30) — свежий, коричневато-ржаво-бурый, к низу светлеет, песок, рыхлый, плотнее предыдущего, в верхней части профиля мелкие пятна ожелезнения, редкие корни до 25 см, переход ясный, граница ровная.

B_{2f} (30–39) — свежий, желтовато-бурый, песок, рыхлый, включения камней размером 5-12 см, камни занимают до 20% объема горизонта, переход резкий по количеству камней.

Ниже плотно упакованные валуны (до 70% объема).

1977: O(2)-AO(4)-E(10/14)-B_{1f}(30)-B_{2f}(39) — Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(4)-E(10/14)-BNF(30)-BF1(30)-BF2(39) — Подзол перегнойный мелкоосветленный песчаный на морене

Площадка К-II

20.08.14.

O (0-7) — свежий, в верхней части 1 см листовая слой, представленный опадом сосны, березы, багульника, ферментативный слой бурый, растительные остатки разной степени разложенности, слоистый, рыхлый, оторфованный, густо пронизан корнями, переход резкий, граница ровная.

AO (7-9) — свежий, красновато-тёмно-бурый местами до темно-серого, хорошо разложенные растительные остатки, густо пронизан корнями, переход резкий, граница ровная.

AE (9-10) — свежий, белесовато-серый, песок, рыхлый, бесструктурный, пропитанный органическим веществом, переход резкий, граница ровная.

E (10-16) — свежий, желтовато-белесый, песок, рыхлый, бесструктурный, среднее количество корней, дресва занимает 5% объема горизонта, единичные камни размером до 10 см, переход резкий, граница ровная.

V_{1f} (16-25) — свежий, ржаво-бурый, книзу светлее, песок до супеси, рыхлый, бесструктурный, много корней диаметром до 3 мм, дресва размером до 1 см до 10% объема горизонта, камни размером до 15 см до 30%, 1 большой камень(40 см), переход заметный, граница ровная.

V_{2f} (25-37) — свежий, желтовато-бурый с крупными слабоконтрастными пятнами до 7 см, песок до супеси, рыхлый, бесструктурный, мало корней диаметром до 1 мм, преимущественно до глубины 30 см, дресва размером до 1 см занимает до 20% объема горизонта, камни до 15 см до 30% объема горизонта, вниз количество камней увеличивается.

1977: O(7)-AO(9)-AE(10)-E(16)-V_{1f}(25)-V_{2f}(37) — Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(9)-AYe(10)-E(16)-BF1(25)-BF2(37) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый мелкоосветленный песчаный на морене

Площадка К-III

18.08.14.

О (0–3) — листовый слой представлен опадом сосны, березы и ели, ферментативный слой – бурый, слабо и среднеразложившиеся растительные остатки, слоистый, густо пронизан корнями, рыхлый, переход резкий, граница ровная.

АО (3–5) — свежий, темно-серый, почти черный, хорошо разложенные растительные остатки с примесью минеральных зерен, корней много, переход резкий, граница затечная.

Е (5–10/14) — свежий, серовато-белесый, песок, рыхлый, бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 3 мм, единично камни до 10 см, среди светлых отмытых зерен первичных минералов встречаются темные, почти черные зерна, переход ясный, граница карманная.

В_{1f} (10/14-30) — свежий, ржаво-светло-бурый, песок до супеси, рыхлый, плотнее предыдущего, бесструктурный, много корней диаметром до 4 мм, дресва до 1 см занимает 5% объема горизонта, камни размером до 10 см занимают 10% объем горизонта, единичные камни до 20 см, переход заметный, граница ровная.

В_{2f} (30–42) — свежий, желтовато-светло-серый с ржавыми пятнами диаметром до 5 см, песок, рыхлый, бесструктурный, корней нет, дресва до 1 см занимает до 5% объема горизонта, камни размером до 10 см занимают 10% объем горизонта, переход заметный, граница ровная.

ВС (42–58) — свежий, светло-серый с ржаво-желтыми пятнами диаметрами до 3 см, песок, рыхлый, бесструктурный, дресва до 1 см занимает до 5% объема горизонта, камни размером до 10 см занимают 10% объем горизонта, переход заметный, граница ровная.

С (58–65) — светло-серый, песок, рыхлый, бесструктурный, дресва до 1 см занимает до 5% объема горизонта, камни размером до 10 см занимают 10% объем горизонта.

1977: O(3)-AO(5)-E(10/14)-B_{1f}(30)-B_{2f}(42)-BC(58)-C(65) — Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(5)-E(10/14)-BF1(30)-BF2-(42)-BC(58)-C(65) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый мелкоосветленный песчаный на морене

Площадка К-IV

18.08.14.

O (0–3) — листовый слой представлен опадом сосны, березы и ягеля, ферментативный слой свежий, темно-бурый, слоистый, рыхлый, густо пронизан корнями, переход резкий, граница волнистая.

AO (3–4) — свежий, темно-серый, почти черный, хорошо разложенные растительные остатки с примесью минеральных зерен, корней много, встречаются угли, переход резкий, граница волнистая.

E (4-5/12) — свежий, серовато-белесый, песок, рыхлый, бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 3 мм, дресва до 1 см с отмытыми до розового цвета гранями, переход резкий, граница карманная.

B_{1f} (5/12-16) — свежий, ржаво-бурый с пятнами темно-бурого цвета диаметром до 3 см, песок до супеси, рыхлый, бесструктурный, корней много диаметром до 5 мм, дресва до 1 см, камни размером 10-20 см занимают 5% объема горизонта, переход заметный, граница карманная.

B_{2f} (16–28) — свежий, желтовато-бурый, к низу светлеет, песок, рыхлый, бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 3 мм, включения дресвы до 1 см, камни размером 10–20 см занимают 5% объема горизонта, переход ясный, граница ровная.

BC (28–35) — свежий, светло-серый со слабым желтым оттенком, разнотельный песок, рыхлый, бесструктурный, включения дресвы размером до 1 см, камни размером 10–20 см занимают 5% объема горизонта.

На глубине 10 см валун размером 50*50 см.

1977: O(3)-AO(4)-E(5/12)-B_{1f}(16)-B_{2f}(28)-BC(35) — Подзол иллювиально-железистый карликовый поверхностно-подзолистый песчаный на морене

2004: Oh(4)-E(5/12)-BF1(16)-BF2(28)-BC(35) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый поверхностно-осветленный песчаный на морене.

Площадка Ф-30

13.08.14.

O (0–3) — маломощный листовый слой представлен опадом сосны, ягеля и мхов, весь горизонт влажный, коричневато-бурый, слоистый, оторфованный, густо пронизан корнями, переход резкий, грани волнистая.

AO (3–5) — свежий, темно-серый до черного, хорошо разложенные растительные остатки с примесью минеральных зерен, встречаются угольки, переход резкий, граница волнистая.

E (5–8/11) — свежий, серовато-белесый, песок, рыхлый, бесструктурный, корней среднее количество до 4 мм диаметром, встречается щебень, верхние грани которого отмыты до розового цвета, единично камни размером до 10 см, переход резкий, граница карманная.

B_{1f} (8/11)-17/18) — свежий, от коричневато-ржаво-бурого в верхней части до ржаво-бурого в нижней, песок, рыхлый, бесструктурный, много корней диаметром до 5 мм, много гравия размером до 1 см до 10% объема горизонта, единично камни размером до 10 см, переход ясный, граница ровная.

B_{2f} (17/18–28) — свежий, желтовато -бурый, книзу желтовато-серый, песок, рыхлый бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 2 см, гравий и камни как в предыдущем горизонте, переход заметный, граница ровная.

BC (27–40) — свежий, светло-серый с желтоватым оттенком, разномерный песок, рыхлый, бесструктурный, мелкие пятна ожелезнения диаметром до 2-3 мм, корней нет, гравий до 1 см, единично встречаются камни размером до 20 см, переход заметный, граница ровная.

С (40–54) — свежий, светло-серый, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, корней нет, гравий и камни как в предыдущем горизонте.

1977: O(3)-AO(5)-E(8/11)-B_{1f}(17/18)-B_{2f}(28)-BC(40)-C(54) — Подзол иллювиально-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене

2004: Oh(5)-E(8/11)-BF1(17/18)-BF2(28)-BC(40)-C(54) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый мелкоосветленный песчаный на морене

2019 год

Полнопрофильный разрез на площадке С-1

O (0-8) включает два слоя.

Верхний: сухой, темно-бурый, слоистый, густо переплетен корнями, рыхлый, слабо-средне-разложенные растительные остатки (опад хвои сосны, веток и листьев голубики и черники), переход резкий, граница ровная.

Нижний: сухой, средне-серый, слоистый, густо переплетен корнями, рыхлый, слабо-средне-разложенные растительные остатки (исключительно ягеля), переход резкий, граница ровная.

E (8–17) — свежий, белесый, песок, бесструктурный, рыхлый, среднее количество корней, переход заметный, граница карманная.

B_{1f} (17/20–42) — свежий, коричневато-ржаво-бурый, песок, бесструктурный, рыхлый, плотнее предыдущего, мало крупных корней, переход постепенный, граница ровная.

B_{2f}(42–71) — свежий, желтовато-бурый, песок, бесструктурный, рыхлый, плотнее предыдущего, корни единичные (до 5 мм), переход постепенный, граница карманная

BC (71–73) — на 80% представлен крупными камнями, серовато-желтый песок, удалось набрать с боковой стенки.

Классификация и диагностика почв СССР, 1977: O(8)-E(17)-B_{1f}(42)-B_{2f}(71)-BC(73) — Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене.

Классификация и диагностика почв России, 2004: Oh(8)-E(17)-BF1(42)-BF2(71)-BC(73) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый неглубокоосветленный песчаный на морене.

WRB: Albic Podzol (Arenic)

Полнопрофильный разрез на площадке П-1

67°32'28.4" N, 32°19'12.5" E

O (0–4) — свежий, бурый разных оттенков, листовая слой представлен опадом сосны, ягеля, черники, весь горизонт слоистый, густо пронизан корнями, переход резкий, граница волнистая.

AO (4–5) — свежий, темно-серый до черного, местами коричневатого-бурый, хорошо разложенные растительные остатки с примесью минеральных зерен, густо пронизан корнями, переход резкий, граница затечная.

E(5–9/10) — свежий, серо-бежевый до белесого, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, корней среднее количество, включения дресвы размером до 4 мм с отмытыми до розового и бежевого цвета верхними гранями, переход резкий, граница карманная.

B1f (9–20) — свежий, ржаво-бурый в верхней части, светло-желто-бурый в нижней части, песок, рыхлый, бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 5 мм, дресва размером до 1 см, переход заметный, граница языковатая.

