МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М. В. ЛОМОНОСОВА

ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

На правах рукописи

Касацкий Андрей Александрович

БИОЛОГИЧЕСКИЙ КРУГОВОРОТ ^{137}Cs И K В ЛЕСНЫХ ФИТОЦЕНОЗАХ ЮЖНОЙ ТАЙГИ И ЛЕСОСТЕПИ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ

Специальность - 03.02.13-почвоведение,
03.02.08- экология

диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
доктор биологических наук
профессор Щеглов А. И.

Москва,
2014

Содержание

Введение 3
Глава 1. Объекты и методы исследований 7
1.1. Объекты исследований 7
1.2. Методы исследований 20
Глава 2. Почвенно-радиоэкологическая характеристика региона исследований 24
2.1. Характеристика почвенного покрова СПП Тульской и Брянской областей 24
2.2. Радиоэкологическая характеристика территории Тульской и Брянской областей 37
Глава 3. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в лесных фитоценозах Тульской и Брянской областей 54
3.1. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в лесных фитоценозах Брянской области. 57
3.2. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в лесных фитоценозах Тульской области. 63
Глава 4. Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове лесных фитоценозов Брянской и Тульской областей. 69
4.1. Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове лесных фитоценозов Брянской области 74
4.2. Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове лесных фитоценозов Тульской области 84
Глава 5. Биологический круговорот ^{137}Cs и К в лесных фитоценозах южной тайги и лесостепи в отдаленный период после чернобыльских выпадений 95
5.1. Показатели биологического круговорота ^{137}Cs и К в сосняках Брянской области 96
5.2. Показатели БК ^{137}Cs и К в березняках Брянской области 99
5.3 Показатели БК ^{137}Cs и К в сосняках Тульской области 103
5.4 Показатели БК ^{137}Cs и К в березняках Тульской области 106
Глава 6.Динамика показателей биологического круговорота ^{137}Cs в лесах ближней и дальней зон выпадений. 110
6.1. Динамика распределения загрязнения ^{137}Cs по компонентам древесного яруса ближней и дальней зон чернобыльских выпадений 110
6.2. Динамика показателей биологического круговорота 137Cs в сосновых лесах ближней и дальней зон выпадений. 112
Выводы 116
Литература 118

Введение

Согласно официальным данным, на территории Российской Федерации 57 тыс. км^2 подверглось радиоактивному загрязнению (Руководство.., 1995; Прудников и др., 2007). Наибольшие площади и уровни загрязнения зафиксированы в Брянской области, где, по данным на 1 января 1995 года, площадь загрязненных земель составляла 171 тыс.га, в том числе с плотностью загрязнения от 37 до 185 кБк/м^2 - 60%; 185-555 кБк/м^2 - 23%; 155-1480 кБк/м^2 - 15% и более 1480 кБк/м^2 около 2 %. Меньшие показатели отмечались на территории Тульской области, где загрязнено 74,8 тыс. га, их них от 37 до 185 кБк/м^2 - 97%; 185-555 кБк/м^2 - 3 % (Руководство, .., 1992). При этом радиоактивному загрязнению на данных территориях подверглись практически все лесные угодья.

Лесные экосистемы с радиоэкологической точки зрения представляют собой сложное природное образование с множеством прямых и косвенных связей между их компонентами, что накладывает существенный отпечаток на перераспределение в них техногенных радионуклидов. Наряду с этим поведение радиоактивных элементов, поступивших в лесные экосистемы аэральным путем в результате глобальных и аварийных выбросов, имеет свою специфику. По сравнению с литогенными стабильными изотопами и химическими аналогами оно первоначально сопровождается интенсивным поглощениемрастительным ярусом, а в последующем специфическим перераспределениемвсистеме «почва-растение». При этомдля стабильныхизотопов и химических аналогов радионуклидовхарактерны устоявшиеся показатели биологического круговорота (БК), выработанные эволюционным путем, для искусственных радионуклидов данное равновесное состояние не выражено, поскольку они являются новыми элементами, поступившими в природную среду аэральным путем.

Исследования по данному направлению в лесных экосистемах проводятся на протяжении многих лет. Так, в ряде классических трудов Н.В. Тимофеева–Ресовского, В.М. Клечковского была разработана система представлений о типах круговорота радиоизотопов в биогеоценозах, их избирательном накоплении в организмах и миграции по трофическим цепям (Клечковский, 1956; Тимофеев-Ресовский, 1962 и др.). В последующем разработки их учеников и последователей: Р.М. Алексахина, Н.В. Куликова, Ф.А. Тихомирова, Э.Б. Тюрюкановой и других (Алексахин, Нарышкин, 1977; Алексахин, Тихомиров, 1976; Куликов, Пискунов, 1979; Тихомиров, Алексахин, 1972; Тюрюканова, Беляева, 1973 и др.)позволили сформулировать ряд положений БК техногенных радионуклидов.

В постчернобыльский период эти работы были продолжены. Особенности биологического круговорота техногенных радионуклидов на первых этапах после чернобыльских выпадений наиболее полное отражение нашли в работах А.И. Щеглова с соавторами (Щеглов, 1999; Щеглов, Тихомиров, 1996; Щеглов, Цветнова, 2000; Shcheglov,Tsvetnova, Klyashtorin, 2001 и др.). В этих исследованиях впервые было показано, что в биогеохимических циклах техногенных радионуклидов соотношение потоков существенно отличается от таковых макроэлементов, в частности, неизотопных аналогов ^{137}Csи ^{90}Sr –К и Са. Для указанных макроэлементов возврат в почву с опадом в большинстве случаев в 2 - 3 раза меньше, чем их поступление в растения за счет корневого потребления. Для радионуклидов данное соотношение меняется, причем степень изменения зависит от ландшафтных особенностей. В лесах аккумулятивных ландшафтовежегодное корневое поступление радионуклидов в годичную продукцию по абсолютной величине приблизительно равно ихвозврату с опадом. В лесах элювиальных ландшафтов возврат с опадом в 2 -5 раз больше их годового накопления корневым путем. Полученные закономерности позднее были подтверждены и дополнены в работах других исследователей (Орлов, 2005; Переволоцкий, 2006; Сак, 1997; Мамихин и др., 2014 и др.).

Следовательно, в рамках данной проблемы большое значение приобретают положения, связанные не только с количественной оценкой потоков радионуклидов и макроэлементов в системе «почва – растение» и соотношением данных потоков, но и с оценкой изменения этого соотношения во времени. По мнению ряда специалистов, в отдаленные периоды после выпадений, когда состояние радионуклидов достигает динамического квазиравновесия в системах «техногенные радионуклиды - стабильные изотопы – химические аналоги» и «почва-растение», различия в показателях БК техногенных радионуклидов и их химических аналогов сглаживаются(Основи..,1999; Переволоцкий, 2006; Санжарова, Фесенко,1994 и др.). Однако на сегодняшний день эта гипотеза остается дискуссионной, в связи с чем возникает необходимость проведения сравнительной оценки показателей биологического круговорота данных элементов в различных биогеоценозах и зонах радиоактивных выпадений в отдаленные периоды после их поступления

Одним из путей получить более надежную количественную информацию может послужить привлечение материалов по биологическому круговороту химических аналогов радионуклидов.

В связи с этим целью настоящих исследований явилось выявление особенностей биологического круговорота ^{137}Cs и К в лесных фитоценозах южной тайги и лесостепи в отдаленный период после чернобыльских выпадений.

В задачи исследований входило:

1. Выявление показателей загрязнения ^{137}Cs (удельной активности и плотности загрязнения), содержания К и особенностей распределения данных элементов в почвах исследуемых фитоценозов.
2. Определение удельной активности^{137}Cs и содержания К в компонентах древостоя и структурных компонентах опада различных фитоценозов.
3. Определение показателей биологического круговорота органического вещества, ^{137}Cs иК в различных фитоценозах.
4. Сравнительный анализ показателей биологического круговорота ^{137}Cs иК в различных фитоценозах.
5. Выявление особенностей биологического круговорота 137Cs и К в лесных фитоценозах ближней и дальней зон выпадений в отдаленный период.
6. Анализ пространственно – временной динамики показателей биологического круговорота ^{137}Cs в лесах ближней и дальней зон чернобыльских выпадений.

Научная новизна. Показаны особенности биологического круговорота ^{137}Cs в лесах ближней и дальней зон чернобыльских выпадений в отдаленный период.

Показана неоднозначность периодов достижения квазиравновестного состояния ^{137}Cs чернобыльского выброса на территории РФ, подвергшейся радиоактивному загрязнению, характеризующейся различными типами выпадений и почвенно-экологическими условиями. Установлено, что показатели БК калия в фитоценозах дальней зоны выпадений практически совпадают с таковыми в лесах ближней зоны. В настоящее время в лесах ближней зоны выпадений на песчаных подзолах (Брянское полесье) показатели БК ^{137}Cs практически совпадают с таковыми его химического аналога - К. В лесных фитоценозах дальней зоны выпадений на темно-серых лесных почвах лесостепи (Тульская область РФ) на современном этапе наблюдается значимое различие в показателях БК ^{137}Cs и ^{39}K. Биологический круговорот ^{137}Cs характеризуется значительным превышением возврата элемента в почву над его потреблением, при этом в лиственных фитоценозах по сравнению с хвойными отмечается наибольшиеразличия в исследуемых показателях. Показано, что период достижения квазиравновесного состояния ^{137}Csв лесах зоны радиоактивного загрязнения в пределах европейской части РФ различен: на участках ближней зоны выпадений начало данного периода приурочено к 2000 г.г, на участках дальней зоны выпадений оно отодвинуто на более длительный срок.

Практическая значимость. Исследование особенностей биологического круговорота техногенных радионуклидов в лесных экосистемахна различных этапах после выпадений позволяет установить изменение параметров миграции радионуклидов; охарактеризовать

роль лесных экосистем в удержании экотоксикантов в пределах территории загрязнения, разработать более совершенные прогностические модели динамики запасов радионуклидов в растительном покрове при различных сценариях радиоактивных выпадений и почвенно-экологических условий. Оценка параметров биологического круговорота техногенных радионуклидов и их изменение во времени позволят определить особенности нисходящих потоков радионуклидов и других поллютантов, а также внести коррективы в технологии использования основной лесохозяйственной продукции, получаемой с загрязненных территорий с учетом динамики вклада коры в общее загрязнение древостоев

Апробация работы. Материалы диссертации были доложены XX международной научной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов- 2013» (Москва, 2013 г.); заседании кафедры радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова (октябрь 2013 г.), Генеральной ассамблее Европейского Союза наук о Земле, секция «Загрязнение почв и ремедиация» (EuropeanGeosciencesUnion–EGU, Вена, 2014).

Глава 1. Объекты и методы исследований

Исследования по биологическому круговороту ^{137}Csи его стабильного химического аналогапроводились в 2010-2012 г. в хвойных и лиственных фитоценозах Брянской и Тульской областей Российской Федерации, подвергшихся наиболее значимому радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

1.1. Объекты исследований

Участки, на которых были заложены пробные площади, располагались в пределах сети долговременного радиоэкологического мониторинга кафедры радиоэкологии и экотоксикологии Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, заложенной на территории Брянской и Тульской областей РФ, характеризующейся однотипными растительными сообществами (сосняки и березняки), но различающейся по типу почв, составу выпадений (топливная и конденсационная компоненты) и плотностям радиоактивного загрязнения.

1.1.1. Объекты исследований в Брянской области

На территории Брянской области в бассейне рек Ипути и Беседи, на крайнем западе Красногорского района (Красногорское лесничество), вплотную примыкающему к 30-км зоне отчуждения ЧАЭС, были заложены 2 участка площадью 25*25 м (рис. 1).

Рис. 1. Месторасположение исследуемых участков в Брянской области

Краткая характеристика рельефа, климатических особенностей, растительного покрова и почвообразующих пород на территории Брянской области.

В целом исследуемые участки находятся в пределах Брянского Полесья, Клетне-Новозыбковского почвенного района дерново-слабо - и среднеподзолистых песчаных и супесчаных почв, подстилаемых моренными суглинками. Брянское полесье является восточной окраиной Полесской низменности (Добровольский, 1984). Абсолютная высота исследуемого района над уровнем моря составляет 100 - 150 м. Наиболее низкие территории приурочены к слабодренированным речным долинам рек Ипути, Беседи, Снов и др.

Основу рельефа составляют слабоволнистые равнинные участки, местами густо покрытые блюдцеобразными микропонижениями карстового характера; на поверхности водоразделов обнаруживаются блюдцеобразные западины, различного диаметра и глубины. Большинство западин заболочено и заторфовано. Карстовые воронки, блюдца и западины отмечаются не только на водоразделах, но и в долинах рек Ипути и Беседи, где их можно встретить как на террасах, так и непосредственно в руслах рек.

Климат района - умеренный. Средняя годовая температура в Брянске - 5^0. Температура января - $7{,}7^0$ и июля - 19^0. Минимум достигает - 38^0, а максимум - 35^0. Безморозный

период продолжается с 18 мая по 20 сентября. Вегетационный период составляет 190 дней. Среднегодовое количество осадков достигает 560 мм (Гроздов, 1959).

Исследуемая территория относится к группе подтаежных лесов. Это ботанико-географическая категория, объединяющая довольно разнообразные по составу и структуре растительные сообщества. Она включает несколько типов лесов: сосняки с разреженным моховым и лишайниковым покровом, кустарничково-травяные, сосновые сложные и широколиственно-сосновые, в том числе дубово-сосновые с грабом (Растительность Европейской части …,1980). Характерными для исследуемой территории являются зеленомошные сосняки с разреженным травяно-кустарничковым и напочвенными ярусами, постоянную примесь образуют лишайники, в первую очередь, Cladinarangiferina, C.arbuscula.

В Брянской области огромные напластования вдоль левобережья рек Судоти и Ипути и правобережья р. Жиздры обычно представлены флювиогляциальными и древнеаллювиальными песками. По водоразделам песчаные напластования уменьшаются и выходят в древние слои: песчаники и глины каменноугольной системы; отложения нижнего мела (темные глины, глауконитовые пески) и верхнего мела (глауконитовые пески с фосфоритами, опоки и меловой рухляк). Значительную площадь занимают также отложения в виде лессовидных суглинков.

Участок 1 заложен в сосняке–зеленомошнике семидесяти-восьмидесятилетнего возраста. Доминирующей породой является сосна обыкновенная (PinussylvestrisL.). В подлеске единично встречаются дуб черешчатый (QuercusroburL.), ель европейская (PiceaabiesL.), березаповисшая (BetulapendulaRoth.), рябина обыкновенная (SorbusaucupariaL.), крушиналомкая (FrangulaalnusMill.), бересклет европейский (EuonymuseuropeaL.), ежевика сизая (RubuscaesiusL.). В составе подроста отмечаютсядуб черешчатый и ель европейская.

Травяно-кустарничковый ярус на участке хорошо выражен, проективное покрытие достигает 50%. В видовом составе травянистой растительности доминирует вейникназемный (CalamagrostisepigeiosL.), встречаются вереск обыкновенный (CallunavulgarisL.), щитовник мужской (Dryopterisfilix-mas), ожика волосистая (LuzulapilosaL.), черника (VacciniummyrtillusL.), брусника (Vacciniumvitis-idaeaL.), ландыш майский (ConvallariamajalisL.), купена лекарственная (PolygonatumofficinaleAll.); ракитник русский (ChamaecytisusruthenicusFischexWoloszcz.) и др., отмечаются куртины плауна булавовидного (PolygonatumofficinaleAll.). На участке хорошо выражен моховой покров (проективное покрытие до 60%), , в основном, представленный зелеными мхами,

из которых в наибольшей степени развит плевроций Шребера (PleuroziumSchreberi(Willd.) Mitt.) свключением дикрана морщинистого (DicranumrugosumHedw.).

Описание видов растительности и мохового покрова приводилось по(Губанов и др., 1995; Определитель растений Белоруссии, 1967; Игнатов, Афонина, 1992), классификационной принадлежности почв по (Классификация и диагностика почв СССР, 1977).

На исследуемом участке сформирована слабоподзолистая иллювиально-железистая песчаная почва на флювиогляциальных отложениях. Ниже приведено морфологическое описание разреза, заложенного на привершинной части покатого склона моренного холма зандровой равнины. Водное питание атмосферное.

Горизонт, глубина, см	**Морфологическое описание**
О 0-6	Лесная подстилка типа мор-модер, полнопрофильная с хорошо выраженными подгоризонтами: О1 мощностью 2 см, представлен опадомхвои, шишек, мелких веточек, в нижней части затронут процессом разложения. О2 - 3 см, занимает основную часть подстилки, бурого цвета; состоит из заметно разложившихся растительных остатков, но еще сохранивших морфологическое строение; переплетен гифами грибов и мелкими корнями растений, рыхлый. О3 - мощностью около 1 см - неоднородный по степени разложения, в верхней части буровато-коричневый, грубый, слабогумифицированный, в нижней - темно-коричневый, хорошо разложившийся, мажущийся, по зоогенным ходам и корневинам частично внедрен в нижележащую минеральную толщу. В целом хорошо отделяется от минеральной толщи, в нижней части имеет сравнительно небольшую примесь отмытых зерен кварца. Переход в следующий горизонт заметный, граница слабоволнистая.
ЕВ 6-23	Влажный, неравномерно прокрашен по глубине, в верхней части на светловато-серовато-буром фоне заметны размытые белесоватые пятна, обогащенные отмытыми зернами кварца, в нижней - темная окраска усиливается, а белесоватые тона ослабевают. Отмечаются охристо-бурые и ржаво-бурые пятна, стяжения, свидетельствующие о вертикальной миграции и аккумуляции железа; рыхлый, песчаный, сложен неоднородным крупнозернистым песком с включением мелкой гальки; бесструктурный; много древесных корней растений. Переход в следующий горизонт резкий, граница ровная
В1 23-45	Влажный, палево-бурый, в верхней части много тонких вкраплений и небольших пятен органического вещества, с глубиной интенсивность окраски заметно ослабевает; песчаный, рыхлый, бесструктурный, сложен неоднородным крупнозернистым песком с включением мелкой окатанной гальки, встречаются крупные корни древесной растительности. Переход в следующий горизонт слабозаметный, граница размытая
В2 45-71	Влажный, буровато-палевый, по всему горизонту встречаются слабопрокрашенные железом пятна и разводы; в верхней части отмечаются мелкие редкие вкрапления

	органического вещества; грубопесчаный, рыхлый, несвязный, неоднородный по составу песок со значительным включением окатанной гальки; отмечаются единичные корни растений. Переход в следующий горизонт постепенный поцвету (появление бурых тонов), граница размытая
BC 71-110	Влажный, неоднородный по цвету и гранулометрическому составу: в верхней части белесовато-палевый, песчаный, в нижней - палево-бурый, сложенный тонкодисперсной фракцией песка с примесью крупной пыли, слабоожелезенный. По всему горизонту много точечных вкраплений железа и марганца, редкие включения окатанной гальки; рыхлый, бесструктурный, ожелезненные участки имеют заметные признаки цементации; корней нет. Переход в следующий горизонт заметный, граница волнистая
C 110-200	Влажный, неравномерно окрашен - темно-бурые плотные прослойки, сложенные из пылеватого мореного суглинка, чередуются с сизовато-белесыми оглеенными песчаными сильно ожелезненными прослоями; много точечных вкраплений железа и марганца. Ниже 180 см залегает слой отмытого и хорошо сортированного песка флювиогляциального происхождения.

Участок 2 заложен в березняке злаково-разнотравном 60 –летнего возраста. Доминирующей породой в первом ярусе является береза повисшая (BetulapendulaRoth). В подлеске отмечаются ель европейская (PiceaabiesL.),рябина обыкновенная (SorbusaucupariaL.), крушиналомкая (FrangulaalnusMill.), бересклет европейский (EuonymuseuropeaL.), малина обыкновенная (RubusidaeusL.).

Травяно-кустарничковый ярус на участке хорошо выражен, проективное покрытие достигает 70%. В видовой составе травянистой растительности доминируют: зверобой пятнистый (HypericummaculatumCrantz), брусника (Vacciniumvitis-idaeaL.), ландыш майский (ConvallariamajalisL.), медуница неясная (PulmonariaobscuraDum), различные виды злаков и другие. Моховой покров на участке выражен слабо.

Здесь сформирована слабоподзолистая иллювиально-железистая песчаная почва на флювиогляциальных отложениях. Ниже приведено морфологическое описание разреза, заложенного на слабопологой вершине моренного холма зандровой равнины. Водное питание атмосферное.

Горизонт, глубина, см	**Морфологическое описание**
O 0-5	Лесная подстилка, полнопрофильная, O1- мощностью 1 см, представлен в основном неразложившимся опадом березы и травянистой растительности; O2 – мощностью около 3 см, сложен слаборазложившимся материалом веток, коры, в большей части сохранившим свое морфологическое строение, пронизан мицелием грибов; O3- мощностью 1 см, представлен сильноразложившимся опадом, отмечается примесь

	отмытых зерен кварца. Переход в следующий горизонт заметный, граница слабоволнистая.
АВ 5-16	Влажный, буровато-светло-серый; песчаный, непрочно-комковатый; рыхлый; много корней древесной и кустарниковой растительности. Переход в следующий горизонт заметный, граница волнистая
В1 16-36	Влажный, желтовато-палевый,отмечаются затеки более темного цвета из вышележащего горизонта, песчаный, бесструктурный, рыхлый,встречаются крупные корни древесной растительности. Переход в следующий горизонт постепенный, граница размытая
В2 36-55	Влажный, неоднородный по окраске: на желтовато-палевом фоне отмечаются охристые пятна стяжений железа, песчаный, бесструктурный, рыхлый,корни растений, наблюдаются Fe-Mnпримазки. Переход в следующий горизонт постепенный, граница размытая
ВС 55-98	Влажный, палево-желтый, песчаный, бесструктурный, рыхлый, отмечаются единичные корни растений и Fe стяжения, а также включения гальки. Переход в следующий горизонт постепенный, граница размытая.
С > 98 см	

1.1.2. Объекты исследований в Тульской области

Тульская область расположена в северо-восточной части Среднерусской возвышенности в бассейне двух крупных рек – Оки и Дона. Площадь области составляет 25,7 тыс. км^2. На западе она граничит с Калужской, на севере - Московской, на востоке - Рязанской, на юго-востоке и юге - с Липецкой и Орловской областями.

Краткая характеристика рельефа, климатических особенностей, растительного покрова и почвообразующих пород на территории Тульской области.

По преобладающему типу рельефа территория области представляет собой слабохолмистую равнину с сильным эрозийным расчленением в виде речных долин, оврагов, карстовых впадин, балок. Поверхность имеет слабовыраженный наклон с юга на север (Соколов, Дмитраков, Симанкин, 2000). Максимальные высотные отметки превышают 280 м над уровнем моря, а средние составляют 230-250 м (Оценка и экологический контроль…, 2001).

Формирование рельефа с глубокими узкими лощинами – промоинами в виде рвов с многочисленными отрогами и отвершками в северо-западной части области началось в послетретичный период, во время отступания ледника, после чего местность оказалась покрытой лесом, который и зафиксировал эти формы рельефа. В настоящее время главным фактором формирования рельефа является эрозионная деятельность текучих поверхностных вод (Оценка и экологический контроль…, 2001).

Реки Тульской области принадлежат в основном к бассейну р. Оки и ее правобережных притоков и лишь частично в юго-восточной окраине области к бассейну р. Дона. Характер речных долин определяется расчлененным рельефом Муравского склона Среднерусской возвышенности. Реки и их долины по несколько раз меняют свое направление с меридионального на широтное (Ока, Упа, Зуша) и отличаются извилистостью. Долины обычно неширокие, но сравнительно глубоко врезанные, иногда со скалистыми берегами, русла рек местами пересекаются каменистыми грядами. Склоны изрезаны овражно-балочной сетью. Пойма Оки довольно большая, у г. Белева ширина ее составляет 3-5 км. Общим для всех рек является небольшое падение и, как следствие этого, небольшие скорости. Влияние речной сети на почвенный покров многосторонне - вблизи рек территория в сильной степени изрезана лощинами и балками с длинными склонами, наличие которых обусловливает развитие эрозии в виде смыва гумусового горизонта и размыва поверхности почвы, особенно на средине склона, на выпуклой его части, а также намыва илистых частиц на нижней части склона, на его шлейфе.

Климат области умеренно-континентальный. Он характеризуется теплым летом, умеренно холодной зимой с устойчивым снежным покровом и хорошо выраженными, но менее длительными переходными сезонами года весны и осени. Средняя температура воздуха самого теплого месяца года (июль) колеблется от 17,5° в северной части до 19,5° на крайнем юге области; температура воздуха самого холодного месяца - января составляет -11°, -10°на севере и востоке, -10°, -9,5° на западе области.Годовая амплитуда средних месячных температур воздуха составляет 29-30°. Продолжительность теплого периода года в среднем 210—218 дней (от начала апреля до начала ноября). Продолжительность безморозного периода составляет в среднем 135-150 дней. Климатические параметры в области изменяются в направлении с северо-запада на юго-восток: происходит некоторое увеличение континентальности климата.

Тульская область относится к зоне достаточного увлажнения. Среднегодовое количество атмосферных осадков около 500-675 мм. Две трети осадков выпадает в виде дождя, а одна треть - в виде снега. Осадки в летний период носят преимущественно ливневой характер. Нередко ливневые дожди сопровождаются грозами (в среднем за теплый период дней с грозами бывает 21-23),а иногда и градом (за лето в среднем 1-2 дня). В зимнее время образуется устойчивый снежный покров, высота которого к концу зимы достигает 20-25 см (Завалишин, 1951; Ратников, 1963).

Территория Тульской области расположена на границе перехода зоны широколиственных лесов в лесостепную. Лишь небольшие участки территории области оказываются в подзоне южной тайги (Алехин, 1951; Алюшин, 1982; Ратников, 1963).

Зона широколиственных лесов занимает северные, западные и северо-восточные районы; зона лесостепи - южные и восточные районы. Граница между этими геоботаническими районами не резкая и, в основном, совпадает с северной границей распространения черноземов и карбонатных лессовидных суглинков (Алехин, 1951; Алюшин, 1982).

Хвойно-широколиственные леса занимают самые крайние западные, северо-западные северные участки Тульской области на правобережье Оки. Они представлены фрагментами еловых лесов или сосновыми лесами с примесью ели в понижениях. Сосновые леса, относящиеся к группе сложных боров, также фрагментарно распространены в долинах Оки, ее притоков и по склонам южной экспозиции, кое-где на водоразделах (Оценка и экологический контроль…, 2001).

Зона *широколиственных лесов* расположена к югу от р. Оки. Из широколиственных пород здесь встречаются дуб, клен платановидный, липа, вяз и редко ясень, а из мелколиственных — осина и береза, которые местами образуют сплошные березняки и осинники.

Распространение сосны в Тульской области весьма ограничено, значительный по размерам сосновый бор имеется лишь на песчаных почвах на правом берегу Оки. По мере движения на восток хвойные породы исчезают, количество дубов и лип в составе древостоя уменьшается. В связи с рубками леса и недостаточными работами по его восстановлению в лесах повышается процент малоценных пород — березы и осины, а в некоторых местах они полностью заменили широколиственные породы. Наиболее сохранившиеся лесные массивы на территории Тульской области расположены в полосе Тульских засек. Они тянутся узкой полосой (шириной 3-5 км) на расстоянии свыше 100 км с запада на восток через всю область, незначительно прерываясь в районе Тулы.

Широколиственные леса, чередуясь с участками степи, образуют переходный тип ландшафта - *лесостепь*. На севере и северо-западе этой зоны преобладают типичные представители лесной зоны, а среди них присутствуют степные виды растений. На крайнем юго-востоке как в лесных, так и в травянистых сообществах присутствуют виды - представители южных степей.

Территория Тульской области является достаточно однородной в отношении дочетвертичных отложений, которые представлены нижнедевонскими глинами, песками, перекрытыми мощными верхнедевонскими отложениями известняков и глин, нередко выходящими на поверхность в долинах рек. Выше верхнедевонских отложений залегают глины, пески и известняки каменноугольного периода, за исключением Плавского и Белевского районов, где четвертичные отложения находятся непосредственно на

девонских известняках. Вследствие известнякового фундамента для территории области характерны проявления карстовых явлений, особенно в южных районах. Отложения юрского и мелового периодов Мезозойской системы на территории области почти отсутствуют. Они встречаются лишь в отдельных местах на водоразделах (Ратников, 1963).

Коренные породы в Тульской области покрыты четвертичными отложениями, которые связаны с деятельностью ледника в эпоху Днепровского оледенения и текучих вод, сопровождавших ледник при его движении. Значительное влияние на характер этих отложений оказал рельеф местности. Наступавший с северо-запада ледник был остановлен грядой Среднерусской возвышенности, он разделился на два языка - западный (Днепровский) и восточный (Донской) (Самойлова, 1983). При своем движении ледник перенес значительные массы моренных глинистых и супесчаных пород, которые при его таянии отложились на поверхность коренных пород. Частично, моренные отложения были отсортированы текучими водами, образовавшимися при таянии ледниковых масс (Ратников, 1963; Оценка и экологический контроль…, 2001).

Граница моренных отложений и распространения ледниковых валунов проходит на территории области с юго-запада на северо-восток. Моренные суглинки на всей территории северных и западных районов Тульской области перекрыты безвалунным покровным суглинком, который является здесь почвообразующей породой.

В Тульской области на покровных суглинках распространены серые и светло-серые лесные почвы, а местами незначительные массивы темно-серых лесных почв. В связи с изменением растительного покрова в северной части Одоевского, восточной части Белевского районов на покровных суглинках сформировались дерново-подзолистые почвы, преимущественно слабо- и среднеподзолистые. Южнее линии валунных отложений коренные породы покрыты карбонатными лессовидными суглинками, которые плащеобразно залегают на водоразделах и междуречных пространствах, спускаются на древние террасы и отсутствуют лишь на поймах и низких террасах (Завалишин, 1951; Ратников, 1963).

Наши исследования на территории Тульской области проводились в Плавском районе (23 квартал Плавского лесничества), который, по данным экологического районирования Тульской области, относится к последнему 4 (высокому) уровню потери экологического качества природно-территориальных комплексов (Состояние почвенно-земельных ресурсов…, 2002).

Объектами исследований послужили темно-серые лесные почвы под различными искусственными одновозрастными (60-70- летними) насаждениями березы и сосны. Здесь

также были заложены 2 участка площадью 25 * 25 м в сосняке и березняке, которые расположены в непосредственной близости друг от друга на одном типе мезорельефа (слабо пологая вершина межбалочного водораздела) (рис. 2).

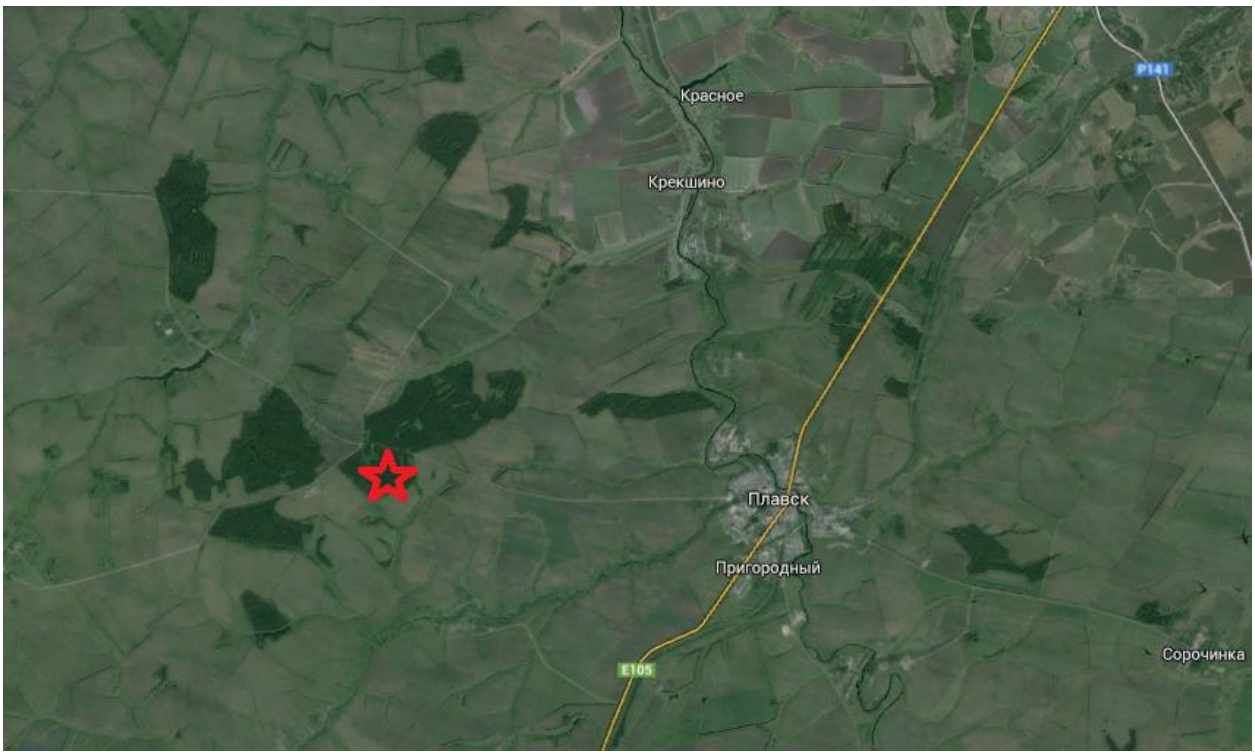


Фото 2. Месторасположение исследуемых участков в Тульской области

Участок 3 заложен в сосняке мертвопокровном. Древесный ярус представлен искусственными насаждениями сосны обыкновенной (PinussylvestrisL.). 60-70 летнего возраста.В подлеске встречается бузинакистевидная (Sambucus racemosa L.), рябина обыкновенная (SorbusaucupariaL.). Травяной покров слабо развит и представлен, в основном, щитовником мужским (Dryopterisfilix-mas (L.) Schott), крапивой двудомной (UrticadioicaL.), зеленчуком желтым (HaleobdolonluteumHuds.). В целом проективное покрытие растительности достигает 5-10%. Моховой покров на участке заметно выражен, покрывает 10-15% его площади и представлен следующими видами: EurhynchiumzetterstedtiiStormer, BrachytheciumStarkei (Brid) B.S.G., Brachytheciumreflexum (Starke), Eurhynchrimpulchellum (Hedir.) Dic.

На данном участке сформирована темно-серая лесная (поверхностно оподзоленная) тяжелосуглинистая почва на покровном карбонатном суглинке. Ниже приводится морфологическое описание почвенного разреза, заложенного на высоком межбалочном водоразделе, очень слабопологом склоне юго-восточной экспозиции. Водное питание атмосферное.

Горизонт, глубина, см	Морфологическое описание
О 0-2 см	Лесная подстилка, представлена двумя подгоризонтами: О1 состоит в основном из опада хвои с примесью лиственных пород, веточек и коры сосны; подгоризонт О2 выражен фрагментарно и состоит из разложившихся (в разной степени), но сохранивших свое морфологическое строение веточек, шишек и хвои. Переход в следующий горизонт ясный, граница ровная.
АЕ 2 – 8 см.	Влажноватый; темно-серый; тяжелосуглинистый; сильно рыхлый; мелкозернистый, с небольшой долей мелких орехов; на гранях структурных отдельностей хорошо заметна тонкая кремнеземистая присыпка, седоватый налет SiO_2 отмечается по всему горизонту в целом. Густо переплетен корнями древесной растительности различного диаметра (до 5 см). На вертикальном срезе заметны слабые признаки горизонтального деления структурных отдельностей. Переход в следующий горизонт заметный по плотности, структуре и сложению; граница ровная.
А1 8-24 см	Влажноватый; темно-серый с буроватым оттенком; средне(тяжело)суглинистый; комковато-зернистый, с небольшой долей агрегатов ореховатой структуры, в целом структура непрочная. На гранях структурных отдельностей отчетливо наблюдается тонкая кремнеземистая присыпка. Горизонт испещрен ходами, гнездами, пустотами, иногда наполненными копролитами дождевых червей; встречаются корни древесной растительности, много мелких корешков. Сложение более плотное, чем вышележащего горизонта. Переход в следующий горизонт заметный по структуре; граница неровная.
АВ 24-46 см	Свежий; неоднородно окрашен: на темно-сером фоне отмечаются редкие желтовато-бурые пятна, в нижней части горизонта буроватость усиливается; среднесуглинистый; комковато-зернистый. В нижней части горизонта (на глубине примерно 32 см) отмечается SiO_2 присыпка; зона ее максимального скопления в профиле находится на границе горизонтов АВ и В1. Переплетен корнями растений; по граням структурных отдельностей наблюдаются матовые слабозаметные коллоидные пленки; весь горизонт испещрен ходами и пустотами, стенки которых часто покрыты натечными органоминеральными формами. Переход в следующий горизонт заметный по цвету, граница затечная.
В1 46-70 см.	Влажноватый; неоднородно окрашен: на желтовато-буром фоне отмечаются редкие серые пятна; среднесуглинистый; уплотнен; по граням структурных отдельностей наблюдается SiO_2 присыпка и хорошо выраженные темные ржаво-бурые сухие коллоидные пленки – кутаны, представляющие собой сухой реликт или продукт современных процессов. По ходам корней встречается грибной мицелий; горизонт переплетен мелкими и средними корнями растений (диаметром до 2 см); комковатый с признаками призматичности и ореховатости; много ходов червей и пустот, заполненных потечными формами органо-минеральных коллоидов и копролитами; пористый, на боковой стенке отмечается прямая кротовина диаметром 5 см. Переход в следующий горизонт постепенный, граница затечная.
В2 70-105 см.	Влажноватый; более неоднородно окрашен по сравнению с вышележащим горизонтом: на желтовато-буром фоне отмечаются редкие темно-серые пятна; среднесуглинистый;

	плотный, к низу горизонт еще более уплотняется; мелко глыбистый со слабо заметной призматичностью; тонкопористый; встречаются единичные корни; по граням структурных отдельностей отмечается редкая SiO_2 присыпка, которая исчезает в нижней части горизонта; на гранях структурных отдельностей слабо выражены кутаны. Переход в следующий горизонт заметный по окраске; граница волнистая.
B_{Ca} 105-150 см.	Влажноватый; палево-бурый с бескарбонатными затеками массы более коричневатых оттенков и более рыхлых по плотности; в целом плотный, плотнее предыдущего; среднесуглинистый; пористый; глыбистой структуры; карбонаты в основном в виде псевдомицелия округлой формы, диаметром до 1,5 см. Наблюдается прямая кротовина диаметром 5 см; встречаются единичные корни и остатки неразложившихся корней. Переход в следующий горизонт заметный по окраске, граница волнистая.
BC_{Ca} >150 см.	Влажноватый; коричневато-палевый; более плотный, чем предыдущий; среднесуглинистый; глыбистый; обилие журавчиков.
Вскипание от HCl: с глубины 105 см	

В отличие от аналогичных почв участка под березняком почва участка под сосновыми насаждениями характеризуется большим количеством кремнеземистой присыпки, которая в исследуемом профиле отмечается не только в горизонтах АВ и В1, но также в большом количестве встречается в самой верхней части профиля. Это позволяет выделить самостоятельный горизонт А1Е. Сложение почв сосняка более рыхлое, а структура более мелкая. Здесь также более выражены натечные формы по граням структурных отдельностей. Органогенный горизонт сильно перерыт.

