Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Ордена Ленина и Ордена Октябрьской Революции
Институт геохимии и аналитической химии
им. В.И. Вернадского Российской академии наук (ГЕОХИ РАН)

ЛИННИК
Виталий Григорьевич

ЛАНДШАФТНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

МОСКВА 2018

УДК 574.4/5 (082)
ББК 20.1

Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов. / В.Г. Линник. – Москва, 2018. – 372 с.

Монография посвящена исследованию дифференциации техногенных радионуклидов в природных ландшафтах на разных масштабных уровнях, загрязненных в результате сбросов предприятий ядерно-топливного цикла в долины рек Енисей (ГХК, г. Железногорск) и Теча (НПО «Маяк»), а также радиоэкологическим последствиям аварии на Чернобыльской АЭС. Рассмотрены проблемы организации ландшафтно-радиоэкологического мониторинга. Проводится сравнение различных методов радиационного мониторинга в ландшафтах: отбор проб, полевая радиометрия, аэрогаммасъемка. Значительное внимание уделено анализу масштабных уровней радиоактивного загрязнения для «чернобыльских» выпадений. Методы геоинформационного моделирования использованы для оценки латеральной миграции техногенных радионуклидов в полесских и предполесских ландшафтах Брянской области, а также для анализа распределения радионуклидов в пойменных ландшафтах рек Теча и Енисей. Приведены примеры создания систем поддержки принятия решений с использованием ГИС-технологий для моделирования загрязнения сельскохозяйственной продукции, а также реконструкции дозовых нагрузок в пойменных ландшафтах р. Енисей.

Для ландшафтоведов, географов, геоморфологов, гидрологов, экологов, радиоэкологов, геохимиков, почвоведов, биогеохимиков, аспирантов и студентов, обучающихся по соответствующим специальностям. Книга представляет также интерес для специалистов в области радиационной безопасности и геоинформационного анализа в области охраны окружающей среды.

ISBN 978-5-906906-93-9
© Линник В.Г., 2018

Предисловие

Атмосферные испытания ядерного оружия в середине XX века привели к глобальному загрязнению техногенными радионуклидами (преимущественно ^{137}Cs и ^{90}Sr) окружающей среды. В результате несовершенства используемых технологий на предприятиях ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) бывшего СССР были загрязнены пойменные ландшафты рек Теча, Томь, Енисей. Авария на ЧАЭС, произошедшая 26 апреля 1986 г., по масштабам радиоактивного загрязнения окружающей среды превзошла все предыдущие радиационные инциденты.

Исследование техногенных радионуклидов в окружающей среде проводилось представителями многих научных специальностей: физиками, радиохимиками, геофизиками, радиобиологами, почвоведами, геологами, радиоэкологами и многими другими, конечной целью работ которых было обеспечение радиационной безопасности населения и биологических объектов в условиях радиоактивного загрязнения.

В процессе выполнения исследований распределения искусственных изотопов в окружающей среде росло понимание, что радиоэкологическая обстановка загрязненных территорий определяется не только уровнем радиоактивного загрязнения, но также природными условиями, контролирующими биогенную и абиогенную миграцию радионуклидов. И это далеко не только предмет исследования физиков и радиохимиков, но более сложная межотраслевая проблема, которая для своего успешного решения требует межотраслевого взаимодействия специалистов различных научных областей.

Первые радиоэкологические исследования как в СССР, так и за рубежом были связаны с изучением последствий ядерных испытаний атомного оружия в атмосфере, а также в результате радиоактивного загрязнения в районах расположений предприятий ядерно-топливного цикла (ЯТЦ). Главной задачей всегда оставалась оценка дозовых нагрузок, расчет ее допустимых уровней, как на человека, так и на биоту.

В середине 50-х годов прошлого века пришло понимание, что проблема радиоактивности в окружающей среде – это серьезная экологическая проблема, которая для своего успешного решения должна опираться на фундаментальные принципы биогеохимической миграции радионуклидов. Попадая в окружающую среду, радиоактивные изотопы вовлекаются в локальные и глобальные миграционные циклы: ареной миграции являются как локальные экосистемы (биогеоценозы), так и вся биосфера в целом.

Радиохимические предприятия по производству оружейного плутония были серьезным источником радиоактивного загрязнения речных систем. Во время паводков происходило радиоактивное загрязнение затапливаемых пойменных ландшафтов. Миграция радионуклидов в реках – это предмет изучения гидрологии, неоднородность радиоактивного загрязнения поймы связана с комплексом сложных механизмов формирования аллювия в различных частях пойменных ландшафтов.