B2f (20–42) — свежий, чередование коричнево-ржаво-бурых прослоев толщиной до 1 см, желтовато-бурых прослоев толщиной до 3 см, желтовато-серых прослоев толщиной до 1 см, ржаво-бурые прослои сцементированы, все серии субгоризонтального залегания, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, желтовато-светло-серые прослои грубозернистые, корни единичные диаметром до 3 мм, переход заметный, граница языковатая.

BC (42–76/80) — чередование слоев ржаво-бурых толщиной до 1 см, желто-бурых толщиной до 3 см, желтовато-светло-серых толщиной до 5 см, субгоризонтального залегания, разнозернистый песок, рыхлый,

бесструктурный, светлые слои более грубозернистые, корней нет, переход заметный, граница ровная.

C (76/80–107) — свежий, светло-серый, грубозернистый песок с вкраплениями красноватых (микроклин) и почти черных зерен.

Классификация и диагностика почв СССР, 1977: O(4)-AO(5)-E(9/10)-B1f(20)-B2f(42)-BC(76/80)-C(107) — Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене.

Классификация и диагностика почв России, 2004: Oh(5)-E(9/10)-BF1(20)-BF2(42)-BC(76/80)-C(107) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый неглубокоосветленный песчаный на морене.

WRB: Albic Podzol (Arenic)

Полнопрофильный разрез на площадке К-1

O (0–3) — сухой, серовато-бурый, в верхней части опад ягеля и хвои сосны, переход ясный, граница волнистая (параллельно поверхности).

AO (3–4) — сухой, органогенный горизонт с заметной примесью минерального материала, рыхлый, переход ясный, граница волнистая (параллельно поверхности).

E (4–7/8) — свежий, серовато-белесый, тонко сортированный песок, бесструктурный, рыхлый, мало крупных корней, переход ясный, граница карманная.

B1f (7/8–14/17) — свежий, коричневатого-ржаво-бурый, к низу светлеет, песок, рыхлый, плотнее предыдущего, редкие средние корни, мало очень крупных камней, переход заметный, граница ровная.

B2f (14/17–27) — свежий, желтовато-бурый, песок, рыхлый, включения средних камней размером 7–10 см, переход заметный, граница волнистая.

BC (27–36) — свежий, светло-серый с желтоватым оттенком, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, мелкие пятна ожелезнения диаметром до 2–3 мм, корней нет, гравий до 1 см, единично встречаются камни размером до 20 см, переход заметный, граница ровная.

С (36–52) — свежий, светло-серый, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, корней нет, гравий и камни как в предыдущем горизонте

Классификация и диагностика почв СССР, 1977: O(3)-AO(4)-E(7/8)-B1f(14/17)-B2f(27)-BC(36)-C(52) - Подзол иллювиально-гумусово-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене.

Классификация и диагностика почв России, 2004: Oh(4)-E(7/8)-BF1(14/17)-BF2(27)-BC(36)-C(52) - Подзол перегнойный иллювиально-железистый неглубокоосветленный песчаный на морене.

WRB: Albic Podzol (Arenic)

Полнопрофильный разрез на площадке Ф-30

O (0-4) — маломощный листовый слой, представлен опадом сосны, ягеля и мхов, весь горизонт влажный, коричневато-бурый, слоистый, оторфованный, густо пронизан корнями, переход резкий, граница волнистая.

AO (4–5) — свежий, почти черный, хорошо разложенные растительные остатки с примесью минеральных зерен, встречаются угольки, переход резкий, граница волнистая.

E (5–8/9) — свежий, серовато-белесый, песок, рыхлый, бесструктурный, большое количество мелких корней, встречается щебень, верхние грани которого отмыты до розового или бежевого цвета, единично камни размером до 10 см, переход резкий, граница карманная.

B1f (8/9-16/18) — свежий, от коричневато-ржаво-бурого в верхней части до ржаво-бурого в нижней, песок, рыхлый, бесструктурный, много корней диаметром до 5 мм, много гравия размером до 1 см до 10% объема горизонта, единично камни размером до 10 см, переход ясный, граница ровная.

B2f (16/18–22/25) — свежий, желтовато-бурый, книзу желтовато-серый, песок, рыхлый бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 2 см, гравий и камни как в предыдущем горизонте, переход заметный, граница ровная.

BC (22/25–40) — свежий, светло-серый с желтоватым оттенком, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, корней нет, встречается гравий до 1 см, единично встречаются камни размером до 25 см, переход заметный, граница ровная.

C (40–59) — свежий, светло-серый, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, корней нет, гравий и камни как в предыдущем горизонте.

Классификация и диагностика почв СССР, 1977: O(4)-AO(5)-E(8/9)-B1f(16/18)-B2f(22/25)-BC(40)-C(59) — Подзол иллювиально-гумусово-железистый карликовый мелкоподзолистый песчаный на морене.

Классификация и диагностика почв России, 2004: Oh(5)-E(8/9)-BF1(16/18)-BF2(22/25)-BC(40)-C(59) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый неглубокоосветленный песчаный на морене.

WRB: Albic Podzol (Arenic)

Полнопрофильный разрез на площадке Ф-60

67°35'41.1" N, 31°08'50.0" E

O (0–7/8) 40*25 см — свежий, бурый разных оттенков, представлен опадом сосны, ягеля, черники, весь горизонт слоистый, густо пронизан корнями, переход резкий, граница волнистая.

AE (7/8–10/16) — свежий, средне-серый, хорошо разложенные растительные остатки со значительной примесью минеральных зерен, густо пронизан корнями, переход резкий, граница затечная.

B1f (10/16–32) — свежий, ржаво-бурый в верхней части, светло-желто-бурый в нижней части, песок, рыхлый, бесструктурный, среднее количество корней диаметром до 5 мм, переход постепенный, граница затечная.

B2f (32-55) — свежий, чередование коричнево-ржаво-бурых прослоев толщиной до 1 см, желтовато-бурых прослоев толщиной до 3 см, желтовато-серых прослоев толщиной до 1 см, ржаво-бурые прослои сцементированы, все

серии субгоризонтального залегания, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, желтовато-светло-серые прослои грубозернистые, корни единичные диаметром до 3 мм, переход постепенный, граница ровная.

BC (55–108) — свежий, желтовато-серый, разнозернистый песок, рыхлый, бесструктурный, корней нет, переход заметный, граница ровная.

C (108–123) — свежий, светло-серый, грубозернистый песок с вкраплениями красноватых и почти черных зерен.

Классификация и диагностика почв СССР, 1977: O(7/8)-AE(10/16)-B1f(32)-B2f(55)-BC(108)-C(123) — Подзол иллювиально-железистый мелкоподзолистый песчаный на морене.

Классификация и диагностика почв России, 2004: Oh(7/8)-AE(10/16)-BF1(32)-BF2(55)-BC(108)-C(123) — Подзол перегнойный иллювиально-железистый неглубокоосветленный песчаный на морене.

WRB: Albic Podzol (Arenic)

Приложение 2. Геоботанические описания площадок

Средний возраст доминирующих на площадках деревьев (сосна, ель) составлял 60–80 лет.

Площадка С-1

06.08.14

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*), с участием других пород деревьев — березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula Roth. X Betula pubescens Ehrh*) и ели сибирской (*Picea obovata Ledeb.*). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове преобладают представители рода *Vaccinium*: брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*) и черника (*Vaccinium myrtillus L.*). Встречаются вороника (*Empetrum hermaphroditum Lange ex Hagerup*), голубика (*Vaccinium uliginosum L.*) и багульник (*Ledum palustre L.*).

Лишайниковый покров очень характерный, состоит из лишайника *Cladonia stellaris (Opiz) Pouzar & Wezda*. На камнях обычна мозаика из накипных эпилитных лишайников родов *Bellemeria*, *Lecidea* и *Porpidia*.

Состав пород: 10С.

Видовое состояние: Сосна

Проективное покрытие черники: 100%.

Тип леса: сосняк чернично-лишайниковый (*Pinetum cladomyrtillosum boreale*, согласно: Самбук, 1932, *Pinetum myrtillosocladinosum*, согласно: Аврорин и др., 1936, синтаксон флористической классификации *Cladonio arbuscuae-Pinetum sylvestris subass. vaccinium myrtilli*, согласно: Морозова и др., 2008).

Площадка С-2

08.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*), с участием других пород деревьев - березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula Roth. X Betula pubescens Ehrh*) и ели сибирской (*Picea obovata Ledeb.*).

Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове преобладает багульник (*Ledum palustre L.*), а также черника (*Vaccinium myrtillus L.*) и голубика (*Vaccinium uliginosum L.*).

В мохово-лишайниковом покрове доминируют зеленые мхи - *Pleurozium schereberi (Brid) Mitt.* и *Hylocomnium splendens Hedw.*

Состав пород: 10С.

Видовое состояние: Сосна

Проективное покрытие черники: 100%.

Тип леса: сосняк чернично-багульниково-зеленомошный, согласно: Мартыненко, 1999 (*Pinetum ledosomyrtillosum*, согласно: Рысин, Савельева, 2008).

Площадка П-1

14.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*).

Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове доминируют черника (*Vaccinium myrtillus L.*) и брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*), встречается вороника (*Empetrum hermaphroditum Lange ex Hagerup*).

Лишайниковый покров очень характерный, состоит из лишайника лишайник *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Wezda.

Состав пород: 10С.

Видовое состояние: Сосна

Проективное покрытие черники: 50%.

Тип леса: сосняк чернично-лишайниковый (*Pinetum cladomyrtillosum boreale*, согласно: Самбук, 1932, *Pinetum myrtillosocladinosum*, согласно: Аврорин и др., 1936, синтаксон флористической классификации *Cladonio arbuscuiae-Pinetum sylvestris subass. vaccinium myrtilli*, согласно: Морозова и др., 2008).

Площадка П-2

10.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*), с участием других пород деревьев - березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula Roth. X Betula pubescens Ehrh*), ивы (*Salix caprea L.* и *Salix hastata L.*) и можжевельника обыкновенного (*Juniperus communis L.*). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове преобладает черника (*Vaccinium myrtillus L.*). Встречаются вороника (*Empetrum hermaphroditum Lange ex Hagerup*), брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*), голубика (*Vaccinium uliginosum L.*) и багульник (*Ledum palustre L.*).

В мохово-лишайниковом покрове доминируют лишайники *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Wezda и *Cladonia rangiferina (L.) Weber ex. F.N. Wigg.* Встречаются лишайники *Cladonia deformis (L.) Hoffm.* и *Cetraria islandica (L.) Ach.* На камнях обычна мозаика из накипных эпилитных лишайников родов *Bellemeria*, *Lecidea* и *Porpidia*. Из зеленых мхов преобладают *Pleurozium schereberi (Brid) Mitt.* и *Hylocomnium splendens Hedw.*

Состав пород: 8С2Е+Б.