Участок 4 заложен в березняке злаково-разнотравном, расположенном в непосредственной близости от участка 3, на расстоянии 300 м от него. Древесный ярус представлен искусственными насаждениями березы повисшей (BetulapendulaRoth) 60-70-летнего возраста. В подлеске отмечаются рябина обыкновенная (SorbusaucupariaL.), бузина кистевидная (Sambucus racemosa L.). Травяно-кустарничковый ярус более выражен, чем на участке соснового насаждения. Проективное покрытие травянистой растительности 40-50%. В видовом составе доминирует разнотравье: земляника лесная (FragariavescaL.); медуница неясная (PulmonariaobscuraL.), буквица лекарственная (BetonicaofficinalisL.), сныть обыкновенная (AegorodiumpodagrariaL.), костяника (RubussaxatilisL.); щитовник мужской (Dryopterisfilix-mas (L.) Schott)и другие. Из злаков встречаются мерингия трехжилковая (Moehringia trinervia (L.) Clairv.), вейник наземный (Calamagrostis epigeios (L.) Roth) и др.Моховой покров выражен фрагментарно, представлен, в основном, Rhytidiadelphustriquetrus (Hedw.) Warnst.

На данном участке также сформирована темно-серая лесная тяжелосуглинистая почва на покровном карбонатном суглинке. Ниже приводится морфологическое описание почвенного разреза, заложенного на микроповышении, на слабозаметном склоне северо-восточной экспозиции с уклоном 0,5-1°. Водное питание атмосферное.

Горизонт, глубина, см	**Морфологическое описание**
О 0- 1см	Лесная подстилка темно-бурого цвета, слабо выражена и практически не дифференцирована на подгоризонты; представлена, в основном, лиственным опадом и в меньшей степени остатками мохово-травянистой растительности, слабо затронутыми процессами разложения. В нижней части растительные остатки сильно гумифицированы и представлены в виде комочков, напоминающих копролиты. Переход в следующий горизонт ясный, граница ровная.
А 1-19см	Влажный (после дождя); темно-серый, почти черный, тяжелосуглинистый,слабоуплотнен; структура хорошо выражена, зернисто-мелко-ореховатая, грани структурных отдельностей из-за сильной влажности имеют глянцевый блеск и кремнеземистая присыпка слабо заметна; густо пронизан мелкими и средними корнями растений. Переход в следующий горизонт заметный, граница слабоволнистая.
АВ 19-40 см	Влажный, буровато-серый, тяжелосуглинистый; комковато-ореховатый, структура из-за сильной влажности непрочная; признаки оподзоливания слабо выражены, поверхность педов имеет глянцевый блеск; кремнеземистая присыпка слабо заметна; имеются кротовины с диффузными границами; заметно нарастание уплотнения почвенной массы; тонкопористый, с отдельными крупными порами; корней меньше, чем в А. Переход в следующий горизонт заметный, граница волнистая.
В1 40-58 см	Влажный, грязно-бурый, неоднородно окрашен, с множеством кротовин и гумусовых затеков с диффузными границами; менее влажный, чем вышележащийгоризонт; тяжелосуглинистый; призмовидно-ореховатый с небольшой долей комковатой фракции, на гранях педов имеются матовые корочки, пленки полуторных окислов, слабо заметна кремнеземистая присыпка; много кротовин; встречаются мелкие корни растений. Переход в следующий горизонт заметный, граница волнистая.
В2 58-100 см	Влажный, светло-коричневато-бурый; тяжелосуглинистый;, структура хорошо выражена, ореховато- призматическая; на гранях структурных отдельностей отчетливо видны гумусово-глинистые кутаны, которые часто покрыты седоватым налетом SiO_2, кремнеземистая присыпка довольно тонкая, но хорошо заметная по всему горизонту; встречаются отдельные кротовины, корней мало. Переход в следующий горизонт постепенный, граница слабо волнистая
ВС	Влажный, желтовато-бурый; тяжелосуглинистый; крупнопризматический,

100-125см	структура непрочная, глянцеватость на поверхности педов меньше выражена; вскипает от HC1 с глубины 108 см; в общей массе уплотнен; тонкопористый; встречаются редкие кротовины, единичные корни. Переход в следующий горизонт заметный, граница ровная
С 125-210 см	Влажный, желтовато- или палево-бурый; тяжелосуглинистый; обогащен пылеватой фракцией; комковато-призматический; уплотнен; на глубине 190 см встречаются новообразования карбонатов в виде журавчиков, мелких куколок и дутиков, как правило, полых внутри; вскипает от HC1; корней почти нет.
Вскипание от HCl: с глубины 108 см.	

1.2. Методы исследований

Для реализации поставленных в работе задач нами были проведены полевые изыскания, включающие отбор проб почв и компонентов древесного яруса на стационарных пробных площадях, и лабораторные исследования состава и свойств почв, а также уровней радиоактивного загрязнения почв и древесной растительности.

2.2.1. Методы полевых исследований.

Полевые исследования проводились в 2011-2012 гг. на стационарных пробных площадях, заложенных на территории Брянской и Тульской областей РФ.

Здесь были заложены стационарные участки площадью 25х25 м. На заложенных пробных площадях проводили детальное лесотаксационное и морфометрическое обследование с оценкой породного состава, ярусности, высоты и диаметра ствола, возраста деревьев.

Для оценки радиологической обстановки на каждой пробной площади дозиметром-радиометром ДРГ-01Т проводилось измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности почвы и на высоте 1 м в 10 кратной повторности.

Для характеристики состава и свойств почв на каждой пробной площадив буферной зоне закладывался опорный почвенный разрез (глубиной 150-200 см), вскрывающий почвообразующую породу. В каждом разрезе проводилось подробное морфологическое описание составляющих профиль почвы генетических горизонтов, а также отбирались образцы лесной подстилки и пробы минеральной толщи почв послойно с шагом 10 см до глубины 150-200 см.

Для определения степени загрязнения почв по ^{137}Cs и содержания обменного (подвижного) калия на исследуемых участках были заложены микропрофили, из которых послойно до глубины 20 см производился отбор почвенных образцов, согласно

методикам, принятым при радиоэкологических исследованиях (Щеглов, 1999, Shcheglov et.al., 2001; Хомитулин, 2001).Отбор проб лесной подстилки и минеральной массы почвпроводили с фиксированной площади. Первоначально в точках опробования методом рамки (25*25 см) отбирали лесную подстилку с подразделением ее на подгоризонты (О1, О2, 03). Для отбора образцов минеральной части почв применяли пробоотборник цилиндрической формы с площадью горизонтального сечения 54,1 см^2, позволяющий делить почвенный образец на сантиметровые слои.Почвенный столб выдавливали поршнем пробоотборника на требуемую толщину и срезали ножом. Пробы помещали в полиэтиленовые пакеты. При этом загрязнение нижних слоев почвы верхними, более активными, исключалось.

Отбор проб структурных компонентов исследуемых фитоценозов биогеоценозов производили по методикам, традиционно принятым в области изучения биологического круговорота веществ (Базилевич, Титлянова, 1978; Ремезов, 1959; Родин, Базилевич, 1965).

Определение запасов фитомассы в древесном ярусе исследуемых лесных насаждений осуществляли методом, в основу которого был положен экспериментальный материал и математические зависимости между различными компонентами древостоя, выявленные для различных геоботанических провинций хвойных, смешанных и хвойно-широколиственных лесов Тульской и Брянской области РФ, Белоруссии, Украины и сопредельных территорий (Габеев, 1976; Гончар, 1983; Грук, 1979; Мякушко, 1978; Романов и др. 1976; Смоляк, 1977; Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника, 1976; Юркевич, 1974; Анализ продукционной системы, 1988; Вертикально- фракционное распределение, 1986; Дылис, Молчанов, 1971), представленные в материалах исследований, проводимых ранеена стационарных пробных участках в радиоактивно-загрязненных лесах Восточно-Европейской равнины (Щеглов, 1999; Shcheglov et.al., 2001).

Экспериментальный материал для оценки показателей биологического круговорота органического вещества, стабильного калия и ^{137}Cs получали непосредственно на исследуемых участках. Для этого проводили выбор модельных деревьев, он осуществлялся с учетом таксационного описания растительного покрова экспериментальных участков. Затем выбранное модельное дерево, близкое по параметрам к средним для данной возрастной категорий, спиливали и разделяли на структурные части: прирост хвои текущего года формирования, хвоя прошлых лет формирования, ветви крупные (толщиной > 1 см), ветви мелкие (толщиной < 1 см), генеративные органы – шишки. Отбор компонентов производили равномерно по всей кроне. Отбор проб коры

наружной (мертвые покровные ткани, кутикула, эпидерма, пробка) и внутренней (флоэма), а также древесины осуществляли из выпилов, сделанных на разной середине ствола. Повторность при отборе всех проб варьировала от 5 до 40.

На ключевых участках проводилось определение фитомассы корней древесных растений(сосны и березы). На каждой площадкевыбиралось модельное дерево, в направлении от ствола которого закладывалась траншея на ширину кроны. Из траншеи послойно отбирались почва и корни древесных растений-эдификаторов. Направление траншеи выбиралось наиболее удобное для отбора проб. Глубина отбора варьировала в зависимости от глубины проникновения основной массы корней – от 30 до 50 см. Методика определения фитомассы корней включала снятие 10-см слоев почвы с последующим отбором корней различного диаметра (Базилевич,Титлянова, 1978). Почву после замачивания промывали на наборе сит с различными диаметрами, посредством этого корни были разделены на различные фракции: а) 0 - 3 мм – тонкие сосущие корни, выполняющие функцию всасывания почвенных растворов; б) 3 – 10 мм –ростовые корни, несущие на себе сосущие корни, выполняющие проводящие функции и функцию распространения в почве; в) 10 – 20 мм –крупные ростовые корни, их основные функции, те же что и у ростовых корней меньшего диаметра; г) > 20 мм – корни, выполняющие опорную функцию.

После фракционирования корни высушивались, затем определялась фитомасса каждой фракции в различных слоях исследуемой почвенной толщи.

С помощью опадоуловителей нами проводилась также количественная оценка массы опада. На каждом участке было установлено 10 опадоуловителей. Сбор и учет опада осуществлялся поздней осенью после окончания массового листопада. Опад собирали в полиэтиленовые мешки отдельно с каждого опадоуловителя, затем формировалась средняя проба, которая разбиралась на компонентные составляющие. Определялся фракционный состав опада: ассимилирующие органы (листья, хвоя), ветви, кора, шишки и морфологически плохо идентифицируемая и трудноразделимая фракция диаметром < 2 мм, в которую входят мелкие чешуйки коры, пылеватая фракция, фрагменты различных структур, семена, пыльца и т.п. Полученные фракции высушивалась при температуре 105°С, а затем и взвешивалась.

Оценка годичного прироста в древесном ярусе давалась на основании ранее установленных соотношений для структур древостоя, полученных непосредственно на исследуемых участках, в том числе для подземных органов и их опада (Щеглов и др., 1999; Shcheglov et.al.,2001). В балансовых расчетах удельную активность ^{137}Cs и концентрацию К в годичном приросте корней и корневом опаде считали одинаковой, как

это практикуется в исследованиях подобной направленности (Щеглов, 1999; Shcheglov et.al., 2001).

2.2.2. Методы лабораторных исследований

Для характеристики основных свойств почв в отобранных из разрезов пробах проводили соответствующую подготовку к химическим и физико-химическим анализам, включающую разделение почвенной массы на скелет и мелкозем, сушку и размол.

Во всех почвенных пробах были проведены следующие виды анализов по общепринятым методикам: pH водный и солевой; состав обменных оснований - в солевой вытяжке 1н КС1 (Ca, Mg-атомно-абсорбционным методом; Al-с хромазуролом); гидролитическая кислотность - по Каппену; содержание гумуса - по Тюрину в модификации ЦИНАО. Емкость катионного обмена и степень насыщенности основаниями рассчитывалась по стандартным формулам(Аринушкина, 1970).

Для определения удельной активности ^{137}Csи содержания стабильного К все пробы почв, растений, опада измельчали, затем также высушивали при температуре 105ºС и тщательно размалывали до однородной массы.

Определение удельной активности радионуклидов ^{137}Csво всех пробах проводили без озоления на спектрометрическом комплексе Мультирад (страна изготовитель РФ). Гамма-спектрометрию осуществляли на анализаторе со сцинтилляционным NaI (Tl) детектором Предел обнаружения ^{137}Cs - 3 Бк/пробу; погрешность определения – 10-15%.

Определение содержания обменного (подвижного) калия в почвах осуществляли различными метолами: в почвах Брянской области - по методу Кирсанова в модификации ЦИНАО, в почвах Тульской области - по методу Чирикова; концентрацию К в растениях – пламеннофотометрическим методом после мокрого озоления (ГОСТ 26207-91; ГОСТ 30504-97).

Статистическая обработка результатов исследований проводилась с помощью стандартных пакетов программ.

Глава 2. Почвенно-радиоэкологическая характеристика региона исследований

Как уже отмечалось, настоящие исследования проводились в сосняках и березняках Тульской и Брянской областей РФ, которые сформированы на различных типах почв и которые характеризуются различным составом выпадений (топливная и конденсационная компоненты), а также уровнями радиоактивного загрязнения в результате аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г.)

2.1. Характеристика почвенного покрова СПП Тульской и Брянской областей

Исследуемые участки, заложенные на территории Брянской области, как уже отмечалось, находится в пределах Брянского Полесья, Клетне-Новозыбковского почвенного района дерново-слабо - и среднеподзолистых песчаных и супесчаных почв, подстилаемых моренными суглинками (Добровольский, 1984).

Почвенный покров здесь, в основном, представлен дерново-слабо - и среднеподзолистыми слабогумусированными песчаными и легкосупесчаными почвами. Среди них наиболее плодородны почвы на лессовидных суглинках (Антыков, 1958; Ногина, 1976 и др.).

Дерново-подзолистые почвы по всему профилю имеют сильнокислую или кислую реакцию среды. Содержание гумуса небольшое, с максимум в горизонте А и резким снижением в гор. Е (до десятых долей процента). В составе гумуса по всему профилю преобладают фульвокислоты. Значительная часть гуминовых кислот связана с кальцием. Емкость поглощения минимальна в подзолистом горизонте и увеличивается в гумусовом и иллювиальном горизонтах. Поглощающий комплекс ненасыщен основаниями, в составе поглощенных катионов присутствуют водород и алюминий. В целом же, свойства дерново-подзолистых почв значительно варьируют в зависимости от гранулометрического, химического и минералогического составов почвообразующих пород (Добровольский, 1984).

Среди дерново-подзолистых почв в пределах Брянской области широко распространены дерново-палево-подзолистые, которые, имея обычный для дерново-подзолистых почв дифференцированный профиль, отличаются от них палевой окраской подзолистого горизонта. Эти почвы формируются преимущественно на возвышенных плато, часто перекрытых лессовидными суглинками. При наличии сезонного поверхностного переувлажнения в дерново-подзолистых почвах появляются железисто-марганцевые конкреции, отдельные сизоватые и ржавые пятна в элювиальной части

профиля. Такие почвы относят к виду поверхностно-слабоглееватых. Оглеение нередко наблюдается и в профиле дерново-подзолистых почв, развитых на двухчленных наносах, когда нижний слой заметно тяжелее верхнего по гранулометрическому составу и обладает большой плотностью и плохой водопроницаемостью. Застой влаги на границе наносов приводит к оглеению и формированию контактно-глееватых почв. При более длительном дополнительном увлажнении водами поверхностного или грунтового стока образуются различные болотно-подзолистые и болотные почвы.

Почвенный покров *Тульской области* соответствует ее географическому положению в лесостепной зоне, переходной между зонами дерново-подзолистых почв (Московская, Калужская области) и черноземов (Липецкая, Орловская области).

Основными типами почв являются: в западных и северо-западных районах, прилегающих к Оке, - дерново-подзолистые; в центральных, северных и северо-восточных районах - серые и светло-серые лесные; в восточных, юго-восточных и южных районах - оподзоленные и выщелоченные черноземы (Градусов, 2000; Завалишин, 1951; Ратников, 1963).

Преобладание в зоне лесостепи лиственной и широколиственной древесной растительности, меньшее количество осадков по сравнению с лесолуговой зоной, лёссовидность и карбонатность почвообразующих пород обусловили здесь менее интенсивное развитие подзолистого и усиление дернового процессов почвообразования.

В зависимости от проявления подзолообразовательного процесса и степени выраженности дернового и подзолистого горизонтов дерново-подзолистые почвы разделяются на три вида:

1. *Дерново-слабоподзолистые почвы*, развитые преимущественно на древнеаллювиальных песках, имеют песчаный и супесчаный гранулометрический состав.

2. *Дерново-слабоподзолистые почвы*, развитые на покровных и валунных суглинках (морене), имеют средне- и тяжелосуглинистый гранулометрический состав.

3. *Дерново-среднеподзолистые почвы* формируются преимущественно на суглинистых отложениях - покровных и валунных суглинках, изредка на песках.

Дерново-подзолисто-глеевые почвы не имеют широкого распространения на территории Тульской области и встречаются небольшими пятнами по микропонижениям среди дерново-подзолистых почв.

Серые лесные почвы наиболее широко распространены в области (44%), занимая полностью ее северную часть и небольшую часть территории на западе. Развиты они преимущественно на пылеватых тяжелых суглинках, а в заокской части - на средних суглинках.

По интенсивности окраски и по содержанию гумуса в слое 0-10 см серые лесные почвы делятся на три подтипа.

1. *Светло-серые лесные почвы,* обычно сильнооподзоленные.

2. *Серые лесные почвы,* преимущественно среднеоподзоленные.

3. *Темно-серые лесные почвы* обладают большей мощностью гумусового горизонта - от 35 до 45 см. По своим агропроизводственным свойствам данные почвы близки к оподзоленным черноземам.

Черноземы широко представлены в области и составляют 43% всех почв территории, среди них выделяют два подтипа: оподзоленные, составляющие около 1/3, и выщелоченные - около 2/3 общей площади черноземов.

Черноземы оподзоленные наиболее распространены в центральной части области. *Черноземы выщелоченные* составляют общий фон почвенного покрова в юго-восточной части области. *Лугово-черноземные почвы* не имеют широкого распространения в области (менее 1%). Они встречаются небольшими массивами среди черноземов по микропонижениям в рельефе, на плоских поверхностях водоразделов, в понижениях верховий рек, где наблюдается повышенное увлажнение (грунтовые воды вскрываются на глубине 3-5 м). Незначительные площади (менее 1%) занимают также п*ерегнойно-торфяно-глеевые почвы,* которые встречаются небольшими участками среди дерново-подзолистых почв и в поймах рек притеррасной части области (Завалишин, 1951; Ратников, 1963).

2.1.1. Состав и свойства почв радиоэкологического полигона в Брянской области.

Проведенные нами исследования показали, что на участке 1, заложенном в Брянской области в сосняке-зеленомошнике, сформирована слабоподзолистая иллювиально-железистая песчаная почва на флювиогляциальных отложениях.

Данные почвы обладают сильно и очень сильнокислой реакцией среды (Орлов, 1985). Значения pH водной вытяжки колеблются в интервале 4,93-5,80 с наименьшими показателями в гор-те EB, значения pH солевой вытяжки - от 4,05-4,85 также с минимальными значениями в гор-те EB, далее с глубиной отмечаются рост величин pH (таблица 2.1.1.-1).Следует также отметить, что величина гидролитической кислотности в профиле почв уменьшается с 10,2 мг-экв/100 г в гор-те EB до 0,96 мг-экв/100 г в гор-те BC. Как известно, такие показатели кислотно-основных свойств почв способствуют увеличению подвижности радионуклидов в почве и более активному поступлению их в растения.

В составе обменных катионов исследуемых почв преобладают кальций и магний. Наибольшее количество этих элементов сосредоточено в верхних горизонтах почв – 6,28 мг-экв/100 г (гор-т ЕВ), что свидетельствует об их интенсивном вовлечении в биологический круговорот. С глубиной этот показатель заметно уменьшается и достигает 1,50 мг-экв/100г в гор-те ВС. Исследуемые почвы сосняка в целом ненасыщенны основаниями, степень насыщенности основаниями в подподстилочном горизонте ЕВ не превышает 40%, с глубиной этот показатель увеличивается до 61% в гор-те ВС.

Исследуемые почвы очень низкогумусны. Количество гумуса в профиле варьирует от 0,22 до 1,24% с максимальными показателями в гор-те ЕВ. В целом представленные данные по основным физико-химическим и химическим свойствам почв хорошо согласуются с результатами исследований других авторов, проведенные ранее на данной СПП (Shcheglovet.al.,2001, Щеглов, 1999, Щеглов, Цветнова, 2004, 2006 и др.).

Таблица 2.1.1.-1

Основные физико-химические и химические свойства почв сосняка Брянской области

Гори-зонт	**pH**		**Гидроли-тическая кислотность**	**Обменные основания**		**Σ Ca^{2+} и Mg^{2+}**	**Степень насыщен-ности осно-ваниями,%**	**Гумус, %**
	pH_{H2O}	**pH_{KCl}**		**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**			
			мг-экв/100					
ЕВ	4,93	4,05	10,20	4,21	2,07	6,28	38,1	1,24
В1	5,60	4,50	2,76	2,57	1,01	3,58	56,5	1,17
В2	5,80	4,85	1,74	1,79	0,75	2,54	59,3	0,34
ВС	5,40	4,60	0,96	1,12	0,38	1,50	61,0	0,22

Одной из основных задач настоящего исследования являлось выявление показателей загрязнения ^{137}Cs, содержания ^{39}K и особенностей распределения данных элементов в почвах исследуемых фитоценозов. В связи с этим нами проводилось более детальная оценка концентрации и запасов стабильного калия (обменных форм) в 0-20 см почвенной толще, где аккумулированы основные запасы ^{137}Cs в профиле.

Проведенные исследования показали, что в почвах под сосновым насаждением концентрация обменного (подвижного) калия варьирует от 0,001 до 0,07 г/кг (рис. 3).

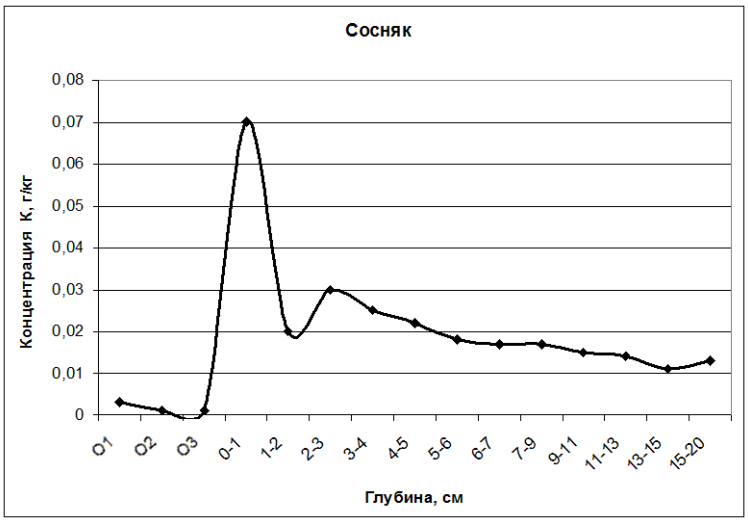


Рис. 3. Распределение ^{39}К в 0-20 см толще почв сосняка Брянской области.

При этом концентрация подвижных форм стабильного К в подстилке невелика, максимальных значений она достигает в 0-1 см подподстилочном слое. Далее с глубиной отмечается ее рост, что вполне закономерно, поскольку содержание данного элемента в почве, в отличие от техногенного ^{137}Cs, увеличивается к материнской породе.

Запасы К в 0-20 см толще достигают 3,75 г/м^2. В профиле почв они закономерно увеличиваются с глубиной, при этом в верхнем 0-1 см подподстилочном слое отмечается выпаженный максимум содержания К, который обусловлен его накоплением вследствие биологического круговорота (таблица 2.1.1.-2). Аналогичные показатели в целом характерны для почв Брянского Полесья (Антыков, 1958).

Таблица 2.1.1.-2

Распределение запасов обменного (подвижного) К в 0-20 см толще почв сосняка Брянской области

Слой, глубина, см	**Запас К, г/м^2**	**% запаса**
О1	0,002	0,05
О2	0,001	0,03
О3	0,001	0,03
0-1	0,619	16,50
1-2	0,197	5,25
3-4	0,285	7,60
4-5	0,237	6,32

5-6	0,206	5,49
6-7	0,185	4,93
7-9	0,185	4,93
9-11	0,341	9,09
11-13	0,315	8,40
13-15	0,269	7,17
13-15	0,248	6,61
15-20	0,660	17,60
Вся толща	3,751	100,00

В целом запасы К и их распределение в почве, в отличие от ^{137}Cs, в большей степени определяются минералогическим составом почвообразующей породы и особенностями протекания процесса почвообразования в сложившихся условиях.

На участке 2 Брянской области, заложенном в березняке разнотравном, также сформирована слабоподзолистая иллювиально-железистая песчаная почва на флювиогляциальных отложениях.

Данные почвы, в отличие от аналогичных почв соснового насаждения, характеризуются среднекислой реакцией среды (Орлов, 1985). Значения pH водной вытяжки колеблются в интервале 5,21-5,99 с наименьшими показателями в гор-те АЕ, значения pH солевой вытяжки - 4,90-5,00 с минимальными значениями в гор-те В1. С глубиной в целом отмечаются рост величин pH (таблица 2.1.1.-3).

Величина гидролитической кислотности в профиле почв березняка отличается несколько меньшими значениями по сравнению с почвами сосняка и изменяется в диапазоне 5,86 мг-экв/100 г (гор-те АЕ) - 0,83 мг-экв/100 г. (гор-те ВС).

В составе обменных катионов этих почв также преобладают кальций и магний. Наибольшее количество данных элементов сосредоточено в горизонте АЕ – 11,88 мг-экв/100г и минимальное - 1,82 мг-экв/100г в гор-те ВС. Более высокое содержание обменных катионов в поверхностных слоях почв березняка свидетельствует об их более интенсивном вовлечении в биологический круговорот по сравнению с почвами сосняка. Исследуемые почвы березового сообщества в целом более насыщены основаниями, степень насыщенности основаниями в профиле в 1,2 (гор-т ВС) – 1,8 (гор-т АЕ) раз выше, чем в почвах сосняка.

Исследуемые почвы низкогумусны, однако количество гумуса в профиле варьирует от 0,31 до 2,94% с максимальными показателями в гор-те АЕ, где оно почти в 2,4 раза выше, чем в подподстилочном гор-те почв сосняка (таблица 2.1.1.-3).

Таблица 2.1.1.-3

Основные физико-химические и химические свойства почв березняка Брянской области

Горизонт	pH		Гидролитическая кислотность	Обменные основания		Σ Ca^{2+} и Mg^{2+}	Степень насыщенности основаниями,%	Гумус, %
	pH_{H2O}	pH_{KCl}		Ca^{2+}	Mg^{2+}			
			мг-экв/100					
АЕ	5,21	4,95	5,86	6,71	5,17	11,88	67,0	2,94
В1	5,95	4,90	1,82	4,21	2,18	6,39	77,8	1,38
В2	5,99	5,00	0,91	1,95	0,97	2,92	76,2	0,46
ВС	5,63	4,75	0,83	1,22	0,60	1,82	69,8	0,31

Оценка концентрации и запасов стабильного калия (обменных форм) в 0-20 см почвенной толще, где аккумулированы и основные запасы ^{137}Cs в профиле, показала, что в почвах под березовым насаждением его содержание варьирует от 0,001 до 0,09 г/кг (рис. 4). Сравнивая полученные данными с аналогичными показателями в почвах сосняка, следует подчеркнуть, что в рассматриваемых условиях отмечаются несколько более высокие уровни содержания обменного К в почвенном профиле, что может быть связано с различиями в показателях биологического круговорота в хвойных и смешанных лесных насаждениях.

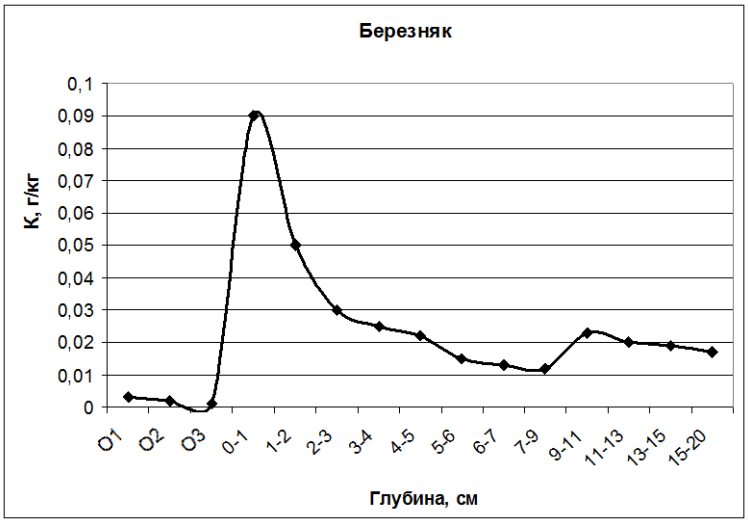


Рис.4. Распределение ^{39}K в 0-20 см толще почв березняка Брянской области.

При этом,как и в почвах сосняка, минимальное содержание К отмечается в подстилке, а максимальное - в 0-1 см подподстилочном слое. Далеес глубиной, как это было

характерно и для почв сосняка, отмечается рост концентрации данного элемента, что связано с увеличением его запасов к материнской породе.

В целом запасы подвижного К в исследуемой 0-20 см толще почв березняка составляют – 4,72 г/м^2. Это почти в 1,3 раза больше, чем в почвах сосняка (таблицы 2.1.1.-2 и 2.1.1.-4). Вместе с тем характер распределения данного показателя по профилю аналогичен таковому в почвах сосняка, то есть максимум запасов К приурочен к верхнему 0-1 см слою. Однако можно отметить и некоторые особенности распределения запасов К в почвах сосняка и березняка, которые, как подчеркивалось выше, обусловлены биологическим круговоротом. Так, в почвах сосняка и березняка в подстилке и 0-1 см подподстилочной толще аккумулировано примерно одинаковое количество общего запаса К в 0-20 см исследуемой толще, а в 1-2 см подподстилочной толще почв березняка – почти в 2 раза больше.

Таблица 2.1.1.-4

Распределение запасов обменного (подвижного) К в 0-20 см толще почв березняка Брянской области

Слой, глубина, см	**Запас К, г/м^2**	**% запаса**
О1	0,002	0,04
О2	0,002	0,05
О3	0,001	0,03
0-1	0,79	16,86
1-2	0,49	10,45
3-4	0,28	6,04
4-5	0,24	5,03
5-6	0,21	4,36
6-7	0,15	3,27
7-9	0,14	3,00
9-11	0,24	5,11
11-13	0,48	10,23
13-15	0,38	8,14
13-15	0,43	9,08
15-20	0,86	18,31

Вся толща	4,72	100,00

2.1.2 Состав и свойства почв радиоэкологического полигона Тульской области

Проведенные нами исследования показали, что на участке 3 под сосняком в Тульской области сформированы темно-серые лесные почвы.

Исследуемые почвы характеризуются сильно и очень сильнокислой реакцией среды в подподстилочном горизонте АЕ, и среднекислой – во всей нижележащей толще. В профиле почв показатели кислотно-основного режима варьируют в диапазоне: pHводн. - 5,00-6,79; pH_{KCl}– 4,00-4,87 (таблица 2.1.2-1), с минимальными значениями в гор-те АЕ. С глубиной отмечается заметное подщелачивание среды. Для почв под сосняком характерны также невысокие значения гидролитической кислотности (14,2-2,65 мг-экв/100 г), показатели которой уменьшаются с глубиной.

Вместе с тем, почвы высокогумусны. Содержание гумуса в гор-те АЕ достигает 7,15%, с глубиной оно относительно равномерно снижается. Кривая распределения имеет слабо выраженный регрессивно-аккумулятивный характер (Богатырев, Васильевская, Владыченский, 1988), что является характерным для серых лесных почв.

Исследуемые почвы насыщены основаниями, основной процент в составе обменных катионов приходится на Ca^{2+} и Mg^{2+}. Они также характеризуются высокой степенью насыщенности основаниями, значения которой варьируют от 64 до 89%, закономерно увеличиваясь по почвенному профилю с глубиной. В целом результаты наших исследований хорошо согласуются с данными других авторов, полученных ранее для данного региона (Владыченский и др., 2007; Щеглов А., 1999;Щеглов К., Липатов, Владыченский, 2008; Щеглов К., Цветнова, 2006; Shcheglov et. al. ,2001).

Таблица 2.1.2.-1

Основные физико-химические и химические свойства почв сосняка Тульской области

Горизонт	**pH**		**Гидролитическая кислотность**	**Обменные основания**		**Σ Ca^{2+} и Mg^{2+}**	**Степень насыщенности основаниями, %**	**Гумус, %**
	pH_{H2O}	**pH_{KCl}**		**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**			
			мг-экв/100					
АЕ	5,00	4,00	14,2	16,4	8,4	24,8	63,6	7,15
А1	5,87	4,60	6,25	17,6	6,0	23,6	79,1	4,00
АВ	6,23	4,66	4,65	16,1	7,7	23,8	83,6	1,67
В1	6,26	4,51	3,5	14,5	5,9	20,8	85,6	0,65
В2	6,79	4,87	2,65	15,0	5,8	20,8	88,7	0,40

Определение содержания в почвах соснового насаждения обменного (подвижного) К показало, что его концентрация в целом выше, чем в бедных песчаных почвах под сосняками Брянской области. Исключение составляет маломощный горизонт подстилки, где количество К соответствует таковому в слое О1 полнопрофильной подстилки сосняка Брянской области (рис. 5).

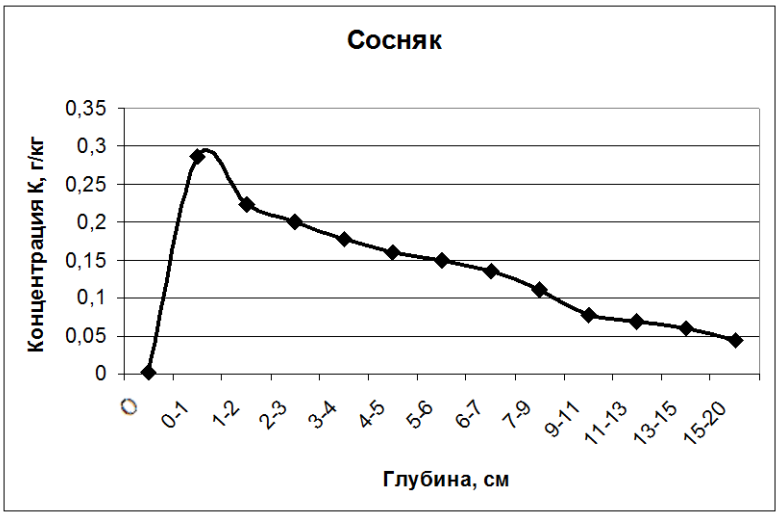


Рис.5. Распределение ^{39}К в 0-20 см толще почв сосняка Тульской области

Определение содержания в почвах соснового насаждения обменного (подвижного) К показало, что его концентрация в целом выше, чем в бедных песчаных почвах под сосняками Брянской области. Исключение составляет маломощный горизонт подстилки, где его количество соответствует таковому в слое О1 полнопрофильной подстилки сосняка Брянкой области (рис. 2.1.2-1).

В целом, в микропрофиле (0-20 см) темно-серой лесной почвы количество К колеблется от 0,002 до 0,287 г/кг с минимальными показателями в горизонте подстилки и максимальными - в подподстилочном слое 0-1 см. Вниз по исследуемой толще содержание К снижается до 0,044 г/кг в слое 15-20 см.

Запасы обменного (подвижного) К в исследуемой 0-20 см толще почв исследуемого соснового насаждения составляют 24, 7 г/м^2 . Это в 6,5 раз выше, чем в почвах сосняка Брянской области (таблицы 2.1.1.-2 и 2.1.2.-2). Вместе с тем характер распределения данного показателя в почвах рассматриваемых сосняков аналогичен, то есть максимум запасов К приурочен к верхнему 0-1 см слою. Однако в подстилке соснового насаждения Тульской области в связи с ее неполнопрофильностью и маломощностью аккумулировано всего 0,007% запаса К, что в 18 раз меньше аналогичного показателя в почвах сосняка Брянской области. В нижележащей толще столь резко выраженных различий не отмечается.

Таблица 2.1.2.-2

Распределение запасов обменного (подвижного) К в 0-20 см толще почв сосняка Тульской области

Слой, глубина, см	**Запас К, г/м^2**	**% запаса**
О	1,5	0,006
0-1	3,068	12,42
1-2	2,338	9,46
3-4	2,335	9,45
4-5	2,034	8,23
5-6	1,885	7,63
6-7	1,745	7,07
7-9	1,548	6,27
9-11	2,248	11,53
11-13	1,848	7,48
13-15	1,940	7,85
13-15	1,459	5,91
15-20	1,654	6,70
Вся толща	24,703	100,00

Исследуемые темно-серые лесные почвы Тульской области под *березняком* в отличие от почв под сосняком характеризуются среднекислой реакцией среды в верхней части профиля (гор-ты А и АВ) и слабокислой – в нижней (гор-ты В1 и В2). В профиле рНводн. варьирует в диапазоне 5,80-6,57; pH_{KCl}– 4,84-5,49. С глубиной реакция среды изменяется в сторону подщелачивания (таблица 2.1.2-3).