Для понимания механизмов формирования радиоактивного загрязнения пойменных ландшафтов необходимо комплексирование знаний гидрологии,

геоморфологии, литологии, геохимии. Все это входит в предмет исследования географических дисциплин. Интеграция географических представлений о функционировании геосистем осуществляется в рамках ландшафтоведения – двух его фундаментальных направлений: геофизики и геохимии ландшафта.

Анализ поступления техногенных радионуклидов в реки разного порядка в результате латеральной миграции с водоразделов не может быть выполнен без учета иерархической организации водосборных бассейнов, предмета исследования гидрологических и геоморфологических наук.

Впервые методы ландшафтного анализа были активно использованы при моделировании поверхностного смыва радионуклидов в 30-км зоне ЧАЭС весной 1987 г. в СКТБ ММС Института кибернетики (г. Киев).

Авария на Чернобыльской атомной станции 26 апреля 1986 г. дала мощный импульс развитию ландшафтных исследований, направленных на выявление и анализ разномасштабных пространственно-временных структур распределения техногенных радионуклидов в природных системах, их трансформации в результате комплекса геофизических и геохимических факторов.

Применение ландшафтных принципов в радиационном картографировании загрязненных территорий, а также в пространственно-временном моделировании распределения техногенных радионуклидов способствовало проведению комплексных исследований ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов, выявлению условий их концентрирования и рассеяния.

Исследование ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов актуально при организации радиационного мониторинга, планировании реабилитационных мероприятий на загрязненных территориях. Ландшафтный анализ и оценка распределения радионуклидов с использованием ГИС-технологий и моделирования, представленные в работе, являются важным элементом системы радиационной безопасности, направленной на оздоровление радиационной обстановки.

Среди важнейших проблем, обусловленных радиоактивным загрязнением природных ландшафтов, выделим следующие:

1) выявление закономерностей ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов, анализ распределения радионуклидов в ландшафтах на локальном и региональном уровне;

2) разработка методологии и методики ландшафтно-радиационных исследований для выявления факторов ландшафтной дифференциации при атмосферном и водном поступлении техногенных радионуклидов;

3) исследование ландшафтной дифференциации и пространственной структуры распределения ^{137}Cs в ландшафтах Брянской области на разных масштабных уровнях;

4) реконструкция радиационной обстановки в поймах речных систем на основе ландшафтного анализа, анализ латеральной миграции ^{137}Cs в различных ландшафтных условиях;

5) оценка дифференциации техногенных радионуклидов в речных бассейнах р. Ипуть, р. Беседь (Брянская область) и поймах р. Теча, р. Енисей;

6) разработка методов геоинформационного моделирования ландшафтной дифференциации загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственной продукции в Брянской области.

В представленной работе рассмотрены фундаментальные проблемы геохимии окружающей среды, к которым относится исследование механизмов формирования иерархических уровней полей загрязнения техногенными радионуклидами, их последующая трансформации в результате влияния различных ландшафтных факторов. Важной методологической частью этих исследований является геоинформационное моделирование распределения техногенных радионуклидов в различных ландшафтах, на примере которого демонстрируется возможность использования разработанных принципов для оценки техногенного загрязнения окружающей среды химическими элементами нерадиационной природы.

В основу книги положены результаты 30-летних исследований автора в области анализа пространственного распределения техногенных радионуклидов. В работе использованы экспериментальные материалы, полученные автором в ходе выполнения различных программ – «Единой государственной программы по защите населения РФ от воздействия последствий Чернобыльской катастрофы на 1991-1995 гг.» – организация сети ландшафтно-радиоэкологического мониторинга в Брянской области.

В рамках выполнения международных проектов ИНТАС, КОПЕРНИКУС проводилось исследование распределения техногенных радионуклидов в бассейне р. Ипуть, геоинформационное моделирование и создание системы поддержки принятия решений по прогнозу загрязнения продукции сельского хозяйства. В программах МНТЦ «Радиационное наследие бывшего СССР» (RADLEG, RADINFO) разрабатывались радиоэкологичесие кадастры на основе использования ландшафтной информации по долине р. Енисей.