Видовое состояние: Сосна, ель с включениями березы

Проективное покрытие черники: 100%.

Тип леса: сосняк зеленомошно-лишайниковый черничный (сосняк черничный *Pinetum hylocomiosocladinosum*, синтаксон флористической классификации *Flavocerario nivalis-Pinetum sylvestris subass. typicum*, согласно: Нешатаев, Нешатаева, 2002).

Площадка П-3

14.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*), с примесью березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula Roth. X Betula pubescens Ehrh.*). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове доминирует черника (*Vaccinium myrtillus L.*). Встречается багульник (*Ledum palustre L.*).

В мохово-лишайниковом покрове доминируют зеленые мхи *Pleurozium schereberi (Brid) Mitt.* и *Hylocomnium splendens Hedw.*, из лишайников преобладают *Cladonia rangiferina (L.) Weber ex. F.N. Wigg* и *Cladonia stellaris (Opiz) Pouzar & Wezda*.

Состав пород: 8С2Е+Б.

Видовое состояние: Сосна, ель с включениями березы

Проективное покрытие черники: 100%.

Тип леса: сосняк зеленомошно-лишайниковый черничный (сосняк черничный *Pinetum hylocomiosocladinosum*, синтаксон флористической классификации *Flavocerario nivalis-Pinetum sylvestris subass. typicum*, согласно: Нешатаев, Нешатаева, 2002).

Площадка П-4

08.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием ели сибирской (*Picea obovata Ledeb.*), с участием других пород деревьев - сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*) и березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula Roth. X Betula pubescens Ehrh.*). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове преобладает черника (*Vaccinium myrtillus L.*), встречаются брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*), голубика (*Vaccinium uliginosum L.*) и вороника (*Empetrum hermaphroditum Lange ex Hagerup*), багульник (*Ledum palustre L.*).

В мохово-лишайниковом покрове доминируют зеленые мхи - *Pleurozium schereberi (Brid) Mitt.* и *Hylocomnium splendens Hedw.*, из лишайников встречаются *Cladonia stellaris (Opiz) Pouzar & Wezda* и *Cadonia rangiferina (L.) Weber ex. F.N. Wigg.*

Состав пород: 7ЕЗС+Б.

Видовое состояние: Ель, сосна с включениями березы

Проективное покрытие черники: 75%.

Тип леса: ельник чернично-зеленомошный (*Eu-Piceetum myrtilletosum*, согласно: Морозова, Коротков, 1999, *Piceetum myrtillosum*, согласно: Рысин, Савельева, 2002, синтаксон флористической классификации *Linnaeo borealis-Piceetum abietis subass. myrtilletosum var. typica*).

Площадка П-5

12.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*), с участием других пород деревьев - березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula Roth. X Betula pubescens Ehrh*), ели сибирской (*Picea obovata Ledeb.*) и можжевельника обыкновенного (*Juniperus communis L.*). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове преобладает черника (*Vaccinium myrtillus L.*). Встречаются брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*), вороника (*Empetrum hermaphroditum Lange ex Hagerup*), голубика (*Vaccinium uliginosum L.*) и багульник (*Ledum palustre L.*).

В мохово-лишайниковом покрове доминируют лишайники *Cladonia stellaris (Opiz) Pouzar & Wezda* и *Cadonia rangiferina (L.) Weber ex. F.N. Wigg.* Из зеленых мхов преобладают *Pleurozium schereberi (Brid) Mitt.* и *Hylocomnium splendens Hedw.*

Состав пород: 8С2Е+Б.

Видовое состояние: Сосна, ель с включениями березы.

Проективное покрытие черники: 100%.

Тип леса: сосняк зеленомошно-лишайниковый черничный (сосняк черничный *Pinetum hylocomiosocladinosum*, синтаксон флористической классификации *Flavocerario nivalis-Pinetum sylvestris subass. typicum*, согласно: Нешатаев, Нешатаева, 2002).

Площадка К-1

07.08.14

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*), с примесью березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula Roth. X Betula pubescens Ehrh*). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления

(1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове преобладает черника (*Vaccinium myrtillus* L.). Встречаются брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.), вороника (*Empetrum hermaphroditum* Lange ex Hagerup) и голубика (*Vaccinium uliginosum* L.).

Лишайниковый покров очень характерный, состоит из лишайника *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Wezda. На камнях обычна мозаика из накипных эпилитных лишайников родов *Bellemeria*, *Lecidea* и *Porpidia*.

Состав пород: 10С.

Видовое состояние: Сосна.

Проективное покрытие черники: 63%.

Тип леса: сосняк чернично-лишайниковый (*Pinetum cladomyrtillosum boreale*, согласно: Самбук, 1932, *Pinetum myrtillosocladinosum*, согласно: Аврорин и др., 1936, синтаксон флористической классификации *Cladonio arbuscuiae-Pinetum sylvestris subass. vaccinium myrtilli*, согласно: Морозова и др., 2008).

Площадка К-II

20.08.14

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), с участием других пород деревьев - ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) и березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula* Roth. X *Betula pubescens* Ehrh). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове доминирует черника (*Vaccinium myrtillus* L.) и вороника (*Empetrum hermaphroditum* Lange ex Hagerup), встречаются брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.), голубика (*Vaccinium uliginosum* L.) и багульник (*Ledum palustre* L.).

В мохово-лишайниковом покрове доминирует лишайник *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Wezda, *Cladonia rangiferina* (L.) Weber ex. F.N. Wigg и *Cladonia deformis* (L.) Hoffm. Встречается *Cetraria islandica* (L.) Ach. Из зеленых мхов встречаются *Polytrichum commune* Hedw. На камнях обычна мозаика из накипных эпилитных лишайников родов *Bellemeria*, *Lecidea* и *Porpidia*.

Состав пород: 10С.

Видовое состояние: Сосна.

Проективное покрытие черники: 88%.

Тип леса: сосняк чернично-лишайниковый (*Pinetum cladomyrtillosum boreale*, согласно: Самбук, 1932, *Pinetum myrtillosocladinosum*, согласно: Аврорин и др., 1936, синтаксон флористической классификации *Cladonio arbusculiae-Pinetum sylvestris subass. vaccinium myrtilli*, согласно: Морозова и др., 2008).

Площадка К-III

18.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), с участием других пород деревьев - березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula* Roth. X *Betula pubescens* Ehrh), ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.), ивы (*Salix caprea* L.) и рябины (*Sorbus gorodkovii* Pojark.). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове доминирует черника (*Vaccinium myrtillus* L.), встречаются брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.), вороника (*Empetrum hermaphroditum* Lange ex Hagerup), голубика (*Vaccinium uliginosum* L.) и багульник (*Ledum palustre* L.).

В мохово-лишайниковом покрове доминирует лишайник *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Wezda. Из зеленых мхов преобладают *Pleurozium schereberi* (Brid) Mitt. и *Hylocomnium splendens* Hedw.

Состав пород: 10С.

Видовое состояние: Сосна.

Проективное покрытие черники: 75%.

Тип леса: сосняк зеленомошно-лишайниковый черничный (сосняк черничный *Pinetum hylocomiosocladinosum*, синтаксон флористической классификации *Flavocerario nivalis-Pinetum sylvestris subass. typicum*, согласно: Нешатаев, Нешатаева, 2002).

Площадка К-IV

18.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*), с участием других пород деревьев - березы повислой и березы пушистой (*Betula pendula Roth. X Betula pubescens Ehrh*) и ели сибирской (*Picea obovata Ledeb.*).

Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове доминирует черника (*Vaccinium myrtillus L.*), встречается брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*).

В мохово-лишайниковом покрове доминирует лишайник *Cadonia rangiferina (L.) Weber ex. F.N. Wigg.* Встречается лишайник *Cladonia stellaris (Opiz) Pouzar & Wezda*. Из зеленых мхов преобладают *Pleurozium schereberi (Brid) Mitt. u Hylocomnium splendens Hedw.*

Состав пород: 7С3Е.

Видовое состояние: Сосна, ель.

Проективное покрытие черники: 75%.

Тип леса: сосняк зеленомошно-лишайниковый черничный (сосняк черничный *Pinetum hylocomiosocladinosum*, синтаксон флористической классификации *Flavocerario nivalis-Pinetum sylvestris subass. typicum*, согласно: Нешатаев, Нешатаева, 2002).

Площадка Ф-30

13.08.14.

Тип леса, сформировавшегося в данных условиях местопроизрастания, характеризуется преобладанием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*). Жизненное состояние древостоя: без признаков ослабления (1 категория деревьев хвойных и лиственных пород по шкале категорий состояния деревьев).

В травяно-кустарничковом покрове доминируют черника (*Vaccinium myrtillus L.*), встречаются вороника (*Empetrum hermaphroditum Lange ex Hagerup*) и брусника (*Vaccinium vitis-idaea L.*).

Лишайниковый покров очень характерный, состоит из лишайника *Cladonia stellaris (Opiz) Pouzar & Wezda*. На ветвях деревьев обычны эпифитные лишайники родов *Bryoria* и *Hypogymnia*.

Состав пород: 10С.

Видовое состояние: Сосна.

Проективное покрытие черники: 63%.

Тип леса: сосняк чернично-лишайниковый (*Pinetum cladomyrtillosum boreale*, согласно: Самбук, 1932, *Pinetum myrtillosocladinosum*, согласно: Аврорин и др., 1936, синтаксон флористической классификации *Cladonio arbusculiae-Pinetum sylvestris subass. vaccinium myrtilli*, согласно: Морозова и др., 2008).

Приложение 3. Физико-химические показатели подзолов в зоне влияния КоАЭС.