Величина гидролитической кислотности в почвах березняка варьирует от 2,33 до 6,08 мг-экв/100 г с максимальными в верхней части профиля, с глубиной отмечается падение значений Нг.

Почвы березняков так же, как и почвы сосняка, высокогумусны, его содержание в горизонте А достигает 6,59%, с глубиной количество гумуса снижается, особенно резко в гор-те АВ.

В составе обменных катионов ППК также преобладают Ca^{2+} и Mg^{2+}. Степень насыщенности основаниями колеблется в интервале 82,6-91,1% и закономерно

увеличивается с глубиной. В целом, концентрация данных элементов и степень насыщенности основаниями почв под березовым насаждением выше аналогичных показателей в почвах сосняка.

Таблица 2.1.2.-3

Основные физико-химические и химические свойства почв березняка Тульской области

Гори-зонт	**pH**		**Гидроли-тическая кислотность**	**Обменные основания**		**Σ Ca^{2+} и Mg^{2+}**	**Степень насыщен-ности ос-нованиями, %**	**Гумус, %**
	pH_{H2O}	**pH_{KCl}**		**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**			
			мг-экв/100					
A	5,80	4,84	6,08	20,8	8,0	28,8	82,6	6,39
AB	5,90	4,95	3,78	18,2	7,2	25,4	87,0	2,44
B1	6,28	5,49	2,94	15,8	11,0	26,8	90,1	0,86
B2	6,57	5,46	2,33	16,55	7,45	247,0	91,1	0,68

Определение содержания в почвах березового насаждения подвижного К показало, что его концентрация незначимо отличается от аналогичных показателей в почвах соснового насаждения и также выше по сравнению с почвами березняков Брянской области (рис. 6).

В микропрофиле (0-20 см) темно-серой лесной почвы березняка количество К колеблется от 0,003 до 0,368 г/кг с минимальными показателями в горизонте подстилки и максимальными - в подподстилочном слое 0-1 см. Вниз по исследуемой толще содержание К снижается до 0,048 г/кг в слое 15-20 см. Следует подчеркнуть, что концентрация К в соответствующих слоях почв березняка по сравнению с аналогичными показателями в почвах сосняка в 1,1-1,5 раза выше, что, как уже подчеркивалось, может быть связано с различиями в показателях БК, протекающего в рассматриваемых условиях.

Рис.6. Распределение ^{39}К в 0-20 см толще почв березняка Тульской области.

Запасы обменного (подвижного) К в исследуемой 0-20 см толще почв березового насаждения составляют 28,57 г/м^2(таблица 2.1.2.-4).

Таблица 2.1.2.-4

Распределение запасов обменного (подвижного) К в 0-20 см толще почв березняка Тульской области

Слой, глубина, см	**Запас К, г/м^2**	**% запаса**
О	2,00	0,007
0-1	3,426	11,99
1-2	3,041	10,64
3-4	2,62	9,17
4-5	4,684	16,39
5-6	1,894	6,63
6-7	1,644	5,75
7-9	1,658	5,82
9-11	2,447	8,56
11-13	2,174	7,61
13-15	1,725	6,04
13-15	1,595	5,58
15-20	1,663	5,82
Вся толща	28,574	100,00

Это в 6 раз выше, чем в почвах березняка Брянской области и в 1,1 раза больше чем в почвах соснового насаждения Тульской области (таблицы 2.1.1.-2 и 2.1.2.-2).

Характер распределения запасов К в почвах березняка и сосняка Тульской области аналогичен, минимум приурочен к маломощной неполнопрофильной подстилке (0,007% запаса К), а максимум - к верхнему 0-1 см слою.

2.2. Радиоэкологическая характеристика территории Тульской и Брянской областей

На современном этапе радиоактивное загрязнение почв России в большей части обусловлено глобальными выпадениями в результате испытаний ядерного оружия, а также аварийными выбросами предприятий ЯТЦ, крупнейшими из которых явились радиоактивные выбросы Кыштымской и Чернобыльской радиационных аварий. Основным дозообразующим биологически значимым радионуклидом на Европейской части территории РФ является ^{137}Cs.

Наиболее значимое загрязнение в результате аварии на ЧАЭС отмечалось на территории 4-х областей (Тульской, Калужской, Брянской, Орловской), при этом максимальные плотности загрязнения зафиксированы в Брянской области.

За период, прошедший после чернобыльских выпадений, в лесных экосистемах исследуемых территорий произошло значительное изменение радиоэкологической обстановки. Значения МЭД на поверхности почвы на территории РФ в зависимости от удаленности от источника выброса уменьшилисьс 0,2-0,71 мР/ч до 0,005 - 0,5мР/ч (Щеглов, 1999). При этом, на части территории загрязнения (Тульская обл. РФ) значения МЭД снизились до пределов диапазона колебаний естественного фоназа счет радиоактивного распада, заглубления части активности в глубь почвенного профиля и необменного закрепления радионуклидов в ППК. Вместе с тем в наиболее загрязненных регионах Брянской области РФ, так же, как в средней и ближней частей 30-км зоны отчуждения ЧАЭС значения МЭД значительно превышают уровни колебаний естественного радиационного фона. Это, несомненно, связано с различиями в исходных и современных уровнях загрязнения почв исследуемых территорий.

За период, прошедший после аварии, плотность загрязнения почв по ^{137}Csв соответствии с радиоактивным распадом, процессами миграции и необменного закрепления радионуклида в ППК снизилась в 1,3 – 2,0 раза. Однако до настоящего времени очень высокой остается вариабельность этого показателя в широтном аспекте (в пределах отдельных почвенно-климатических зон), а также и на локальном уровне, что характерно для чернобыльских выпадений в целом (Щеглов, 1999). Так, плотность

загрязнения на исследуемой территории РФ колеблется в диапазоне от 243,3 (Тульская обл.) до 4136, 3 (Брянская обл.) кБк/м^2(Булохов и др., 2011; Цветнова , Липатов, Щеглов , 2007; Воробьев, 2012; Романцова и др., 2012).

Почвы являются одним из основных компонентов биосферы, где происходит локализация техногенных радионуклидов. Обладая ППК, они сорбируют радиоактивные элементы и в последующем являются долговременным депозитарием радиоактивных выпадений. Поведение радионуклидов в почвах в значительной степени определяет их поступление в растения и миграцию по пищевым цепям (Алексахин, 1963; Арастович, 2004; Васильев, Иванов, 2001;Прокопович, 2001; Щеглов, 1999;Dragovichetal., 2012;Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001; Reisen, 2002 и др.).

В свою очередь, поведение радионуклидов в почвах - очень сложный и неоднозначный процесс. Оно неодинаково и, как показали результаты исследований многочисленных авторов, определяется целым комплексом факторов, среди которых наиболее значимыми являются химическая природа и химические свойства радиоактивных элементов; физико-химическая форма соединений радионуклидов в выпадениях; состав и свойства почв; ландшафтные особенности территории загрязнения; климатические показатели (Алексахин, Нарышкин, 1977; Куликов и др., 1990; Щеглов и др., 1992-1999; Тихомиров, Щеглов 1997; Ворфоломеева, 2008; Митрофанов, 2005; Behaviour…, 1996; Yamaguchiet.al., 2012 и другие).

Поведение радионуклидов в первые годы после поступления их на поверхность почвы очень сильно отличается от поведения стабильных изотопов, и лишь со временем в процессе разрушения частиц и включения радионуклидов в биогеохимические циклы они достигают состояния, близкого к состоянию изотопных аналогов. То есть на поведение радионуклидов большое влияние оказывает и фактор времени (Щеглов, 1999; Щеглов, Цветнова, Тихомиров, 1992; Круглов и др., 2009; Цветнова, Липатов, Щеглов, 2007; Heinrichet. al., 1989 и др.).

Перераспределение радионуклидов в почвах. Радиоактивные вещества, поступившие на поверхность Земли, в той или иной мере включаются в геохимические потоки и подвергаются процессам вторичного перераспределения в горизонтальном и вертикальном направлениях. Вертикальное перераспределение радионуклидов во всех почвах, в том числе и песчаных, идет очень медленно с линейной скоростью от десятых долей до 1-2-х см в год. То есть почвенный покров является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов.

На начальном этапе после выпадений вся активность после перемещения из растительного яруса под полог леса была сосредоточена в верхнем горизонте почв –

лесной подстилке. В последующий период происходит перераспределение радионуклидов в почвенном профиле. Интенсивность этого процесса в наибольшей степени зависит от почвенно-экологических условий, а в лесных экосистемах – типа леса, при этом очень важное значение имеет наличие или отсутствие лесной подстилки (Щеглов, Цветнова, Тихомиров, 1992; Щеглов, 1999; Щеглов, Цветнова, Богатырев, 2004; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001 и др.).

В самой подстилке также происходит интенсивное перераспределение радионуклидов внутри ее подгоризонтов. Верхний листовой слой О1 активно очищается, а абсолютный максимум смещается сначала в слой О2, а затем - О3, что обусловлено не столько миграционными процессами, сколько заглублением радиоактивных выпадений в результате ежегодного поступления по поверхность почвы относительно чистого растительного опада. Данный процесс является основным в перераспределении элементов аэрозольных выпадений в подстилке и значимо влияет на их миграцию в нижележащих слоях почвы. С течением времени это приводит к смещению максимума активности в подстилке и профиле почв в целом. В целом же подстилка является первым биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов в почве и длительное время удерживает в себе основную часть радиоактивных выпадений. Вместе с тем, как уже подчеркивалось, аккумулирующая роль лесной подстилки сильно варьирует в зависимости от ее типа, мощности, строения, а также наличия (или отсутствия) мохового покрова. Наибольшей удерживающей способностью характеризуются полнопрофильные, мощные подстилки хвойных лесов; минимальной – маломощные, неполнопрофильные подстилки лиственных лесов, а среди ее подгоризонтов – ферментативный и , особенно, гумифицированный слои. Наличие мохового покрова резко увеличивает аккумулирующую роль лесных подстилок всех типов (Щеглов и др., 1996; Щеглов, 1999, Щеглов, Цветнова, Богатырев, 2004).

В почвенном профиле в зависимости от времени после выпадений, климатических и биоценотических факторовпод влиянием процессов, обусловливающих вертикальную миграции радионуклидов, каковыми являются: диффузия свободных и сорбированных ионов; конвективный перенос с током влаги; перенос корневыми системами растений; перенос с коллоидными частицами (лессиваж); роющая деятельность почвенной мезофауны; хозяйственная деятельность человека и др., происходит дальнейшее перераспределение радионуклидов. В большинстве случаев наиболее важную роль в вертикальной миграции играет диффузия и конвективный перенос. Количественные показатели этих процессов тесно связаны со свойствами почв, которые обусловливают поглощение и прочность закрепления радионуклидов твердой фазой. Максимальные

значения коэффициентов диффузии отмечаются в подзолистых песчаных автоморфных почвах, минимальные – в органогенных торфяных и торфянисто-болотных почвах. При неоднородном сложении на границе раздела лесной подстилки и минеральной толщи величины коэффициента диффузии падает от $n*10^{-7}$-10^{-9} $см^2$/сек до $n*10^{-10}$ $см^2$/сек (Щеглов, 1999; Розов и др., 1990).

Конвективный перенос в целом занимает подчиненное положение по отношению к диффузии, но его роль в перераспределении радионуклидов нарастает с глубиной и максимальна в нижних слоях почвенного профиля. Так, если интегральный показатель годового поступления радионуклидов из подстилки составляет в среднем около 1,5%, то с инфильтрационным стоком - около 0,1%. В нижних слоях профиля эти различия практически полностью сглаживаются. Данные положения подтверждены как в модельных (Schmitzet.al.,1994), так и натурных экспериментах в лесах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС (Кляшторин и др., 1999; Kliashtorinetal., 1994; Shcheglovetal., 2001).

Большое значение в перераспределении радионуклидов в почвенном профиле отводят корневым системам растений, а также зоогенному фактору. Особо значимую роль зоогенный фактор играет в черноземных и серых лесных почвах тяжелого гранулометрического (Щеглов, Цветнова, Тихомиров, 1992; Щеглов, 1999; Цветнова, Щеглов, Орлов, 2005).

В целом же, как показали результаты исследований на территории загрязнения Чернобыльской аварии, в хвойных фитоценозах с мощными полнопрофильными подстилками до настоящего времени большая часть ^{137}Cs аккумулирована именно в этом почвенном горизонте. Так, до 50 - 52% локализовано в лесной подстилке и верхнем 1-3 см подподстилочном слое, а в более глубокие слои мигрировало от 9 до 40%. Для лесных экосистем дальней зоны выпадений, сформированных на почвах тяжелого гранулометрического состава, отмечается иной характер перераспределения ^{137}Csв многолетнем ряду. На черноземах, серных лесных почвах под лесом интенсивность перераспределения радионуклидов максимальна среди других почв, что обусловлено роющей деятельностью дождевых червей. Уже через 7-8 лет после выпадений в неполнопрофильной слабовыраженной подстилке данных фитоценозов было сосредоточено от 0,1-0,5% ^{137}Cs, поступившего в составе чернобыльского выброса. В настоящее время здесь вся активность достаточно равномерно распределена в пределах минеральных почвенных слоев при наибольших показателях в 0-5 см подподстилочной толще - от 51 до 75% (Щеглов и др., 1992; Щеглов, 1999; Цветнова и др., 2005 и др.).

Таким образом, почвы и, в первую очередь их верхние органогенные горизонты, длительное время являются основным депо радионуклидов техногенных выпадений. При этом очень велика роль лесных подстилок, обеспечивающих закрепление и вторичное перераспределение поллютантов, поступающих на ее поверхность.

2.2.1 Характеристика мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на участках сосняка и березняка Брянской области

Как уже отмечалось, одним из критериев выбора ключевых участков, на которых проводились настоящие исследования, послужили различия в физико-химических формах выпадений и плотности радиоактивного загрязнения. На участках Брянской области выпали более крупные частицы топливной компоненты (Иванов и др., 1991, 1996; Бондарь и др., 2010). Эта территория характеризуется наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения в пределах Российской Федерации. На территории Тульской области выпадения были представлены конденсационной компонентой, и уровни радиоактивного загрязнения здесь были ниже.

Радиоактивные выпадения на территории Брянской области в целом носили «пятнистый» характер, что было обусловлено изменчивостью метеоусловий, неравномерностью выпадения атмосферных осадков, рельефом местности и рядом других факторов. Загрязнению подверглась практически вся территория области, но наиболее высокие уровни отмечались в юго-западных районах: Красногорском, Злынковском, Новозыбковском, Гордеевском, Клинцовском, Климовском и Стародубском (Воробьев и др., 1994).

В Российской Федерации площадь земель лесного фонда, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, составляет 982,3 тыс. га (Руководство, 1997). В Брянской области по сравнению с другими регионами РФ экологические последствия этой катастрофы для лесов оказались наибольшими. Площадь загрязненных лесов на ее территории составила 171 тыс. га, при варьировании плотностей загрязнения от десятых долей до тысяч кБк/км^2. Это, несомненно, отразилось на радиоэкологической ситуации, складывающейся на стационарных пробных площадях.

Как известно, современный радиационный фон местности формируют естественные и техногенные радионуклиды. Наибольший вклад в дозу облучения, получаемую компонентами биоты на данном участке, вносят техногенные радионуклиды. Основным дозообразующим элементом, обусловливающим более 50% суммарной поглощенной дозы, является ^{137}Cs, поступившим в биосферу в результате аварии на Чернобыльской АЭС(Ядреная энциклопедия, 1996).

В первые годы после аварийного выброса на Чернобыльской АЭС (1986) мощность эквивалентной поглощенной дозы гамма-излучения (МЭД) на территории Брянской области в пределах исследуемых участков в среднем составляла 0,71 мР/ч на поверхности почвы и 0,57 мР/ч на высоте 1 м (Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin, 2001). За период, прошедший после чернобыльских выпадений в лесных экосистемах исследуемой территории произошло изменение радиоэкологической обстановки, что выражается также в снижении значений МЭД вследствие радиоактивного распада и заглубления активности в почвенную толщу.

Анализ данного показателя на участке сосняка Брянской области свидетельствует, что мощность экспозиционной поглощенной дозы гамма-излучения, по данным на 2011 г., в среднем составляет 0,52 мР/ч на поверхности почвы и 0,36 мР/ч на высоте 1 м и характеризуется невысоким варьированием (таблица 2.2.1.-1). Коэффициент вариации (V) составляет соответственно 21,4 и 1,99%. Однако полученные величины мощности экспозиционной дозы более чем в 20 раз превышают фоновые уровни данного показателя на поверхности почвы и высоте 1 м (Титаева, 2000; Ядерная энциклопедия, 1996). Отсюда очевидно, что на данном участке складывается наиболее напряженная радиационная остановка по сравнению с другими СПП.

Таблица 2. 2.1.-1

Статистические показатели пространственной неоднородности мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (мР/ч) на поверхности почвы (0) и высоте 1 м участка 1 (сосняк) (n=10)

M	**±m**	**Min**	**Max**	**Стандартное отклонение**	**V,%**
На поверхности почвы					
0,52	0,16	0,42	0,64	0,11	21,41
На высоте 1 м					
0,36	0,113	0,35	0,37	0,007	1,99

Условные обозначения: M- среднее значение, ±m – ошибка среднего, Min – минимальное значение, Max- максимальное значение, V – коэффициент варьирования

На участке березняка Брянской области мощность экспозиционной дозы гамма-излучения по сравнению с начальным периодом после чернобыльских выпадений также заметно снизилась вследствие радиоактивного распада. По данным на 2011 год, она в среднем составляет 0,43 мР/ч на поверхности почвы и 0,30 мР/ч на высоте 1 м и так же, как на участке сосняка характеризуется невысоким варьированием (таблица 2.2.1.-2) . Коэффициент вариации (V) составляет соответственно 13,13 и 13,39 %.

Таблица 2. 2.1.-2.

Статистические показатели пространственной неоднородности мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (мР/ч) на поверхности почвы (0) и высоте 1 м участка 2 (березняк) (n=10)

M	**±m**	**Min**	**Max**	**Стандартное отклонение**	**V,%**
На поверхности почвы					
0,43	0,13	0,34	0,22	0,056	13,13
На высоте 1 м					
0,30	0,09	0,22	0,35	0,06	13,39

Условные обозначения: M- среднее значение, ±m – ошибка среднего, Min – минимальное значение, Max- максимальное значение, V – коэффициент варьирования

В целом можно констатировать, что на данном участке радиационная остановка характеризуется несколько более мягкими показателями по сравнению с участком сосняка Брянской области. Здесь отмечаются более низкие показатели МЭД на поверхности почвы и высоте 1 и не столь отличающиеся величины коэффициентов ее варьирования. По всей видимости, это связано с неоднородностью первичных радиоактивных выпадений. Более отчетливо это проявляется при анализе уровней загрязнения исследуемых участков.

2.2.2 Удельная активность и запасы ^{137}Cs в почвах сосняков и березняков радиоэкологического полигона Брянской области

Проведенные нами исследования показали, что в сосняке удельная активность ^{137}Cs в 0-20 см слое микропрофиля почв колеблется от 0,3 до 170 кБк/кг с наибольшими показателями в подгоризонте О3 подстилки и прилегающем к нему 0-1 см минеральном подподстилочном слое, с глубиной отмечается резкое падение рассматриваемого показателя (рис.7).

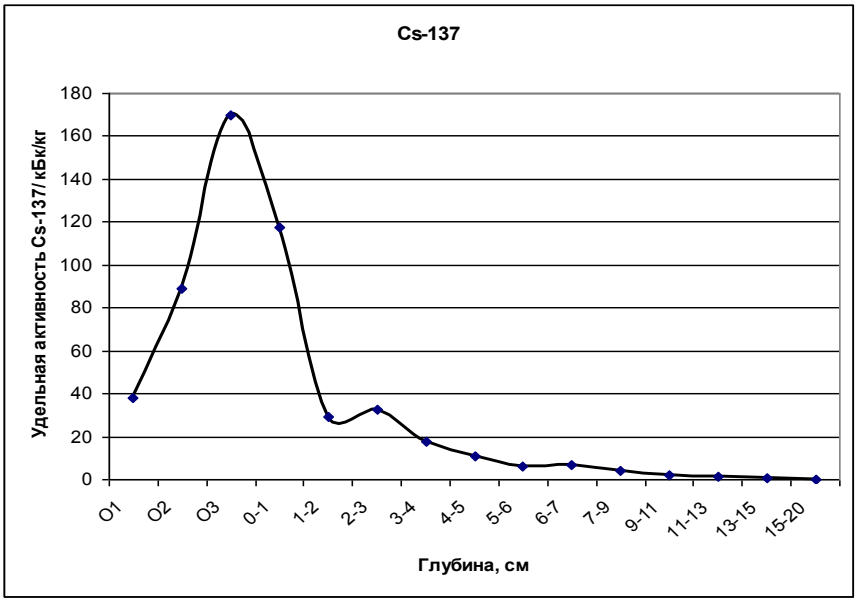


Рис. 7. Изменение удельной активности ^{137}Cs в 0-20 см слое почв соснового насаждения Брянской области

Как отмечалось в главе 2.2.1, концентрация стабильного К максимальных значений также достигает в 0-1 см подподстилочном слое, однако, в отличие от техногенного ^{137}Cs, его содержание в подстилке минимально и практически одинаково (0,001-0,003 г/кг) во всех подгоризонтах, что связано с различиями в путях поступления рассматриваемых элементов в подстилку и интенсивности их выщелачивания из компонентов опада. Далее с глубиной отмечается рост концентрации К, поскольку содержание данного элемента в почве, в отличие от техногенного ^{137}Cs, увеличивается к материнской породе. Таким образом, накопление ^{137}Cs и $^{39}К$ и их распределение в почве заметно различаются.

Такие же различия отмечаются и в распределении запасов ^{137}Cs и $^{39}К$. По данным на начало исследований в сосняках Брянской области, плотность загрязнения 0-20 см слоя почв составляла 5200 кБк/м^2 (Щеглов, Цветнова, 2004). В рассматриваемый период основные запасы ^{137}Cs в почвах были сосредоточены в подстилке и подподстилочной 0-1 см минеральной толще (> 70%). В настоящее время плотность загрязнения почв сосняка по ^{137}Cs составляет 3698,2 кБк/м^2. При этом в слое подстилки, в основном в подгоризонте О3,аккумулировано 13,2% суммарных запасов радионуклида ^{137}Cs, в прилегающемк подстилке 0-1 см слое - 36,7%, а целом в 0-5 см толще – 67, 3%. При этом следует подчеркнуть, что в подгоризонте подстилки О3 и 0-1 см слое в настоящее время аккумулировано почти 54% от суммарных запасов данного радионуклида и лишь около 20% активности переместилось в 1-3 см толщу (рис.8).

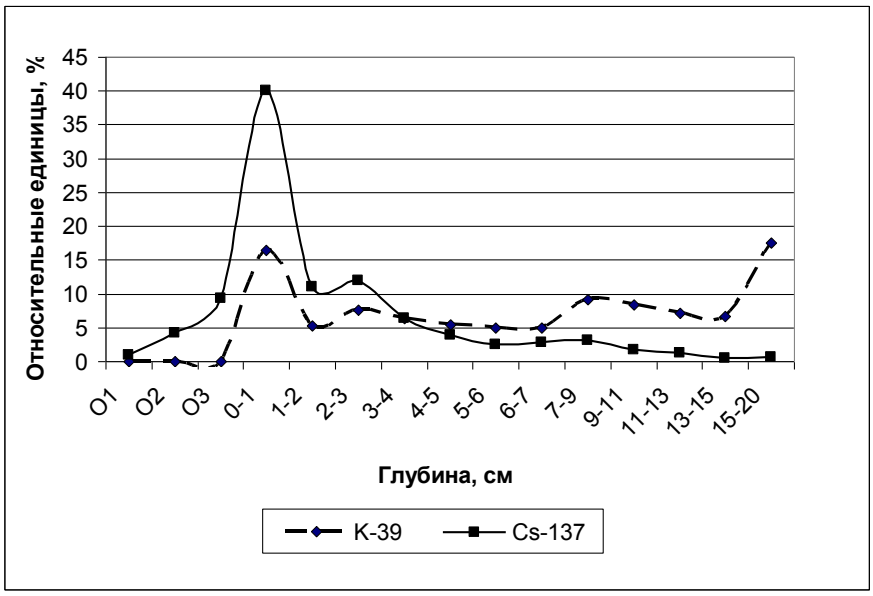


Рис. 8. Распределение запасов ^{137}Cs и К в микропрофиле почв сосняка Брянской области (относительные единицы, %)

В отличие от ^{137}Cs запасы и распределение обменного (подвижного) К, как уже отмечалось, закономерно увеличиваются с глубиной и в большей степени определяются минералогическим составом почвообразующей породы, а также особенностями протекания процесса почвообразования в сложившихся условиях. Все это отличает распределение К и ^{137}Cs в исследуемых почвах.

Удельная активность, запасы ^{137}Csи их распределение в профиле почв березняка Брянской области.

Изменение удельной активности ^{137}Cs в почвах березняка нами также рассматривалось в 20-см толще, но по слоям О (подстилка), 0-5, 5-10, 10-15 –см. Проведенные исследования показали, что в исследуемой толще показатель удельной активности варьирует от 1,88 до 77 кБк/кг с максимальными значениями в слое лесной подстилки (таблица 2.2.2-1) .

Таблица 2.2.2-1

Удельная активность и запасы ^{137}Cs в почвах березняка Брянской области

Слой, см	**Удельная активность ^{137}Cs, кБк/кг**	**Плотность загрязнения почв по ^{137}Cs, кБк/м2**	**% от суммарного загрязнения 0-20 см толщи**
О (лесная подстилка)	77,0	355,61	13,7
0-5	30,0	1813,09	70,3

5-10	3,32	261,90	10,2
10-15	1,88	148,70	5,8
0-20 см	-	2579,30	100,0

Несмотря на то, что нами не было проанализировано изменение удельной активности в микропрофиле почв, как это проведено для почв сосняка, в целом можно констатировать, что в березняке прослеживаются аналогичные закономерности в изменении удельной активности ^{137}Cs в исследуемом 0-20 см толще почв.

В первый период после выпадений, плотность загрязнения 0-20 см слоя почв в березняках Брянской областибыла примерно в 1,5 раза ниже. Наблюдаемые различия в показателях плотности загрязнения были, очевидно, связаны с высокой пространственной неоднородностью первичных выпадений, которая отмечалась даже в пределах локальных участков, а также с определенными различиями в интенсивности миграции ^{137}Cs в почвах хвойных и лиственных фитоценозов (Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin, 2001; Щеглов, Цветнова, 2004). При этом, в рассматриваемый период основные запасы ^{137}Cs в почвах березняка, так же как и сосняка, были сосредоточены в подстилке и подподстилочной 0-1 см минеральной толще (> 70%).

В настоящее время плотность загрязнения почв березняка по ^{137}Cs составляет 2578,3 кБк/м^2 . При этом здесь около 14 % от суммарных запасов данного радионуклида сосредоточено в слое подстилки и около 70% - в слое 0-5 см. То есть примерно16% активности переместилось в нижележащую 5-15 см толщу. Это в целом соответствует показателям, полученным нами для почв сосняка Брянской области.

В отличие от ^{137}Cs , запасы калия в почвах сосняка и березняка достаточно близки, и их распределение по профилюв значительной степени определяется изменением минералогического состава и особенностями протекания БК, что уже подчеркивалось нами выше. Так, запасы обменного К в 0-20 см слое почв березняков составляют 4,7 г/м^2, при этом их максимум, как это отмечалось и для ^{137}Cs, приурочен к верхнему 0-2 см слою, что, очевидно, обусловлено биологическим круговоротом.

Таким образом, можно констатировать, что распределение ^{137}Cs и его химического аналога ^{39}K в 0-20 см толще лесных почв под сосняками и березняками Брянской области по истечении более 25 лет после чернобыльских выпадений на фоне общего сходства по-прежнему характеризуется определенными различиями. Основные запасы этих элементов в рассматриваемой толще почв приурочены: ^{137}Cs - к гумифицированному подгоризонту подстилки и 1(2) см подподстилочной толще, ^{39}K – к 0-1-2 см минеральному слою. К настоящему времени в минеральные слои почв ниже 5 см переместилось: в сосняках – около 20% активности, в березняках – около 16%.

2.2.3.Характеристика мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на участках сосняка и березняка Тульской области.

Тульская область является территорией с напряженной экологической обстановкой в связи с высокой концентрацией промышленности в некоторых районах, широким распространением угледобывающих предприятий, повышенным содержанием естественных радионуклидов, таких как урани радон в породах и подземных водах (Игнатов и др., 1994), а также загрязнением искусственными радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В результате этой аварии радиоактивному загрязнению подверглись 18 районов области, в наибольшей степени оказались загрязнены Арсеньевский, Плавский, Киреевский, Щекинский, Тепло-Огаревский, Узловской, Белевский Новомосковский районы. Здесь плотность загрязнения по ^{137}Cs достигает более 5 Ки/км^2 (Оценка и экологический контроль…, 2001). В целом же пятна радиоактивного загрязнения занимают около 40% площади (Ядерная энциклопедия,1996), на одном из которых (Плавское радиоактивное пятно) расположены наши стационарные пробные участки.

В первые годы после аварийного выброса на Чернобыльской АЭС (1988) мощность эквивалентной поглощенной дозы гамма-излучения (МЭД) на территории Тульской области в пределах исследуемых участков в среднем составляла 0,18-0,20 мР/ч на поверхности почвы (Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin, 2001).За период, прошедший после чернобыльских выпадений в лесных экосистемах исследуемой территории произошло значимое изменение радиоэкологической обстановки, что, как отмечалось выше, выражается в снижении значений МЭД вследствие радиоактивного распада и заглубления активности в почвенную толщу.

Анализ показателей МЭД на участке под сосновым насаждением показал, что, по данным на 2011 г., она в среднем достигает 0,033 мР/ч на поверхности почвы и 0,026 мР/ч на высоте 1 м и характеризуется невысоким варьированием (таблица 2.2.3.-1) . Коэффициент вариации (V) составляет 14,85 и 25,93%.

Таблица 2.2.3.-1

Статистические показатели пространственной неоднородности мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности почвы (0) и высоте 1 м сосняка Тульской области (n=10)

M	**±m**	**Min**	**Max**	**Стандартное отклонение**	**V,%**
На поверхности почвы					
0,033	0,010	0,027	0,039	0,005	14,55

На высоте 1 м					
0,026	0,008	0,017	0,035	0,007	25,93

Условные обозначения: M- среднее значение, ±m – ошибка среднего, Min – минимальное значение, Max- максимальное значение, V – коэффициент варьирования

Показатели МЭД значимо отличаются от аналогичных величин в сравнении с участками Брянской области (более чем в 10 раз). В настоящее время отмеченные уровни МЭД находятся в пределах фоновых значений данного показателя. Соответственно радиационная остановка на рассматриваемой территории является вполне удовлетворительной.

Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на участке березняка Тульской области, по данным на 2011 г., незначимо отличается от аналогичных показателей на участке сосняка Тульской области и в среднем достигает 0,032 мР/ч на поверхности почвы и 0,024 мР/ч на высоте 1 м и также характеризуется невысоким варьированием (таблица 2.2.3.-2). Коэффициент вариации (V) составляет соответственно 17,54 и 18,52%.

Таблица 2. 2.3.-2

Статистические показатели пространственной неоднородности мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности почвы (0) и высоте 1 м березняка Тульской области (n=10)

M	**±m**	**Min**	**Max**	**Стандартное отклонение**	**V,%**
На поверхности почвы					
0,032	0,010	0,024	0,036	0,006	17,54
На высоте 1 м					
0,024	0,007	0,020	0,031	0,004	18,62

Условные обозначения: M- среднее значение, ±m – ошибка среднего, Min – минимальное значение, Max- максимальное значение, V – коэффициент варьирования

Радиационная остановка на данном участке, как и на участке сосняка, вполне удовлетворительная. Отмеченные уровни МЭД здесь также находятся в пределах фоновых значений данного показателя.

2.2.4. Удельная активность и запасы ^{137}Cs в почвах сосняков и березняков радиоэкологического полигона Тульской области

Непосредственно перед аварией средние показатели плотности радиоактивного загрязнения по ^{137}Cs на территории Тульской области составляли 2,2 кБк/м^2, после аварии – 185-555 кБк/м^2 (5-15 Ки/км^2) . При этом удельная активность ^{137}Cs в почвах Тульской области примерно на 2 – 3 порядка превышала фоновые показатели этого радионуклида в дочернобыльский период – 4-10 Бк/кг (Атлас загрязнения Европы.., 1998).

За прошедший после аварии период, как уже отмечалось нами выше, произошли заметные изменения в радиоэкологической обстановке на рассматриваемой территории, что в значительной степени связано, с одной стороны, с высокой необменнойсорбцией ^{137}Cs, а с другой – с интенсивным перераспределением радионуклида в темно-серых лесных почвах данного региона. Как уже подчеркивалось, на черноземах, серных лесных почвах под лесом интенсивность перераспределения радионуклидов максимальна среди других почв, что обусловлено роющей деятельностью дождевых червей (Щеглов и др., 1992; Щеглов, 1999 и др.).

Удельная активность, запасы ^{137}Csu их распределение в профиле почв сосняка Тульской области.

Наши исследования показали, что в настоящее время удельная активность почв Тульской области под сосняком колеблется от 0,08 до 4,05 Бк/кг (рис. 9). При этом минимальные значения отмечаются в 15-20 см, а максимальные в 1-2 см слое анализируемой 0-20 см толщи, с последующим заметным снижением данного показателя вниз по профилю.

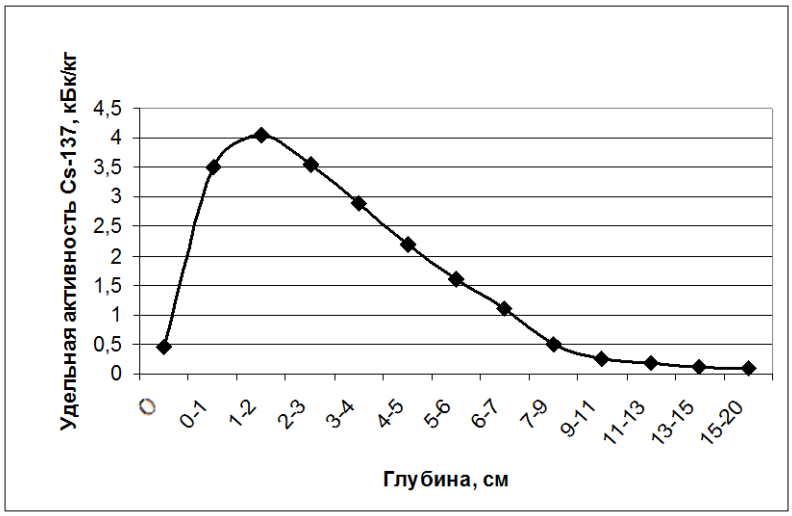


Рис. 9. Изменение удельной активности ^{137}Cs в 0-20 см слое почв соснового насаждения.

Следует подчеркнуть, что в подстилке фиксируется невысокий уровень удельной активности радионуклида (0,46 Бк/кг), что, по-видимому, обусловлено ее маломощностью и слабой выраженностью подгоризонтов (Щеглов, Цветнова, Богатырев, 2004).

При этом, как отмечалось в главе 2.2.1, количество К в микропрофиле (0-20 см) темно-серой лесной почвы колеблется от 0,002 до 0,287 г/кг с минимальными показателями в горизонте подстилки и максимальными - в подподстилочном слое 0-1 см.

Плотность загрязнения почв под сосняком Тульской области достигает 241,058 кБк/м^2, с максимальными запасами в 1-2 см слое (17,5%). При этом в слое подстилки

аккумулировано всего 0,098%, а в подподстилочной 0-5 см толще – почти 75% от суммарных запасов ^{137}Cs. То есть в толщу глубже 5 см мигрировало всего 24% активности. В этом заключается различие в распределении запасов ^{137}Cs в сосняках Тульской и Брянской областей, где в подгоризонте подстилки О3 и 0-1 см толще до настоящего времени аккумулировано почти 54% от общих запасов данного радионуклида и лишь около 20% активности переместилось в 1-3 см толщу (рис.2.2.2.-2 и 2.2.3-2.).

Запасы обменного (подвижного) К в исследуемой 0-20 см толще почв соснового насаждения составляют 24, 7 г/м^2, что выше чем в почвах сосняков Брянской области. Вместе с тем характер распределения К и ^{137}Cs (в относительных единицах, %) более отличны от таковых в почвах рассматриваемых сосняков (рис. 10)

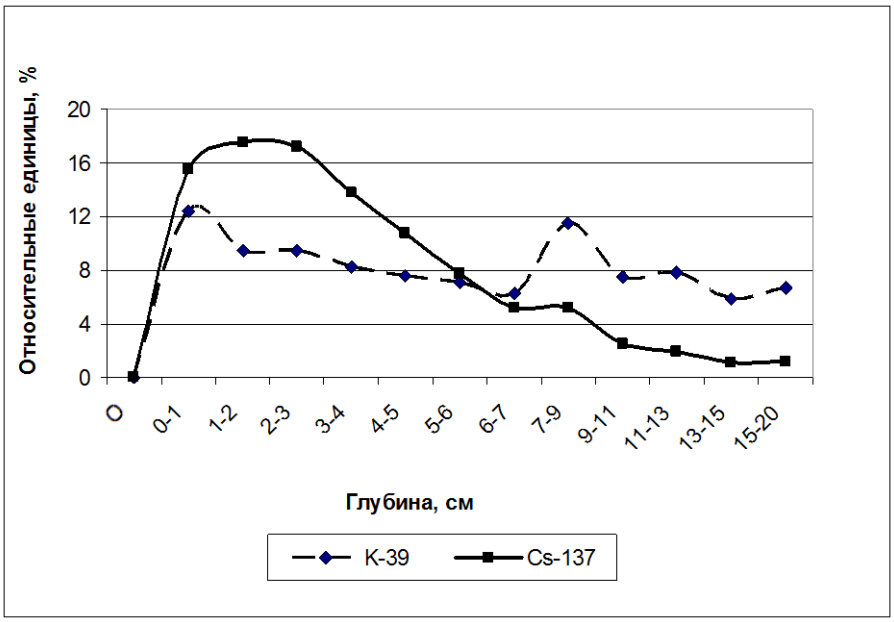


Рис. 10 Распределение запасов ^{137}Cs и К в микропрофиле почв сосняка Тульской области (относительные единицы, %)

Основной максимум запасов К здесь приурочен к верхнему 0-1 см слою, в толще 1-7 см распределение К относительно равномерное, а далее с глубиной наблюдается рост рассматриваемого показателя. Для ^{137}Cs больший процент запасов отмечается в подстилке (почти 1%), затем прослеживается их определенная стабилизация в толще 1-4 см, и последующее падение с глубиной. Причины таких различий в распределении К и ^{137}Cs в почвах рассматриваемых СПП анализировались нами выше.