Методика полевых ландшафтно-радиационных исследований была апробирована автором при изучении радионуклидного загрязнения ландшафтов в Брянской (1990-2004 гг.) и Тульской (2001 г.) областях. Особое место в ландшафтно-радиоэкологических изысканиях занимает исследование дифференциации техногенных радионуклидов в пойме р. Теча (1995-1996 гг.) и р. Енисей (1995 г., 1999-2000 гг.).

Автор выражает глубокую признательность сотрудникам НПТ «РЭКОМ» А.П. Говоруну и В.Н. Потапову, разработавшим методы полевой радиометрии и принимавшим непосредственное участие в полевых исследованиях. Результаты исследований неоднократно обсуждались с коллегами ГЕОХИ РАН: Е.М. Коробовой, А.В. Соколовым, П.В. Соколовым, О.М. Иваницким. Многие научные результаты были получены совместно с В.В. Лутковским (УкрНИГМИ, г. Киев), Ф.В. Моисеенко (Новозыбковский филиал ВИУА), А.В. Носовым (Атомэнергопроект), А.А. Савельевым (Казанский университет), В.В. Сурковым (Географический факультет МГУ). Большинство спектрометрических измерений для определения содержания техногенных радионуклидов в почвах и гранулометрических фракциях были выполнены в ГЕОХИ РАН А.П. Борисовым. Картографический материал подготовлен С.Б. Андрюшиной при участии В.Е. Куликовского. Всем названным коллегам автор выражает благодарность.

Глава I. Ландшафтная парадигма в радиоэкологии: история становления и развития

Радиоэкология как научная дисциплина насчитывает порядка ста лет (Алексахин, Пристер, 2008б). Ее появление обязано открытию радиоактивности. *Радиоэкология* – наука о миграции радионуклидов в биосфере и действии ионизирующих излучений на живые организмы в среде их обитания (Алексахин, Пристер, 2008б). Радиоэкология имеет тесную связь с двумя направлениями современной биологии – радиобиологии и экологии.

Когда Мария и Пьер Кюри открыли свойство естественной радиоактивности тория, а затем соединений урана, В.И. Вернадский был первым из отечественных ученых, кто осознал те потенциальные возможности, которые открывало использование радиоактивных элементов для изучения различных задач в науках о Земле. Проблемами радиоактивности В.И. Вернадский стал заниматься с 1908 г.

В организованной в 1915 г. под руководством В.И. Вернадского Комиссии по изучению производительных сил России (КЕПС) были развернуты масштабные исследования по географическому описанию, составлению почвенной карты и по поискам месторождений радиоактивных минералов и руд (Арбузов, Рихванов, 2010). По его инициативе были организованы экспедиции для поиска радиоактивных минералов на Кавказ и в Среднюю Азию, в январе 1922 г. в Петербурге был создан Радиевый институт. С именем В.И. Вернадского связано появление нового научного направления – радиогеологии.

По мере накопления данных о распределении радиоактивных элементов в земной коре, минеральных водах, почве, растениях в работах В.И. Вернадского были исследованы закономерности рассеяния и концентрации естественных радионуклидов (ЕРН), а также сформулировано понятие о естественном радиационном фоне. В.И. Вернадским была поставлена задача изучения естественного радиационного фона как отдельной научной проблемы. Неоценимый вклад В.И. Вернадский внес в изучение эволюции Земли в начальный период ее формирования и выявление роли радиогенных элементов в выделение тепла в результате радиоактивного распада естественных радионуклидов.

Первые радиоэкологические исследования в СССР были начаты в 30-е гг. прошлого столетия также под руководством В.И. Вернадского в созданной им Биогеохимической лаборатории (БИОГЕЛ), на базе которой в 1947 г. был организован Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского. В работах этого периода исследовались естественные радионуклиды в почвах и растениях, в первую очередь изотопы радона (Вернадский, 1965).

После открытия явления искусственной радиоактивности супругами Жолио-Кюри в 1934 г. стало ясно, что в развитии биосферы наступает принципиально новый этап. Радиоактивные изотопы химических элементов, попадая в биосферу, могут оказывать влияние на протекание естествен-

ных биогеохимических процессов. С этого периода была осознана особая роль искусственных изотопов в научном познании биосферных процессов. В.И. Вернадский подчеркивал, что биосфера – это результат сложнейших процессов взаимодействия косного и биогенного вещества. В разработанном В.И. Вернадским учении о ноосфере как высшей стадии развития биосферы содержались идеи единства эволюционных процессов на Земле: геохимических и физических (Моисеев и др., 1985).