Горизонт	pH H ₂ O	pH KCl	Потеря при прокаливании, %	C орг., %	Н _б , ммоль (+)/100г	Обменные катионы		Подвижный К ₂ O, мг/100 г	V, %	Гранулометрические фракции	
						Ca ²⁺	Mg ²⁺			<0,001 мм	<0,01 мм
						ммоль(+)/100 г				%	
C-1											
O	4,3	3,0	81,45	-	65,9	7,12	1,92	103,57	14,57	-	-
AO	4,5	3,2	27,08	-	34,3	3,47	0,65	39,29	12,63	-	-
E	4,7	3,4	-*	0,27	1,98	0,17	0,01	0,76	9,14	0,20	2,93
B1f	5,6	4,7	-	0,65	3,33	0,34	0,04	0,90	10,67	0,31	2,75
B2f	6,0	5,1	-	0,17	1,63	0,14	0,01	0,59	9,00	0,20	1,12
BC	6,0	4,8	-	0,16	1,28	0,07	0,00	1,11	7,10	0,50	2,41
C-2											
OL	4,5	3,8	96,01	-	50,3	15,14	9,43	135,71	35,32	-	-
OF	3,9	2,8	82,54	-	82,5	7,71	1,63	75,00	11,71	-	-
AO	4,0	2,7	29,67	-	48,1	1,38	0,55	46,43	5,72	-	-
E	4,3	3,0	-	0,51	2,86	0,17	0,05	1,07	7,77	0,48	5,32
B1f	4,7	4,0	-	1,78	10,8	0,20	0,08	1,57	2,85	1,73	9,38
B2f	4,9	3,9	-	1,50	9,84	0,22	0,03	1,21	2,73	1,69	10,73
П-1											
O	4,2	2,7	54,85	-	52,6	7,40	0,79	50,00	14,97	-	-
AO	4,1	2,6	50,85	-	64,4	4,29	0,54	53,57	8,48	-	-
E	4,4	2,8	-	0,49	3,56	0,20	0,22	0,79	10,92	0,27	2,90
B1f	5,1	4,7	-	1,84	2,25	0,27	0,08	0,55	13,75	0,10	1,59
B2f	5,6	4,8	-	0,23	1,03	0,12	0,08	0,21	16,76	0,05	0,40
BC	5,8	4,9	-	0,19	0,89	0,14	0,02	0,21	15,72	0,07	0,28
C	6,0	4,8	-	0,05	0,72	0,12	0,02	0,28	17,37	0,03	0,12
П-2											
O	4,2	2,9	86,37	-	82,5	14,48	1,42	114,29	18,18	-	-
AO	4,4	2,7	41,29	-	48,1	6,45	0,69	42,86	14,33	-	-
E	4,3	3,0	-	0,50	2,68	0,10	0,04	1,08	5,51	0,53	7,59
B1f	5,0	4,2	-	0,98	4,92	0,29	0,01	1,38	6,36	1,34	11,02
B2f	5,2	4,6	-	0,65	1,94	0,18	0,01	0,83	9,75	1,00	11,88
П-3											
O	4,1	2,8	84,36	-	82,5	11,75	1,50	50,00	14,78	-	-
AO	4,4	2,7	46,18	-	61,6	4,31	1,01	35,71	8,98	-	-
E	4,4	3,0	-	0,51	3,19	0,17	0,01	1,11	6,05	0,91	6,96
B1f	4,5	3,8	-	1,14	8,45	0,24	0,02	1,26	3,36	1,20	8,32
B2f	5,3	4,8	-	0,36	2,35	0,13	0,01	0,67	6,07	0,82	2,01
BC	5,3	4,7	-	0,11	1,53	0,14	0,01	0,52	9,59	0,43	1,86
C	5,5	4,5	-	0,09	1,63	0,07	0,02	0,74	6,47	0,13	1,15
П-4											
O	4,1	2,9	88,44	-	94,4	23,92	2,42	96,43	23,12	-	-
AO	4,2	2,7	59,36	-	108	8,51	0,71	35,71	8,46	-	-
E	4,2	2,8	-	0,78	2,68	0,19	0,02	0,89	7,93	0,67	7,75
B1f	4,4	3,6	-	2,46	12,8	0,40	0,01	1,07	3,27	1,77	12,23
B2f	5,1	4,5	-	0,45	2,41	0,19	0,01	1,04	8,49	1,56	2,57
BC	5,6	4,4	-	0,14	1,34	0,14	0,01	0,67	10,83	0,54	1,69
C	5,7	4,4	-	0,11	1,26	0,11	0,01	0,74	9,99	0,45	1,13
П-5											
O	4,3	3,3	89,61	-	113	10,42	0,46	96,43	10,27	-	-
AO	4,5	2,9	81,80	-	120,9	3,61	1,11	75,00	4,96	-	-
E	4,3	2,9	-	0,39	2,25	0,22	0,04	1,07	11,12	0,85	9,77
B1f	4,6	4,2	-	1,40	3,71	0,26	0,05	0,83	8,17	1,65	11,43
B2f	4,9	4,6	-	0,50	2,31	0,14	0,01	1,10	6,90	1,39	2,30
BC	5,4	4,7	-	0,15	0,97	0,10	0,01	1,38	12,89	0,72	2,27
C	5,3	4,6	-	0,12	1,43	0,10	0,00	0,97	7,78	0,59	1,48
K-I											
O	4,2	3,2	76,56	-	96,5	7,40	0,79	42,86	8,62	-	-
AO	4,5	3,3	45,16	-	82,5	4,29	0,54	28,57	6,18	-	-
E	4,6	3,3	-	0,35	2,11	0,12	0,02	0,54	7,07	0,29	3,90
B1f	4,9	4,4	-	1,11	3,71	0,20	0,01	1,69	6,25	0,76	5,11
B2f	5,3	4,9	-	0,35	1,63	0,20	0,00	1,19	12,03	0,68	5,10
K-II											
O	3,9	2,8	93,31	-	126,5	18,64	1,63	128,57	15,39	-	-
AO	3,7	2,7	56,72	-	94,4	6,21	1,74	60,71	8,92	-	-
AE	4,1	2,7	8,88	-	22,9	1,57	0,26	8,52	8,09	-	-
E	4,1	2,9	-	0,89	4,42	0,20	0,01	1,24	5,09	0,49	5,43
B1f	4,5	4,1	-	1,66	6,53	0,31	0,01	1,57	5,23	0,92	11,90
B2f	4,6	4,3	-	1,08	2,57	0,14	0,01	1,14	6,26	0,82	11,34

Горизонт	pH H ₂ O	pH KCl	Потеря при прокаливании, %	С орг., %	Н _б , ммоль (+)/100г	Обменные катионы		Подвижный К ₂ O, мг/100 г	V, %	Гранулометрические фракции	
						Ca ²⁺	Mg ²⁺			<0,001 мм	<0,01 мм
						ммоль(+)/100 г				%	
К-III											
O	3,9	2,7	95,57	-	113	10,50	0,77	78,57	10,28	-	-
AO	3,8	2,7	43,38	-	120,9	6,04	1,45	50,00	6,61	-	-
E	4,3	3,1	-	0,34	4,52	0,16	0,01	0,55	3,78	0,39	5,58
B1f	4,6	4,4	-	0,69	6,25	0,28	0,04	1,52	5,25	1,78	11,22
B2f	5,2	5,1	-	0,32	2,62	0,20	0,02	1,21	8,63	1,13	8,36
BC	5,4	4,9	-	0,17	2,11	0,14	0,01	0,79	7,31	1,49	9,26
C	5,7	4,8	-	0,10	1,94	0,10	0,01	0,79	5,99	1,15	6,19
К-IV											
O	4,0	2,9	76,13	-	113	13,90	2,02	85,71	13,57	-	-
AO	3,9	2,7	32,10	-	90,2	4,86	1,02	53,57	7,22	-	-
E	4,3	2,9	-	0,28	3,96	0,19	0,02	1,14	5,70	0,24	4,72
B1f	4,9	4,6	-	1,88	6,69	0,25	0,01	1,79	4,34	0,97	13,99
B2f	5,1	4,9	-	0,71	3,26	0,10	0,02	1,08	4,26	1,05	10,68
BC	5,1	4,8	-	0,08	2,52	0,07	0,01	0,67	3,86	0,59	4,86
Ф-30											
O	4,3	2,8	85,76	-	123,70	16,50	3,83	64,29	14,92	-	-
AO	4,3	2,8	61,36	-	105,60	7,96	1,59	57,14	9,25	-	-
E	4,7	3,1	-	0,44	3,13	0,19	0,01	0,71	6,44	0,95	8,55
B1f	4,8	4,4	-	1,41	4,52	0,24	0,02	0,96	6,01	1,45	10,90
B2f	5,0	4,7	-	1,26	2,07	0,14	0,01	0,76	7,61	1,33	10,72
BC	5,6	5,0	-	0,10	1,06	0,10	0,01	0,83	10,62	1,23	9,59
C	5,7	5,0	-	0,05	0,87	0,07	0,02	0,64	11,46	1,54	10,10
2019 г											
C1-1											
O	4,4	3,1	85,7	-	-	-	-	81,07	-	-	-
AO	5,3	4,0	32,2	-	-	-	-	21,64	-	-	-
E	5,3	4,0	-	0,4	-	-	-	0,67	-	0,00	2,20
B1f	5,0	4,6	-	2,5	-	-	-	2,20	-	1,10	9,30
B2f	5,2	4,9	-	0,9	-	-	-	1,40	-	0,00	1,70
BC	5,5	4,6	-	0,2	-	-	-	0,72	-	0,00	0,92
C-1-2											
O	4,1	3,1	80,1	-	-	-	-	69,85	-	-	-
AO	5,6	3,5	15,2	-	-	-	-	15,35	-	-	-
E	4,6	3,6	-	1,7	-	-	-	1,80	-	0,00	6,40
B1f	4,8	4,7	-	10,8	-	-	-	1,86	-	1,40	13,00
B2f	5,2	4,7	-	2,6	-	-	-	1,20	-	0,50	5,80
C-1-3											
O	4,7	3,0	81,4	-	-	-	-	45,46	-	-	-
AO	5,6	3,5	89,5	-	-	-	-	13,12	-	-	-
E	4,9	3,5	-	1,3	-	-	-	1,59	-	0,00	4,59
B1f	5,3	4,4	-	2,0	-	-	-	1,45	-	0,70	5,40
B2f	5,2	4,3	-	1,5	-	-	-	1,29	-	0,00	1,80
C-1-4											
O	4,2	3,3	89,6	-	-	-	-	95,51	-	-	-
AO	4,8	3,3	12,9	-	-	-	-	13,75	-	-	-
E	4,4	3,3	-	1,5	-	-	-	1,94	-	0,30	6,80
B1f	4,9	4,7	-	6,0	-	-	-	1,23	-	0,00	6,80
B2f	5,1	4,8	-	3,7	-	-	-	0,99	-	0,80	6,80
C-1-5											
O	4,2	3,3	82,0	-	-	-	-	77,55	-	-	-
AO	5,1	3,7	17,6	-	-	-	-	12,34	-	-	-
E	4,3	3,3	-	3,2	-	-	-	1,72	-	0,00	6,50
B1f	5,3	4,4	-	11,0	-	-	-	1,96	-	1,40	17,00
B2f	5,3	4,9	-	2,8	-	-	-	1,22	-	0,70	8,00
II-1-1											
O	3,9	2,9	86,4	-	-	-	-	52,34	-	-	-
AO	4,7	3,2	7,3	-	-	-	-	8,21	-	-	-
E	4,4	3,5	-	0,5	-	-	-	1,19	-	0,90	11,40
B1f	4,8	4,5	-	1,7	-	-	-	1,43	-	1,50	14,50
B2f	5,3	5,1	-	0,4	-	-	-	0,77	-	0,00	1,45
BC	5,7	5,2	-	0,1	-	-	-	0,82	-	0,00	0,00
C	5,6	5,3	-	0,1	-	-	-	0,80	-	0,00	0,00
II-1-2											
O	3,9	2,8	88,3	-	-	-	-	47,30	-	-	-
AO	4,5	2,8	16,0	-	-	-	-	9,26	-	-	-