Удельная активность, запасы ^{137}Csи их распределение в профиле почв березняка Тульской области**.**

Проведенные исследования показали, что диапазон варьирования удельной активности ^{137}Cs в почвах березняка Тульской области несколько уже, чем в сосняках – 0,04- 2,6

кБк/м^2 (рис. 11). Минимальные значения также отмечаются в 15-20 см толще, а максимальные - в слое 1-2 см.

Меньшие показатели удельной активности ^{137}Cs наблюдаются и в горизонте О, что объясняется тем, что здесь подстилка относится к деструктивному типу и представлена в основном растительным опадом, разлагающимся в течение 1 года. В хвойныхфитоценозах, где скорость трансформации растительных остатков ниже; подстилка, как правило, более выражена и представлена несколькими подгоризонтами.

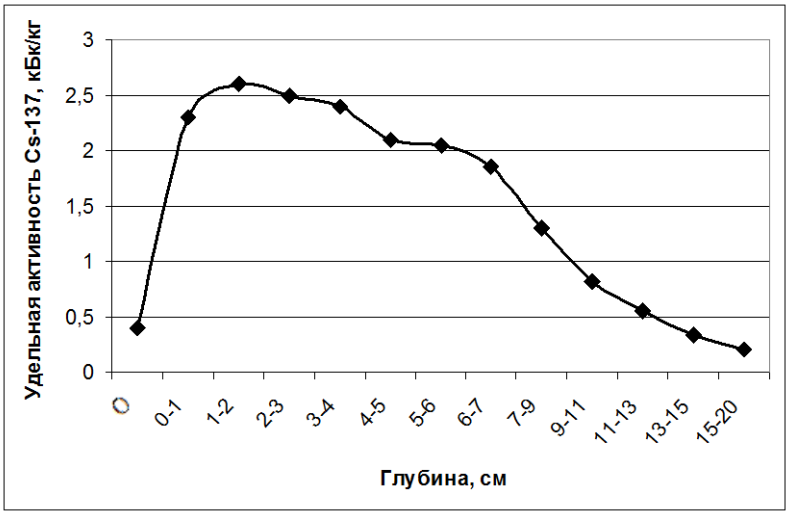


Рис. 11. Изменение удельной активности ^{137}Cs в 0-20 см слое почв березового насаждения

В исследуемых почвах березняка, как уже было проанализировано, количество подвижного К колеблется от 0,003 до 0,368 г/кг с минимальными показателями в горизонте подстилки и максимальными - в подподстилочном слое 0-1 см, вниз по профилю содержание К снижается (2.1.2-2).

Плотность загрязнения почв под березняком Тульской области составляет 238,232 кБк/м^2, что незначимо отличается от участка сосняка, расположенного от него в непосредственной близости (в 1,01 раза меньше). Однако здесь в слое подстилки содержится всего 0,07% активности, что в почти в 1,5 ниже, чем в подстилке сосняка, а максимальные запасы радионуклида аккумулированы в 3-4 см слое (20,7%). Это может быть обусловлено, как уже подчеркивалось, более интенсивным разложением маломощной деструктивной подстилки березняка, с одной стороны, и более интенсивным перераспределением радионуклида вследствие деятельности дождевых червей, с другой. Как известно, их количество в почвах под лиственными насаждениями значительно выше, чем под хвойными (Шиперович, 1937).

В целом основной запас ^{137}Cs в березняке Тульской области в настоящее время также сконцентрирован в 0-5 см толще – 55,4%. Однако, по сравнению с сосняком здесь он ниже -55,4%, поэтому в толщу глубже 5 см мигрировало большее количество активности – 44,53% . В этом прослеживается различие в распределении запасов ^{137}Cs в березняках и сосняках Тульской области.

Запасы обменного (подвижного) К в исследуемой 0-20 см толще почв березового насаждения составляют 28,57 г/м^2, что несколько выше чем в почвах сосняка. Вместе с тем характер распределения К и ^{137}Cs (в относительных единицах, %) очень сходен, здесь не отмечается таких резких различий, которые были выявлены для почв сосняка (рис. 12)

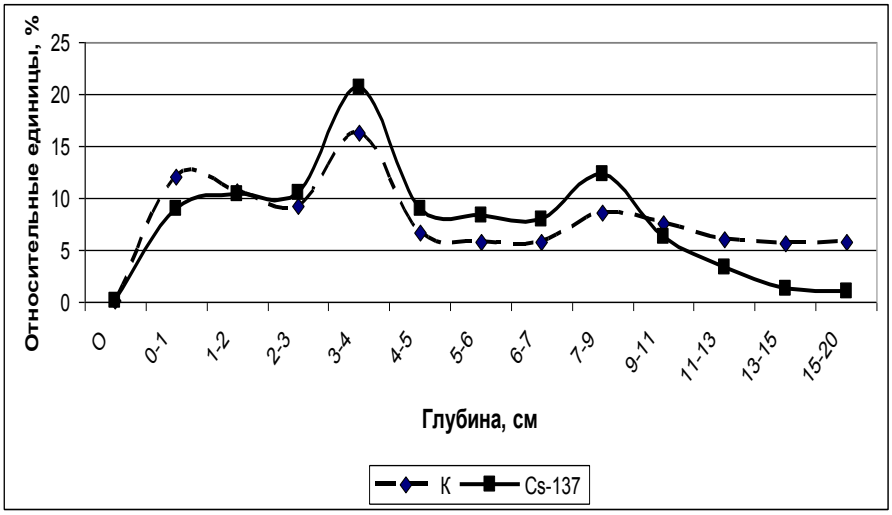


Рис. 12 Распределение запасов ^{137}Cs и К в микропрофиле почв березняка Тульской области (относительные единицы, %)

Таким образом, можно констатировать, что в лесных БГЦ лесостепной зоны подстилка не является горизонтом аккумуляции или биогеохимическим барьером на пути миграции радионуклидов и других элементов аэральных выпадений. Основным аккумулирующем слоем является верхняя 0-5 см минеральная толща почв, обогащенная органическим веществом и органно-минеральными соединениями.

На фоне выявленного сходства в удельной активности и запасах ^{137}Cs в различных слоях почвенного профиля исследуемых фитоценозов наблюдаются определенные различия. По средним показателям бóльшая удельная активность и запасы^{137}Cs в горизонте подстилки отмечается в почвах сосняка, а меньшая – в почвах березняка. Вероятно, это обусловлено повышенной удерживающей способностью подстилки сосняка , о чем упоминалось выше. В слое 0-5 см максимальной удельной активностью ^{137}Cs характеризуются почвы сосняка, минимальной – березняка. На наш взгляд, это обусловлено более интенсивным необменным поглощением ^{137}Cs минералами илистой фракции почв сосняка, что определяется особенностями протекания

почвообразовательного процесса в данных условиях. Так, при оподзоливании растворение пленок и вынос гидроксидов железа способствует проникновению катионов цезия в межпакетные промежутки лабильных минералов и его необменному закреплению, в то время как в почвах лиственных фитоценозов наличие пленок гидроксидов железа на поверхности зерен минералов и агрегатов препятствует этому проникновению. В слое 5-15 см удельная активность ^{137}Cs в почве сосняка примерно в 2 раза ниже, чем в почве лиственногофитоценоза. С одной стороны, это связано с отмеченными выше различиями в сорбционных процессах, протекающих в ППК в вышележащем 0-5 см слое, с другой - с более значимым влиянием зоогенного фактора на перераспределение радионуклидов в почвах лиственных фитоценозов по сравнению с хвойными (Щеглов, 1999; Щеглов, Цветнова, Тихомиров, 1992; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin, 2001).

В целом, выявленные различия свидетельствуют о том, что влияние типа лесных насаждений на удельную активность и запасы ^{137}Cs в различных слоях исследуемой почвенной толщи неоднозначно: между лиственными и хвойными фитоценозами отмечаются значимые различия. Такие же различия отмечаются в характере распределения К и ^{137}Cs в почвах исследуемых фитоценозов. В наибольшей степени характер распределения данных элементов (в относительных единицах, %) сходен в почвах березняка, здесь не отмечается таких резких различий, которые были выявлены для почв сосняка.

Результаты наших и предшествующих исследований на ССП Тульской области позволяют также заключить, что показатели загрязнения ^{137}Cs темно-серых лесных почвах данного региона под различными лесонасаждениями в значительной степени определяются пространственной неоднородностью первичных аэральных выпадений и влиянием на это распределение типа фитоценоза. Вместе с тем выявленные особенности пространственного распределения ^{137}Cs в различных слоях почвенной толщи свидетельствуют о том, что в настоящее время оно в большей степени определяется течением биогеохимических процессов под различными типами лесонасаждений. Фактор первичного распределения радиоактивных выпадений в целом имеет подчиненное значение, наибольшее влияние он оказывает на распределение ^{137}Cs в верхнем 0-5 см подподстилочном слое.

Глава 3. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в лесных фитоценозах Тульской и Брянской областей

Значение растительности в образовании почв хорошо известно, оно раскрывается в классических трудах М.В. Ломоносова, В.В. Докучаева, В.И.Вернадского, В.Р.Вильямса и других теоретиков естественной науки. В этих работах показано, что характер растительного покрова во многом определяет сущность и направление почвообразовательного процесса. Количество растительной массы, ее химический состав, динамика накопления и возврат органического вещества в виде опада и отпада растительных остатков в почву составляют сущность биологического круговорота, который, в свою очередь, определяет функциональные особенности биогеоценозов и их устойчивость во времени.

В историческом плане сведения о биологическом круговороте появились во второй половине XIX века, после открытия Либихом минерального питания растений. В это время появляются работы о химическом составе древесных растений и даже делаются попытки количественно определить отдельные звенья круговорота элементов в лесу. Однако глубокие теоретические исследования по данному вопросу были сделаны значительно позже в широко известных работах В.И.Вернадского, Вильямса, Д.Н. Прянишникова, Б.Б. Полынова, В.Н. Сукачева. Было установлено, что БК химических элементов повсеместный процесс на нашей планете. «По существу живое вещество охватывает своим влиянием всю химию земной коры и направляет в ней почти для всех элементов их геохимическую историю (Вернадский, 1934). В результате взаимодействия растительных организмов с почвообразующей породой происходит МБК химических элементов, который составляет сущность почвообразовательного процесса. В связи с этим, изучение генезиса и эволюции почв невозможно без изучения зольного состава почвообразующей растительности» (Полынов, 1936, цит. по Гришиной, 1974).

Одной из важнейших теоретических проблем в русле исследований по данному направлению является изучение биологического круговорота органического вещества и химических элементов под различными видами травянистой и древесной растительности. Уже в ранних работах по данному направлению давалась схема годичного баланса зольных элементов в лесных насаждениях, построенная на основе учета их возврата в почву с опадом. Дальнейшее развитие эти положения получили в работах Н.П.Ремезова по изучению БК элементов в естественных фитоценозах. Им и представителями его школы были проведены многочисленные исследования по определению общей биомассы

древесной растительности, а также отдельных структурных частей растений, изучен химический состав, количественно определен вынос и возврат химических элементов в почву в лесных фитоценозах (Ремезов и др, 1952-1961, Родин и др, 1965-1968; Евдокимова, 1946-1955; и др.) При изучении МБК Н.П. Ремезов впервые проводит количественный учет выноса химических элементов из системы «почва – растение» в БГК. Это имело не только весьма важное теоретическое значение в познании сущности БК, но и прикладное значение, поскольку были разработаны приемы и методы изучения БК в нативных условиях. Последнее интенсифицировало исследования и позволило получить оригинальные данные по показателям биологического круговорота органического вещества и химических элементов в лесных, луговых и других растительных ассоциациях (Гришина, 1974; Евдокимова, 2004).

Всестороннее обобщение накопленного фактического материала по БК азота и зольных элементов было проведено Л.Е. Родиным и Н.И. Базилевич и представлено в монографии «Динамика органического вещества и биологический круговорот в основных типах растительности земного шара» (1965). В этой сводке выявлены географические закономерности продуктивности растительных сообществ, обстоятельно рассмотрены важнейшие черты БК в основных типах растительности земного шара, предложена классификация типов БК.

В более позднее время в связи с реализацией международной биологической программы «Человек и биосфера» интерес к изучению БК значительно возрос. Были разработаны методы учета органического вещества в различных биогеоценозах, указаны принципы построения баланса химических элементов, предложен новый системный подход к изучению БК (Гришина, Васильевская, Самойлова, 1976; Титлянова, 1977, Тюлин, Селезнева, 1977 и др.). К 100 –летию Н.И. Базилевич вышла новая обобщающая монография, где дается количественная оценка показателям БК для 500 экосистем тундр, лесов, степей и других растительных сообществ Земного шара (Базилевич, Титлянова, 2008)

Впервые проблемы биологического круговорота веществ и его нарушения под влиянием хозяйственной деятельности человека были рассмотрены на YII пленуме СКОПЕ (1976 г.), в опубликованных материалах которого было суммировано современное состояние знаний о круговороте в биосфере наиболее важных химических элементов и токсических веществ. Данная публикация (Биогеохимические циклы в биосфере, 1976) явилась определяющей при постановке исследований по биологическому круговороту техногенных радионуклидов. Особую актуальность эти вопросы приобрели после аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г.), крупнейшей радиационной катастрофы XX века.

В радиоэкологии исследованию данного направления были посвящены работы Н.В. Тимофеева–Ресовского (1962), В.М. Клечковского (1956) и ряда других авторов, в которых была дана система представлений о типах круговорота радиоизотопов в биогеоценозах, их избирательном накоплении в организмах и миграции по трофическим цепям в различных сообществах. В последующем разработки их учеников и последователей: Р.М. Алексахинаи др. (1976, 1977), Н.В. Куликова и др. (1970), Ф.А. Тихомирова и др. (1972), Э.Б. Тюрюкановой и других (1973) позволили сформулировать ряд положений биогеохимии техногенных радионуклидов. Особенности биологического круговорота и биогеохимических циклов техногенных радионуклидов на первых этапах после чернобыльских выпадений наиболее полное отражение нашли в работах А.И. Щеглова с соавторами (Щеглов, 1999, 2008; Цветнова, Щеглов, 2009; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001; и др.). В этих исследованиях впервые было показано, что в биогеохимических циклах техногенных радионуклидов соотношение потоков существенно отличается от таковых макроэлементов, в частности, неизотопных аналогов ^{137}Cs и ^{90}Sr − K и Ca. Для указанных макроэлементов возврат в почву с опадом в большинстве случаев в 2 - 3 раза меньше, чем их поступление в растения за счет корневого потребления. Для радионуклидов данное соотношение меняется, причем степень изменения зависит от ландшафтных особенностей. В лесах аккумулятивных ландшафтов ежегодное корневое поступление радионуклидов в годичную продукцию по абсолютной величине приблизительно равно ихвозврату с опадом. В лесах элювиальных ландшафтов возврат с опадом в 2 -5 раз больше их годового потребления корневым путем. Полученные закономерности позднее были подтверждены и дополнены в работах других исследователей (Орлов, Краснов, 2005; Парфенов и др., 1995; Переволоцкий, 2006 и др.).

Вместе с тем, в рамках данной проблемы большое значение имеют положения, связанные не только с количественной оценкой потоков радионуклидов и макроэлементов в системе «почва – растение» и соотношением данных потоков, но и с оценкой изменения этого соотношения во времени. По мнению ряда специалистов, в отдаленные периоды после выпадений, когда состояние радионуклидов достигает динамического квазиравновесия в системах «техногенные радионуклиды - стабильные изотопы – химические аналоги» и «почва-растение», различия в показателях БК техногенных радионуклидов и их химических аналогов сгладятся(Щеглов, Цветнова, 2008; Цветнова, Щеглов, 2009; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001). Однако на сегодняшний день эта гипотеза остается дискуссионной, в связи с чем возникает необходимость проведения сравнительной оценки показателей биологического круговорота данных элементов в

отдаленные периоды после радиоактивных выпадений, что является одной из основных задач настоящих исследований.

3.1. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в лесных фитоценозах Брянской области.

Как известно, величина и структура общей биомассы в естественных биогеоценозах определяется видовыми особенностями растений и почвенно-климатическими условиями произрастания. К настоящему времени накоплен обширный фактический материал по особенностям биологической продуктивности и круговорота органического вещества в естественных растительных сообществах различных природно-климатических зон. Однако для понимания особенностей почвообразования и выявления основных закономерностей его развития во времени, необходимы глубокие познания характера и особенностей биологического круговорота в каждом конкретном местообитании (Тюлин, Селезнева, 1977).

Общие запасы фитомассы являются одним из важнейших показателей биологического круговорота органического вещества в растительных сообществах. По данным ряда авторов, в сосняках, где наряду с березняками проводились настоящие исследования, общая фитомасса варьирует от 800 до 2800 ц/га (Родин, Базилевич, 1965; Родин, Ремезов, Базилевич, 1968). В березняках этот показатель колеблется около 2500 ц/га.

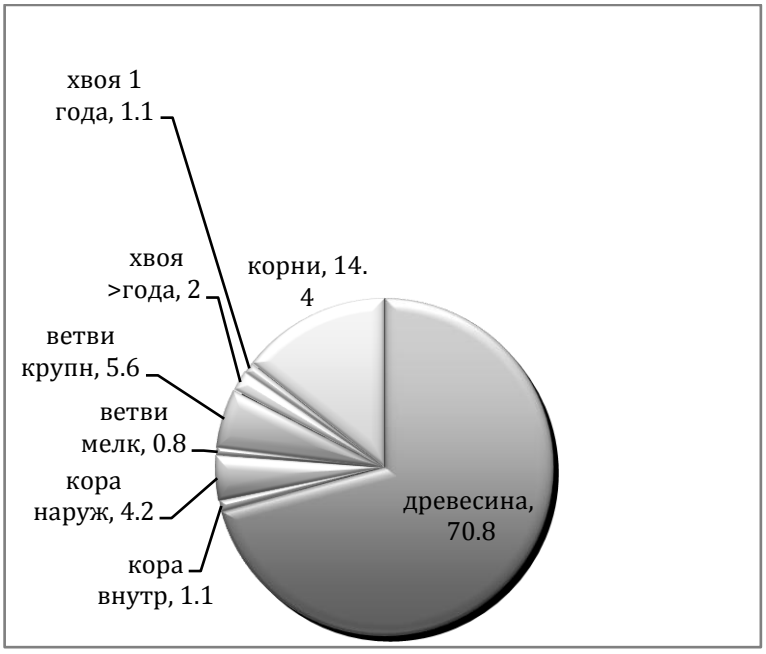
В целом, в сосняках структура древостоев характеризуется резким превышением надземной многолетней части над подземной (Родин, Базилевич, 1965; Гришина, 1974). В среднем это соотношение равно 3:1.В спелых древостоях сосновых фитоценозов на долю хвои приходится6-7% на ствол и ветви-70%,корни-20-24% от общих запасов. Более детализирована структура фитомассы сосняков в работах ряда авторов (рис. 13 А). В березовых фитоценозах на многолетние надземные части приходится в среднем 81%, корни - 17%, зеленые части - 1,5%от общих запасов фитомассы (Родин, Базилевич, 1965; Родин, Ремезов, Базилевич, 1968). По данным других авторов, процентное соотношение различных компонентов в структуре фитомассы несколько иное (рис.13 Б).

Однако в целом в древесном ярусе соснового и березового фитоценозов основной вклад в общие запасы фитомассы вносит древесина, корни и ветви крупные. Минимальная доля в структуре фитомассы приходится на ассимилирующие органы текущего года формирования.

Максимальная годичная продукция у хвойных пород отмечается в возрасте 30-60 лет и достигает 150-200 ц/га*год, в березняках –около 150 ц/га*год. В сосняках половину

годового прироста(50%) составляет прирост ствола и ветвей, 17 -25%-хвои, примерно 25%-корней. В березняках максимальная доля в приросте приходится на ствол -46%, меньше листвы и корней – 22%, значительно меньше ветвей-10%.

А



Б

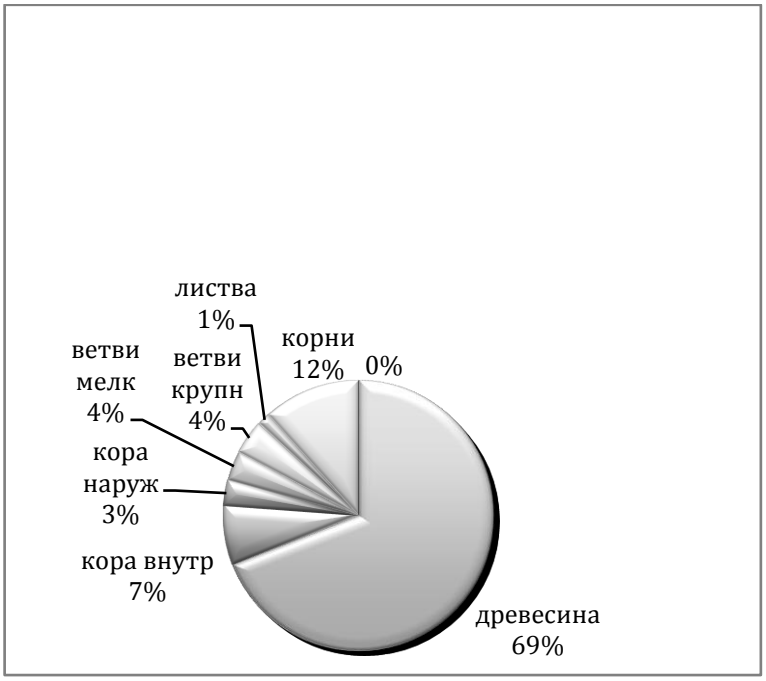


Рис. 13. Структура фитомассы сосновых (А) и березовых (Б) насаждений, % (Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001)

Одним из важнейших показателей биологического круговорота также является величина поступления органического вещества в почву в составе растительного опада. В

хвойных лесах она составляет 25 -35 ц/га, для наиболее продуктивных спелых насаждений - 60-80 ц/та (при величине прироста 150-170 ц/га), а в мелколиственных лесах- 50-70ц/га, что меньше величины прироста в 2-3 раза.

Основную массу опада формируют ассимилирующие ораны. В опаде сосняков на зеленые части приходится 40-50%, надземные многолетние части - 30-40%,корни -5-20%. В опаде березняков 60% приходится на зеленые части,26%-на многолетние надземные части,14%- на корни (Родин, Базилевич, 1965; Гришина, 1974). Таким образом, в сосняках и березняках структура опада достаточно однотипна. Максимальный процент приходится на зеленые части деревьев, минимальный - на корни, многолетние надземные части занимают промежуточное положение.

Принято, что круговорот органического вещества в фитоценозах рассчитывается по соотношению годичного прироста органической массы и возвращению ее с опадом(Родин, Базилевич, 1965; Родин, Ремезов, Базилевич, 1968; Гришина, 1974). В годичном цикле круговорот органического вещества в сосняках и березняках характеризуется превышением возврата органики над ее удерживанием в фитомассе: для хвойных сообществ эти показатели в процентном отношении соответственно составляют 37,4 и 62,6; для лиственных фитоценозов (березняков) отмечается незначительное превышение величин возврата - 36, 2 и 63,8%. Так как основную массу опада составляют ассимилирующие органы, то они играет основную роль в возврате органической массы (Родин, Базилевич, 1965; Гришина, 1974).

3.1.1. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в сосняках Брянской области

Анализ продукционных процессов в сосняке зеленомошнике (70-80 лет), сформированном на СПП Брянской области, свидетельствует, что по величине общей фитомассы, годичной продукции и возврату органического вещества с опадом в почву исследуемое насаждение имеет показатели, характерные для хвойных сообществ данной природно-климатической зоны (Ватковский, и др., 1975; Вертикально- фракционное.., 1986; Гончар, 1983; Гришина и др., 1976; Гроздов, 1966; Романов и др., 1976; Ремезов, 1959; Юркевич, 1974 и др.). Общие запасы фитомассы (в пересчете на вещество, высушенное при 105°С) в сосняке составляют 21,52кг/м^2, годичной продукции – 0,668 кг/м^2(табл. 3. 1.1.-1).

Таблица 3.1.1.-1

Запасы и структура общей фитомассы и годичного прироста органического вещества в сосновом фитоценозе Брянской области

Компонент фитомассы	Запасы фитомассы		Годичная продукция	
	кг/м^2	%	кг/м^2	%
Древесина	14,890	69,19	0,289	43,29
Кора внутренняя	0,230	1,07	0,002	0,34
Кора наружная	0,880	4,09	0,008	1,19
Ветви мелкие	0,170	0,79	0,007	1,02
Ветви крупные	1,179	5,48	0,006	0,85
Прирост хвои текущего года	0,230	1,07	0,272	40,75
Хвоя прошлых лет	0,420	1,95	-	-
Корни	3,521	16,36	0,084	12,56
Общий запас	21,520	100,00	0,668	100,00

В структуре фитомассы сосны ее структурные компоненты ранжируются следующим образом: древесина > корни > ветви крупные >кора наружная > хвоя прошлых лет формирования > кора внутренняя ≥ прирост текущего года формирования> ветви мелкие. Наибольший процент приходится на древесину (69,19%), наименьший - на ветви мелкие (1,07%).

Закономерно иные особенности характерны для структуры годичного прироста, по вкладу в его фитомассу структурные компоненты сосны ранжируются в следующий ряд: древесина >прирост текущего года формирования>корни >кора наружная >ветви мелкие > ветви крупные>кора внутренняя. При этом годичный прирост фитомассы древесины только в 1,1 раз превышает прирост хвои текущего года формирования.

Важным показателем, характеризующим круговорот органического вещества в лесных фитоценозах, как уже отмечалось, является оценка его поступления в почву с опадом.

Проведенные нами исследования показали, что в исследуемом сосняке масса опада составляет в среднем 242,0 г/м^2 (в пересчете на вещество, высушенное при 105°С) (таблица 3.1.1.-2). Эта величина соответствует показателям поступления опада, полученным для хвойных лесов бореального пояса (Родин, Базилевич, 1965; Гришина, 1974, Ремезов, 1959 и др.).

Таблица 3.1.1.-2

Масса и фракционный состав опада в сосновом насаждении Брянской области

Фракции опада	Запас	
	г/м^2	%
Ассимилирующие органы (хвоя)	0,115	47,34
Ветви	0,022	9,20

Кора	0,016	6,54
Шишки	0,02	8,18
Прочие	0,029	12,07
Корни	0,04	16,67
Общий запас	0,242	100,00

Основной процент во фракционном составе опада закономерно приходится на ассимилирующие органы (47,34%), второе место занимают корни (16,67%), меньше органического вещества поступает в составе ветвей, шишек, а также фракции «прочие», представленной плохо идентифицируемыми и трудно разделимыми растительными остатками диаметром < 2 мм. Минимальный процент в опаде приходится на кору (6,54%).

3.1.2. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в березняках Брянской области

В березняке разнотравно-злаковом (≈ 60 лет) исследуемого участка Брянской области величина общей фитомассы (в пересчете на вещество, высушенное при 105°С) составляет 22,14кг/м^2, годичной продукции – 0,974 кг/м^2(табл. 3.1.2-1).

Эти показатели в целом соответствуют таковым, характерным для березовых сообществ данной природно-климатической зоны (Гришина, 1977; Гроздов, 1966 и др.). Вместе с тем, они превышают аналогичные величины, полученные для сосняков Брянской области, особенно это касается прироста. Как известно, годичный прирост лиственных пород значимо превосходит прирост хвойных (Родин, Базилевич, 1965).

Таблица 3.1.2-1

Запасы и структура общей фитомассы и годичного прироста органического вещества в березовом фитоценозе Брянской области

Компонент фитомассы	Запасы фитомассы		Годичная продукция	
	кг/м^2	%	кг/м^2	%
Древесина	14,258	63,83	0,247	25,33
Кора внутренняя	1,444	6,47	0,053	5,45
Кора наружная	0,644	2,88	0,023	2,36
Ветви мелкие	0,722	3,23	0,032	3,24
Ветви крупные	0,846	3,79	0,047	4,86
Листья	0,502	2,25	0,502	51,54
Корни	3,919	17,55	0,070	7,22
Общий запас	22,335	100,00	0,974	100,00

По долевому вкладу в общую фитомассу структурные компоненты березы в сравнении с сосной ранжируются несколько по-иному, а именно: древесина > корни >кора внутренняя > ветви крупные >ветви мелкие > кора наружная >листья. Наибольший процент в структуре фитомассы этой породы, как и у сосны, приходится на древесину (664,4%), наименьший - на ассимилирующие органы текущего года формирования (листья).

В структуре годичного прироста структурные компоненты березы также формируют иной ряд: листья >древесина > корни > кора внутренняя> ветви крупные >ветви мелкие >кора наружная.

В березняке по сравнению с сосняком отмечаются различия в поступлении органического вещества в составе растительного опада и его фракционном составе, что вполне закономерно для хвойных и лиственных насаждений. Проведенные исследования показали, что в исследуемом березняке масса опада составляет в среднем 428,98 г/м^2 (в пересчете на вещество, высушенное при 105°С) (таблица 3.1.2.-2). Эти показатели соответствуют показателям поступления опада, полученным для лиственных лесов бореального пояса (Родин, Базилевич, 1965; Гришина, 1974 и др.) и в 1, 8 раз выше, чем в сосняках.

Таблица 3.1.2.-2

Масса и фракционный состав опада в березовом насаждении Брянской области

Фракции опада	Запас	
	г/м^2	%
Ассимилирующие органы (листья)	344,8	80,38
Ветви	2,79	6,51
Прочие	1,75	4,09
Корни	3,87	9,02
Общий запас	428,98	100,00

Максимальный процент во фракционном составе опада приходится на ассимилирующие органы (80,38%), что почти в 1,7 раз выше, чем в сосняке. Однако в березняке меньше поступает органического вещества в составе корней (9,02%), ветвей (6,51%) и фракции «прочие» (4,09%). Следует подчеркнуть, что в составе опада березняка в исследуемый период не удалось получить представительной по массе фракции «кора», которая, наряду с фракцией «прочие», является одной из наиболее активных структур древостоя по отношению к техногенных радионуклидам.

Сравнивая в целом показатели биологического круговорота органического вещества в сосняке и березняке Брянской области, необходимо отметить следующие закономерности. По запасам фитомассы и годичному приросту исследуемые растительные сообщества различаются незначимо: соответственно в сосняке они оцениваются как 22,52 и 0,668 кг/м^2, березняке – 22,335 и 0,974 кг/м^2. Аналогичные закономерности для региона исследований отмечались и ранее (Щеглов, 1999).

В структуре фитомассы всех древесных пород абсолютно доминирует древесина (63,83 – 69,2%), при этом максимальные показатели отмечаются у сосны. Затем следует фракция корней (17,7-17,55%), на 3 месте по вкладу в общую фитомассу стоят фракции: у сосны - ветвей крупных (5,5%), а у березы – кора внутренняя (6,47%); вклад других структур древостоя значительно меньше. Различия в структуре фитомассы отдельных пород, несомненно, связаны с их биологическими особенностями, а также конкретными условиями корневого питания, архитектурой кроны и другими характеристиками. Наименьший вклад в структуру фитомассы вносят: у сосны – ветви мелкие (0,79%), у березы - ассимилирующие органы текущего года формирования (1,39%).

Основное отличиев показателях БК в сосняках и березняках заключается в величинах возврата органического вещества в почву. Так, в березняках 44,0% от годичного прироста поступает в почву, а в сосняках – 36,2%, что в 1, 2 раза меньше (таблица 3.1.2.-3).

Таблица 3.1.2.-3.

Круговорот органического вещества в лесных фитоценозах Брянского Полесья

Фитоценоз	Запасы фитомассы, кг/м^2	Показатели биологического круговорота					
		Годичный прирост		Удерживается в фитомассе		Поступает в почву с опадом	
		кг/м^2/год	%	кг/м^2/год	%	кг/м^2/год	%
Сосняк	21,520	0,668	100	0,426	63,8	0,242	36,2
Березняк	22,335	0,974	100	0,545	56,0	0,429	44,0

Таким образом, в истинном приросте сосняков удерживается больше органического вещества по сравнению с березняками, соответственно 63,8 и 56,0%.

3.2. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в лесных фитоценозах Тульской области.

Как отмечалось в главе 2, в Тульской областиисследования проводились в искусственных одновозрастных (60-70 лет) насаждениях сосны и березы,

сформированных на темно-серых лесных почвах и расположенных на одном элементе ландшафта в непосредственной близости друг от друга.Вместе с тем густота древостоя в рассматриваемых насаждениях была резко различной, что, видимо, связано с особенностями развития данных фитоценозов в условиях северной лесостепи (табл. 3.2-1). Данная территория не входит в природный ареал распространения сосны, последнее, несомненно, сказывается на продуктивности культуры.

Таблица 3.2.-1

Густота древостоя и характеристика модельных деревьев в лесных фитоценозах

Порода (участок)	Количество деревьев на учетной площади, шт.	Диаметр, см		Высота, м		Ширина кроны, м
		у комля	на высоте 1,3 м	общая	до живой кроны	
Сосна (3)	32	33	28	27	18,5	3,5
Береза (4)	26	38-42	30	28,7	9,9	3,5-4,0

3.2.1. Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в сосняках Тульской области.

Проведенные исследования показали, что запасы общей фитомассы в сосняке Тульской области составляют 23,8 кг/м^2 (в пересчете на вещество, высушенное при 105° С), в годичном приросте – 0,762 кг/м^2(таблица 3.2.1-1).

Таблица 3.2.1.-1

Запасы и структура фитомассы и годичного прироста органического вещества в сосновом фитоценозе Тульской области

Компонент фитомассы	Запасы фитомассы		Годичная продукция	
	кг/м^2	%	кг/м^2	%
Древесина	16,85	70,80	0,338	44,43
Кора внутренняя	0,259	1,09	0,003	0,35
Кора наружная	1,00	4,20	0,009	1,22
Ветви мелкие	0,19	0,80	0,008	1,05
Ветви крупные	1,33	5,59	0,007	0,87
Прирост хвои текущего года	0,26	1,09	0,319	41,80
Хвоя прошлых лет формирования	0,481	2,02	-	-

Корни	3,43	14,41	0,078	10,28
Общий запас	23,80	100,00	0,762	100,00

Эти в целом соответствует характеристикам сосняков Тульской области (Алюшин, 1982; Гарибов и др., 1980; Попов, 1966) и несколько превышают аналогичные показатели, полученные нами для сосняка Брянской области. Последнее может быть объяснено более высокой продуктивностью культуры в связи с произрастанием на более плодородных почвах.

В структуре общей фитомассы и годичного прироста отмечаются аналогичные закономерности, выявленные нами для сосняков Брянской области. Так, в структуре общей фитомассы абсолютно доминирует древесина (70,8%), далее компоненты древостоя располагаются в следующий ряд: корни> ветви крупные > кора наружная > хвоя прошлых лет > ветви мелкие > кора внутренняя ≥ прирост текущего года формирования. В структуре годичного прироста, напротив, компоненты сосны ранжируются в следующий ряд: древесина >прирост текущего года формирования>корни >кора наружная >ветви мелкие > ветви крупные>кора внутренняя. При этом годичный прирост фитомассы древесины также в 1,1 раз превышает прирост хвои текущего года формирования, как это отмечалось и в сосняке Брянской области.

В исследуемом сосняке Тульской области масса опада составляет в среднем 287,8 г/м^2 (в пересчете на вещество, высушенное при 105°С) (таблица 3.2.1.-2). Эти показатели соответствуют оценкам поступления опада в хвойных лесах данной природно-климатической зоны (Гарибов и др., 1980; Родин, Базилевич, 1965), и несколько превышают аналогичный показатель, полученный для сосняка Брянской области, что, как уже отмечалось, связано с большей продуктивностью сосны в этом регионе исследований.

Таблица 3.2.1.-2

Масса и фракционный состав опада в сосновом насаждении Тульской области

Фракции опада	Запас	
	г/м^2	%
Ассимилирующие органы (хвоя)	0,1722	59,83
Ветви	0,0179	6,22
Кора	0,0215	7,47
Шишки	0,0278	9,66
Прочие	0,0206	7,16

Корни	0,0278	9,66
Общий запас	287,80	100,0

Основной процент во фракционном составе опада приходится на ассимилирующие органы (59,8%), что несколько выше, чем в сосняке Брянской области. Определенные различия между рассматриваемыми фитоценозами отмечаются также в относительных величинах поступления органического вещества в составе коры, корней, шишек, ветвей и фракции «прочие», возврат которых в целом не превышает 10%.

3.2.2.Биологическая продуктивность и круговорот органического вещества в березняках Тульской области

В березняке Тульской области запасы общей фитомассы достигают 26,298 кг/м^2 (в пересчете на вещество, высушенное при 105° С), в годичном приросте – 1,531 кг/м^2(таблица 3.2.2-1).

Таблица 3.2.2.-1

Запасы и структура фитомассы и годичного прироста органического вещества в березовом фитоценозе Тульской области

Компонент фитомассы	Запасы фитомассы		Годичная продукция	
	кг/м^2	%	кг/м^2	%
Древесина	17,91	68,11	0,457	29,9
Кора внутренняя	1,82	6,92	0,100	6,54
Кора наружная	0,81	3,08	0,043	2,79
Ветви мелкие	0,91	3,46	0,061	3,97
Ветви крупные	1,07	4,07	0,089	5,79
Листья	0,758	2,88	0,758	49,51
Корни	3,02	11,48	0,023	1,5
Общий запас	26,298	100,00	1,531	100,00

Это выше, чем аналогичные показатели в сосняке Тульской области и березняке Брянской области, что, как уже подчеркивалось выше, может быть объяснено более высокой продуктивностью культуры в связи с произрастанием на более плодородных почвах. В целом же, полученные показатели продукционных процессов соответствуют характеристикам березняков данного региона (Алюшин, 1982; Гарибов и др., 1980; Попов, 1966).

Вместе с тем в структуре общей фитомассы и годичного прироста отмечаются схожие закономерности, полученные для березняка Брянской области.