Горизонт	pH H ₂ O	pH KCl	Потеря при прокаливании, %	С орг., %	Н _б , ммоль (+)/100г	Обменные катионы		Подвижный К ₂ O, мг/100 г	V, %	Гранулометрические фракции	
						Ca ²⁺	Mg ²⁺			<0,001 мм	<0,01 мм
						ммоль(+)/100 г					
Е	4,5	3,5	-	0,6	-	-	-	1,15	-	0,00	6,20
B1f	5,0	4,7	-	0,5	-	-	-	1,24	-	0,00	4,40
B2f	5,4	5,1	-	0,3	-	-	-	0,77	-	0,00	1,10
I-3											
О	3,9	2,9	74,2	-	-	-	-	43,11	-	-	-
АО	4,5	3,0	9,5	-	-	-	-	7,42	-	-	-
Е	4,5	3,6	-	0,3	-	-	-	1,46	-	0,20	8,10
B1f	4,9	4,6	-	1,9	-	-	-	1,65	-	1,90	14,30
B2f	5,6	5,2	-	0,1	-	-	-	0,96	-	0,00	0,80
II-1-4											
О	3,9	2,8	84,8	-	-	-	-	30,60	-	-	-
АО	4,6	3,0	10,5	-	-	-	-	8,56	-	-	-
Е	4,6	3,6	-	0,6	-	-	-	1,02	-	-	-
B1f	5,0	4,8	-	0,7	-	-	-	1,32	-	1,30	10,50
B2f	5,6	5,2	-	0,2	-	-	-	1,80	-	0,00	0,30
II-1-5											
О	3,9	3,0	90,5	-	-	-	-	2,87	-	-	-
АО	4,4	3,0	10,9	-	-	-	-	11,54	-	-	-
Е	4,5	3,6	-	0,4	-	-	-	1,31	-	0,00	6,00
B1f	4,9	4,5	-	0,9	-	-	-	1,41	-	1,20	11,00
B2f	5,3	5,1	-	0,4	-	-	-	1,34	-	0,00	2,10
K-I-1											
О	3,8	2,8	70,0	-	-	-	-	52,74	-	-	-
АО	4,3	3,0	18,3	-	-	-	-	16,12	-	-	-
Е	4,5	3,5	-	1,4	-	-	-	1,42	-	0,00	6,00
B1f	5,1	5,1	-	2,6	-	-	-	1,16	-	1,00	13,10
B2f	5,2	4,9	-	1,4	-	-	-	1,03	-	1,70	15,10
BC	5,4	4,8	-	0,6	-	-	-	1,00	-	2,60	18,70
С	5,6	5,0	-	0,5	-	-	-	1,91	-	2,34	13,95
K-I-2											
О	3,8	2,7	72,6	-	-	-	-	59,64	-	-	-
АО	4,3	2,8	22,4	-	-	-	-	13,17	-	-	-
Е	5,1	3,8	-	0,9	-	-	-	0,91	-	0,40	5,30
B1f	5,1	4,9	-	2,0	-	-	-	0,91	-	0,00	4,00
B2f	5,7	5,0	-	1,6	-	-	-	0,93	-	0,00	9,10
K-I-3											
О	4,0	2,8	87,3	-	-	-	-	38,01	-	-	-
АО	4,8	3,3	14,5	-	-	-	-	11,29	-	-	-
Е	4,7	3,5	-	2,6	-	-	-	1,36	-	0,00	6,60
B1f	5,0	5,0	-	3,5	-	-	-	1,15	-	1,50	16,20
B2f	5,0	5,0	-	1,4	-	-	-	0,92	-	0,00	13,11
K-I-4											
О	4,3	3,4	83,1	-	-	-	-	85,41	-	-	-
АО	4,3	3,1	13,9	-	-	-	-	13,44	-	-	-
Е	4,9	3,7	-	0,9	-	-	-	1,90	-	0,50	6,90
B1f	5,0	4,9	-	3,1	-	-	-	1,90	-	2,40	17,60
B2f	5,3	5,1	-	1,2	-	-	-	1,05	-	0,80	9,10
K-I-5											
О	4,4	3,3	29,2	-	-	-	-	31,18	-	-	-
АО	4,7	3,4	8,9	-	-	-	-	12,22	-	-	-
Е	5,1	4,0	-	1,1	-	-	-	0,85	-	0,00	7,60
B1f	5,0	5,0	-	2,8	-	-	-	1,06	-	1,70	16,60
B2f	5,1	4,8	-	1,7	-	-	-	1,06	-	1,30	12,80
Ф-30-1											
О	3,7	2,6	86,2	-	-	-	-	58,46	-	-	-
АО	4,2	3,1	12,4	-	-	-	-	11,2	-	-	-
Е	4,6	3,3	-	1,2	-	-	-	1,38	-	1,00	10,10
B1f	4,9	4,7	-	3,3	-	-	-	1,57	-	2,90	20,90
B2f	5,3	5,0	-	0,5	-	-	-	1,05	-	1,70	13,50
BC	5,4	5,0	-	1,0	-	-	-	1,05	-	1,20	11,60
С	5,7	5,0	-	0,3	-	-	-	1,09	-	0,00	11,00
Ф-30-2											
О	3,9	2,6	71,5	-	-	-	-	42,44	-	-	-

Горизонт	pH H ₂ O	pH KCl	Потеря при прокаливании, %	С орг., %	Н _б , ммоль (+)/100г	Обменные катионы		Подвижный К ₂ O, мг/100 г	V, %	Гранулометрические фракции	
						Ca ²⁺	Mg ²⁺			<0,001 мм	<0,01 мм
						ммоль(+)/100 г					
АО	4,2	2,9	16,8	-	-	-	-	13,16	-	-	-
Е	4,7	3,4	-	0,9	-	-	-	1,09	-	1,00	10,90
В1f	4,7	4,6	-	2,0	-	-	-	1,09	-	2,30	15,80
В2f	5,2	4,9	-	0,8	-	-	-	0,92	-	2,10	12,80
Ф-30-3											
О	3,8	2,8	79,3	-	-	-	-	83,75	-	-	-
АО	4,3	3,0	17,8	-	-	-	-	18,71	-	-	-
Е	4,4	3,2	-	1,4	-	-	-	1,37	-	0,00	8,30
В1f	4,9	4,9	-	1,9	-	-	-	1,26	-	1,70	16,10
В2f	5,2	4,8	-	0,6	-	-	-	1,67	-	0,00	10,60
Ф-30-4											
О	3,9	2,8	89,0	-	-	-	-	33,25	-	-	-
АО	4,5	3,1	13,8	-	-	-	-	12,78	-	-	-
Е	4,7	3,4	-	1,5	-	-	-	1,58	-	0,00	9,70
В1f	4,9	5,1	-	1,7	-	-	-	1,46	-	1,00	13,30
В2f	5,4	5,4	-	0,6	-	-	-	0,97	-	1,50	10,80
Ф-30-5											
О	3,7	2,7	86,6	-	-	-	-	86,86	-	-	-
АО	4,2	3,0	18,7	-	-	-	-	22,07	-	-	-
Е	4,3	3,0	-	1,8	-	-	-	2,89	-	0,00	7,50
В1f	4,9	4,9	-	1,8	-	-	-	1,34	-	1,10	14,60
В2f	5,2	5,2	-	1,8	-	-	-	1,05	-	1,90	14,00
F60-1											
О	4,2	3,1	79,7	-	-	-	-	45,37	-	-	-
АЕ	4,6	3,4	-	3,4	-	-	-	1,62	-	0,30	4,40
В1f	5,2	4,8	-	0,6	-	-	-	1,35	-	0,00	3,80
В2f	5,9	4,9	-	0,2	-	-	-	1,56	-	0,00	0,90
BC	5,9	4,9	-	0,1	-	-	-	1,15	-	0,00	1,30
С	6,0	5,0	-	0,1	-	-	-	1,54	-	0,00	0,90
Ф-60-2											
О	4,0	3,0	88,4	-	-	-	-	63,39	-	-	-
АО	4,3	3,0	3,5	-	-	-	-	2,88	-	-	-
Е	4,3	3,0	-	1,7	-	-	-	1,85	-	0,00	4,60
В1f	5,3	4,5	-	0,5	-	-	-	1,04	-	0,00	2,10
В2f	5,4	4,5	-	0,1	-	-	-	1,05	-	0,00	1,40
Ф-60-3											
О	4,2	3,2	69,6	-	-	-	-	65,73	-	-	-
АО	4,7	3,2	4,1	-	-	-	-	3,04	-	-	-
Е	4,5	3,3	-	1,6	-	-	-	2,80	-	0,10	4,60
В1f	5,2	4,7	-	0,2	-	-	-	1,11	-	0,00	1,80
В2f	5,7	4,8	-	0,1	-	-	-	1,18	-	0,00	1,30
Ф-60-4											
О	4,2	3,2	76,9	-	-	-	-	48,01	-	-	-
АО	4,3	3,2	7,2	-	-	-	-	9,55	-	-	-
Е	4,7	3,6	-	1,1	-	-	-	1,93	-	0,00	2,41
В1f	5,5	4,7	-	0,5	-	-	-	1,26	-	0,40	4,20
В2f	5,8	4,7	-	0,1	-	-	-	1,22	-	0,00	1,40
Ф-60-5											
О	4,0	3,0	70,8	-	-	-	-	54,81	-	-	-
АО	4,1	2,9	4,2	-	-	-	-	3,15	-	-	-
Е	4,2	3,0	-	2,4	-	-	-	2,62	-	0,10	3,90
В1f	5,2	4,6	-	0,6	-	-	-	1,11	-	0,00	5,20
В2f	5,4	4,6	-	0,2	-	-	-	1,34	-	0,40	3,40

*Свойство не определялось

Приложение 4. Удельные активности и запасы ^{137}Cs в исследуемых почвах

2014 г.													
Площадка	С-1	С-2	П-1	П-2	П-3	П-4	П-5	К-I	К-II	К-III	К-IV	Ф-30	
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs слоя 0-30 см, кБк/м ²	0,75	1,04	1,27	2,46	0,81	1,03	0,97	0,53	1,87	0,92	1,46	1,03	
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs органогенной толщи, кБк/м ²	0,15	0,25	0,18	0,27	0,33	0,18	0,13	0,12	0,33	0,21	0,13	0,11	
Удельные активности ^{137}Cs , Бк/м ²	О	30,1	47,2	43,5	86,6	103,7	66,5	72,5	80,5	92,0	51,2	43,9	65,3
	АО	51,7	14,1	35,3	24,3	57,3	13,6	44,1	43,5	48,9	27,4	26,5	68,9
	Е	2,5	2,6	4,3	5,2	3,0	7,2	8,0	1,2	12,5	3,4	3,8	7,2
	В1f	1,0	3,7	3,4	7,5	3,8	2,4	1,0	1,2	2,3	1,1	5,4	2,3
	В2f	0,4	2,9	0,7	1,3	<0,7	1,1	<0,8	0,2	1,0	<0,7	2,6	0,9
	ВС	0,4	-*	1,9	-	0,1	0,7	<0,6	-	-	0,1	0,6	0,8
	С	-	-	0,7	-	<0,7	0,4	<0,8	-	-	1,5	-	0,9
2019 г.													
Площадка С-1													
Разрез	С-1-1	С-1-2	С-1-3		С-1-4		С-1-5						
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs слоя 0-30 см, кБк/м ²	0,31	0,74	0,28		0,32		0,49						
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs органогенной толщи, кБк/м ²	0,085	0,13	0,072		0,089		0,085						
Удельные активности ^{137}Cs , Бк/м ²	О	46,0	72,3	33,8		90,5		56,8					
	АО	15,2	11,6	8,7		7,3		9,9					
	Е	1,2	3,9	1,9		2,0		2,0					
	В1f	0,4	1,6	0,2		0,3		1,7					
	В2f	<1,0	0,8	0,3		0,9		0,7					
	ВС	0,8	-	-		-		-					
	С	-	-	-		-		-					
Площадка П-1													
Разрез	П-1-1	П-1-2	П-1-3		П-1-4		П-1-5						
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs слоя 0-30 см, кБк/м ²	0,29	0,86	0,44		0,68		0,48						
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs органогенной толщи, кБк/м ²	0,058	0,047	0,057		0,057		0,081						
Удельные активности ^{137}Cs , Бк/м ²	О	53,5	43,9	60,4		60,0		34,1					
	АО	3,1	7,5	6,0		8,7		7,7					
	Е	3,0	3,6	3,4		4,5		2,9					
	В1f	0,2	1,7	0,1		1,6		0,4					
	В2f	<0,9	0,9	0,5		<0,8		0,8					
	ВС	0,4	-	-		-		-					
	С	<0,6	-	-		-		-					
Площадка К-I													
Разрез	К-I-1	К-I-2	К-I-3		К-I-4		К-I-5						

Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs слоя 0-30 см, кБк/м ²		0,39	0,61	0,50	0,46	0,91
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs органогенной толщи, кБк/м ²		0,133	0,094	0,111	0,085	0,392
Удельные активности ^{137}Cs , Бк/м ²	О	54,3	36,6	31,3	61,4	44,3
	АО	15,8	10,6	11,4	27,3	21,2
	Е	1,5	2,0	2,8	3,6	1,4
	В1f	0,7	2,2	0,9	<0,8	1,7
	В2f	0,3	<0,9	<11,1	0,1	0,8
	BC	0,6	-	-	-	-
	С	0,9	-	-	-	-
Площадка Ф-30						
Разрез		Ф-30-1	Ф-30-2	Ф-30-3	Ф-30-4	Ф-30-5
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs слоя 0-30 см, кБк/м ²		0,58	0,63	0,62	0,41	0,558
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs органогенной толщи, кБк/м ²		0,148	0,994	0,171	0,165	0,169
Удельные активности ^{137}Cs , Бк/м ²	О	31,8	36,4	68,7	41,7	55,0
	АО	10,4	9,2	16,6	20,0	18,3
	Е	4,0	2,8	4,3	6,2	3,6
	В1f	1,6	1,6	1,4	0,6	1,1
	В2f	0,2	<0,9	<0,8	<1,0	<0,9
	BC	<0,9	-	-	-	-
	С	<0,7	-	-	-	-
Площадка Ф-60						
Разрез		Ф-60-1	Ф-60-2	Ф-60-3	Ф-60-4	Ф-60-5
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs слоя 0-30 см, кБк/м ²		0,93	0,71	0,27	0,34	1,25
Плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs органогенной толщи, кБк/м ²		0,082	0,175	0,098	0,069	0,129
Удельные активности ^{137}Cs , Бк/м ²	О	42,9	49,7	41,7	55,2	42,8
	АО	-	7,9	5,3	14,1	7,2
	Е	5,4	7,7	6,9	6,6	8,9
	В1f	1,2	0,9	<0,8	0,4	2,1
	В2f	<0,9	0,4	0,8	<0,8	0,9
	BC	<0,9	-	-	-	-
	С	0,3	-	-	-	-

*отбор почвы из этого горизонта не проводился

Приложение 5. Коэффициенты корреляции Спирмена между плотностями загрязнения ^{137}Cs и расстоянием от АЭС, метеорологическими и почвенными показателями.

Показатели	Плотности загрязнения ^{137}Cs , Бк/м ²						
	Горизонты					Слой 0-30 см	Органогенные горизонты (О+АО)
	О	АО	Е	В1f	В2f		
Расстояние от АЭС, км	-0,20	-0,17	0,09	-0,31	-0,28	0,15	-0,41
Повторяемость ветров за 2012–2016 годы, %	-0,11	-0,15	-0,50	-0,09	-0,09	-0,50	-0,14
Средняя скорость ветра за 2012–2016 годы, м/с	0,05	0,47	-0,07	0,54	0,08	0,19	0,25
Высота над уровнем моря, м	-0,29	-0,20	0,22	-0,15	-0,13	-0,15	-0,27
Мощность подстилки, см	0,41	-0,21	-***	-	-	0,54	0,34
Запас подстилки, кг/м ²	0,67*	0,20	-	-	-	0,48	0,77
Потеря при прокаливании, %	0,36	-0,23	-	-	-	-	-
Сорг., %	-	-	0,36	0,10	0,47	-	-
Запас органического вещества**, кг/м ²	0,81	0,52	0,51	0,53	0,50	0,69	0,84
pH H ₂ O	-0,41	0,29	-0,38	0,48	-0,32	-	-
pH KCl	-0,20	-0,08	-0,32	0,18	-0,42	-	-
Hг, смоль(+)/кг	0,00	-0,50	0,04	0,07	0,58	-	-
Обменный Ca ²⁺ , смоль(+)/кг	0,45	-0,18	0,27	0,10	-0,07	-	-
Обменный Mg ²⁺ , смоль(+)/кг	-0,08	-0,14	0,00	-0,05	0,62	-	-
Содержание ила (<0,001 мм), %	-	-	0,42	-0,27	0,48	-	-
Содержание физ. глины (<0,01 мм), %	-	-	0,59	-0,24	0,33	-	-
2019 г.							
Расстояние от АЭС, км	-	-	-	-	-	0,3	-
Содержание ила (<0,001 мм), %	-	-	0,04	-0,07	0,07	-	-
Содержание физ. глины (<0,01 мм), %	-	-	-0,09	0,1	-0,18	-	-
Сорг., %	-	-	0,25	0,04	0,02	-	-
K _{срдвзвш} в слое 0–30 см, смоль (+)/кг	-	-	-	-	-	-0,1	-
Мощность подстилки, см	-	-	-	-	-	0,04	-
Запас подстилки, кг/м ²	-	-	-	-	-	0,14	-

Примечания:

* Значимые коэффициенты корреляции при n=12 и p<0,05 выделены полужирным, r_{кр.}=0,58;

** Для расчета запаса органического вещества в горизонтах подстилки использовалась потеря при прокаливании, в минеральных горизонтах – содержание органического вещества (C_{орг.}×1,724).

*** Прочерки – коэффициенты корреляции не рассчитывались.

Приложение 6. Результаты эксперимента по внесению растворов изотопов в почвенные образцы.

¹³⁷ Cs					
Горизонт	Фракция	Активность, Бк	Погрешность, Бк	Доля, %	Химический выход, %
E	F1	8,3	0,3	3	92,7
	F2	38,9	1,4	14	
	F3	16,7	0,6	6	
	F4	64,0	4,0	23	
	F5	150,2	9,0	54	
B1f	F1	2,1	0,1	1	68,6
	F2	28,8	1,0	14	
	F3	26,8	0,9	13	
	F4	113,2	3,8	55	
	F5	35,0	1,4	17	
C	F1	22,4	0,9	9	83,1
	F2	59,8	2,4	24	
	F3	54,9	2,2	22	
	F4	72,3	2,2	29	
	F5	39,9	1,5	16	
^{239,240} Pu					
Горизонт	Фракция	Активность, Бк	Погрешность, Бк	Доля, %	Химический выход, %
E	F1	2,0	0,3	3,0	88,3
	F2	16,6	2,5	25,0	
	F3	13,2	2,0	20,0	
	F4	19,9	3,0	30,0	
	F5	13,9	2,1	21,0	
B1f	F1	0,5	0,1	1,0	64,9
	F2	18,5	2,8	38,0	
	F3	11,7	1,8	24,0	
	F4	15,6	2,3	32,0	
	F5	2,4	0,4	5,0	
C	F1	1,7	0,3	3,0	77,2
	F2	12,7	1,9	22,0	
	F3	20,9	3,1	36,0	
	F4	15,6	2,3	27,0	
	F5	7,0	1,0	12,0	

⁹⁰ Sr					
Горизонт	Фракция	Активность, Бк	Погрешность, Бк	Доля, %	Химический выход, %
E	F1	58,3	8,7	64,0	91,1
	F2	16,4	2,5	18,0	
	F3	7,3	1,1	8,0	
	F4	4,6	0,7	5,0	
	F5	4,6	0,7	5,0	
B1f	F1	34,7	5,2	51,0	68,0
	F2	13,6	2,0	20,0	
	F3	10,9	1,6	16,0	
	F4	8,2	1,2	12,0	
	F5	0,7	0,1	1,0	
C	F1	50,0	7,5	61,0	82,0
	F2	14,8	2,2	18,0	
	F3	7,4	1,1	9,0	
	F4	5,7	0,9	7,0	
	F5	3,3	0,5	4,0	
²³⁷ Np					
Горизонт	Фракция	Масса, нг	Погрешность, нг	Доля, %	Химический выход, %
E	F1	596	29,8	40	90,3
	F2	432,1	21,6	29	
	F3	74,5	3,7	5	
	F4	29,8	1,5	2	
	F5	342,7	17,1	23	
B1f	F1	292,5	14,6	25	70,9
	F2	327,6	16,4	28	
	F3	245,7	12,3	21	
	F4	175,5	8,8	15	
	F5	117	5,9	10	
C	F1	563,2	28,2	44	77,6
	F2	230,4	11,5	18	
	F3	115,2	5,8	9	
	F4	281,6	14,1	22	
	F5	89,6	4,5	7	

Прим.: F1 – водорастворимая форма, F2 – обменная, F3 – подвижная, F4 – кислоторастворимая, F5 – остаток.