В структуре общей фитомассы компоненты располагаются практически в аналогичный ряд: древесина > корни >кора внутренняя > ветви крупные >ветви мелкие > кора наружная >листья. Наибольшая доля приходится на древесину (68,11%), наименьшая - на ассимилирующие органы текущего года формирования (листья). В структуре годичного прироста компоненты березы также формируют аналогичный ряд, выявленный для березняка Брянской области: листья >древесина >кора внутренняя>ветви крупные >ветви мелкие >кора наружная >корни. Здесь наибольший процент приходится на листья – (49,51%), наименьший – на корни (1,5%).

Масса опада в березняке Тульской области также выше, чем в сосняке и составляет в среднем 657,0 г/м^2 (в пересчете на вещество, высушенное при 105°С) (таблица 3.2.2.-2). Эти показатели соответствуют характеристикам поступления опада в березовых лесах данной природно-климатической зоны (Гарибов и др., 1980; Родин, Базилевич, 1965) и не отличаются от таковых, полученных нами для березняка Брянской области.

Таблица 3.2.2.-2

Масса и фракционный состав опада в березовом насаждении Тульской области

Фракции опада	Запас	
	г/м^2	%
Ассимилирующие органы (листья)	528,16	80,39
Ветви	42,77	6,51
Прочие	26,81	4,08
Корни	59,26	9,02
Общий запас	657,00	100

Максимальный процент во фракционном составе опада приходится на листья (80,39%), что адекватно долевому вкладу ассимилирующих органов в массу опада березняка Брянской области. Незначимые различия между рассматриваемыми фитоценозами отмечаются также в относительных величинах поступления органического вещества в составе ветвей, корней и фракции «прочие».

Таким образом, в целом, в структуре фитомассы древесных пород Тульской области, как это отмечалось и для фитоценозов Брянского Полесья, абсолютно доминирует древесина (68,11 – 70,8%), второй по представленности в фитомассе является фракция корней (11,48-14,41%), при этом наибольший процент отмечается в древостое сосняка. На 3 месте по вкладу в общую фитомассу в сосняке стоит фракция ветвей крупных (5,59%), а в березняке – кора внутренняя (6,9%). Вклад других структур древостоя меньше и колеблется от 0,8 до 4,1%.

Годичная продукция исследуемых древесных пород также различна, меньший годичный прирост отмечается у сосны, у березы этот показатель в 2 раза выше.

В общей годичной продукции древостоев доминируют фракция древесины и ассимилирующих органов. Прирост древесины варьирует от 29,91% (у березы) до 44,43% (у сосны), ассимилирующих органов - от 41,8% (береза) до 49,51% (сосна). Фракция корней, которая в структуре общей фитомассы древостоев по вкладу занимала 2-ое место, в годичной продукции у сосны перемещается на 3 место, а у березы - на последнее место.

В целом, рассматривая структуру общей фитомассы и годичного прироста, можно заключить, что этот показатель определяетсябиологическими особенностями различных пород, архитектурой кроны, конкретными почвенно-экологическими условиями произрастания растений и степенью их приближенности к оптимальным для исследуемых условий.

Исследуемые лесные фитоценозы Тульской области также различаются по показателям возврата органического вещества в почву с опадом (таблица 3.2.2.-3.).

Таблица 3.2.2.-3.

Круговорот органического вещества в лесных фитоценозах Тульской области

Фитоценоз	Запасы фитомассы, кг/м^2	Показатели биологического круговорота					
		Годичный прирост		Удерживается в фитомассе		Поступает в почву с опадом	
		кг/м^2/год	%	кг/м^2/год	%	кг/м^2/год	%
Сосняк	23,80	0,763	100	0,475	62,3	0,288	37,7
Березняк	26,298	1,531	100	0,874	57,1	0,657	42,9

В исследуемых фитоценозах в годовом цикле возврат органических остатков в почву ниже показателя удерживания в фитомассе, больший возврат в абсолютных и относительных единицах отмечается в березняке и меньший в сосняке. Это соответствует БК органического вещества в исследуемых фитоценозах Брянского Полесья. В этих растительных сообществах в годичном приросте также наблюдается превалирование удерживания органического вещества в годичном приросте над показателями его возврата в почву. Однако в сосновых насаждениях Брянской области процент возврата в почву несколько ниже, чем в сосняках Тульской области, а в березняках, напротив, он выше (рис.3.2.2.-1).

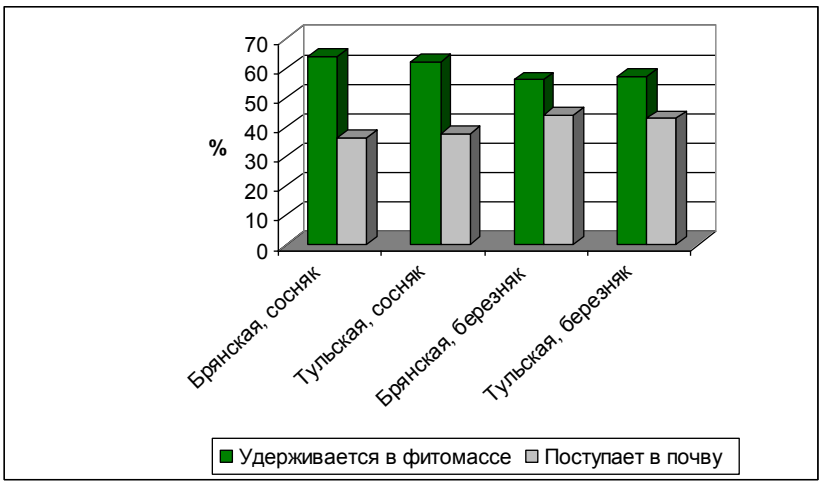


Рис. 3.2.2.-1. Особенности круговорота органического вещества в сосновых и березовых фитоценозах Брянской и Тульской областей РФ.

Глава 4. Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове лесных фитоценозов Брянской и Тульской областей.

Одной из задач настоящих исследований являлось определение особенностей накопления и распределения в древесных породах ^{137}Cs и его химического аналога – калия. Как известно, концентрация элементов -биофилов, в первую очередь, отражает элементный состав почвенной среды. Вместе с тем, целый ряд факторов также оказывает влияние на этот показатель, поэтому содержание стабильных элементов в растениях достаточно изменчиво и колеблется в широких пределах в зависимости от климатических показателей, местоположения экотопа в ландшафте, биологических особенностей вида, структурной части и возраста растения, физиологической роли потребляемого элемента и др. По результатам исследований различных авторов, концентрация стабильного К в структурных компонентах древесных пород варьирует в пределах 0,01 -2, 0% (Ремезов, 1959; Родин, Базилевич, 1965).

Исследуемые древесные породы (сосна и береза) различаются по своему химическому составу, при этом более высокие уровни содержания элементов отмечаются у лиственных пород. То есть по этому показателю береза превосходит сосну. Также отмечаются определенные различия в концентрировании калия структурными органами рассматриваемых пород.

В целом, для всех древесных пород наиболее высокие концентрации К, как уже подчеркивалось, отмечаются в ассимилирующих органах (хвое и листьях), далее следуют ветви и корни, а наименьшее количество – в древесине ствола. По данным различных авторов, приведенным в сводке Л.Е.Родина и Н.И. Базилевич (1965), в структурах сосны и

березы содержание К заметно варьирует в зависимости от почвенно-климатической зоны, типа насаждения, его возраста, положения в кроне (в частности, для листьев и хвои) и ряда других факторов (табл. 4.-1).

Таблица 4.-1.

Размах варьирования концентрации К в различных структурах сосны и березы, % (Ремезов, 1959; Родин, Базилевич, 1965).

Структурный компонент	Порода	
	Сосна	Береза
Хвоя 1 года /листья	0,53-1,08	0,73-1,57
Хвоя > 1 года	0,12-0,75	-
Ветви мелкие	0,26-0,32	-
Корни	0,15	0,17
Ствол	0,02-0,10	0,07-0,20

Необходимой статьей биологического круговорота является оценка возврата химических элементов в почву с опадом и отпадом растительных остатков. Как правило, по сравнению с надземной фитомассой опад заметно обогащен всеми элементами. Химический состав опада в лесных фитоценозах различен, наибольшее количество элементов содержится в опаде лиственных насаждений, в сосняке этот показатель почти в 2 раза меньше. Так, по данным ряда авторов, количество К в опаде сосняков достигает 0,11-0,35%, а березняков - 0,26-0,56% в зависимости от типа насаждения (Родин, Базилевич, 1965).

В связи с глобальным загрязнением биосферы радиоактивными продуктами деления в результате испытаний ядерного оружия, функционирования предприятий ядерного топливного цикла, а также при авариях на АЭС создались условия для накопления в растениях долгоживущих техногенных радионуклидов. В этом плане наиболее опасными биологически значимыми являются долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs (период полураспада 28,1 и 30,17 лет, соответственно), которые интенсивно включаются в биогеохимические циклы и передаются по звеньям трофической цепи.

Поступая из атмосферы в составе аэрозолей, радиоактивные выпадения задерживаются растительным покровом, в первую очередь, кронами древесных растений. Коэффициент задерживания варьирует от 20 до 100% в зависимости от видового состава и проективного покрытия фитоценозов, климатических условий года и периода вегетации. При этом наибольшей ассимилирующей способностью обладают хвойные деревья, а

также лиственные породы в период максимального развития листовой поверхности (Алексахин, 1963; Алексахин, Нарышкин, 1977; Титаева, 2000; Щеглов, 1999).

Вторым растительным фильтром на пути радиоактивных выпадений является травянистая растительность. Ее задерживающая способность также зависит от целого ряда факторов (проективного покрытия, величины биомассы, строения поверхности листьев). Существенная роль в отношении первичного перехватывания и аккумулирования радионуклидов, поступающих на земную поверхность, принадлежит и компонентам напочвенного покрова, в частности мхам, вследствие широкого ареала их распространения, видового разнообразия, медленного нарастания биомассы, большой сорбционной емкости. В нем может сосредоточиваться более 50% всех запасов изотопов, поступающих с глобальными выпадениями, а удельная активность радионуклидов во мхах, как правило, превышает таковую в высших растениях (Молчанова, Караваева, 2001; Щеглов, 1999). Как результат длительной консервации значительной части ежегодного прироста мохового покрова и слабого использования его в пищу организмами других трофических уровней, мхи могут служить депо радиоактивных выпадений.

При аэральных выпадениях в первые несколько месяцев загрязнение древостоя в основном внешнее, вследствие чего максимально загрязненными оказываются органы, экспонированные к выпадениям (ассимилирующие органы, наружные слои коры, ветви). В это время очень активно протекают процессы естественной дезактивации древесного яруса, поскольку связь радиоактивных частиц с поверхностью растений достаточно слабая. При этом важную роль играет размер выпавших частиц: в меньшей степени удерживаются крупные частицы (Алексахин, 1963; Алексахин, Нарышкин, 1977; Щеглов, 1999).Продолжительность процессов дезактивации, в течение которой более 90% изотопов перемещается под полого леса на поверхность лесной подстилки, различна и во многом зависит от породного состава. В хвойных насаждениях она наиболее продолжительная.

После завершения процессов естественного самоочищения начинается корневое поступление радионуклидов в растения. Оно определяется, в первую очередь, плотностью радиоактивного загрязнения, химической природой радионуклида, физико-химической формой выпадений, прочностью связи радионуклидов с ППК (то есть почвенно-экологическими условиями), физиологическими особенностями растений, наличием элементов-носителей и рядом других факторов (Парфенов, Якушев, 1995; Переволоцкий, 2006; Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001; Calmon, Thiry, Zibold, 2009и др.). При этом важно подчеркнуть, что высокое содержание доступного калия в почвах

вызывает снижение поступления ^{137}Csи ^{90}Sr в растения, особенно на почвах, обедненных калием (Алексахин, 1963).

В разной степени накапливают радионуклиды из почвы различные виды растительности. Как правило, лиственные породы характеризуются более высоким поглощением и накоплением радиоактивных элементов, чем хвойные. При этом особенно высокой концентрирующей способностью обладают органы, загрязнение которых в основном будет определяться корневым поступлением радионуклидов, таковыми являются ассимилирующие органы текущего года формирования (листья/хвоя), а минимальной – древесина; ветви и кора занимают промежуточное положение (Куликов, Молчанова, Караваева, 1990; Молчанова, 2001). В связи с этим, ассимилирующие органы древесных пород были предложены в качестве биоиндикаторных, характеризующих в целом загрязнение древесных пород ^{137}Cs (Щеглов, 1999).

В первый период после аварийных выбросов корневая система древесных растений по сравнению с надземными органами, экспонированными к аэральным выпадениям, не подвергается острому радиационному воздействию. Вместе с тем при перемещении основной части радиоактивности под растительный полог и поступлении ее в почвенную толщу, максимальному воздействию радиационного фактора подвергается именно корневая система. Дозовые нагрузки на корневые системы обусловливаются и спецификой накопления в них радиоактивных элементов.

В работах по биологическому круговороту и биогеохимии растений (Родин, Базилевич, 1965; Базилевич и др.. 1978; Ковалевский, 1991; Баргальи, 2005 и др.) установлены показатели средний массы корневых систем растений различных растительных сообществ Земного шара, особенности распределения корней в почвенном профиле. Показано, что основная масса корней, в том числе древесных пород, сосредоточена в верхних горизонтах почвы (Тырников, 1951; Калинин, 1983). Обобщенные литературные данные по распределению корневых систем до глубины 1 м свидетельствуют, что в естественных фитоценозах основной процент корней приходится на 0-10 см почвенную толщу (Фокин, Торшин, 2008; Пац, 2010). Это решающим образом сказывается на процессах взаимодействия корневых систем со средой обитания в условиях аэрального загрязнения почв техногенными радионуклидами. Путь поступления этих элементов в окружающую среду и длительное удерживание их в верхних почвенных слоях предопределяют максимальные уровни воздействия на основную массу корней растений. В свою очередь, роль этого компонента биоты в процессах миграции и перераспределении техногенных радионуклидов также весьма значительна, что

определяется особенностями накопления радионуклидов в корнях растений (Щеглов, 1999; Фокин, 2008; Мамихин,2001 и др.).

В целом накопление химических элементов в корнях растений определяются интенсивностью их поглощения или активностью корней. Как правило, активность корней уменьшается с глубиной (Ковалевский, 1991). По отношению к радиоактивным элементам прослеживаются аналогичные закономерности.

Для естественных радионуклидов (уран, радий, торий и др.) имеются многочисленные указания, что подземные части растений аккумулируют значительно большее количество этих элементов по сравнению с надземными, из чего делается вывод о наличии здесь механизма биологического барьера (Ковалевский, 1966; Golmakaniи др., 2008).

Достаточно дискуссионным до настоящего времени является вопрос относительно удельной активности корней растений. Имеются указания, что этот показатель соответствует средневзвешенной удельной активности в надземной части или в 1.5-2 раза выше (Барыбин, Мацко, 2001; Барыбин, Орехова, 2001; Лукина, 2001; Мартинович и др., 2006; Сак, 1993, 1996 и др.). Кроме того, для техногенных радионуклидов на основании исследований распределения ^{137}Cs в корнях сосны обыкновенной, проведенных на начальных этапах после чернобыльских выпадений, было установлено, что удельная активность этого радионуклида в подземной части превосходит таковую в прилегающей почвенной массе (Щеглов и др., 1999, 2001). В более поздних исследованиях также было подтверждено, что удельная активность корней превосходит таковую прилегающей почвенной массы, причем эти различия с глубиной нарастают. В этих работах было подтверждено, что удельная активность ^{137}Cs в корнях неодинакова и меняется в зависимости от их диаметра. Наименьшие показатели отмечаются в крупных (> 20 мм), а наибольшие - в мелких фракциях корней (0-3, 3-10 мм). При этом в профиле почв удельная активность ^{137}Cs соответствующих фракций корней с глубиной меняется мало (Попова, 2013).

В целом же при балансовых расчетах БК техногенных радионуклидов в лесных экосистемах принимается положение об относительном равенстве средневзвешенной удельной активности в надземной и подземной частях растений (Щеглов и др., 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin 2001). Данное положение мы использовали в настоящем исследовании.

Обобщая в целом материалы, накопленные в научной литературе к настоящему времени, можно заключить, что поступление ^{137}Csв растения в значительной степени определяется плотностью загрязнения почв, химической природой радионуклида, физико-химической формой выпадений, составом и свойствами самой почвы, содержанием в ней

стабильных изотопов цезия и его химического аналога – калия, особенностями радиоактивного загрязнения растений (аэральное, корневое) и распределением ^{137}Cs по структурным компонентам древостоя в различные периоды после выпадений.

4.1. Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове лесных фитоценозов Брянской области

Как уже отмечалось, на химический состав растений оказывает влияние целый ряд факторов, поэтому как содержание стабильных элементов в растениях, в частности К, так и техногенных радионуклидов достаточно изменчиво и колеблется в широких пределах в зависимости от климатических показателей, местоположения экотопа в ландшафте, биологических особенностей вида, структурной части и возраста растения, физиологической роли потребляемого элемента и др. При этом в условиях радиоактивного загрязнения накопление радиоизотопов в растениях находится в прямой зависимости от уровня загрязнения почв.

4.1.1. Накопление К и ^{137}Csв растительном покрове сосняков Брянской области.

Как показали наши исследования, концентрация стабильного К в структурных компонентах сосны варьирует в пределах 0,01 -0,52% (таблица 4.1.1.-1). Это соответствует данным других авторов, полученным в работах по биологическому круговороту в лесных экосистемах (Ремезов, 1959; Родин, Базилевич, 1965).

Таблица 4.1.1-1

Концентрация стабильного калия в компонентах древесного яруса соснового БГЦ, %

Структурный компонент древостоя	^{39}K, %
Древесина	0,02
Кора внутренняя	0,27
Кора наружная	0,01
Ветви крупные	0,09
Ветви мелкие	0,15
Прирост хвои текущего года	0,52
Хвоя прошлых лет формирования	0,25
Корни крупные	0,08
Корни мелкие	0,15
ОПАД	0,18*

(*)средневзвешенная величина

Максимальная концентрация К отмечается в приросте хвои текущего года, а минимальная – в наружных слоях коры. В целом же структуры сосны по содержанию К ранжируются в следующий ряд: прирост текущего годаформирования > кора внутренняя > хвоя прошлых лет формирования > ветви мелкие≥ корни мелкие > ветви крупные> корни крупные > древесина > кора наружная.

Учитывая, что средневзвешенная концентрация К в корнях в 0-20 см толще почв составляет 0,15% (основной процент в биомассе корней приходится на крупные фракции - 70%), данный ряд в генерализованном виде меняется мало: прирост текущего года> кора внутренняя > хвоя прошлых лет формирования > ветви мелкие>корни > ветви крупные>древесина > кора наружная.

Средневзвешенная концентрация К в опаде сосняка составляет 0,18 % (табл. 4.1.1.-1 и 4.1.1.-2), что в целом соответствует аналогичным показателям, полученным для сосновых лесов (Родин, Базилевич, 1965). При этом, диапазон варьирования данной величины составляет 0,125-0,456% с минимальными значениями во фракции «ветви» и максимальными – «хвоя» (табл. 4.1.1.-2).

Таблица 4.1.1.-2

Концентрация ^{39}К и удельная активность ^{137}Cs в составе различных компонентов растительного опада сосняка Брянской области

Компонент опада	Фитомасса, кг/м^2	^{39}К	^{137}Cs
		%	кБк/кг
Хвоя	0,115	0,163	17,52
Ветви	0,022	0,125	17,50
Шишки	0,016	0,127	15,04
Кора	0,02	0,456	16,44
Прочие	0,029	0,155	20,50
Корни	0,04	0,150	12,94
Сумма	0,242	0,18*	16,86*

*- *средневзвешенная величина*

Удельная активность ^{137}Cs в компонентах сосны СПП Брянской области, характеризующейся достаточно высоким уровнем загрязнения почв по ^{137}Cs(см. Главу 3), варьирует в пределах одного порядка – от 4, 2 до 38 кБк/кг(таблица 4.1.1.-3). Это в целом соответствует данным других авторов, полученным для радиоактивно загрязненных лесов(Парфенов, Якушев, 1995; Переволоцкий, 2006; Щеглов, 1999; Цветнова, Щеглов,

2004, 2009;Strandberg, 1994; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001; Fogh, Andersson, 2001и др.).

Таблица 4.1.1-3

Удельная активность ^{137}Cs в компонентах древесного яруса соснового БГЦ.

Структурный компонент древостоя	^{137}Cs, кБк/кг
Древесина	4,2
Кора внутренняя	18,5
Кора наружная	4,30
Ветви крупные	9,9
Ветви мелкие	27,0
Прирост хвои текущего года	38,0
Хвоя прошлых лет формирования	30,0
Корни крупные	8,6
Корни мелкие	23,0
ОПАД	18,06*

*- *средневзвешенная величина*

Максимальная удельная активность ^{137}Cs, так же, как и количество К, отмечается в приросте хвои текущего года, а минимальная – в древесине. В целом же по данному показателю структуры сосны ранжируются в следующий ряд: прирост текущего года> хвоя прошлых лет формирования > ветви мелкие>корни мелкие>кора внутренняя >корни крупные >ветви крупные> древесина > кора наружная.

Поскольку удельная активность ^{137}Cs в мелких и крупных корнях очень сильно различается, мы рассчитали средневзвешенную удельную активность ^{137}Cs в корнях, локализованных в корнеобитаемом 0-20 см, для которого получены данные по запасам ^{137}Cs в почве. Расчеты показали, что данный показатель составляет 12,94 кБк/кг. Таким образом, в целом структуры сосны по величине удельной активности ^{137}Cs можно ранжировать следующим образом: прирост текущего года> хвоя прошлых лет формирования > ветви мелкие> кора внутренняя >корни >ветви крупные> древесина > кора наружная.

Средневзвешенная удельная активность ^{137}Cs в опаде исследуемого сосняка достигает 18,06 кБк/кг (табл. 4.1.1.-1 и 4.1.1.-2), что в целом ниже, чем у соответствующих органов сосны в вегетирующем состоянии, за исключением коры (табл. 4.1.1. -4). Выявленные особенности в целом отличаются от таковых показателей, полученных для сосновых лесов

зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС на начальном этапе после выпадений. В рассматриваемый период удельная активность компонентов опада была выше, чем соответствующих органов сосны в вегетирующем состоянии (хвоя, мелкие ветви)(Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001 и др.). Отмеченная нами закономерность, по-видимому, обусловлена отсутствием значимого влияния внешнего загрязнения и известными процессами оттока и выщелачивания ^{137}Cs из вегетирующих органов древостоя перед опадом.

Вместе с тем, как в первые периоды после выпадений, так и в настоящее время удельная активность ^{137}Cs среди фракций опада наибольших величин достигает в коре и особенно в морфологически плохо дифференцируемой и трудноразделимой фракции < 2 мм под условным названием «прочие», что, несомненно, связано с привносом загрязненных пылеватых почвенных частиц (табл. 4.1.1.-2).

Обращает на себя внимание тот факт, что при корневом поступлении радионуклида распределение ^{137}Cs в структурах сосны в определенной степени соответствует распределению калия (рис. 14). По нашим данным, коэффициент корреляции между рассматриваемыми показателями составляет 0,86 (P=0,95) (Щеглов, Цветнова, Касацкий, 2010, 2011).

Так, количество К в коре внутренней несколько выше, чем в хвое прошлых лет формирования, а удельная активность ^{137}Cs, напротив, заметно выше в этой структуре, чем во внутренних слоях коры. Некоторые различия отмечаются также для древесины. Здесь концентрация К выше, чем в наружных слоях коры, а удельная активность ^{137}Cs в этой структуре минимальна.

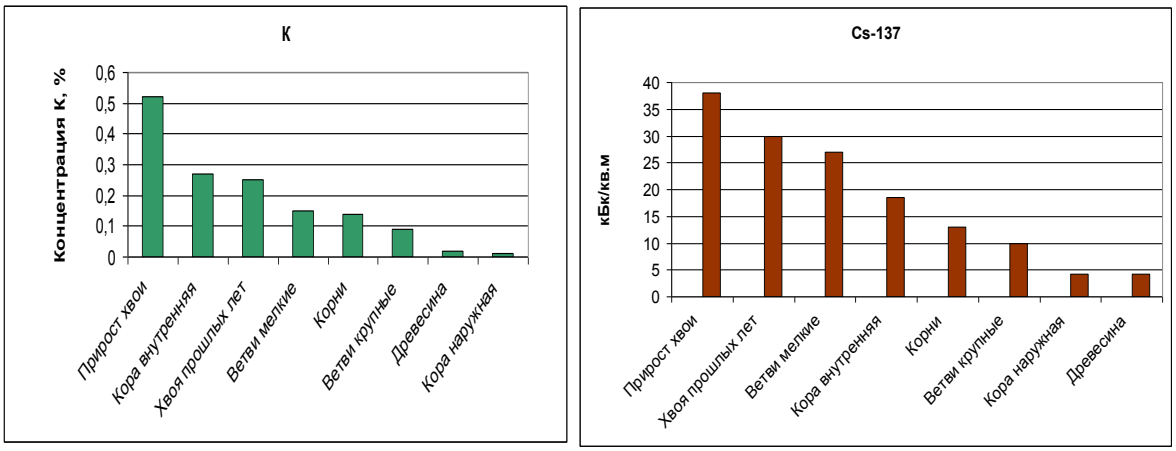


Рис. 14 Распределение ^{39}К и ^{137}Cs по структурным компонентам сосны обыкновенной СПП Брянской области.

Расчет запасов ^{39}К и ^{137}Cs в структурах древостоя сосны показал определенные различия в накоплении этих элементов (таблица 4.1.1.-3).

Таблица 4.1.1.-3.

Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs по структурным компонентам сосны СПП Брянской области

Структурный компонент	Запас К, г/м^2	Запас ^{137}Cs, кБк/м^2
Древесина	2,978	62,54
Кора внутренняя	0,621	4,26
Кора наружная	0,088	3,78
Ветви мелкие	0,255	4,59
Ветви крупные	1,062	11,68
Прирост хвои	1,196	8,74
Хвоя прошлых лет	1,05	12,60
Корни	4,928	45,55
Суммарный запас в общей фитомассе	12,178	153,74

Наибольшие различия отмечаются в распределении запасов ^{39}К и ^{137}Cs в таких структурах, как древесина, корни и прирост текущего года. Так, суммарный запас К в общей фитомассе составляет 12,178 г/м^2, при этом наибольший процент приходится на корни. Суммарный запас ^{137}Cs достигает 153,74 кБк/м^2, и максимальный процент радионуклида приходится на древесину, корни по вкладу в этот показатель занимают 2 место. В приросте текущего года запас К в относительных единицах (%) также выше, чем запас ^{137}Cs (рис. 15).

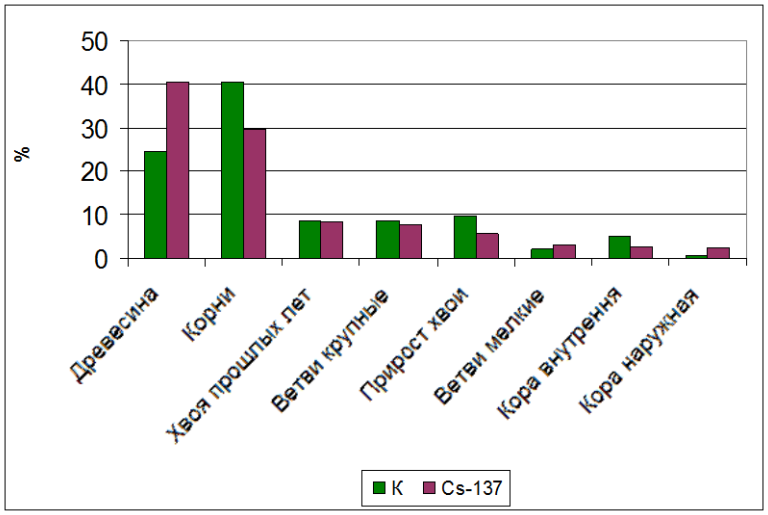


Рис. 15. Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в структурных компонентах сосны СПП Брянской области

4.1.2. Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове березняков Брянской области

Как показали наши исследования, концентрация стабильного К в структурных компонентах березы, произрастающей на исследуемом участке Брянской области, варьирует в пределах 0,02 -0,66%, что соответствует данным ряда авторов, полученным в работах по биологическому круговороту в березняках (Родин, Базилевич, 1965) (табл.4.1.2.-1).

Таблица 4.1.1-1

Концентрация стабильного калия в компонентах древесного яруса березового БГЦ, %

Структурный компонент древостоя	^{39}К, %
Древесина	0,02
Кора внутренняя	0,17
Кора наружная	0,03
Ветви крупные	0,05
Ветви мелкие	0,25
Листья	0,66
Корни крупные	0,27
Корни мелкие	0,26
ОПАД	0,27*

(*)-средневзвешенная величина

Максимальная концентрация К отмечается в ассимилирующих органах (листьях), а минимальная – в наружных слоях коры и древесине, как это отмечалось и для сосны. В целом структуры березы по содержанию К ранжируются следующим образом: листья>корни крупные > корни мелкие >ветви мелкие>кора внутренняя >ветви крупные>кора наружная> древесина. Данный ряд несколько отличается от такового сосны, где на следующем месте после ассимилирующих органов различных лет формирования стоят ветви, а не корни. Это, несомненно, связано с физиологическими особенностями хвойных и лиственных пород.

Концентрация К в мелких и крупных корнях березы различается незначимо, в связи с этим средневзвешенный показатель содержания К в корнях, сосредоточенных в 20-см слое почв, составляет 0,26%. Таким образом, построенный нами ряд ранжирования структур березы по концентрации в них калия в связи с этими расчетами не меняется.

Средневзвешенная концентрация К в опаде березняка составляет 0,27 % (табл. 4.1.2.-1 и 4.1.2-2). Этот показатель в 1,5 раза выше, чем в опаде сосняка, что вполне закономерно и

в целом соответствует аналогичным показателям, полученным для березовых лесов (Родин, Базилевич, 1965).

Таблица 4.1.2.-2

Концентрация ^{39}К и удельная активность ^{137}Cs в составе различных компонентов растительного опада березняка Брянской области

Компонент опада	Фитомасса, кг/м^2	^{39}К	^{137}Cs
		%	кБк/кг
Листья	0,3448	0,278	19,32
Ветви	0,0279	0,200	18,14
Прочие	0,0175	0,250	21,49
Корни	0,0387	0,260	26,78
Сумма	0,4289	0,27*	20,00*

*- *средневзвешенная величина*

При этом диапазон варьирования данной величины уже, чем в опаде сосняка, - 0,20-0,28% с минимальными значениями во фракции «ветви» и максимальными – «листья» (табл. 4.1.2.-2).

Удельная активность ^{137}Cs в компонентах березы исследуемой СПП Брянской области так же, как и сосны варьирует в пределах одного порядка, однако диапазон варьирования у этой породы шире, чем у сосны - 6,4 - 43,0 кБк/кг(таблица 4.1.2.-3). Это соответствует данным других авторов, полученных ранее (Щеглов, 1999; Щеглов, Цветнова, 2004, 2009; Fogh, Andersson, 2001; Melin, Wallberg, Suomela, 1994; Strebl, Gerzabek, Bossew, Kienzl, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001 и др.).

Таблица 4.1.2-3

Удельная активность ^{137}Cs в компонентах древесного яруса березового БГЦ.

Структурный компонент древостоя	^{137}Cs, кБк/кг
Древесина	6,4
Кора внутренняя	33,4
Кора наружная	13,4
Ветви крупные	8,4
Ветви мелкие	22,3
Листья	34,6
Корни крупные	16,0

Корни мелкие	43,0
ОПАД	20,00*

*- *средневзвешенная величина*

Максимальная удельная активность ^{137}Cs в компонентах березы, в отличие от сосны, отмечается в мелких корнях и несколько меньшая – в листьях, а минимальная также в древесине. В целом по удельной активности ^{137}Csструктуры березы ранжируются следующим образом: корни мелкие >листья> кора внутренняя >ветви мелкие>корни крупные >кора наружная > ветви крупные> древесина.

По аналогии с сосной мы также рассчитали средневзвешенный показатель удельной активности ^{137}Cs в корнях березы, сосредоточенных в 0-20 см толще почв. Расчеты показали, что при процентном соотношении мелких и крупных корней в биомассе березы 2/3 (40 и 60% соответственно) он составляет 26,78 кБк/кг. Таким образом, с учетом полученной величины, структуры березы по величине удельной активности ^{137}Cs ранжируются следующим образом: листья >кора внутренняя >корни >ветви мелкие> кора внутренняя > ветви крупные> кора наружная > древесина, что более соответствует рядам накопления ^{137}Cs в древесных породах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС (Парфенов, Якушев, 1995; Переволоцкий, 2006; Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001 и др.).

Средневзвешенная удельная активность^{137}Cs в опаде березняка, как уже отмечалось, достигает 16,98 кБк/кг (табл. 4.1.2.-1 и 4.2.1.-2), что несколько ниже, чем в опаде сосняка и также ниже, чем соответствующих органов березы в вегетирующем состоянии. Это, как уже отмечалось, может быть связано с отсутствием влияния внешнего загрязнения и известными процессами оттока и выщелачивания ^{137}Cs из вегетирующих органов перед опадом. Удельная активность отдельных фракций опада в березняке варьирует в диапазоне 15,01-26,78 кБк/кг с минимальными значениями в «ветвях» и максимальными – во фракции «корни» (табл. 4.1.2.-2).

Так же, как это отмечалось для сосны, распределение ^{137}Cs в березе при корневом поступлении элемента в целом соответствует распределению калия (рис. 15).

Однако здесь тоже отмечаются определенные различия. В частности, в корнях концентрация К превышает таковую в коре внутренней и мелких ветвях, а у ^{137}Cs удельная активность в корнях ниже, чем в коре внутренней, но выше, чем в мелких ветвях. С другой стороны, в коре наружной количество К выше, чем в древесине, но ниже, чем в крупных ветвях, а удельная активность ^{137}Cs в древесине – минимальна среди всех структур.

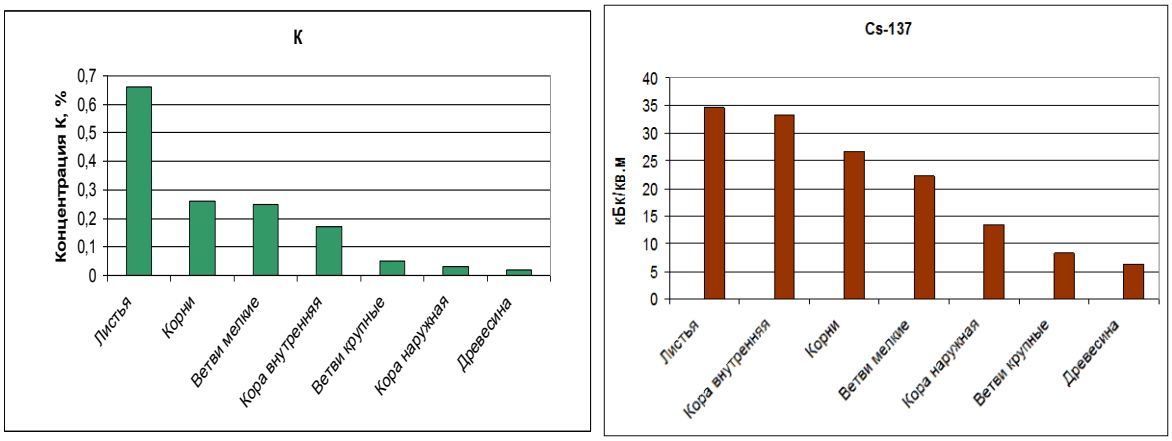


Рис. 15 Распределение ^{39}K и ^{137}Cs по структурным компонентам березы бородавчатой СПП Брянской области.

Суммарные запасы К и ^{137}Cs в древостое березы выше, чем таковые у сосны (таблица 4.1.2.-4). Это вполне закономерно, поскольку береза является более продуктивной породой и характеризуется более высокими показателями концентрации К и удельной активности ^{137}Cs в различных структурах, о чем упоминалось выше.

Таблица 4.1.2.-4.

Распределение запасов ^{39}K и ^{137}Cs по структурным компонентам березы СПП Брянской области

Структурный компонент	Запас К, г/м^2	Запас ^{137}Cs, кБк/м^2
Древесина	2,85	91,25
Кора внутренняя	2.45	48.23
Кора наружная	0.19	8,63
Ветви мелкие	1,81	16,10
Ветви крупные	0,42	7,11
Листья	3,31	17,37
Корни	10,19	104,95
Суммарный запас в общей фитомассе	21,23	293,64

Так, суммарный запас К в общей фитомассе березняка составляет 21.23 г/м^2, а суммарный запас ^{137}Cs - 293.64 кБк/м^2, при этом максимальный процент приходится на корни. Древесина по этому показателю занимает 2 место (рис. 16). В то же время у сосны наибольшие различия в распределении ^{39}K и ^{137}Cs отмечаются в таких структурах, как древесина и корни, у этой породы для К максимальный процент приходится на корни, а ^{137}Cs- на древесину, корни занимают 2 место (рис. 15). В целом же можно констатировать,

что в распределении запасов ^{39}К и ^{137}Cs по компонентам березы отмечается большее сходство по сравнению с сосной.

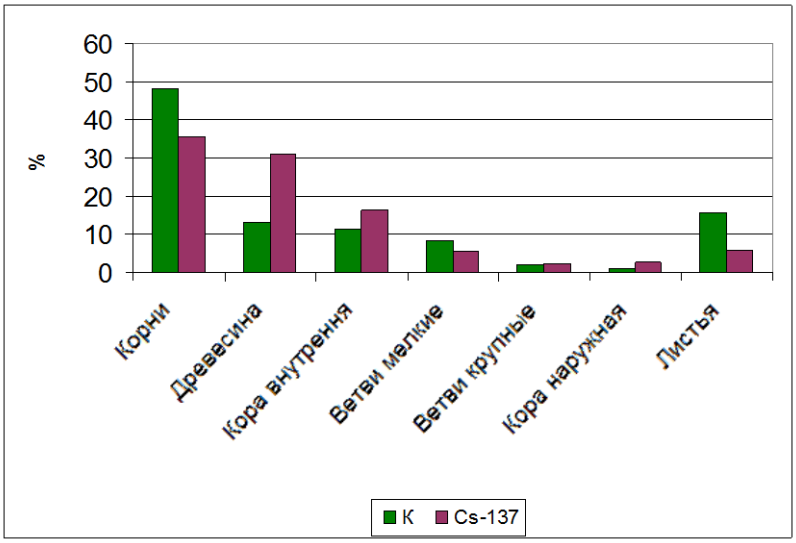


Рис. 16. Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в структурных компонентах березы СПП Брянской области

Заключая рассмотрение особенностей накопления^{137}Cs и К в растительном покрове лесных фитоценозов Брянской области, можно отметить, что в целом ^{137}Cs, как и калий накапливается в физиологически активных органах и тканях (в ассимилирующих органах текущего года формирования, во внутренних слоях коры и т.д.). При этом, однако, на распределение данного радионуклида заметное влияние оказывают биологические особенности вида, а также строение наружных слоев коры, предопределяющие уровни загрязнения растений на этапе аэральных выпадений.

Балансовые расчеты запасов ^{137}Cs и К в общей фитомассе структурных компонентов соснового и березового насаждений показали, что в соответствии с величиной органической массы и концентрацией/удельной активностью элементов максимальный вклад в общую фитомассу вносит древесина (сосна) или корни (береза), минимальный – наружные слои коры (сосна) или листья (береза).

В биологическом круговороте важным показателем является возврат элементов с опадом. В наших исследованиях установлено, что концентрация калия и удельная активность ^{137}Csв опаде меньше чем в ассимилирующих аналогах, что связано с оттоком элементов перед опадом и выщелачиванием, а для ^{137}Cs также и с отсутствием влияния внешнего загрязнения.

4.2. Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове лесных фитоценозов Тульской области

Аналогичные исследования по накоплению ^{137}Cs и К проводились нами в сосновом и березовом насаждениях Тульской области, характеризующихся менее высокими уровнями радиоактивного загрязнения и иной физико-химической формой выпадений. Как отмечалось выше, на данной территории выпадения были представлены конденсационной компонентой (Иванов и др., 1991; Израэль и др., 1987), что во многом предопределило динамику загрязнения древесного яруса сформированных здесь лесных экосистем.

4.2.1. Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове сосняков

Полученные нами результаты по накоплению и распределению К по структурным компонентам сосны, произрастающей на СПП Тульской области, не показали существенных отличий от известных закономерностей(Ремезов и др., 1959; Родин, Базилевич, 1965; Гришина, 1974 и др.).

По нашим данным, концентрация стабильного К в структурных компонентах сосны изменяется в пределах 0,04 -0,49% (таблица 4..2.1.-1). Это несколько уже диапазона варьирования данного показателя, который отмечался для соснового сообщества Брянской области (глава 4.1.1).

Таблица 4.2.1-1

Концентрация стабильного калия в компонентах древесного яруса соснового БГЦ, %

Структурный компонент древостоя	^{39}К, %
Древесина	0,04
Кора внутренняя	0,45
Кора наружная	0,04
Ветви крупные	0,06
Ветви мелкие	0,25
Прирост хвои текущего года	0,66
Хвоя прошлых лет формирования	0,49
Корни	0,13
ОПАД	0,21*

*- средневзвешенная величина

Максимальная концентрация К отмечается в приросте хвои текущего года и несколько меньшая в хвое прошлых лет формирования, а минимальная – в древесине и

наружных слоях коры. В целом же структуры сосны по содержанию К ранжируются в следующий ряд: прирост текущего года > хвоя прошлых лет формирования > кора внутренняя> ветви мелкие > корни > ветви крупные > древесина ≥ кора наружная. Этот ряд несколько отличается от такового, построенного нами для сосны, произрастающей на территории Брянского полесья, что может быть связано со спецификой функционирования данной породы в условиях северной лесостепи.

Концентрация К в опаде составляет 0,21 % (табл. 4.2.1.-1 и 4.2.1.-2), что выше, чем в сосновых лесах Брянского Полесья, но в целом не выходит за пределы диапазона содержания К в опаде сосняков (Родин, Базилевич, 1965).

Таблица 4.2.1.-2

Концентрация ^{39}К и удельная активность ^{137}Cs в составе различных фракций растительного опада сосняка Тульской области

Компонент опада	Фитомасса, кг/м^2	^{39}К	^{137}Cs
		%	Бк/кг
Хвоя	0,1722	0,21	-
Ветви	0,0179	0,16	-
Шишки	0,0215	0,214	-
Кора	0,0278	0,156	-
Прочие	0,0206	0,434	-
Корни	0,0278	0,13	
Сумма	0,2878	0,21*	123,86*

*- *средневзвешенная величина*

Удельная активность ^{137}Cs в компонентах сосны СПП Тульской области не отличается столь высокими уровнями, как это наблюдалось для СПП Брянской области, поскольку здесь уровни загрязнения почв по ^{137}Csне столь значительны (см. Главу 3). Вместе с тем, уровни накопления и распределения данного радионуклида заметно различаются. Во-первых, удельная активность ^{137}Cs в компонентах сосны СПП Тульской области варьирует в пределах не одного, как это отмечалось на СПП Брянской области, а двух порядков – от 0,86 до 141,19 Бк/кг(таблица 4.2.1.-3). Во-вторых, максимальная удельная активность ^{137}Cs, в противоположность концентрации К, фиксируется не в приросте хвои текущего года, а в наружных слоях коры. Это в целом согласуется с данными других авторов, полученными ранее для радиоактивно загрязненных

лесовсеверной лесостепи (Щеглов, 1999; Цветнова, Щеглов, 2004, 2009;Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001).

Таблица 4.2.1-3

Удельная активность ^{137}Cs в компонентах древесного яруса соснового БГЦ.

Структурный компонент древостоя	^{137}Cs, Бк/кг
Древесина	0,86
Кора внутренняя	20,13
Кора наружная	141,19
Ветви крупные	3,51
Ветви мелкие	7,63
Прирост хвои текущего года	19,71
Хвоя прошлых лет формирования	6,9
Корни	9,41
ОПАД	123,86*

*- *средневзвешенная величина*

Как известно, концентрация ^{39}Копределяются только его корневым потреблением и находятся в прямой зависимости от содержания в почве доступных форм данного элемента. В противоположность этому на территориях, где радиоактивные выпадения были представлены конденсационной компонентой, ^{137}Cs до настоящего времени в максимальной степени аккумулирован в структурах, первоначально экспонированных к аэральным выпадениям, то есть в поверхностных слоях коры. Наблюдаемые особенности изменения удельной активности ^{137}Cs по структурным компонентам древесных пород на современном этапе в целом согласуются с выводами, сделанными в ряде работ, проводимых на территории северной лесостепи в начальный период после чернобыльских выпадений. В них было показано, что на участках автоморфных ландшафтов, особенно на почвах тяжелого гранулометрического состава (черноземах, серых лесных) долевой вклад в загрязнение древостоев органов, первоначально экспонированных к выпадениям, в долговременной перспективе будет нарастать (Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001). Данная закономерность четко проявилась и в настоящих исследованиях.

Таким образом, по величине удельной активности ^{137}Cs структуры сосны Тульской области, произрастающей в условиях северной лесостепи, ранжируются принципиально в

иной ряд по сравнению с культурами Брянского Полесья: кора наружная >>кора внутренняя >прирост текущего года> корни >ветви мелкие> хвоя прошлых лет формирования > ветви крупные> древесина.

Средневзвешенная удельная активность ^{137}Cs в опаде исследуемого сосняка достигает 123,86 Бк/кг (табл. 4.1.2.-2), что в целом выше, чем в соответствующих органах сосны в вегетирующем состоянии. Вместе с тем, достаточно низкая удельная активность отдельных фракций опада (на пределе обнаружения ^{137}Cs) и их малая масса не позволили нам получить полные данные по удельной активности всех исследуемых компонентов опада сосняка Тульской области. Можно предположить, что уровни его загрязнения формируются в основном за счет наружных слоев коры, удельная активность которой в данном фитоценоза на 2 порядке превышает таковую других компонентов древостоя, а также фракции «прочие», содержащей пылеватые почвенные частицы.

Таким образом, на современном этапе, когда доминирует корневое поступление радионуклида, распределение ^{137}Cs в структурах соснына территории Тульской области, где сформированы темно-серые лесных почвы тяжелого гранулометрического состава, а выпадения были представлены конденсационной компонентой, в целом не соответствует распределению его неизотопного макроаналога – калия (рис. 17).

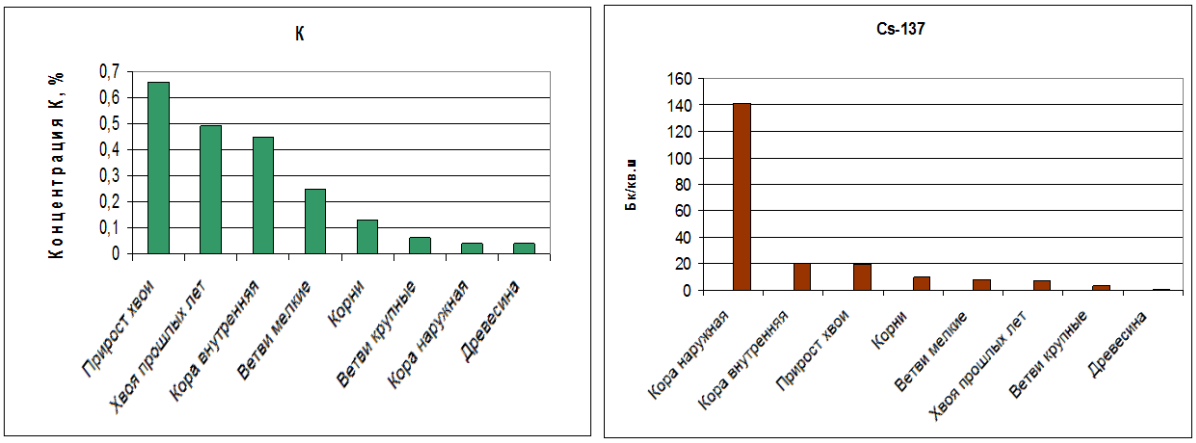


Рис. 17. Распределение ^{39}К и ^{137}Cs по структурным компонентам сосны обыкновенной СПП Тульской области.

Расчет запасов ^{39}К и ^{137}Cs в структурах древостоя сосны показал, что, в отличие от соснового насаждения Брянской области, запас К здесь выше, а ^{137}Cs значительно ниже, при этом отмечаются противоположные тенденции в накоплении этих элементов (таблица 4.2.1.-4).

Таблица 4.2.1.-4.

Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs по структурным компонентам сосны СПП Тульской области

Структурный компонент	Запас К, г/м^2	Запас ^{137}Cs, Бк/м^2

Древесина	6,74	14,49
Кора наружная	0,40	141,19
Кора внутренняя	1,17	5,21
Ветви мелкие	0,48	1,45
Ветви крупные	0,80	4,67
Прирост хвои	1,72	5,12
Хвоя прошлых лет	2,36	3,32
Корни	4,46	32,28
Суммарный запас в общей фитомассе	18,11	207,73

Суммарный запас К в общей фитомассе составляет 18,11 г/м^2, что почти в 1,5 раз выше, чем в сосняке Брянской области, при этом наибольший процент приходится на древесину и несколько меньший на корни и ассимилирующие органы (прирост текущего года и хвою прошлых лет формирования). Суммарный запас ^{137}Cs достигает 207,73 Бк/м^2, что более чем в 100 раз ниже по сравнению с сосняком Брянского Полесья, но здесь максимальный процент радионуклида приходится на не на древесину, а на наружные слои коры (рис. 18).Причины отмеченного явления комментировались нами выше.

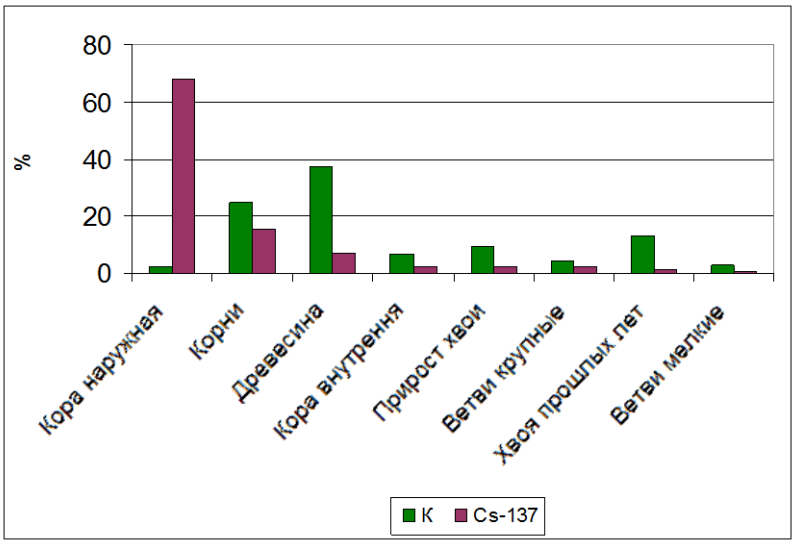


Рис. 18. Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в структурных компонентах сосны СПП Тульской области

4.2.2 Накопление ^{137}Cs и К в растительном покрове березняков Тульской области.

Полученные нами результаты по накоплению и распределению К по структурным компонентам березы, произрастающей на СПП Тульской области, также не показали

существенных отличий от известных закономерностей(Ремезов и др., 1959; Родин, Базилевич, 1965; Гришина, 1974 и др.).

Так, концентрация стабильного К в структурных компонентах березыварьирует в диапазоне 0,05 -1,44% (таблица 4..2.2.-1), что шире размаха варьирования данного показателя, который отмечался для березняка Брянской области (глава 4.1.2). Это, вероятнее всего, связано с произрастанием породы на более плодородных почвах северной лесостепи.

Таблица 4.2.2-1

Концентрация стабильного калия в компонентах древесного яруса березового БГЦ, %

Структурный компонент древостоя	^{39}К, %
Древесина	0,05
Кора внутренняя	0,17
Кора наружная	0,05
Ветви крупные	0,12
Ветви мелкие	0,39
Листья	1,44
Корни	0,21
ОПАД	0,60*

*- *средневзвешенная величина*

Максимальная концентрация К в березе отмечается в листьях, а минимальная – в древесине и внутренних слоях коры. В целом же структуры березы по содержанию К ранжируются в следующий ряд: листья > ветви мелкие > корни > кора внутренняя > кора наружная ≥ древесина. Этот ряд также несколько отличается от такового, построенного нами для березы, произрастающей на территории Брянского полесья, что может быть связано, как уже подчеркивалось, со спецификой функционирования данной породы в условиях северной лесостепи. Вместе с тем, несмотря на выявленные различия, в представленных рядах относительного накопления выявляется общая закономерность: максимальными уровнями концентрирования К характеризуются ассимилирующие органы, минимальным – наружные слои коры и древесина.

Средневзвешенная концентрация К в опаде составляет 0,60 % (табл. 4.2.2.-2), что выше, чем в березняках Брянского Полесья и сосняках Тульской области, но в целом не выходит за пределы диапазона содержания К в опаде березняков (Родин, Базилевич, 1965). При этом диапазон варьирования данной величины более широкий, чем в опаде

сосняка - 0,29-0,68% с минимальными значениями во фракции «корни» и максимальными – «листья» (табл. 4.2.2.-2). Высокая концентрация К в опаде березняка определяется абсолютным доминированием в его массе фракции «листья» (более 80%).

Таблица 4.2.2.-2

Концентрация ^{39}К и удельная активность ^{137}Cs в составе различных фракций растительного опада березняка Тульской области

Компонент опада	Фитомасса, кг/м^2	^{39}К	^{137}Cs
		%	Бк/кг
Листья	0,5282	0,68	-
Ветви	0,0428	0,286	-
Прочие	0,0268	0,471	-
Корни	0,0593	0,125	-
Сумма	0,6571	0,60*	246,07*

*- *средневзвешенная величина*

Удельная активность ^{137}Cs в компонентах березы исследуемой СПП Тульской области по сравнению с аналогичными показателями на СПП Брянского Полесья невелика, однако она так же, как у сосны варьирует в пределах 2 порядков –от 0,15 до 284,82 Бк/кг (таблица 4.2.2.-3). Как уже подчеркивалось, в структурах древостоя Брянской области диапазон изменения удельной активности радионуклида находится в пределах 1 порядка. При этом максимальная удельная активность ^{137}Cs, что отмечалось и в сосновом насаждении Тульской области, фиксируется не в ассимилирующих органах, а в наружных слоях коры. Объяснение данному явлению было дано выше (см. Главу 4.2.1). Эти данные хорошо согласуется с результатами исследований других авторов, полученных ранее для радиоактивно загрязненных лесовсеверной лесостепи (Щеглов, 1999; Цветнова, Щеглов, 2004, 2009;Shcheglov, Tsvetnova, Klyashtorin, 2001).

Таблица 4.2.2-3

Удельная активность ^{137}Cs в компонентах древесного яруса березового БГЦ.

Структурный компонент древостоя	^{137}Cs, Бк/кг
Древесина	0,15
Кора внутренняя	15,06
Кора наружная	284,82
Ветви крупные	4,85

Ветви мелкие	23,68
Листья	20,16
Корни	14,24
ОПАД	246,07*

В целом, по величине удельной активности ^{137}Cs структуры березы Тульской области, произрастающей в условиях северной лесостепи, по сравнению с березой, произрастающей в условиях Брянского Полесья, ранжируются принципиально в иной ряд: кора наружная >>ветви мелкие>листья >кора внутренняя >корни >ветви крупные> древесина. Вместе с тем, по максимальным и минимальным показателем этот ряд совпадает с таковым, построенным для сосны рассматриваемого региона, что свидетельствует об идентичности факторов, определяющих загрязнение структур древостоя на данной территории.

Средневзвешенная удельная активность ^{137}Cs в опаде исследуемого березняка выше, чем сосняка и достигает 246,07 Бк/кг (табл. 4.2.2.-2), что по величине соответствует уровням загрязнения наружных слоев коры. То есть в рассматриваемой лесной формации, так же как и в сосняке, опад относительно обогащается ^{137}Cs в основном за счет его наиболее активных компонентов – наружных слоев коры и фракции «прочие».

Полученные нами данные в целом свидетельствуют, что на территории Тульской области, где сформированы темно-серые лесные почвы тяжелого гранулометрического состава, а выпадения представлены конденсационной компонентой, в настоящее время (на этапе корневого потребления) , распределение ^{137}Cs в структурах березы, так же, как это отмечалось и для сосны, не соответствует таковому калия (рис. 19).

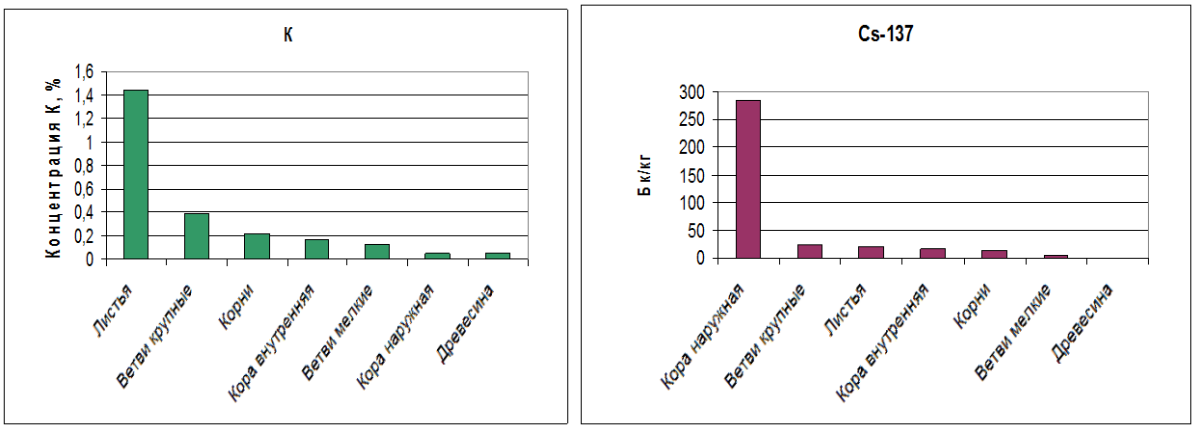


Рис. 19. Распределение ^{39}К и ^{137}Cs по структурным компонентам березы бородавчатой СПП Тульской области.

Расчет запасов ^{39}К и ^{137}Cs в структурах березы показал, что в отличие от березняка Брянской области запас К здесь выше, а ^{137}Cs значительно ниже, при этом отмечаются

противоположные тенденции в накоплении этих элементов, но сходные с таковыми в сосняке Тульской области (таблица 4.2.2.-3).

Таблица 4.2.2.-3.

Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs по структурным компонентам березы СПП Тульской области

Структурный компонент	Запас К, г/м^2	Запас ^{137}Cs, Бк/м^2
Древесина	8,96	2,69
Кора наружная	0,41	230,70
Кора внутренняя	3,09	27,41
Ветви мелкие	1,09	4,41
Ветви крупные	4,17	25,34
Листья	10,93	15,28
Корни	6,34	43,00
Суммарный запас в общей фитомассе	34,99	348,84

Суммарный запас К в общей фитомассе березняка составляет 34,99 г/м^2, что примерно в 1,5 раз выше, чем в березняке Брянской области, при этом наибольший процент приходится на древесину и несколько меньший на корни и листья. Суммарный запас ^{137}Cs достигает 348,84 Бк/м^2, что почти в 100 раз ниже по сравнению с березняком Брянского Полесья, но здесь максимальный процент радионуклида приходится на наружные слои коры, а не на древесину (рис. 4.2.2.-2).Следует подчеркнуть, что аналогичные закономерности наблюдаются в распределении запасов исследуемых элементов и в сосняке Тульской области, причины этого явления рассматривались нами выше.

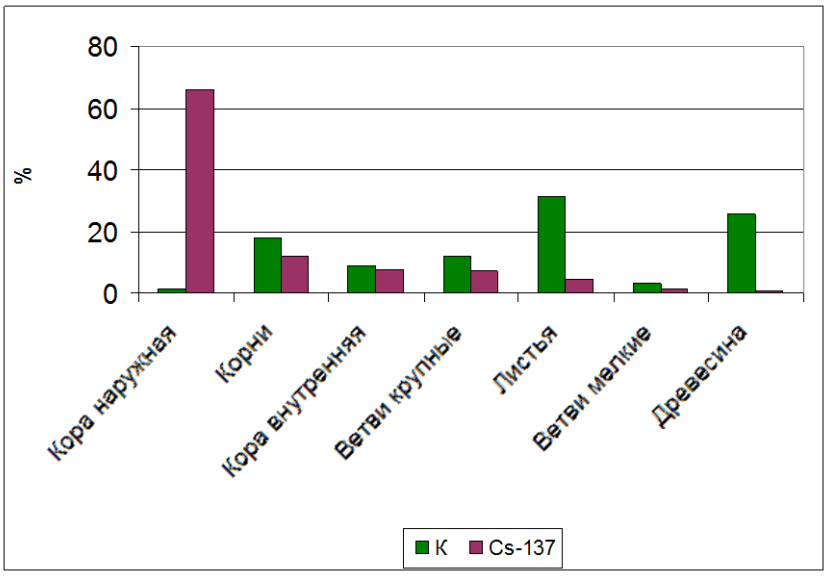


Рис. 20. Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в структурных компонентах березы СПП Тульской области

Вместе с тем, сосняк и березняк на СПП Тульской области различаются по величинам запасов К (в 1, 9 раз) и ^{137}Cs (в 1,7 раз), что связано с различиями в продуктивности данных культур и концентрации К, удельной активности ^{137}Cs в древостое сосны и березы, что, в свою очередь, определяется физиологическими особенностями хвойных и лиственных пород, а также неоднородностью первичных радиоактивных выпадений. Эти показатели в целом выше в березовом насаждении (рис. 4.2.2.-4).

Заключая рассмотрение особенностей накопления ^{137}Cs и К в лесных фитоценозах Тульской области, можно констатировать, что исследуемые растительные формации отличаются по общим запасам ^{39}К и ^{137}Cs. По величине емкости БК ^{39}К и ^{137}Cs лесные фитоценозы располагаются в следующий ряд: березняк > сосняк, при этом различия между граничными значениями достигают как для калия, так и для ^{137}Cs – примерно 1,6 раз. В то же время, оценивая вклад структурных компонентов растений в емкость БК, следует еще раз подчеркнуть, что для стабильного изотопа калия он в большей степени определяется фитомассой рассматриваемых структур, а для ^{137}Cs - его удельной активностью в этих структурах. Так, по относительному накоплению ^{39}К в различных компонентах древостоя исследуемых растительных сообществ можно построить следующие ряды:

− сосна: прирост текущего года > хвоя прошлых лет формирования > кора внутренняя > ветви мелкие > корни > ветви крупные > древесина ≥ кора наружная;

− береза: листья > ветви мелкие > корни > кора внутренняя > кора наружная ≥ древесина.

Анализ данных рядов показывает, что они, несомненно, отражают особенности накопления фитомассы в различных структурных компонентах и, в связи с этим, особенности вовлечения К в биологический круговорот.

Для ^{137}Cs эти ряды существенным образом видоизменяются:

− сосна: кора наружная >>ветви мелкие>листья >кора внутренняя >корни >ветви крупные> древесина.

− береза: кора наружная >>кора внутренняя >прирост текущего года> корни >ветви мелкие> хвоя прошлых лет формирования > ветви крупные> древесина.

Анализ этих рядов показывает, что на первое место по вкладу в загрязнение древостоев выходят компоненты, экспонированные к первичным аэральным выпадениям (наружные слои коры), а древесина, характеризующаяся максимальными запасами фитомассы, перемещается на последнее место. Это обусловлено тем, что, как нами уже

подчеркивалось, на автоморфных почвах удаленных от источника выброса территорий основной вклад в загрязнение надземной части древесного яруса длительное время вносит кора наружная. Величина рассматриваемого показателя также сильно зависит от строения поверхности коры древесных пород (Щеглов, 1999; Щеглов, Цветнова, Кучма, 2004; Shcheglov, Tsvetnova , Klyashtorin, 2001).

Глава 5. Биологический круговорот ^{137}Cs и К в лесных фитоценозах южной тайги и лесостепи в отдаленный период после чернобыльских выпадений

Как уже отмечалось, в исследованиях, проведенных на территории РФ и Украины в основных типах лесных экосистем, подвергшихся значимому загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г.), было установлено, что в первые годы после выпадений в биологическом круговороте техногенных радионуклидов преобладают нисходящие потоки элементов, и соотношение потоков существенно отличается от таковых макроэлементов.

Дальнейшие работы в области БК привели ряд исследователей к мнению, что для техногенных радионуклидов (в частности ^{137}Cs) существует два основных этапа, различающихся по интенсивности их вовлечения в фитомассу древесных растений: интенсивного поступления (в начале 90-х гг.) и квазиравновесного распределения (с 2000-х гг.). При этом постулируется, что накопление ^{137}Cs надземной фитомассой древесных растений определяется, главным образом, его нахождением в почвенном растворе (Переволоцкий, Переволоцкая, 2012). Однако биологический круговорот техногенных радионуклидов в природных экосистемах имеет более сложный характер и в долговременной перспективе определяется не только формами их нахождения в почвенном растворе, а целым комплексом факторов. К таким факторам можно отнести: 1) биологические особенности древесных пород. В этой связи наибольшее значение имеет глубина «предпочтительного» потребления радионуклидов из почвы, что связано с различиями в локализации корневой системы и ее густотой, а также строение и сорбционная способность наружных слоев коры по отношению к аэральным выпадениям; 2) физико-химической формой первичных выпадений, при этом на территориях, где выпадения были представлены топливной компонентой, важным является интенсивность высвобождения радионуклидов из «горячих частиц»; 3) почвенно-экологическим особенностями территории загрязнения (Щеглов, 1999; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin, 2001;Щеглов, Цветнова, 2010; Переволоцкий и др., 2007; Щеглов, Цветнова, Касацкий, 2010, 2011; Thiryet. al. 2009).

Исследования, проводимые на территориях, где выпадения были представлены топливной и конденсационной компонентой, а природные фитоценозы сформированы на различных типах почв показали, что примерно через 20 лет после аварии различия в БК техногенных радионуклидов сохраняются. В основном это отмечалось в лесах элювиальных ландшафтов дальней зоны выпадений на почвах тяжелого

гранулометрического состава (черноземах, темно-серых лесных), где поступление ^{137}Cs в почву было в 4-6 раз больше, чем его ежегодное накопление в растительном ярусе (Цветнова, Щеглов, 2009, 2009а; Щеглов, Цветнова, Касацкий, 2010). Эти работы свидетельствуют, что известное достижение квазиравновесного состояния ^{137}Cs в почвенном блоке не сопровождается таковым в системе «почва- растение». То есть различия в показателях биологического круговорота техногенных радионуклидов и макроэлементов - их химических аналогов - со времени, прошедшем после радиоактивных выпадений 1986 г., на части территории радиоактивного загрязнения практически не сглаживаются.

В наших исследованиях, проведенных в отдаленный период после выпадений в лесах ближней и дальней зон, сформированных на различных типах почв, позволили уточнить и конкретизировать ряд положений по БК ^{137}Cs в хвойных и лиственных фитоценозах.

5.1. Показатели биологического круговорота ^{137}Cs и К в сосняках Брянской области

На основании полученных данных нами было оценено накопление ^{137}Cs и К в годичной продукции сосняков и березняков Брянской и Тульской областей, поступление этих элементов в составе опада и закрепление в истинном приросте.

Все расчеты проводились согласно методическим рекомендациям по изучению биологического круговорота (Родин, Ремезов, Базилевич, 1968; Базилевич, Титлянова, Смирнов, 1978 и др.) и подходов, разработанных для характеристики биогеохимических циклов техногенных радионуклидов в наземных экосистемах (Щеглов, 1999). Эти подходы подробно рассматривались нами в Главе 1.

5.1.1 Накопление ^{137}Cs и К в годичной продукции сосняков

Расчет запасов $^{39}К$ и ^{137}Cs в годичной продукции различных структур древостоя сосны на данной СПП показал, что отмечается как сходство, так и определенные различия в накоплении данных элементов, которое было выявлено и для структуры общей фитомассы (таблица 5.1.1.-1).

Таблица 5.1.1.-1.

Распределение запасов $^{39}К$ и ^{137}Cs в годичном приросте структурных компонентов сосны СПП Брянской области

Компонент фитомассы	Запас К, г/м^2	Запас ^{137}Cs, кБк/м^2
Древесина	0,058	1,213
Кора внутренняя	0,005	0,042

Кора наружная	0,001	0,034
Ветви мелкие	0,011	0,184
Ветви крупные	0,005	0,056
Прирост хвои	1,414	10,328
Корни	0,126	1,084
Суммарный запас в годичной продукции	1,620	12,941

Так, общие запасы ^{39}К в годичном приросте составляют 1,62 г/м^2, а суммарный запас ^{137}Cs - 12,941 кБк/м^2, при этом максимальный процент и ^{39}К, и ^{137}Cs приходится на прирост хвои текущего года формирования. Однако здесь запас К в относительных единицах (%) выше, чем таковой ^{137}Cs. Отмечаются также различия в распределении запасов ^{39}К и ^{137}Cs в таких структурах, как древесина и корни; здесь выше запас ^{137}Cs (рис. 21).

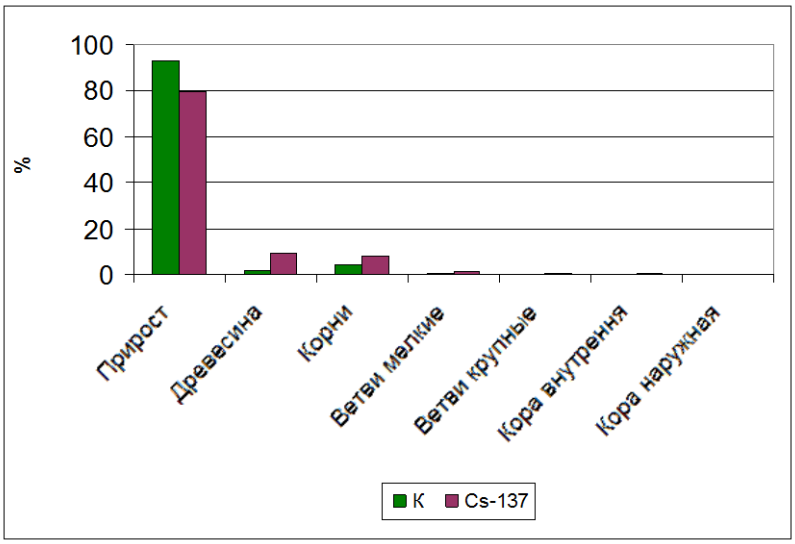


Рис. 21. Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в годичном приросте структурных компонентов сосны СПП Брянской области.

5.1.2. Поступление ^{137}Cs и К в почвы сосняков Брянской области в составе опада

Оценка поступления ^{39}К и ^{137}Cs в составе растительного опада сосняка и в составе его отдельных фракций показала, что суммарный запас ^{39}К в опаде составляет 0,431 г/м^2, ^{137}Cs - 4,081 кБк/м^2 (таблица 5.1.2.-1).

Таблица 5.1.2.-1

Поступление ^{39}К и ^{137}Cs в составе растительного опада сосняка Брянской области

Компонент опада	^{39}К		^{137}Cs	
	г/м^2	%	кБк/м^2	%

Хвоя	0,187	43,45	2,015	49,37
Ветви	0,028	6,37	0,385	9,43
Шишки	0,020	4,71	0,241	5,90
Кора	0,091	21,14	0,329	8,06
Прочие	0,045	10,42	0,595	14,57
Корни	0,060	13,91	0,518	12,68
Сумма	0,431	100,00	4,081	100,00

При этом в исследуемом сосняке поступление К и ^{137}Cs в опаде в относительных единицах (%) вполне соизмеримо. Основной процент приходится на ассимилирующие органы (43,45 и 49,37% соответственно), меньший на фракции «прочие», корни, ветви, а минимальный - на шишки (4,71-5,90%). Аналогичные результаты для отдаленного периода после чернобыльских выпадений были получены и другими авторами (Голубева, 2013). Вместе с тем, поступление К в почву в составе фракции «кора», заметно выше, чем ^{137}Cs (21,14 и 8,06% соответственно).

5.1.3. Накопление ^{137}Cs и К в истинном приросте сосняков Брянской области

Полученные нами данные по накоплению ^{39}К и ^{137}Cs в годичной продукции и поступление этих элементов в составе опада позволили рассчитать их годовое удерживание в фитомассе. Расчеты показали, что запас ^{39}К и ^{137}Csв истинном приросте превалирует над поступлением элементов в почву в составе растительного опада (таблица 5.1.3.-1).

Таблица 5.1.3.-1

Особенности биологического круговорота ^{39}К и ^{137}Cs в сосняках Брянской области в отдаленный период после чернобыльских выпадений

Показатель БК	^{39}К, г/м^2	^{137}Cs,' кБк/м^2
На формирование общей фитомассы	12,178	153,740
На формирование годичного прироста	1,62	12,941
Возвращается в почву с опадом (в год)	0,431	4,081
Удерживается в фитомассе (в год)	1,189	8,86

В настоящее время в сосняках поступление К в почву с опадом составляет 26,6%, а ^{137}Cs - 31,54%. Соответственно в фитомассе задерживается 73,4% калия и 68,46% ^{137}Cs (рис. 22). Это связано с тем, что, как уже отмечалось, интенсивность выщелачивания К и ^{137}Cs из фитомассы структур, формирующих опад, различна: она выше для калия.

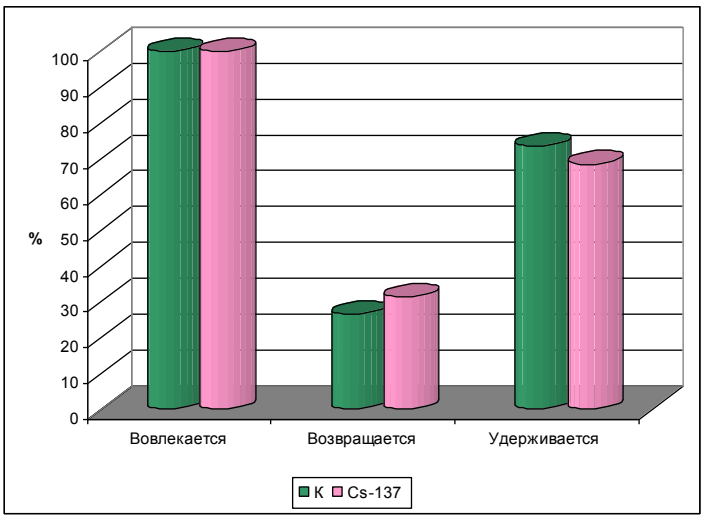


Рис. 22. Некоторые показатели биологического круговорота ^{137}Cs и ^{39}K в сосновом насаждении Брянской области.

5.2. Показатели БК ^{137}Cs и К в березняках Брянской области

5.2.1 Накопление ^{137}Cs и К в годичной продукции березняков

В соответствии с величиной фитомассы годичного прироста и показателями концентрации ^{39}К и удельной активности ^{137}Cs общие запасы ^{39}К в годичном приросте составляют 3,745 г/м^2, а ^{137}Cs - 24,014 кБк/м^2 (таблица 5.2.1.-1).

Таблица 5.2.1.-1.

Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в годичном приросте структурных компонентов березы СПП Брянской области

Компонент фитомассы	Запас К, г/м^2	Запас ^{137}Cs, кБк/м^2
Древесина	0,049	1,579
Кора внутренняя	0,090	1,773
Кора наружная	0,007	0,308
Ветви мелкие	0,080	0,704
Ветви крупные	0,024	0,398
Листья	3,313	17,369
Корни	0,182	1,883
Суммарный запас в годичной продукции	3,745	24,014

Запасы К и ^{137}Cs в годичном приросте всех структурных компонентов березы выше, чем таковые у сосны, что вполне закономерно, поскольку накопление К в лиственных породах происходит интенсивнее, чем в хвойных. При этом здесь так же, как и в сосняке

наблюдается как сходство, так и определенные различия в накоплении данных элементов (рис. 23).