Приложение 7. Основные описательные статистики для растительности

Сосна обыкновенная							
Показатель	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Ст. откл.	Коэф. вар.%	Тип распределения
А _{уд} ¹³⁷ Cs в ветвях, Бк/кг	14,6	13,6	9,0	26,2	5,0	34,5	N*
А _{уд} ¹³⁷ Cs в хвое, Бк/кг	19,9	20,3	7,2	34,5	9,0	45,1	N
КН в ветвях	5,3	4,1	1,7	17,1	4,5	84,7	-
КН в хвое	7,3	5,7	1,3	22,5	6,2	84,3	-
КП в ветвях, п×10 ⁻³ м ² /кг	15	11	5	49	13	82,9	-
КП в хвое, п×10 ⁻³ м ² /кг	20	19	4	65	17	83,7	-
Ель обыкновенная							
Показатель	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Ст. откл.	Коэф. вар.%	Тип распределения
А _{уд} ¹³⁷ Cs в ветвях, Бк/кг	11,4	11,9	6,7	15,1	3,1	27,3	N
А _{уд} ¹³⁷ Cs в хвое, Бк/кг	11,2	10,9	7,6	15,6	3,0	26,7	N
КН в ветвях	3,4	3,2	1,8	5,9	1,5	45,2	N
КН в хвое	3,2	3,3	2,1	4,7	0,9	29,1	N
КП в ветвях, п×10 ⁻³ м ² /кг	10	9	7	16	3	36,1	N
КП в хвое, п×10 ⁻³ м ² /кг	9	9	7	12	2	19,7	N
Береза повислая							
Показатель	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Ст. откл.	Коэф. вар.%	Тип распределения
А _{уд} ¹³⁷ Cs в ветвях, Бк/кг	7,5	7,5	4,7	10,3	2,1	28,2	N
А _{уд} ¹³⁷ Cs в листьях, Бк/кг	14,2	14,7	7,4	18,6	3,5	24,6	N
КН в ветвях	2,9	2,1	0,9	6,5	1,9	66,5	N
КН в листьях	4,9	4,0	1,6	11,7	3,0	60,6	N
КП в ветвях, п×10 ⁻³ м ² /кг	8	7	3	19	5	62,3	N

* Проверку нормального закона распределения проводили с помощью критерия Шапиро-Уилко (p=0,05).

КП в листьях, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	14	14	6	34	9	61,3	-
--	----	----	---	----	---	------	---

Черника миртолистная							
Показатель	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Ст. откл.	Коэф. вар.%	Тип распределения
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	51,5	44,1	25,9	87,4	21,5	41,8	N
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в листьях, Бк/кг	75,7	63,6	41,5	164,8	37,0	48,9	-
КН в ветвях	18,5	15,8	4,7	52,2	14,2	77,0	-
КН в листьях	27,0	22,2	6,3	75,2	20,4	75,4	N
КП в ветвях, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	52	43	16	151	40	76,2	-
КП в листьях, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	77	59	22	218	59	76,3	-
Голубика обыкновенная							
Показатель	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Ст. откл.	Коэф. вар.%	Тип распределения
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	25,5	26,0	11,9	50,5	11,1	43,8	N
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в листьях, Бк/кг	52,9	52,0	25,8	79,0	15,7	29,7	N
КН в ветвях	9,0	5,9	2,0	21,1	6,8	74,8	-
КН в листьях	18,5	12,5	6,5	39,0	12,2	65,7	-
КП в ветвях, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	26	18	6	61	18	69,7	-
КП в листьях, $n \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	52	43	19	113	30	58,4	-
Багульник болотный							
Показатель	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Ст. откл.	Коэф. вар.%	Тип распределения
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях, Бк/кг	20,5	20,9	8,4	31,8	7,2	35,2	N
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в листьях, Бк/кг	50,1	46,8	12,6	94,6	24,1	48,2	N
Плевроциум Шребера							
Показатель	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	Ст. откл.	Коэф. вар.%	Тип распределения

$A_{уд}^{137}Cs,$ Бк/кг	45,4	43,2	15,0	94,5	22,6	49,8	N
КН	13,5	13,3	2,3	28,1	7,3	54,3	N
КП, $n \times 10^{-3}$ м ² /кг	38	44	8	65	18	46,1	N

Лишайники рода <i>Cladonia</i>								
Радионуклид	Компонент	Среднее	Медиана	Нижний квартиль	Верхний квартиль	Ст. откл.	Коэф. вар. %	Тип распределения
^{137}Cs , Бк/кг	Верхняя часть подцелиев лишайников	86,5	90,9	43,4	123,8	40,0	46,2	N
	Средняя часть подцелиев лишайников	41,3	39,9	25,1	47,4	20,7	50,1	N
	Нижняя часть подцелиев лишайников	36,0	27,7	22,9	42,2	22,0	61,1	N
	Горизонт О почвы	65,2	65,9	45,6	83,5	22,6	34,7	N
	Горизонт АО почвы	38,0	39,4	25,4	50,3	17,3	45,7	N
	Горизонт Е почвы	5,1	4,1	2,8	7,2	3,2	62,5	N
	Горизонт Вlf почвы	2,9	2,4	1,2	3,7	2,0	67,5	N
^{40}K , Бк/кг	Верхняя часть подцелиев лишайников	90,5	91,1	80,5	97,6	12,5	13,8	N
	Средняя часть подцелиев лишайников	61,1	62,4	52,8	70,6	10,7	17,5	N
	Нижняя часть подцелиев лишайников	54,9	57,0	44,2	64,7	12,2	22,2	N
Зольность, %	Верхняя часть подцелиев лишайников	0,93	0,8	0,7	1,0	0,4	42,3	N

Средняя часть подцелив лишайников	1,11	0,8	0,7	1,1	0,9	84,6	N
Нижняя часть подцелив лишайников	1,73	1,4	0,9	1,6	1,7	97,5	N

Приложение 8. Результаты сравнения показателей накопления ^{137}Cs в растительности по Н-критерию (Краскела-Уоллиса)

Показатель	Среднее для ЗН	СЗЗ АЭС		Фон	
		Значение	Н-критерий	Значение	Н-критерий
КН ^{137}Cs в ветвях сосны	5,3	3,9	0,1	7,94	1,6
КН ^{137}Cs в хвое сосны	7,3	5,28	0,1	10,01	0,4
КП ^{137}Cs в ветвях сосны, $\text{п} \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	0,015	0,013	0,1	0,021	1,6
КП ^{137}Cs в хвое сосны, $\text{п} \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	0,020	0,018	0,1	0,026	1,6
$A_{\text{уд}}$ ^{137}Cs в листьях черники	75,7	13	2,5	120,4	1,6
КН ^{137}Cs в ветвях черники	18,5	13,8	0	33,6	1,6
КП ^{137}Cs в ветвях черники, $\text{п} \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	0,052	0,046	0,1	0,087	1,6
КП ^{137}Cs в листьях черники, $\text{п} \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	0,077	0,017	2,5	0,117	0,9
КП ^{137}Cs в листьях березы, $\text{п} \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	0,014	0,021	1,5	0,017	1,5
КН ^{137}Cs в ветвях голубики	9,0	26,6	2,5	7,5	0,1
КН ^{137}Cs в листьях голубики	18,5	23,8	0,4	10,1	0,4
КП ^{137}Cs в ветвях голубики, $\text{п} \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	0,026	0,105	2,5	0,020	0,1
КП ^{137}Cs в листьях голубики, $\text{п} \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$	0,052	0,094	1,6	0,026	1,6

Приложение 9. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмана для показателей накопления ¹³⁷Cs в растительности

Для удельных активностей																	
	K ₂ O, мг/ 100г	Ca ²⁺ , ммоль+	Mg ²⁺ , ммоль+	<0,001, %	<0,01, %	H, ммоль+	Запас подстилки кг/м ²	Запас гумуса, кг/м ²	Запас калия, кг/м ²	Расстояни е от АЭС, км	Повторяе мость ветров, %	Скорость ветра, м/с	Высота над уровнем моря, м	pH H ₂ O, горизонт О	pH H ₂ O, горизонт АО	pH KCl, горизонт О	pH KCl, горизонт АО
Ветви сосны	-0,30	-0,42	-0,26	-0,39	-0,04	-0,12	-0,29	0,06	-0,57	0,34	-0,04	0,29	-0,13	0,21	-0,01	-0,14	0,15
Хвоя сосны	-0,49	-0,55	-0,45	-0,31	0,15	-0,27	-0,66*	-0,20	-0,60	0,56	0,14	-0,29	-0,30	-0,25	0,01	0,17	0,26
Ветви черники	-0,29	-0,33	-0,06	-0,09	0,04	0,01	-0,03	0,09	-0,47	0,66	0,35	0,23	0,29	-0,02	-0,17	-0,44	-0,13
Листья черники	-0,50	-0,49	-0,24	-0,14	-0,07	-0,17	-0,07	-0,03	-0,59	0,54	0,36	0,06	0,06	-0,01	-0,07	-0,46	-0,14
Ветви голубики	-0,37	-0,45	-0,20	-0,63	-0,43	-0,73	-0,52	-0,49	-0,26	-0,25	-0,43	-0,02	-0,37	0,36	0,45	0,55	0,67

Для удельных активностей

Листья голубики	-0,32	-0,52	-0,41	-0,44	-0,22	-0,55	-0,31	-0,53	-0,15	-0,37	-0,25	-0,28	-0,45	0,13	0,42	0,58	0,39
Плевроциум Шребера	-0,41	-0,48	-0,15	-0,18	0,13	-0,19	-0,28	-0,10	-0,60	0,16	0,17	0,13	-0,07	0,37	0,08	-0,03	0,05
Ветви багульника	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,73	-0,40	0,28	-0,45	-	-	-	-
Листья багульника	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,65	-0,21	-0,01	-0,64	-	-	-	-
Ветви ели	-0,54	-0,50	-0,32	-0,43	0,11	-0,86	-0,54	-0,39	-0,29	0,14	-0,47	0,16	0,11	0,61	0,39	0,11	0,68

Для удельных активностей

Хвоя ели	-0,18	-0,43	-0,50	-0,36	0,75	-0,07	-0,43	0,00	-0,14	0,36	-0,14	0,11	-0,21	0,04	-0,07	0,29	0,25
Ветви березы	-0,30	-0,57	-0,59	-0,16	0,20	-0,01	-0,44	-0,33	-0,30	0,14	0,51	-0,16	-0,04	-0,06	0,04	0,08	0,51
Листья березы	-0,33	-0,20	-0,12	-0,08	-0,10	-0,26	-0,19	-0,13	-0,48	0,62	-0,05	0,16	0,28	-0,06	0,20	0,04	-0,15

* Примечание: полужирным выделены значения r_s , свидетельствующие о значимых взаимосвязях. Для $n=12$ и $p=0,05$ значимым является значение $|r_s|>0,58$.