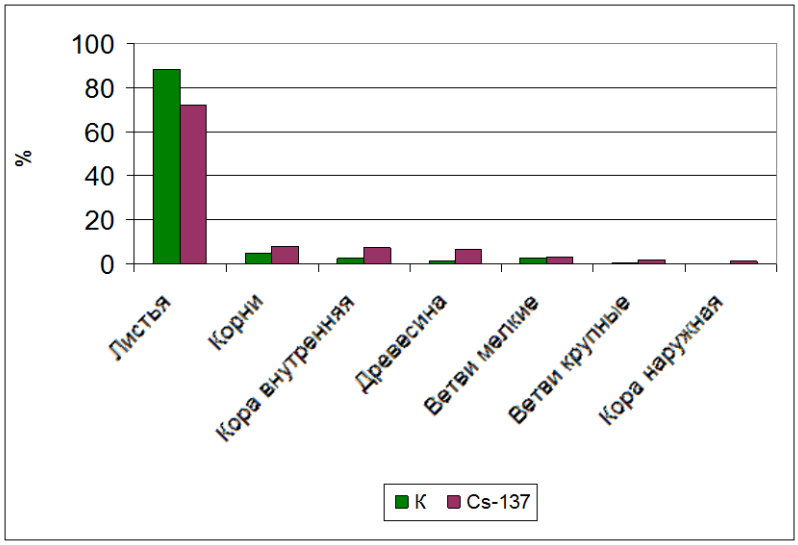


Рис. 23. Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в годичном приросте структурных компонентов березы СПП Брянской области.

Максимальный процент ^{39}К и ^{137}Cs приходится на ассимилирующие органы (листья), затем следуют корни и внутренние слои коры. Аналогичные закономерности прослеживались для накопления К в структурах сосны, однако для ^{137}Cs отмечалось более высокое годичное накопление элемента в древесине сосны по сравнению с корнями.

5.2.2. Поступление ^{137}Cs и К в почвы березняков Брянской области в составе опада

Оценка поступления ^{39}К и ^{137}Cs в составе растительного опада в исследуемом березняке показала, что суммарный запас ^{39}К в опаде составляет 1,159 г/м^2, ^{137}Cs - 8,579 кБк/м^2 (табл. 5.2.2-1). При этом следует отметить, что поступление ^{39}К в составе опада здесь примерно в 2,7, а ^{137}Cs - в 2,1 раза выше, чем в сосняках. Это связано с тем, что масса опада и концентрация в нем калия, а также удельная активность ^{137}Cs выше в опаде березняка.

Таблица 5.2.2.-1

Поступление ^{39}К и ^{137}Cs в составе растительного опада березняка Брянской области

Компонент опада	^{39}К		^{137}Cs	
	г/м^2	%	кБк/м^2	%
Листья	0,959	82,72	6,660	77,64
Ветви	0,056	4,82	0,506	5,90
Прочие	0,044	3,78	0,376	4,38
Корни	0,101	8,68	1,036	12,08
Сумма	1,159	100,00	8,579	100,00

При этом в исследуемом березняке поступление К и ^{137}Cs в опаде в относительных единицах (%) вполне соизмеримо. Основной процент приходится на листья (82,72 и 77,64% соответственно), и значительно меньше на ветви, корни и фракцию «прочие». Аналогичные результаты для отдаленного периода после чернобыльских выпадений были получены и другими авторами (Голубева, 2013).

5.2.3. Накопление ^{137}Cs и К в истинном приросте березняков Брянской области

Расчет запасов ^{39}К и ^{137}Csв истинном приросте березняка показал, что, как это отмечалось и в сосняке, он выше, чем поступление данных элементов в составе растительного опада (таблица 5.2.3.-1).

Таблица 5.2.3.-1

Особенности биологического круговорота ^{39}К и ^{137}Cs в березняках Брянской области в отдаленный период после чернобыльских выпадений

Показатель БК	^{39}К, г/м^2	^{137}Cs, кБк/м^2
На формирование общей фитомассы	19,950	286,93
На формирование годичного прироста	3,745	24,014
Возвращается в почву с опадом (в год)	1,159	8,579
Удерживается в фитомассе (в год)	2,586	15,435

В настоящее время в березнякахБрянской области поступление К в почву с опадом составляет 30,95%, а поступление ^{137}Cs – 35,72%, соответственно в фитомассе в годичном цикле задерживается 69,05% калия и 64,28% ^{137}Cs (рис. 23).

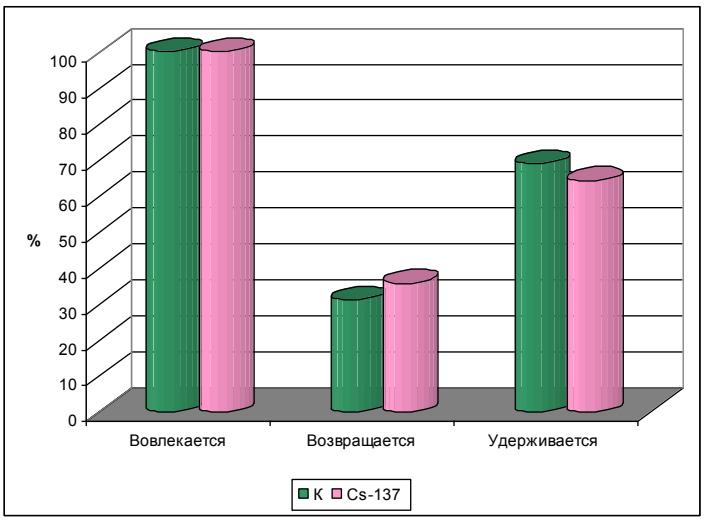


Рис. 23. Некоторые показатели биологического круговорота ^{137}Cs и ^{39}К в березовом насаждении Брянской области.

То есть как в сосняках, так и в березняках обнаруживается большое сходство в показателях БК калия и ^{137}Cs, в частности в величинах поступления элементов в почву в составе растительного опада (рис. 24), а соответственно удержания в годичном приросте.

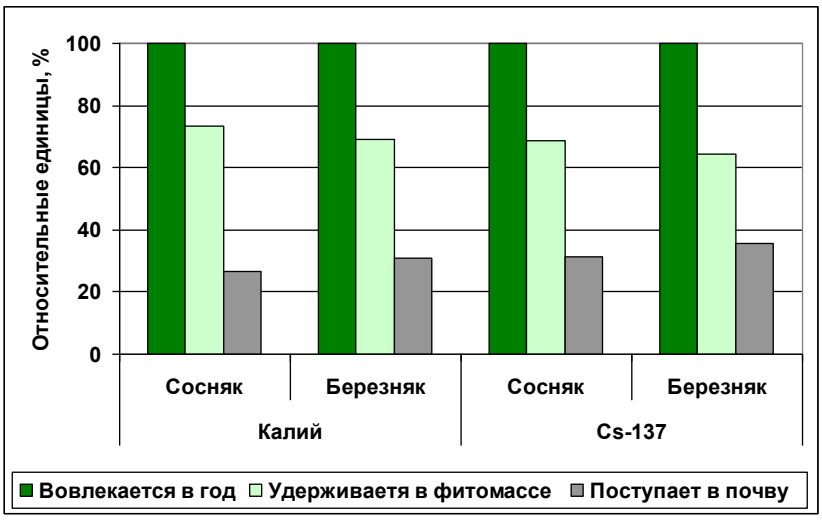


Рис.24. Показатели годичного потребления и возврата ^{137}Cs и ^{39}K в сосновом и березовом насаждениях Брянской области.

Таким образом, в настоящее время как в сосняках, так и в березняках обнаруживается большое сходство в показателях БК калия и ^{137}Cs, в частности в величинах поступления и удерживания элементов в годичном приросте. Так, в сосняках поступление К в почву с опадом составляет 26,6%, а ^{137}Cs - 31,54%, соответственно в фитомассе задерживается 73,4% калия и 68,46% ^{137}Cs. В березнякахБрянской области поступление Ки ^{137}Cs в почву с опадом несколько больше и достигает 30,95% и 35,72% соответственно, в фитомассе в годичном цикле задерживается 69,05% калия и 64,28% ^{137}Cs. Это, возможно, связано с различиями в интенсивности выщелачивания К и ^{137}Cs из фитомассы структур различных древесных пород, формирующих опад.Вместе с тем высокий процент удерживания К в годичном приросте древесных пород и соответственно несколько отличное от известного в научной литературе поступления элемента с опадом, возможно, обусловлено методикой учета и отбора образцов опада (один раз в год).

При этом поток К и особенно ^{137}Cs, поступающий на поверхность почвы с растительным опадом в исследуемых фитоценозах, достаточно высок и колеблется: для К – от 1,189 (сосняк) до 2,586 (березняк) г/м^2 , а ^{137}Cs - от 8,86 кБк/м^2 в сосняке до 15,435 кБк/м^2 в березняке. Основной вклад в поступление растительных остатков в почву составляет опад ассимилирующих органов, наиболее высок он в березняке (77,6%).При этом активность опада, как правило, определяется активностью наружных слоев коры и морфологически плохо дифференцируемой и трудноразделимой фракции < 2 мм (т.н. «прочие»).

В целом, показатели круговорота К и ^{137}Cs в сосняках и березняках Брянского Полесья в настоящее время во многом совпадают и в годовом цикле характеризуются

превышением количества элементов, задерживающихся в фитомассе, над их возвратом в почву.

5.3 Показатели БК ^{137}Cs и К в сосняках Тульской области

Нами уже подчеркивалось, что через 20 лет после чернобыльской аварии в лесах элювиальных ландшафтов дальней зоны выпадений на почвах тяжелого гранулометрического состава (черноземах, темно-серых лесных) поступление ^{137}Cs в почву в 4-6 раз больше, чем его ежегодное накопление в растительном ярусе (Цветнова, Щеглов, 2009, 2009), при этом различия в показателях биологического круговорота техногенных радионуклидов и их химических аналогов за отмеченный период не сглаживаются. Настоящие исследования, проведенные на участках дальней зоны выпадений в лесных экосистемах северной лесостепи на темно-серых лесных почвах, свидетельствуют, что за прошедший период данные различия в показателях БК на этих территориях все еще не сгладились.

5.3.1 Накопление ^{137}Cs и К в годичной продукции сосняков

Оценка запасов ^{39}К и ^{137}Cs в годичной продукции различных структур древостоя сосны на СПП Тульской области показала, что, в отличие от сосняка Брянской области, в годичном приросте отмечаются резкие различия в накоплении данных элементов (таблица 5.1.1.-1).

Таблица 5.3.1.-1.

Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в годичном приросте структурных компонентов сосны СПП Тульской области

Компонент фитомассы	Запас К, г/м^2	Запас ^{137}Cs, Бк/м^2
Древесина	0,136	0,291
Кора наружная	0,004	1,313
Кора внутренняя	0,014	0,054
Ветви мелкие	0,020	0,061
Ветви крупные	0,004	0,023
Прирост хвои	2,105	6,278
Корни	0,101	0,737
Суммарный запас в годичной продукции	2,384	8,757

Так, общие запасы ^{39}К в годичном приросте составляют 2,384 г/м^2, а ^{137}Cs - 8,757 Бк/м^2, при этом максимальный процент ^{39}К и ^{137}Cs приходится на прирост хвои текущего года формирования, причем, как это отмечалось и для соснового насаждения Брянской области, запас К в относительных единицах (%) выше, чем запас ^{137}Cs. Однако, в отличие от К, по накоплению в годичном приросте на 2 место выходят наружные слои коры (почти 15%), в то время как на 2-ом месте по накоплению К стоит древесина, в наружной же коре аккумулируется всего 0,15% от запаса К в годичном приросте (рис. 25).

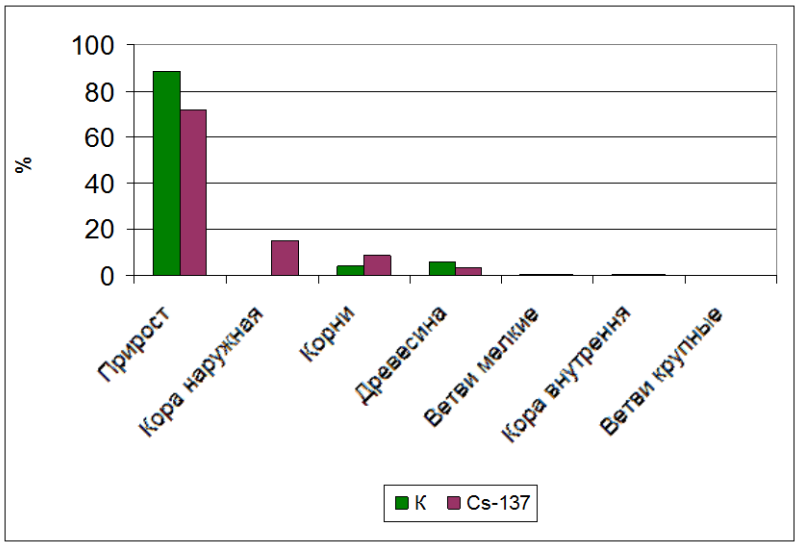


Рис. 25. Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в годичном приросте структурных компонентов сосны СПП Тульской области.

5.3.2. Поступление ^{137}Cs и К в почвы сосняков Тульской области в составе опада

Расчет поступления ^{39}К и ^{137}Cs в составе растительного опада показал, что суммарный запас ^{39}К в опаде составляет 0,605 г/м^2 , ^{137}Cs - 35,647 Бк/м^2(табл. 5.3.2.-1).

Таблица 5.3.2.-1

Поступление ^{39}К и ^{137}Cs в составе растительного опада сосняка Тульской области

Компонент опада	^{39}К		^{137}Cs	
	г/м^2	%	Бк/м^2	%
Хвоя	0,362	59,75	-	-
Ветви	0,029	4,73	-	-
Шишки	0,046	7,60	-	-
Кора	0,043	7,17	-	-
Прочие	0,089	14,77	-	-
Корни	0,036	5,97	-	-
Сумма	0,605	100,00	35,647	100,00

Для К полученная величина в 1,4 раза выше, а для ^{137}Cs почти на 2 порядка ниже, чем аналогичные показатели в сосняке Брянской области. При этом в исследуемом сосняке основное поступление К в опаде приходится на ассимилирующие органы (59,75%), меньшее на «прочие» (14,77%), примерно одинаковое - на шишки и кору (7,17-7,7 %) и минимальное - на ветви и корни (4,73-5,97%). Аналогичные результаты были получены и другими авторами (Голубева, 2013).

Вместе с тем, достаточно низкая удельная активность отдельных фракций опада (на пределе обнаружения ^{137}Cs) и их малая масса не позволили нам получить полные данные по удельной активности всех исследуемых компонентов опада сосняка Тульской области и рассчитать поступление элемента в составе этих фракций. Однако близость показателей удельной активности наружных слоев коры (табл.4.2.1-2) и опада позволяют заключить, что именно этот компонент, активность которого на порядок превышает таковую других органов сосны, в основном, определяет загрязнение всего опада.

5.3.3. Накопление ^{137}Cs и К в истинном приросте сосняков Тульской области

Данные по накоплению ^{39}К и ^{137}Cs в годичной продукции и поступление их в составе опада позволили оценить годовое удерживание этих элементов в фитомассе. Расчеты показали, что запас ^{39}К в истинном приросте, как это отмечалось и в сосновом насаждении Брянской области, превалирует над его поступлением в почву в составе растительного опада (таблица 5.3.3.-1).

Таблица 5.3.3.-1

Особенности биологического круговорота ^{39}К и ^{137}Cs в сосняках Тульской области в отдаленный период после чернобыльских выпадений

Показатель БК	^{39}К		^{137}Cs	
	г/м^2	%	Бк/м^2	%
На формирование общей фитомассы	18,11	-	207,73	-
На формирование годичного прироста	2,384	100,00	8,757	100,00
Возвращается в почву с опадом (в год)	0,605	25,38	35,647	«407,07»
Удерживается в фитомассе (в год)	1,779	74,62	-	-

В настоящее время в сосняках поступление К в почву с опадом составляет 25,386%, в годичном приросте фитомассы удерживается 74,62%, то есть примерно столько же, как в сосняках Брянской области. В то же время ^{137}Cs поступает в почву в 4,1 раз больше, чем извлекается из нее на формирование годичного прироста. В связи с этим рассчитать

традиционным способом удерживание элемента в фитомассе (как разницу между годовым поступлением и возвратом в почву) не представляется возможным. Можно лишь предположить, что этот показатель должен соответствовать таковому К для данного растительного сообщества (то есть 70-80%).

Таким образом, наши исследования показали, что в отдаленный период после чернобыльских выпадений (более 25 лет) биологический круговорот ^{137}Csв сосняках на темно-серых лесных почвах дальней зоны выпадений (Тульская область РФ) отличается от БК изотопов калия и по-прежнему характеризуется значительным доминированием нисходящих потоков элемента.

5.4 Показатели БК ^{137}Cs и К в березняках Тульской области

5.4.1 Накопление ^{137}Cs и К в годичной продукции березняков

В соответствии с величиной фитомассы годичного прироста и показателями концентрации ^{39}К и удельной активности ^{137}Cs общие запасы ^{39}К в годичном приросте составляют 11,902 г/м^2, а ^{137}Cs - 32,705 Бк/м^2 (таблица 5.4.1.-1). Эти показатели выше, чем в сосновом сообществе Тульской области, соответственно в 3,2 (К) и 1,4 раза (^{137}Cs).

Таблица 5.4.1.-1.

Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в годичном приросте структурных компонентов березы СПП Тульской области

Компонент фитомассы	Запас К, г/м^2	Запас ^{137}Cs, кБк/м^2
Древесина	0,191	0,057
Кора внутренняя	0,17	1,508
Кора наружная	0,022	12,156
Ветви мелкие	0,073	0,295
Ветви крупные	0,296	1,802
Листья	10,915	15,281
Корни	0,235	1,596
Суммарный запас в годичной продукции	11,902	32,705

При этом так же, как и в сосняке Тульской области, наблюдаются выраженные различия в накоплении данных элементов в структурах березы (рис. 26).

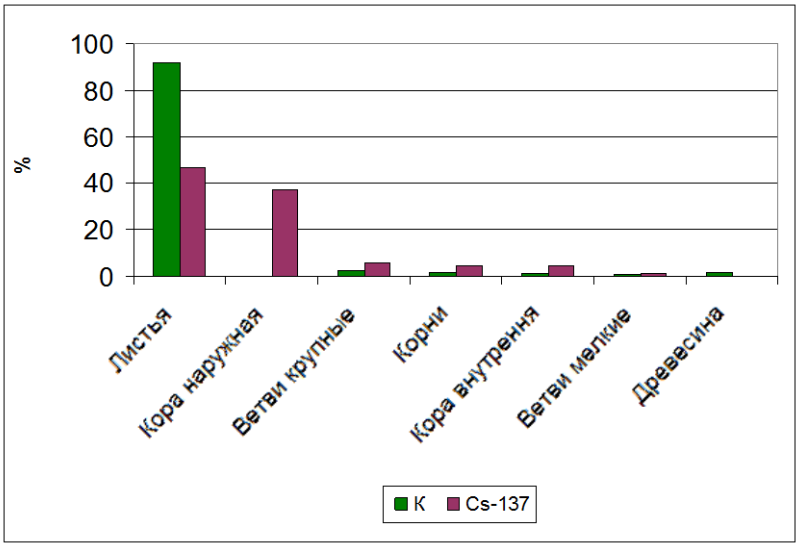


Рис. 26. Распределение запасов ^{39}К и ^{137}Cs в годичном приросте структурных компонентов березы СПП Тульской области.

Так, максимальный процент ^{39}К и ^{137}Cs приходится на ассимилирующие органы (листья), причем, как это отмечалось и для сосны, запас К в относительных единицах (%) выше, чем запас ^{137}Cs. Накопление К в годичном приросте других органов колеблется от 0,08 (кора наружная) до 2,49% (ветви крупные), в то время как для ^{137}Cs на 2 место по накоплению элемента в годичном приросте выходят наружные слои коры (37,2%). В этой структуре накопление ^{137}Cs значительно выше, чем в сосне.

Таким образом, различия в накоплении ^{39}К и ^{137}Cs в годичном приросте березы более выражены, чем таковые в сосне.

5.4.2. Поступление ^{137}Cs и К в почвы березняков Тульской области в составе опада

Расчет поступления ^{39}К и ^{137}Cs в составе растительного опада показал, что суммарный запас ^{39}К в опаде составляет 3,965 г/м^2 , ^{137}Cs - 161,668 Бк/м^2(табл. 5.4.2.-1). Для К полученная величина в 3,4 раза выше, а для ^{137}Csпочти на 2 порядка ниже, чем аналогичные показатели в березняке Брянской области. В исследуемом березняке, так же, как и в сосняке Тульской области, основное поступление К в опаде приходится на ассимилирующие органы (листья– 90,59%) и примерно в равном соотношении (3%) на ветви, корни и фракцию «прочие». Аналогичные результаты были получены и другими авторами (Голубева, 2013).

Таблица 5.4.2.-1

Поступление ^{39}К и ^{137}Cs в составе растительного опада березняка Тульской области

Компонент опада	^{39}К		^{137}Cs	
	г/м^2	%	Бк/м^2	%

Листья	3,592	90,59	-	-
Ветви	0,122	3,09	-	-
Прочие	0,126	3,18	-	-
Корни	0,125	3,14	-	-
Сумма	3,965	100,00	161,668	100,0

Низкая удельная активность отдельных фракций опада (на пределе обнаружения ^{137}Cs) в березняке, как и сосняке не позволила нам рассчитать его поступление в составе этих фракций. Однако близость показателей удельной активности наружных слоев коры (табл.4.2.2-2) и опада позволяют заключить, что именно этот компонент в основном определяет загрязнение всего опада. Следует также подчеркнуть, что поток К в составе опада в березняке в 2,7 раза, а ^{137}Cs - в 1,8 раза выше, чем в сосняке.

5.4.3. Накопление ^{137}Cs и К в истинном приросте березняков Тульской области

Расчеты показали, что запас ^{39}К в истинном приросте, как это отмечалось и в сосновом насаждении Тульской области, превалирует над его поступлением в почву в составе растительного опада (таблица 5.4.3.-1).

Таблица 5.4.3.-1

Особенности биологического круговорота ^{39}К и ^{137}Cs в березняках Тульской области в отдаленный период после чернобыльских выпадений

Показатель БК	^{39}К		^{137}Cs	
	г/м^2	%	Бк/м^2	%
На формирование общей фитомассы	29,68	-	341,42	-
На формирование годичного прироста	11,902	100,00	32,705	100,00
Возвращается в почву с опадом (в год)	3,965	33,31	161,668	«494,32»
Удерживается в фитомассе (в год)	7,937	66,69	-	-

В настоящее время в березняках поступление К в почву с опадом достигает 33,31%, в годичном приросте фитомассы удерживается 66,69%, то есть примерно столько же, как в березняках Брянской области. Аналогичная ситуация отмечалась и в показателях БК калия в сосновом насаждении Тульской области.

Так же, как и в сосняке, поступление ^{137}Cs в почву в 4,9 раз больше, чем извлекается из нее на формирование годичного прироста. В связи с этим рассчитать традиционным способом (как разницу между годовым поступлением и возвратом в почву) удерживание

элемента в фитомассе не представляется возможным. Можно лишь предположить, что этот показатель должен соответствовать таковому К в рассматриваемом растительном сообществе (то есть 60-70%). Вместе с тем высокий процент удерживания К в годичном приросте древесных пород данного региона так же, как и в лесах Брянского Полесья, и соответственно несколько отличное от известного в научной литературе поступления элемента с опадом, возможно, обусловлено методикой учета и отбора образцов опада (один раз в год).

Таким образом, как в сосновом, так и в березовом насаждениях северной лесостепи, сформированных на темно-серых лесных почвах дальней зоны выпадений (Тульская область РФ), в отдаленный период после чернобыльских выпадений (более 25 лет) биологический круговорот ^{137}Cs отличается от БК калия и по-прежнему характеризуется значительным доминированием нисходящих потоков элемента (рис. 27).

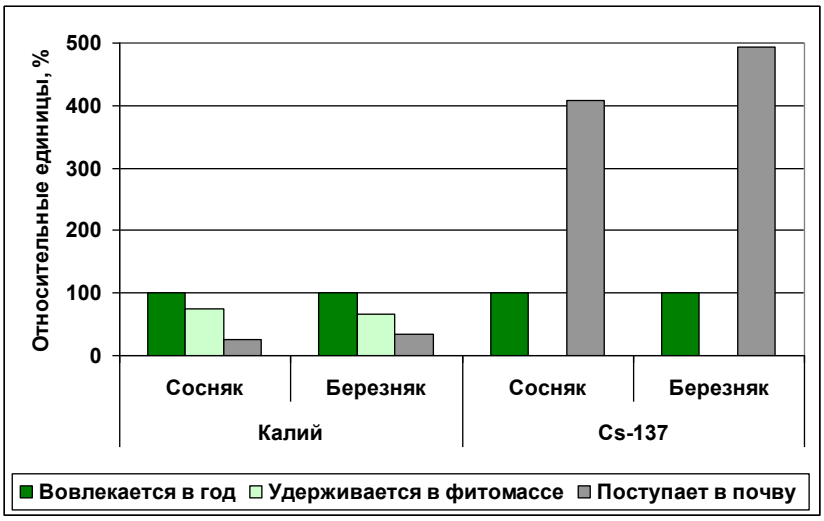


Рис.27. Показатели годичного потребления и возврата ^{137}Cs и ^{39}К в сосновом и березовом насаждениях Брянской области.

При этом возврат ^{137}Cs с опадом и интенсивность его вовлечения в БК выше в березняке по сравнению с сосняком.

Высокие уровни поступления ^{137}Cs с нисходящим потоком (опадом), в основном, определяют уровни загрязнения наружных слоев коры. Это подтверждают наши исследования и работы, проведенные в различные периоды поле чернобыльских выпадений (Щеглов, 1999; Цветнова, Щеглов, 2009, 2009а; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin, 2001). Более подробно данный вопрос будет рассмотрен в Главе 6, где будет дан анализ пространственно-временных изменений показателей БК в лесах ближней и дальней зон радиоактивного загрязнения.

Глава 6.Динамика показателей биологического круговорота ^{137}Cs в лесах ближней и дальней зон выпадений.

Для характеристики динамики показателей биологического круговорота ^{137}Cs в лесных экосистемах ближней и дальней зон в различные периоды после чернобыльских выпадений нами использовались материалы исследований А.И.Щеглова, проведенные на СПП в Брянской и Тульской областях РФ в период 1986-2002 гг. (Щеглов, 1997), а также результаты собственных исследований на этих площадках в период 2011-2013 гг.

6.1. Динамика распределения загрязнения ^{137}Cs по компонентам древесного яруса ближней и дальней зон чернобыльских выпадений

Как уже отмечалось, по данным различных авторов в начальный период после аварии на ЧАЭС в лесных экосистемах вся активность была сосредоточена в органах, экспонированных к аэральным выпадениям (Парфенов и др., 1995; Щеглов, 1999, Ипатьев и др., 1999; Shcheglov , Tsvetnova,Kliashtorin; 2001 и др.). В этот период основная доля выпавших радионуклидов, в частности ^{137}Cs, у различных пород была сосредоточена в ассимилирующих органах и мелких ветвях (рис. 28).

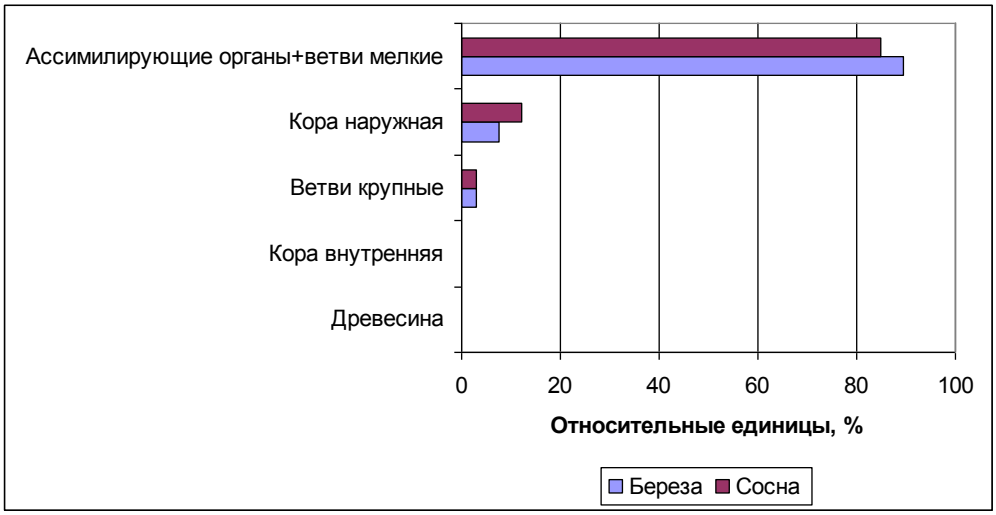


Рис. 28. Вклад различных компонентов сосны и березы в загрязнение древостоя ближней зоны выпадений ЧАЭС на август 1986 года (по данным Щеглова, 1997).

При этом в начальный период (1986 г.) в лесах как ближней, так и дальней зон чернобыльских выпадений наружные слои коры различных пород также характеризовались высокими уровнями загрязнения. В последующем в результате самоочищения наблюдалось снижение удельной активности ^{137}Cs в коре. Максимальная интенсивность данного процесса отмечалась в ближней зоне (30-км зона ЧАЭС), а

минимальная – в дальней зоне выпадений (Тульская обл. РФ) (Щеглов, 1999; Цветнова, Щеглов, 2009, 2009а; Shcheglov , Tsvetnova, Kliashtorin, 2001).

В настоящий период удельная активность наружных слоев коры древостоя в ближней зоне в 2-3 раза ниже, чем внутренних слоев (луб) и ассимилирующих органов. В дальней зоне выпадений, напротив, отмечается противоположная тенденция, при этом различия между удельной активностью различных фракций древесного яруса и корой наружной достигают 10-100 кратных величин (Глава 4). То есть загрязнение наружных слоев коры почти на порядок выше, чем других структур (в частности, коры внутренней и ассимилирующих органов), а древесины - на 2 порядка. Последнее свидетельствует о более высокой сорбционной способности наружных слоев коры по отношению к аэрозольным радиоактивных выпадений по сравнению с другими их формами. Вследствие этого в лесах ближней зоны выпадений вклад наружных слоев коры в суммарное загрязнение древесного яруса и в нисходящий поток ^{137}Cs по сравнению с другими компонентами (хвоя, ветви, древесина и т.п.) по прошествии более 25 лет после аварии на ЧАЭС существенно снизился (рис. 29).

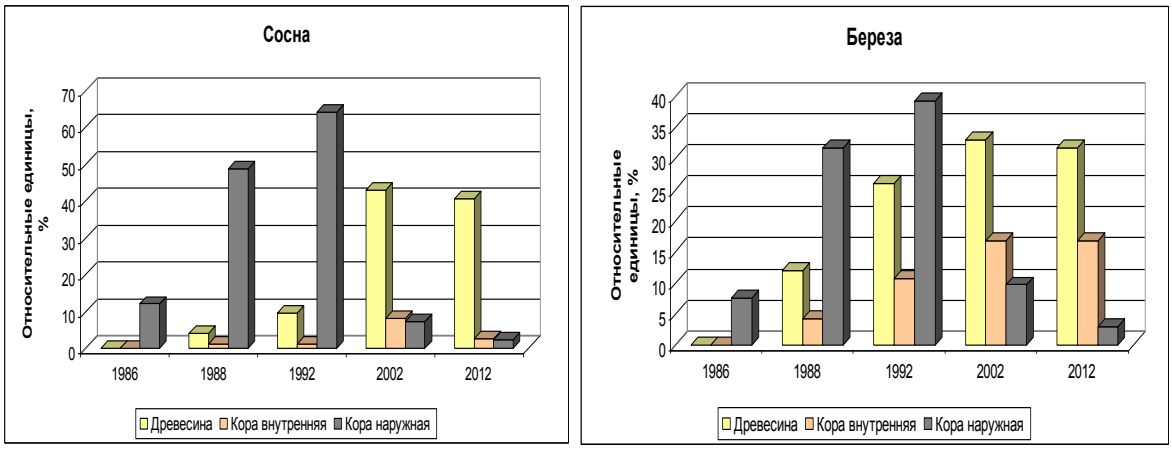


Рис. 29. Динамика вклада различных компонентов сосны и березы в загрязнение древостоя ближней зоны выпадений (Брянская область РФ).

На основании выявленной динамики вклада различных компонентов в суммарное загрязнения древесного яруса ^{137}Cs в лесах ближней зоны выпадений можно заключить, что к началу 2000 гг. процессы самоочищения древостоя от внешнего загрязнения завершились практически полностью. Уровни накопления радионуклида определяются только корневым поступлением, о чем свидетельствует рост относительного вклада древесины и внутренних слоев коры в этот показатель, в то время как вклад наружных слоев коры падает до единиц %. В последующий период (2002-2012 гг.) распределение^{137}Cs по компонентам различных пород меняется несущественно. В этой связи наши данные согласуются с результатами исследований ряда авторов, в которых

утверждается, что с 2000-х гг. отмечается «квазиравновесное распределение радионуклидов по структурам сосны (Переволоцкий, Переволоцкая, 2012).

Прямо противоположная ситуация складывается в лесах дальней зоны выпадений. Здесь нельзя выделить какие-либо периоды, которые характеризовались бы доминированием вклада отдельных компонентов в суммарное загрязнение древостоя. На протяжении всего периода наблюдений (1986-2012 гг.) отмечается постоянный рост вклада наружных слоев коры в общее загрязнение различных пород. Более того, можно констатировать, что с 1992 года этот вклад значительно возрос и стал доминирующим (рис. 30).

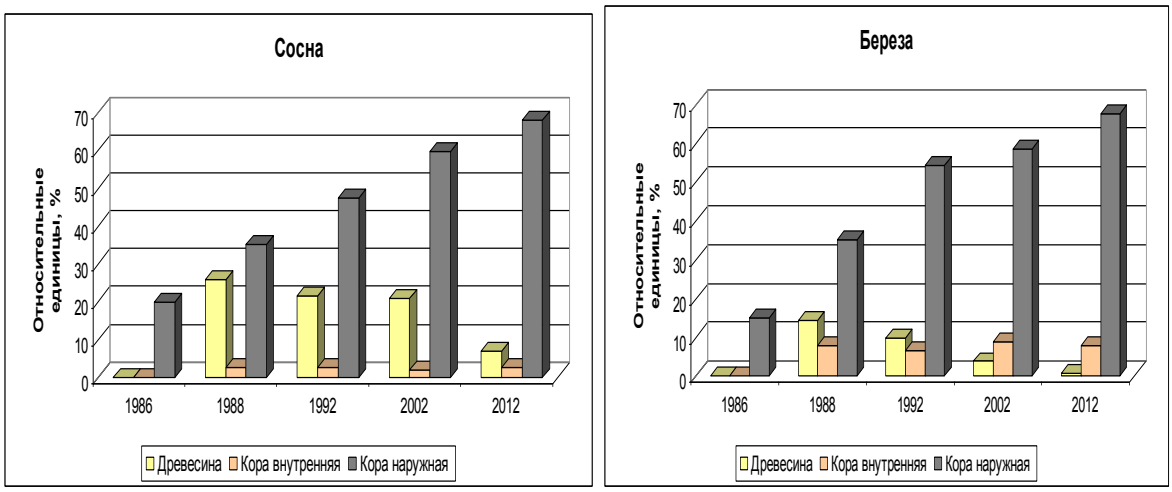


Рис. 30. Динамика вклада различных компонентов сосны и березы в загрязнение древостоя дальней зоны выпадений (Тульская область РФ).

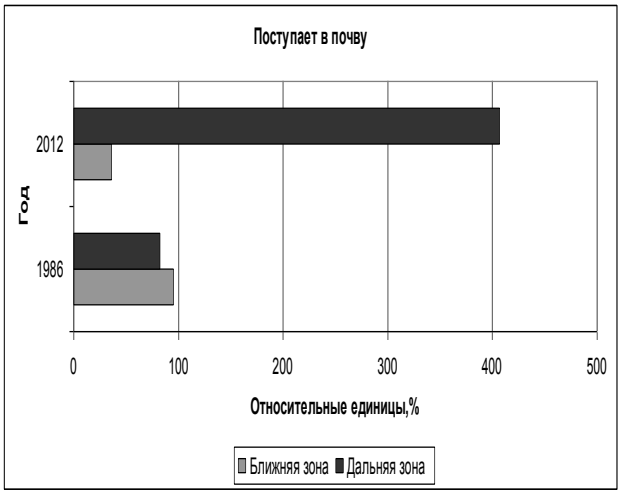
Данное положение является объяснением тому, что в лесных экосистемах северной лесостепи дальней зоны выпадений, сформированных на темно-серых лесных почвах (Тульская область РФ), в отдаленный период после чернобыльских выпадений (более 25 лет) отмечаются высокие уровни поступления ^{137}Cs с нисходящими потоками (опадом), которые, в основном, определяются степенью загрязнения наружных слоев коры. Вследствие этого биологический круговорот^{137}Csв этих экосистемах, как отмечалось в Главе 5, отличается от БК изотопов калия и по-прежнему характеризуется значительным доминированием нисходящих потоков элемента.

6.2. Динамика показателей биологического круговорота 137Cs в сосновых лесах ближней и дальней зон выпадений.

Как уже подчеркивалось, на основании работ, проведенных в начальный период после чернобыльских выпадений, рядом специалистов было высказано мнение, что в динамике, когда состояние радионуклидов достигает динамического квазиравновесия в системах

«техногенные радионуклиды - стабильные изотопы – химические аналоги» и «почва-растение», показатели биологического круговорота техногенных радионуклидов приблизятся к таковым их химических аналогов(Основи лісової радиоекології , 1999; Переволоцкий, 2006; Санжарова, Фесенко, Алексахин, 1994 и др.). Однако, по мнению других авторов, периоды приближения БК техногенных радионуклидов к круговороту неизотопных химических аналогов находятся в обратной зависимости от величины коэффициентов их перехода в компоненты биоты (Щеглов, 1999; Щеглов, Цветнова, 2010; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin, 2001). Последние же, как известно, во многом определяются физико-химической формой выпадений, почвенно-экологическими условиями местообитаний, биоценотическим статусом древостоев и рядом факторов, о которых упоминалось выше.

На основании имеющихся данных мы попытались проанализировать динамику БК ^{137}Cs в отдаленный период после аварии на ЧАЭС и показать различия в БК этого радионуклида и его химического аналога К в лесах ближней и дальней зон выпадений на примере сосняков (рис. 31).