Приложение 10. Сравнение удельных активностей ^{137}Cs в компонентах одного растения

Сравнение по t-критерию (для зависимых переменных)			
Показатель	N	среднее	t
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях сосны обыкновенной, Бк/кг	12	14,8	-2,8*
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в хвое сосны обыкновенной, Бк/кг		19,9	
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях ели обыкновенной, Бк/кг	7	11,9	0,1
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в хвое ели обыкновенной, Бк/кг		11,7	
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях березы обыкновенной, Бк/кг	8	7,4	-4,7
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в листьях березы обыкновенной, Бк/кг		13,8	
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях голубики обыкновенной, Бк/кг	12	28,5	-5,8
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в листьях голубики обыкновенной, Бк/кг		51,4	
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в ветвях багульника болотного, Бк/кг	11	21,8	-5,2
$A_{\text{уд}}^{137}\text{Cs}$ в листьях багульника болотного, Бк/кг		49,1	

Сравнение по непараметрическому критерию Вилкоксона (для зависимых переменных)			
Показатель	N	среднее	Z
$A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в ветвях черники обыкновенной, Бк/кг	12	53,3	2,5**
$A_{уд} \text{ } ^{137}\text{Cs}$ в листьях черники обыкновенной, Бк/кг		74,2	

*критические значения t-критерия при n=7, n=8, n=11, n=12 равны соответственно |2,4|, |2,3|, |2,2| и |2,18|

** величина критерия Вилкоксона превышает критическую согласно ПО Statistica 10

Приложение 11. Сравнение удельных активностей ^{137}Cs между компонентами растений разных видов

Сравниваемая пара компонентов	Сред. $A_{уд}^{137}\text{Cs}$ в компоненте 1, Бк/кг	Средняя $A_{уд}^{137}\text{Cs}$ в компоненте 2, Бк/кг	t
Ветви сосны — ветви черники	14,8	53,3	-5,6*
Ветви сосны — ветви голубики	14,8	28,5	-2,8
Ветви сосны — листья голубики	14,8	51,4	-7,4
Ветви сосны — плевроциум	14,8	49,4	-4,7
Ветви сосны — ветви багульника	14,8	21,8	-2,3
Ветви сосны — листья багульника	14,8	49,1	-5,1
Ветви сосны — ветви ели	14,8	11,9	1,3
Ветви сосны — хвоя ели	14,8	11,7	1,4
Ветви сосны — ветви березы	14,8	7,4	4,0
Ветви сосны — листья березы	14,8	14,4	0,2
Хвоя сосны — ветви черники	19,9	53,3	-4,7
Хвоя сосны — ветви голубики	19,9	28,5	-1,6
Хвоя сосны — листья голубики	19,9	51,4	-5,9
Хвоя сосны — плевроциум	19,9	49,4	-3,9
Хвоя сосны — ветви багульника	19,9	21,8	-0,5
Хвоя сосны — листья багульника	19,9	49,1	-4,2
Хвоя сосны — ветви ели	19,9	11,9	2,3
Хвоя сосны — хвоя ели	19,9	11,7	2,4
Хвоя сосны — ветви березы	19,9	7,4	4,3
Хвоя сосны — листья березы	19,9	14,4	2,0
Ветви черники — ветви голубики	53,3	28,5	3,1
Ветви черники — листья голубики	53,3	51,4	0,2
Ветви черники — плевроциум	53,3	49,4	0,4
Ветви черники — ветви багульника	53,3	21,8	4,2
Ветви черники — листья багульника	53,3	49,1	0,4
Ветви черники — ветви ели	53,3	11,9	4,6
Ветви черники — хвоя ели	53,3	11,7	4,7
Ветви черники — ветви березы	53,3	7,4	5,9
Ветви черники — листья березы	53,3	14,4	5,5
Ветви голубики — плевроциум	28,5	49,4	-2,4
Ветви голубики — ветви багульника	28,5	21,8	1,2
Ветви голубики — листья багульника	28,5	49,1	-2,6
Ветви голубики — ветви ели	28,5	11,9	2,7
Ветви голубики — хвоя ели	28,5	11,7	2,7
Ветви голубики — ветви березы	28,5	7,4	3,9
Ветви голубики — листья березы	28,5	14,4	2,9
Листья голубики — плевроциум	51,4	49,4	0,2
Листья голубики — ветви багульника	51,4	21,8	5,3
Листья голубики — листья багульника	51,4	49,1	0,3
Листья голубики — ветви ели	51,4	11,9	6,3
Листья голубики — хвоя ели	51,4	11,7	6,3
Листья голубики — ветви березы	51,4	7,4	8,0
Листья голубики — листья березы	51,4	14,4	7,4
Плевроциум — ветви багульника	49,4	21,8	3,5

Сравниваемая пара компонентов	Сред. $A_{уд}^{137Cs}$ в компоненте 1, Бк/кг	Средняя $A_{уд}^{137Cs}$ в компоненте 2, Бк/кг	t
Плевроциум — листья багульника	49,4	49,1	0,0
Плевроциум — ветви ели	49,4	11,9	3,9
Плевроциум — хвоя ели	49,4	11,7	4,0
Плевроциум — ветви березы	49,4	7,4	5,1
Плевроциум — листья березы	49,4	14,4	4,7
Ветви багульника — ветви ели	21,8	11,9	2,8
Ветви багульника — хвоя ели	21,8	11,7	2,9
Ветви багульника — ветви березы	21,8	7,4	4,7
Ветви багульника — листья березы	21,8	14,4	2,6
Листья багульника — ветви ели	49,1	11,9	4,3
Листья багульника — хвоя ели	49,1	11,7	4,3
Листья багульника — ветви березы	49,1	7,4	5,5
Листья багульника — листья березы	49,1	14,4	5,0
Ветви ели — ветви березы	11,7	7,4	3,5
Хвоя ели — листья березы	11,7	14,4	-1,7
Ягель верх — ветви сосны	90,5	14,8	19,4
Ягель верх — хвоя сосны	90,5	19,9	16,1
Ягель верх — ветви черники	90,5	53,3	4,9
Ягель верх — ветви голубики	90,5	28,5	10,6
Ягель верх — листья голубики	90,5	51,4	6,6
Ягель верх — плевроциум	90,5	49,4	5,0
Ягель верх — ветви багульника	90,5	21,8	15,0
Ягель верх — листья багульника	90,5	49,1	5,5
Ягель верх — ветви ели	90,5	11,9	16,1
Ягель верх — хвоя ели	90,5	11,7	16,2
Ягель верх — ветви березы	90,5	7,4	19,6
Ягель верх — листья березы	90,5	14,4	19,5
Ягель середина — ветви сосны	61,1	14,8	13,5
Ягель середина — хвоя сосны	61,1	19,9	10,4
Ягель середина — ветви черники	61,1	53,3	1,1
Ягель середина — ветви голубики	61,1	28,5	5,9
Ягель середина — листья голубики	61,1	51,4	1,7
Ягель верх — плевроциум	61,1	49,4	1,5
Ягель середина — ветви багульника	61,1	21,8	9,5
Ягель середина — листья багульника	61,1	49,1	1,7
Ягель середина — ветви ели	61,1	11,9	11,8
Ягель середина — хвоя ели	61,1	11,7	11,8
Ягель середина — ветви березы	61,1	7,4	14,8
Ягель середина — листья березы	61,1	14,4	13,9
Ягель низ — ветви сосны	54,9	14,8	10,5
Ягель низ — хвоя сосны	54,9	19,9	8,1
Ягель низ — ветви черники	54,9	53,3	0,2
Ягель низ — ветви голубики	54,9	28,5	4,6
Ягель низ — листья голубики	54,9	51,4	0,6
Ягель низ — плевроциум	54,9	49,4	0,7
Ягель низ — ветви багульника	54,9	21,8	7,4
Ягель низ — листья багульника	54,9	49,1	0,8

Сравниваемая пара компонентов	Сред. $A_{уд}^{137}Cs$ в компоненте 1, Бк/кг	Средняя $A_{уд}^{137}Cs$ в компоненте 2, Бк/кг	t
Ягель низ — ветви ели	54,9	11,9	9,1
Ягель низ — хвоя ели	54,9	11,7	9,1
Ягель низ — ветви березы	54,9	7,4	11,5
Ягель низ — листья березы	54,9	14,4	10,7

*Полужирным выделены значения t-критерия Стьюдента, превышающие критические ($p < 0,05$; $t_{кр.} = 2,26$)

Приложение 12. Статистические характеристики варьирования удельной активности ^{137}Cs и ^{40}K (Бк/кг) и зольности в подстилке лишайников и почвенных горизонтах на обследованной территории (n=12).

Радио- нуклид	Компонент	Среднее	Медиана	Нижний квартиль	Верхний квартиль	Стандартное отклонение	Коэффициент вариации, %
^{137}Cs , Бк/кг	Верхняя часть подстилки лишайников	86,5	90,9	43,4	123,8	40,0	46,2
	Средняя часть подстилки лишайников	41,3	39,9	25,1	47,4	20,7	50,1
	Нижняя часть подстилки лишайников	36,0	27,7	22,9	42,2	22,0	61,1
	Горизонт О почвы	65,2	65,9	45,6	83,5	22,6	34,7
	Горизонт АО почвы	38,0	39,4	25,4	50,3	17,3	45,7
	Горизонт Е почвы	5,1	4,1	2,8	7,2	3,2	62,5
	Горизонт В1f почвы	2,9	2,4	1,2	3,7	2,0	67,5
^{40}K , Бк/кг	Верхняя часть подстилки лишайников	90,5	91,1	80,5	97,6	12,5	13,8
	Средняя часть подстилки лишайников	61,1	62,4	52,8	70,6	10,7	17,5
	Нижняя часть подстилки лишайников	54,9	57,0	44,2	64,7	12,2	22,2
Зольность, %	Верхняя часть подстилки лишайников	0,93	0,8	0,7	1,0	0,4	42,3
	Средняя часть подстилки лишайников	1,11	0,8	0,7	1,1	0,9	84,6
	Нижняя часть подстилки лишайников	1,73	1,4	0,9	1,6	1,7	97,5