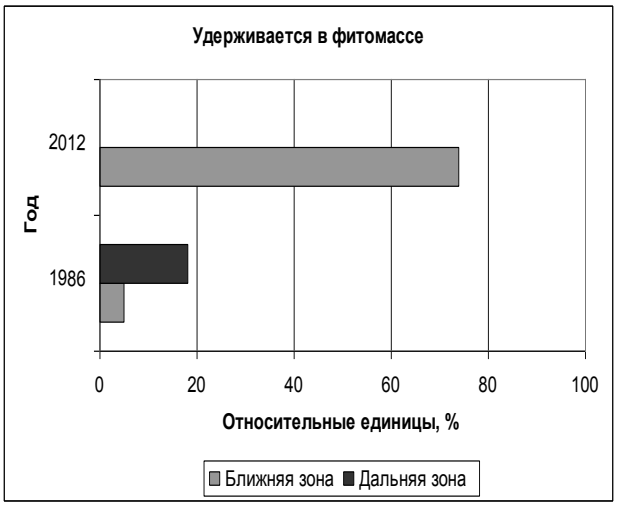


Рис. 31. Динамика круговорота ^{137}Cs в сосняках ближней и дальней зон выпадений

Так, в начальный период после выпадений в сосняках всей территории загрязнения основной статьей круговорота ^{137}Cs являлось поступление элемента с опадом, которое составляло 82 (дальняя зона) – 95% (ближняя зона). Соответственно в фитомассе удерживалось 18-5% (Щеглов, 1999; Щеглов, Цветнова, 2010; Shcheglov, Tsvetnova, Kliashtorin, 2001).

В настоящее время, согласно прогнозным оценкам, о которых упоминалось выше, круговорот ^{137}Cs в отдаленный период после чернобыльских выпадений должен был бы соответствовать таковому калия (рис. 32).

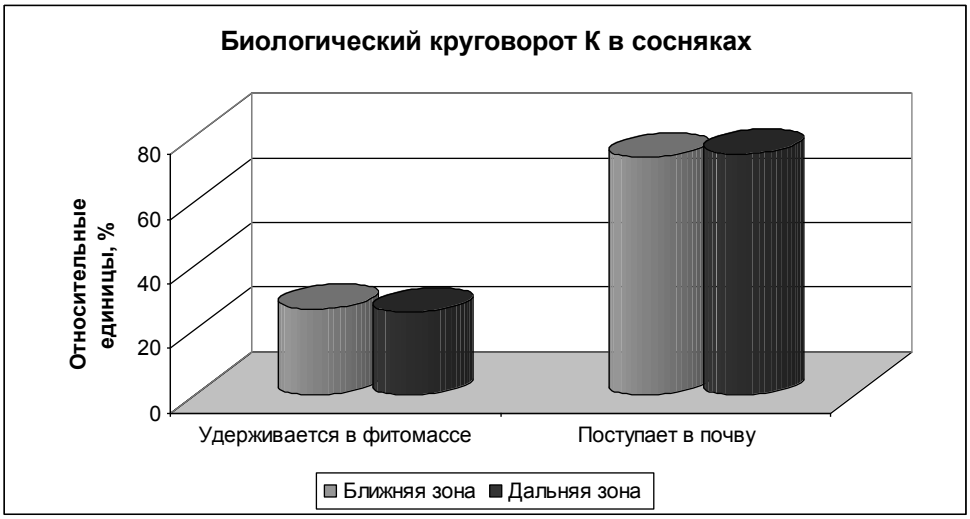


Рис. 32. Показатели биологического круговорота К в сосняках ближней (Брянская обл.) и дальней (Тульская обл.) зон выпадений.

То есть в пределах исследуемой нами территории загрязнения поступление ^{137}Cs в почву сосняков в настоящее время должно было бы достигать 65-75%, а удерживание в годичном приросте фитомассы – 25-35%, как это характерно для калия в фитоценозах данных регионов. Вместе с тем анализ динамики показателей БК ^{137}Cs и К показал, что в настоящее время сглаживание различий в круговороте этих элементов отмечается только в лесах ближней зоны выпадений (рис. 6.2.-1). В лесах дальней зоны выпадений на почвах тяжелого гранулометрического состава биологический круговорот^{137}Cs значительно отличается от БК калия и по-прежнему характеризуется доминированием нисходящих потоков элемента. При этом относительное поступление ^{137}Csc опадом к настоящему времени по сравнению с начальным периодом усилилось более чем в 4 раза.

В целом можно заключить, что биологический круговорот$^{137}Csв$ лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения в пределах РФ характеризуется: а) длительным доминированием нисходящих потоков радионуклида в составе опада; б) различными периодами квазиравновесного распределения радионуклида в экосистеме и соответственно приближения к круговороту его неизотопного химического аналога

(калия). На участках ближней зоны выпадений начало данного периода приурочено к 2000 г.г, на участках дальней зоны выпадений оно отодвинуто на более длительный срок, в настоящее время БК^{137}Cs здесь значительно отличается от БК калия и по-прежнему характеризуется доминированием нисходящих потоков элемента в почву.

Выводы

1. В настоящее время в лесных экосистемах Брянского Полесья плотность радиоактивного загрязнения почв по ^{137}Cs неоднородна и достигает 3700кБк/м^2 в соснякахи 2600Бк/м^2 в березняках.В лесах лесостепной зоны этот показатель более однороден и составляет около 300 Бк/м$^{2\cdot}$. Запасы подвижного К в 0-20 см толще почвБрянского Полесьяколеблются от 3,75 г/м^2 в сосняке до 4,72 г/м^2– в березняке, а в почвах Тульской области соответственно от 24,7г/м^2 в сосняке до , 28,57 г/м^2 – в березняке.
2. Удельная активность^{137}Cs в структурных компонентах древесного яруса В фитоценозов Брянского Полесья изменяется в пределах одного порядка(4-38кБк/кг) и максимальна в ассимилирующих органах, а минимальна - в древесине. В лесных фитоценозах лесостепной зоны активность^{137}Cs в структурных компонентах древестоя значительно ниже и составляет 3-45 Бк/кг. При этом наибольшие показатели отмечаются в коре наружной, наименьшие - в древесине. Распределение К в структурных компонентах Брянского Полесья и лесостепной зоны сходно и варьирует в пределах0,1 -13 г/кг.При этом распределение ^{137}Cs и К сходно только в структурах древостоя Брянского Полесья, что свидетельствует о достижении квазиравновестного состояния данных элементов в системе «почва – растение» в рассматнриваемых условяих.
3. **.** По общим запасам фитомассы растительные сообщества в Брянской области различаются незначимо: они составляют : соответственно в сосняке они оцениваются как 22,52 кг/м^2 в сосняке и 22,33 кг/м^2 – в березняке.. Основное отличиев исследуемых фитоценозах наблюдается в показателях БК -годичном приросте и возврате органического вещества в почву. В березнякегодичный прирост в 1,5 раз, а возврат в 1,2 раза выше, чем в соснякне. ВТульской областиобщие запамсы фитомасыы и исследуемые показатели БК различаются более значимо. Общие запасы фитомассы колеблются от 23,8 кг/м^{2}в сосняке до 26,3 кг/м^2- в березняке. При этом годичный прирост органического вещества в березняке в 2 раза, в возврат – в 2,3 раза выше, чем в сосняке.
4. В растительном покрове лесных фитоценозов Брянской области концентрация стабильного К в структурных компонентах сосны варьирует в пределах 0,01 - 0,52%, березы – 0,02 -0,66%, а удельная активность ^{137}Cs соответственно у сосны - 4, 2 - 38 кБк/кг, березы - 6,4 - 43,0 кБк/кг. В Тульской области структуры древостоя заметно отличаются по содержанию Ки , особенно, удельной активности ^{137}Cs;

здесь концентрация стабильного К в компонентах сосны изменяется в пределах 0,04 -0,49%, березы – 0,05 -1,44%, а удельная активность ^{137}Csварьирует в пределах двух порядков, у сосны от 0,86 до 141,19 Бк/кг, березы - от 0,15 до 284,82 Бк/кг

5. В настоящее время вфитоценозах Брянского Полесья основные запасы ^{137}Cs в общей фитомассе сосредоточены в древесине (сосна) или корнях (береза), минимальные – в наружных слоях коры (сосна) или листьях (береза). Распределение запасов К практически аналогично таковому для ^{137}Cs . В лесных фитоценозах лесостепи, напротив, наблюдаются отклонения от выявленных закономерностей: на первое место по вкладу в загрязнение древостоев выходят компоненты, экспонированные к первичным аэральным выпадениям (наружные слои коры), а древесина, характеризующаяся максимальными запасами фитомассы, перемещается на последнее место.
6. Исследуемые показатели биологического круговорота К и ^{137}Cs в сосняке и березняке Брянского Полесья (ближняя зона выпадений) в настоящее время во многом совпадают и в годовом цикле характеризуются превышением количества элементов, задерживающихся в фитомассе, над их возвратом в почву. В сосновом и в березовом насаждениях Тульской области, сформированных на темно-серых лесных почвах, (дальняя зона выпадений,) биологический круговорот^{137}Cs отличается от БК калия и по-прежнему характеризуется значительным доминированием нисходящих потоков элемента.
7. В настоящее время в лесах ближней зоны выпадений поведение ^{137}Cs в системе «почва- растение» близко к таковому его химического аналога – калия. В лесах дальней зоны выпадений на почвах тяжелого гранулометрического состава поведение ^{137}Cs в системе «почва- растение» значительно отличается от такового калия. При этом относительное поступление ^{137}Csс растительным опадом в почву по сравнению с начальным периодом после чернобыльских выпадений усиливается (более чем в 4 раза). В этих условиях период достижения квазиравновестного состояния К и ^{137}Cs в системе «почва – растение» характеризуется значительно большей продолжительностью.

Литература

1. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 132 с.
2. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.
3. Алексахин Р.М., Тихомиров Ф.А. Биогеохимические аспекты миграции естественных и искусственных радионуклидов //Биогеохимические циклы в биосфере. М.: Наука, 1976. С. 285- 291.
4. Алехин В.В. Растительность СССР в основных зонах. Издание 2-е. М.: Советская наука, 1951. 512 с.
5. Алюшин А.И. Растения Тульского края: очерки растительного покрова. Тула: Приокское книжное изд-во, 1982. 142 с.
6. Анализ продукционной системы древостоев /ред. С.Э Вомперский, А.И Уткин. М., 1988. 239с.
7. Антыков А.Я. Почвы Брянской области. Брянск, 1958
8. Арастович Т.В. Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов // Весці нац. Акад. Навук Беларусі. Сер. Аграр. Навук. 2004. № 2. С. 62-69.
9. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.:МГУ, 1970. 467с.
10. Атласзагрязнения Европы цезием после чернобыльской аварии.ЕК/ ИГКЭ, Росгидромет /Минчернобыль (Украина) /Белгидромет, 1998.
11. Баргальи Р. Биогеохимия наземных растений.М: ГЕОС, 2005. 457 с
12. Барыбин Л.Н., Мацко В.П., Гапоненко В.И. и др. Аккумуляция растениями ^{137}Cs на загрязненной радионуклидами почве в зависимости от типа корневой системы // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды. Сыктывкар, 2001. С. 121-122
13. Барыбин Л.Н., Орехова М.Г. Коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr растениями и воздействие радиации на растительный организм //Тезисы докладов IV съезда по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность). М., 2001. Т.2. С.604
14. Базилевич Н.И., Титлянова А.А. Биологический круговорот на пяти континентах: азот и зольные элементы в природных наземных экосистемах. Новосибирск: Изд-во СО РАН., 2008. 381 с.
15. Базилевич Н.И., Титлянова А.А., Смирнов В.В.и др. Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль 1978. 183 с.

16. Биогеохимические циклы в биосфере. Материалы YII пленума СКОПЕ. М.: Наука, 1976. 356 с.
17. Богатырев Л.Г. О классификации лесных подстилок // Почвоведение. №3. 1990. С.118-127.
18. Богатырев Л.Г., Васильевская В.Д., Владыченский А.С. и др. Типы почв, их география и использование // Почвоведение / ред. В.А. Ковда, Б.Г. Розанов. Ч. 2. М.: Высш. шк., 1988. 368 с.
19. Бондарь Ю.И., Странд П., Браун Ж., Жукова О.С., Кашпаров В.А., Соколик Г.А. Загрязнение территории и особенности поведения радионуклидов в ближней зоне чернобыльских выпадений // Тезисы докладов 6 съезда по радиационным исследованиям « Радиоэкология, радиобиология, радиационная безопасность». М., 2010. Т.2. С. 6
20. Боровиков В.П. STATISTICA. Статистический анализ и обработка данных в среде Windows / В.П. Боровиков, И.П. Боровиков. М.: Информационно-издательский дом «Филинъ», 1998. 608 с.
21. Булохов А.Д., Борзенко Е.В., Панасенко Н.Н. и др. Аккумуляция ^{137}Cs в лесных биогеоценозах юго-западных районов Брянской области // Вестник Брянского университета, 2011. № 4. С. 107-115
22. Васильев А.В., Иванов В.И. Особенности миграции радионуклидов в природной среде в зависимости от типов почв (Почва, корма и продукция животноводства) // Миграция тяжелых металлов и радионуклидов в звене: почва – растительность (корм, рацион) – животное - продукт животноводства – человек. Великий Новгород, 2001. С. 43-47.
23. Ватковский О.С., Головенко С.В., Гришина Л.А., Лазукова Г.Г. и др. Скрытоподзолистые геохимически автономные песчаные почвы Валдая и биологическая продуктивность произрастающих на них сосняков //Геохимические и почвенные аспекты в изучении ландшафтов. М.: МГУ, 1975. С.146-170 .
24. Вертикально- фракционное распределение фитомассы в лесах (ред. А.И. Уткин). М., 1986. 251с.
25. Владыченский А. С., Щеглов К. А., Манахов Д. В. Содержание и распределение гумуса в профиле темно-серых лесных почв под различными насаждениями // Вестник Московского университета. Серия 17, почвоведение. 2007. № 1. С. 22-28.
26. Воробьев Г.Т., Гучанов Д.Е., Маркина З.Н. и др. Радиоактивное загрязнение почв Брянской области. Брянск: «Грани», 1994. 149 с.
27. Воробьев Г.Т. Радиоактивное загрязнение почвенного покрова Брянской области // Научные почвоведческие чтения. Брянск, 2012. С. 19-33

28. Ворфоломеева К.В. Особенности формирования радиоактивного загрязнения лесной экосистемы после аварии на ЧАЭС // Радиационная гигиена, 2008. № 3. С. 49-54
29. Габеев В.Н. Биологическая продуктивность лесов Приобья. Новосибирск, 1976.
30. Гарибов Г.И., Исаченко Е.Н., Лазаренко Е.М. и др. Растительность Европейской части СССР. Л.: Наука, 1980. 429 с.
31. Голубева П.М. Поступление ^{137}Cs и ^{90}Sr в почву с растительным опадом в фитоценозах зоны радиоактивного загрязнения // Тезисы докладов XX международной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов - 2013». Москва: Макс Пресс, 2013. С. 118-119.
32. Гончар М.Т Лесные фитоценозы: повышение продуктивности и охрана. Львов, 1983. 165с.
33. ГОСТ 26207-91. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Кирсанова в модификации ЦИНАО.
34. ГОСТ 30504-97. Корма, комбикорма, комбикормовое сырье. Пламенно-фотометрический метод определения содержания калия.
35. Градусов Б.П. Карта почвообразующих и подстилающих пород мира, ее генетико-географический анализ и закономерности почвообразования // Почвоведение, 2000; №2, - с. 180-195.
36. Гришина Л.А. Биологический круговорот и его роль в почвообразовании: курс лекций. М.: Изд-во МГУ, 1974. 126 с.
37. Гришина Л.А., Васильевская В.Д., Самойлова Е.М. Типы биологического круговорота в некоторых природных зонах СССР //Почвы и продуктивность растительных сообществ. М.: МГУ, 1976. Вып. 6. С.5-18
38. Гроздов Б.В. Типы леса. Брянск, 1959 55 с.
39. Гроздов Б.В. Леса Брянской области //Леса СССР. М., 1966. Т.3. С. 63-73
40. Грук П.В. Фитомасса сосновых культур в мшистых и вересковых типах леса//Лесоведение и лесное хозяйство. 1979. Вып.14.С.143-160.
41. Губанов И.А., Киселева К.В., Новиков В.С., Тихомиров В.Н. Определитель сосудистых растений. М.:Аргус, 1995.
42. Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении / Е.А. Дмитриев. М.: Изд-во МГУ, 1972. 292 с.
43. Добровольский Г.В. География почв. М.: Наука, 1984. 356 с.
44. Дылис Н.В., Носова Л.М., Фитомасса лесных биогеоценозов Подмосковья. М., 1977.142 с.

45. Евдокимова Т.И. О биогенной аккумуляции некоторых зольных элементов в лесных почвах Бештаугорского лесопарка // Ученые записки Московского университета, 1946. Вып.97. С.59-98.
46. Евдокимова Т.И. О роли корневых систем дуба в накоплении азотаи зольных элементов питания в серых лесных почвах // Вестник Московского университета, 1954. № 2. Сер.физ.-мат. и естеств. наук. Вып.I. С.73--81.
47. Евдокимова Т.И. О влиянии дуба на химические свойства серыхлесных почв // Почвоведение, 1955. № 6. С.53-60.
48. Евдокимова Т.И. Краткая история кафедры общего почвоведения (1932-2003) /ред. А.С. Владыченский. М.: НИА Природа, 2004. 104 с.
49. Завалишин А.А. К вопросу о генезисе почв западных Тульских засек // Ученые записки Ленингр. гос. ун-та. Серия биол. науки. №140. Вып. 27. 1951. С. 158-198.
50. Иванов Ю.А., Кашпаров В.А., Орешич Л.А., Бондарь П.Ф., Нечепоренко О.В., Агапкина Г.И. Физико-химические формы выпадений выброса ЧАЭС и их трансформация в почвах //Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев, 1991. Ч.2. С. 234-237
51. Иванов Ю.А., Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Лощилов Н.А., Пристер Б.С. Физико-химические формы выпадений выброса ЧАЭС и долговременная динамика поведения радионуклидов выброса в компонентах агроэкосистем // Доклады lV международной научно- практической конференции "Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС”. Чернобыль, 1996 .Т.1. С.256-269
52. Иванов Ю.А., Кашпаров В.А., Орешич Л.А. и др. Физико-химические формы выпадений выброса ЧАЭС и их трансформация в почвах //Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев, 1991. Ч.2. С. 234-237
53. Игнатов М.С., Афонина О.М. Список мхов территории бывшего СССР //Бриологический журнал «Arctoa», 1992. Т. 1-2.
54. Игнатов П.А., Лыхин А.Г., Олонов Б.А., Павлович Г.Д. Радиоэкологические районы Тульской области // Изв. Вузов. Геоэкология и разведка. 1994. № 6. С. 95-101.
55. Израэль Ю.А., Петров В.А., Авдонин С.И. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в районе аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. 1987. № 2. С. 5 -18
56. Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М. и др. Лес. Человек. Чернобыль. (Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации). Гомель, 1999. 454 с.

57. Калинин М.И. Формирование корневой системы деревьев, 1983
58. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 176 с.
59. Клечковский В.М. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растениях и накоплении в урожае. М.: АНССР, 1956. 175 с.
60. Кляшторин А.Л., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Вертикальная миграция ^{137}Cs в биогеоценозах хвойных лесов // Почвоведение, 1999. № 12. С. 1509-1514
61. Ковалевский А. Л. Биогеохимия растений, Новосибирск: Наука, Сиб. отд., 1991. 294 с.
62. Ковалевский А. Л. Естественные радиоактивные элементы в растениях Сибири. Улан-Удэ: Бурятское книжное изд-во, 1966. 96 с.
63. Козловский Ф.И. Современные естественные и антропогенные процессы эволюции почв. М.: Наука, 1991. 196 с.
64. Куликов Н.В., Пискунов Л.И. О роли растений в вертикальной миграции стронция-90 и цезия -137 в почве //Агрохимия, 1970. № 7. С. 115-121.
65. Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловск: УрО АН СССР, 1990. 174 с.
66. Круглов С.В., Лаврентьева Г.В., Анисимов В.С., Алексахин Р.М. Сорбция почвами и миграция радиоактивных и стабильных нуклидов химических элементов: методология и экспериментальные подходы // Радиационная биология. Радиоэкология, 2009. Т. 49. № 23. С. 277-281
67. Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Цветнова О.Б. Основные закономерности пространственного распределения радионуклидов и тяжелых металлов в почвах лесных биогеоценозов // Вестник Московского университета. Серия 17, почвоведение. 2001. № 4. С. 18-23
68. Липатов Д.Н., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Содержание и распределение ^{37}Cs в почвах лесных и агроэкосистем Тульской области //Радиационная биология. Радиоэкология, 2007. Т.47. № 5. С. 616-624
69. Лукина Н.А., Дричко В.Ф. Площадь поверхности корней и накопление радионуклидов растениями // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды. Сыктывкар, 2001. С. 150-151
70. Мамихин С.В. Роль корневых систем в накоплении и перераспределении ^{137}Cs в лесных экосистемах // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды. Сыктывкар, 2001. С. 153.
71. Мамихин С.В., Манахов Д.В., Щеглов А.И. Распределение ^{137}Cs, ^{90}Sr и их химических аналогов в компонентах надземной части сосны обыкновенной в квазиравновесном состоянии //Радиационная биология. Радиоэкология, 2014. Том 54. № 1. С. 72-76.

72. Мартинович Б.С., Голушко Р.М., Сак М.М. и др. Распределение ^{137}Cs по структурным частям древесных растений на различных этапах их онтогенеза // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды. Сыктывкар, 2006. С. 17-20
73. Митрофанов М.В. Поведение радионуклидов в лесных почвах // Актуальные проблемы экологии и природопользования. Сборник научных трудов Росс. Ун-та дружбы народов, 2005. Вып. 5. Ч. 2. С. 67-71.
74. Молчанов А.А. Продуктивность органической массы в лесах различных зон.М., 1971. 215с.
75. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург: УрО РАН, 2001. 164 с.
76. Мякушко В.К. Сосновые леса равнинной части УССР. Киев, 1978, 251с.
77. Ногина Н.А. Подзолистые почвы северо-запада Европейской части СССР. М.: Колос, 1979. 256 с.
78. Определитель растений Белоруссии. Минск, 1967
79. Орлов А.А., Краснов В.В.П., Косинский В.П. Особенности биогеохимия ^{137}Cs в олиготрофных болотных экосистемах //Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий. СПБ, 2005. С. В30-В31.
80. Орлов Д.С. Химия почв. М.:МГУ, 1985
81. Основи лісової радиоекології . Київ, 1999. 252 с.
82. Оценка и экологический контроль состояния окружающей природной среды региона (на примере Тульской области) / Под редакцией Г.В. Добровольского, С.А. Шобы. М.: Изд-во Московского университета, 2001. 256 с.
83. Парфенов В.И., Якушев Б.И., Мартинович Б.С. и др. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС). Мн.: «Наука и техника», 1995. 582 с.
84. Пац Е.Н. Распределение корневых систем подроста кедра сибирского на верхней границе леса (на примере Семинского хребта) // Вестник Томского госуниверситета, 2010. № 2(10). С. 97-111
85. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель, 2006. 255 с.
86. Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В. Оценка вовлечения$^{137}Csв$ биологический круговорот сосновыми биогеоценозами //Радиационная биология. Радиоэкология, 2012. Т.52. С. 401- .

87. Переволоцкий А.Н., Булавик И. М., Переволоцкая. Т.В. и др. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве и накопления древесиной и корой сосны (Pinus sylvestris L.) в различных условиях местопроизрастания // Радиационная биология. Радиоэкология, 2007. Т. 47. № 4. С. 463-470.
88. Попов В.В. Леса Тульской области //Леса СССР. М., 1966. Т.3. С. 5-32
89. Попова Е.П. Влияние корней древесных растений- эдификаторов на миграцию ^{137}Cs в почвенном профиле на примере сосняка и березняка в Красногорском районе Брянской области // Тезисы докладов XX международной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов -2013». Москва: Макс Пресс, 2013. С. 140-141.
90. Прокопович Н.П. Миграция Cs-137 в лесных биогеоценозах Полесского района // Теоретические и прикладные аспекты экологии и биологии, 2001. С. 21-28
91. Прудников П.В., Карпеченко С.В., Новиков А.А., Поликарпов Н.Г. Агрохимическое и агроэкологическое состояние почв Брянской области. Брянск: Изд-во ГУП «Клинцовская городская типография», 2007. 608 с.
92. Растительность Европейской части СССР. Л., 1980. 425 с.
93. Ратников А.И. Почвы верховьев Оки и Дона. Тула: Тульское книжное изд-во, 1963. 160 с.
94. Ремезов Н.П. Биологический круговорот и почвообразовательный процесс //Труды Воронежского гос. заповедника, 1954. Вып. 5. С.98-112.
95. Ремезов Н.П. Роль биологического круговорота элементов в почвообразовании под пологом леса. Почвоведение, 1956. № 7. С.68-79.
96. Ремезов Н.П. Некоторые результаты изучения почвообразования под лесом на песчаных материнских породах // Научные доклады Высшей школы, биологические науки, 1958. № 2. С.157-162.
97. Ремезов Н.П. О методике изучения биологического круговорота элементов в лесу // Почвоведение,1959. № I. С.71-78.
98. Ремезов Н.П. Биологический круговорот элементов, его роль в почвообразовании и пути его изучения //Доклады советских почвоведов к УП Международному конгрессу почвоведов в США. М., 1960. С.110-115.
99. Ремезов Н.П. Разложение лесной подстилки и круговорот элементов в дубовом лесу. Почвоведение, 1961, № 7, с.3-12.
100. Ремезов Н.П., Быкова Л.Н. Потребление и круговорот элементов питания в дубовом лесу //Вестник Московского университета, 1952. № 6.Сер.физико-математических и естественных наук. Вып.4. С.71-90.

101. Ремезов Н.П., Быкова Л.Н. Потребление и круговорот азота и зольных элементов в осинниках // Почвоведение, 1953. № 8. С.28-41.

102. Ремезов Н.П., Быкова Л.Н.,Смирнова К.М. Потребление и круговорот азота и зольных элементов в лесах европейской части СССР. М.:МГУ, 1959. 284 с.

103. Родин Л.Е., Базилевич Н.И. Динамика органического вещества и биологический круговорот в основных типах растительности земного шара. М.; Л.: «Наука», ленинградское отделение. 1965. 263 с.

104. Родин Л.Е., Ремезов Н.П., Базилевич Н.И. Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах. Л.: Наука, 1968. 142 с.

105. Розов С.Ю., Кляшторин А.Л., Попова Л.Н., Щеглов А.И. Оценка миграционной способности радионуклидов цезия в песчаных почвах ЧАЭС по данным модельных экспериментов // Доклады 2 Доклады 2 Всесоюзного научно-техническогосовещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС . Т .2 (ч.1)."Миграция радионуклидов в природных средах", Чернобыль, 1990. С. 100-115

106. Романов В.С., Петров Е.Г., Русаленко А.И., Надземная фитомасса сосняков БССР по типам леса // Лесоведение и лесное хозяйство. Минск, 1976. Вып.11.С.3-15.

107. Романцова Н.А., Парамонова Т.А., Матвеев Я.В., Семенихин А.Н. Современные особенности накопления ^{137}Cs в различных фитоценозах Плавского радиоактивного пятна Тульской области // Актуальные проблемы экологии и природопользования, 2012. Вып.14. С. 202-213

108. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС (на период 1997-2000 гг.). М.: ВНИИЦлесресурс, 1997. 111 с.

109. Руководство по ведению лесного хозяйства на территории Российской Федерации, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, на период 1992-1995 гг. М.,1992. 65 с.

110. Руководство по радиационному обследованию лесного фонда (на период 1996-2000 г.г.). М., 1995. 34 с.

111. Сак М.М. Аккумуляция радионуклидов корневыми системами сосны в разных типах леса //Тезисы докладов радиобиологического съезда, Пущино, 1993.Т.3 .С.880

112. Сак М.М. Баланс радиоцезия в компонентах сосновых фитоценозов // Тезисы докладов 3 съезда по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность).Пущино, 1997. Т.2 С.366-367

113. Самойлова Е.М. Почвообразующие породы. М.: Изд-во МГУ, 1983. 173 с.

114. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Алексахин Р.М. Динамика биологической доступности ^{137}Cs в системе почва – растение после аварии на Чернобыльской АЭС //Доклады Академии наук. 1994. Т. 338. № 4. С. 564-566
115. Смоляк Л.П., Русаленко А.И., Петров Е.Г. Таблицы запасов надземной фитомассы сосняков БССР // Лесное хозяйство. 1977. N 2. С. 68-71
116. Соколов Э.М., Дмитраков А.В., Симанкин А.Ф., Решетов В.В. Геоэкология хозяйственного комплекса Тулы и области. Тула: Тул ГУ, 2000. 110 с.
117. Состояние почвенно-земельных ресурсов в зонах влияния промышленных предприятий Тульской области / Под общей редакцией Добровольского Г.В. и Шоба С.А. М.: Изд-во МГУ, 2002. 173 с.
118. Тимофеев-Ресовский Н.В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Ботанический журнал. 1957. Т. 42. № 2. С. 161- 194.
119. Тимофеев–Ресовский Н.В. О радиоактивных загрязнениях биосферы и о мерах борьбы с этим загрязнением //Труды ин-та биологии Уральского филиала АН СССР. Свердловск, 1962. Вып. 22. С. 7-16.
120. Титаева Н.А. Ядерная геохимия. М.: Изд-во МГУ, 2000. 336 с.
121. Титлянова А.А. Биологический круговорот азота и зольных элементов в биогеоценозах// Новосибирск: Наука, 1977. 224 с.
122. Титлянова А.А. Биологический круговорот азота и зольных элементов в биогеоценозах// Новосибирск: Наука, 1977. 224 с.
123. Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Федоров Е.А. Миграция радионуклидов в лесах и действие ионизирующих излучений на лесные насаждения // Peaceful uses of atomic energy. Vienna: IAEA, 1972. V.11. P. 675-684.
124. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37. Вып. 4. С. 664-672.
125. Тырников А.П. Распределение корневых систем деревьев на северном пределе лесов //Вестник Московского университета. Сер. биология. 1951. № 10. с. 95-102
126. Тюлин В.В., Селезнева М.А. Особенности биологического круговорота под лесной растительностью и полевыми культурами на дерново-подзолистых почвахвосточной части Русской равнины //Почвоведение, 1977. № 5. С. 5-12
127. Тюрюканова Э.Б., Беляева Л.И., Левкина Н.И., Емельянов В.В. Ландшафтно-геохимические аспекты поведения Sr-90 в лесных и пойменных биогеоценозах полесья. М.: ГК по использованию атомной энергии СССР, 1973. 40 с.

128. Фокин А.Д., Торшин С.П. Роль корневых систем в формировании транспортных потоков радионуклидов //Сборник материалов международной конференции «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы». М., 2008. С. 86-91

129. Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И. Оптимизация отбора и измерения проб при радиоэкологическом мониторинге. Киев, 2001. С.160 с.

130. Цветнова О.Б., Липатов Д.Н., Щеглов А.И. Особенности динамики структуры полей загрязнения ^{137}Csна дальнем следе чернобыльских выпадений // Вестник Московского университета. Сер.17, почвоведение, 2007. № 1. С. 28-35

131. Цветнова О.Б., Щеглов А.И. Особенности биологического круговорота ^{137}Cs и изотопов калия в лесных и агрофитоценозах лесостепи в отдаленный период после чернобыльских выпадений // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург, 2009. Вып. 12. С. 299-231.

132. Цветнова О.Б., Щеглов А.И. Роль растительного покрова в регулировании потоков техногенных радионуклидов на различных этапах после радиоактивных выпадений // Радиационная биология. Радиоэкология, 2009. № 2. С. 158-165

133. Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Кучма Н.Д. Многолетняя динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Srв структурные компоненты древостоя //Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины / Научные Труды Полесской ЛНИС. Житомир: Волынь, 2004. Вып. 4(10). С.62-76

134. Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Орлов А.А. Особенности миграции и аккумуляции ^{137}Cs в черноземных почвах лесных экосистем зоны загрязнения ЧАЭС // Научные труды ин-та ядерных исследований. Киев, 2005. № 2 (15). С. 123-130

135. Шагалова Э.Д., Хох Н.Я. Использование ^{137}Cs в качестве «метки» эрозионных процессов // Закономерности проявления эрозии и русловых процессов в различных природных условиях. М.: Наука. 1997. С. 85-90

136. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах центральных районов Восточно-Европейской равнины. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. Москва, 1997. 444 с.

137. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10 – летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.

138. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ // Радиационная биология. Радиоэкология, 1996. Т.36. Вып.4. С. 437- 446.

139. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: достижения и задачи // «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». СПб.: Гидрометеоиздат, 2000. Т.2. С. 178-186
140. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Пространственное распределение радионуклидов и тяжелых металлов в лесных почвах Брянского полесья // Актуальные проблемы лесного комплекса. Сборник научных трудов БГИТА. Вып. 9. Брянск, 2004. С. 138-141
141. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Особенности динамики биологического круговорота техногенных радионуклидов и макроэлементов в лесных экосистемах // Материалы Y Всероссийского общества почвоведов. Ростов-на-Дону, 2008. с. 66.
142. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Особенности биологического круговорота элементов аэральных выпадений //География продуктивности и биогеохимического круговорота наземных ландшафтов. Материалы конференции к 100-летию Н.И. Базилевич. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2010. Ч.2. С. 658-662
143. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Биогеохимия ^{137}Csи ^{90}Sr в лесных экосистемах //Сборник «XXXYlll радиоэкологические чтения В.М. Клечковского». Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемии, 2010. С. 26-48
144. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Богатырев Л.Г. Роль лесных подстилок различного генезиса в миграции техногенных радионуклидов // Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение. № 4. 2004. С. 14-22
145. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Касацкий А.А. Биологический круговорот^{137}Csи калия в лесных экосистемах Брянского Полесья // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Ханты-Мансийск, 2010. Вып. 14. С. 343-353.
146. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Касацкий А.А. Некоторые показатели биологического круговорота ^{137}Cs и ^{39}K в лесных экосистемах Брянского полесья в отдаленный период после чернобыльских выпадений //Вестник Московского университета. Сер. 17 почвоведение, 2011. № 3. С. 43-48
147. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кучма Н.Д.Многолетняя динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурные компоненты древостоя // Проблемы экологии лесов и лесопользования в полесье Украины. Вып. 4 (10). Житомир:Волынь, 2004. С. 62-76.
148. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. Миграция долгоживущих радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных почвах Европейской части СНГ // Вестник Московского университета. Сер. 17. почвоведение. № 3. 1992. С. 27-35

149. Щеглов К.А., Липатов Д.Н., Владыченский А.С. Кислотно-основные свойства темно-серой лесной почвы под разными лесными насаждениями и в агроценозе // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 2008. № 2, с. 37-46.

150. Щеглов К.А., Цветнова О.Б. Влияние лесных насаждений на свойства темно-серых лесных почв //Черноземы России: экологическое состояние и современные почвенные процессы. Воронеж, 2006. С. 328 -338

151. Шиперович В.Я. Почвенная фауна в различных типах леса // Зоологический журнал. 1937.Т.26. № 2. С.301-310.

152. Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника (ред. Н.В. Смольский). Минск, 1976. 301с.

153. Юркевич И.Д., Ярошевич Э.П. Биологическая продуктивность типов и ассоциаций сосновых лесов (по исследованиям в БССР) // Наука и техника. Минск, 1974.

154. Ядерная энциклопедия. М.: Благотворительный фонд Ярошинской, 1996. 616 с.

155. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments / editors M.Belli and F. Tikhomirov. ECSC-EC-EAEC, Brussels*Luxemburg, 1996. 147 pp.

156. Calmon P., Thiry Y., Zibold G. et al. Radionuclide transfer in forest ecosystems // Quantification of radionuclide transfer in Terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. International Atomic Energy Agency: IAEA-TECDOC-XXXX, 2009. P. 330-380

157. Dragovich S., Gajic B., Dragovich R. et al. Edaphic factors affecting on the vertical migration of the radionuclides in the different soil types of Belgrade, Serbia // Journal of Environmental Monitoring, 2012. Vol. 14. № 1. P. 127-131.

158. Fogh C. L., Andersson, K. G. Dynamic behaviour of ^{137}Cs contamination in trees of the Briansk region, Russia // Science of the Total Environment, 2001. Vol. 269**.** P.105-115.

159. Golmakani S., Vahabi Moghaddam M., Tahereh Hosseini. Factors affecting the transfer of radionuclides from the environment to plants // Radiation Protection Dosimetry, 2008. Vol. 130. No. 3. Pp. 368–375

160. Heinrich C., Muller H.Y, Oswald K., Cries A. Natural and artificial radionuclides in selected Styrian soils before and after reactor accident in Chernobyl //Biochem Physiol Pflanzen, 1989. Vol. 185. № 1 /2 . P. 55-67

161. Kliashtorin A.L., Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. Lysimetrical study of radio nuclides in the forests around the Chernobyl nuclear power plant // Journal of .Environmental .Radioactivity, 1994. Vol.24, № 1. P. 81-90.

162. Melin J., Wallberg L., Suomela J. Distribution and retention of caesium and strontium in Swedish boreal forest ecosystems // The Science of the Total Environment, 1994. Vol. 157 . P. 93-105.

163. Reisen T.K. Radiocaesium in forests – a review of most recent research // Environmental Reviews. Ottawa, 2002. Vol. 12 (79).

164. Schmitz W., Bunzl K., Dietl F., Klotz D. Infiltration of radionuclides with low mobility ^{137}Cs and ^{60}Co) into a forest soil/ Effect of the irrigation intensity // Journal of .Environmental .Radioactivity, 1994. Vol.24, № 1. P. 65-80.

165. Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Kliashtorin A.L. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. M.: Nauka. 2001. 235 p.

166. Strandberg M. Radiocaesium in a Danish pine forest ecosystem // Science of the Total Environment, 1994. Vol.157. P. 125-132.

167. Strebl F., Gerzabek M. H., Bossew P., Kienzl K., Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand // Science of the Total Environment, 1999. Vol. 226. P. 75-83.

168. Thiry Y., Claude 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. Vol. 100. Pp. 1062–1068.

169. Yamaguchi N., Takata Y., Hayashik K. etal. Behaviour of radionuclides in soil – plant system and its controlling factors // Bulletin of National Institute for Agro-Environmental Sciences. Kannondai , 2012. № 31. P. 75-129