В послевоенные годы активные исследования поведения радионуклидов в биосферных объектах стали проводиться в различных научных центрах (Радиевом институте в Ленинграде, Уральском филиале АН СССР в лаборатории, организованной Н.В. Тимофеевым-Ресовским и др.).

Значительное место в радиоэкологических исследованиях этого периода занимали работы по изучению поведения внесенных в почву искусственных радионуклидов (Поляков, 1970; Фокин, 1976).

1.1. Развитие отечественной радиоэкологии в 1950-1970 гг. XX века

В целом история радиоэкологии связана с развитием атомной отрасли и ее воздействием на биосферу. В этой связи выделяется три различных направления в радиоэкологии: 1) исследование биосферных последствий радиоактивного загрязнения вследствие испытаний ядерного оружия (глобальные выпадения); 2) крупные радиационные аварии на ядерных объектах с выбросом радиоактивности в окружающую среду; 3) экологические проблемы ядерной энергетики (Алексахин, 2010).

Исследование радиоэкологических последствий влияния атомных электростанций в результате аварийных инцидентов представляет важную задачу, поскольку в штатном режиме работы влияние атомной энергетики на окружающую среду должно быть абсолютно безопасным, не создавая при этом дополнительного радиационного облучения сверх установленных нормативов.

В 50-70-е годы развитие радиоэкологии происходило преимущественно в «клубе» ядерных держав, к которым относились США, СССР, а также Франция и Великобритания. В этих странах были созданы специальные закрытые научные центры: в СССР это был Челябинск-40 (ПО «Маяк», ныне г. Озёрск), в США – три лаборатории (Хэнфорд, Ок-Ридж и Саванна Ривер). В Великобритании таким центром был Харуэлл, во Франции – Кадараш.

Развитие радиоэкологии в перечисленных выше зарубежных странах, а также СССР полностью определялось задачами и требованиями военно-промышленного комплекса по созданию и совершенствованию ядерного оружия (Алексахин, Пристер, 2008б). Именно такая связь радиоэкологии с решением задач обороноспособности СССР определила не только тематику исследований, но и режим выполнения работ, для которых обычной стала практика абсолютной секретности.

Создание ядерного оружия включало целый технологический цикл работ, начиная от поиска, добычи, обогащения урановых руд до извлечения

оружейного плутония. На всех этих этапах отходы промышленного производства попадали в окружающую среду, создавая повышенный радиационный фон и загрязняя биосферу нехарактерными для нее искусственными изотопами (Сапожников и др., 2006).

Важное направление в радиоэкологии – это исследование последствий технологического воздействия предприятий ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) на природные системы в результате технологических аварий. Наиболее крупные из них – это Кыштымская авария 29 сентября 1957 г. на предприятии «Маяк» – южный Урал и авария в Уиндскейле (Великобритания) 10 октября 1957 г. на реакторе по производству оружейного плутония в Селлафилде.

По существующей технологии все предприятия по производству оружейного плутония размещались на реках («Маяк» – р. Теча, «Томск-7» – р. Томь, ГХК – р. Енисей). На радиохимических заводах производилась переработка облученных урановых блоков с целью извлечения урана и плутония. В начальный период работы радиохимических предприятий происходили сбросы промышленных отходов в речные воды, что привело к радиоактивному загрязнению как донных отложений, так и пойменных участков этих рек. Особенно тяжелые последствия были на р. Теча, где в период с 1949 г. по 1956 г. было сброшено около 110 ПБк (2,8 Мки) радиоактивных веществ, что привело к загрязнению р. Теча на всем ее протяжении, а также части р. Исеть (Крупные радиационные аварии, 2001).

Следует отметить, что вся информации о радиационной обстановке по этим объектам носила закрытый характер, возможность проведения открытых радиоэкологических исследований появилась только в самом конце 80-х – начале 90-х годов.

По региональному охвату радиоэкологические исследования можно разделить на два направления: 1) региональные и глобальные – исследование распределения в ландшафтах продуктов глобальных выпадений в результате проведения испытания ядерного оружия в атмосфере и 2) локальные (частично региональные), которые проводились в окрестностях объектов ЯТЦ после ядерных аварий. Основная задача этих исследований – оценка дозовых нагрузок на жителей загрязненных территорий. Миграция радионуклидов в природных ландшафтах и отдельных природных средах преимущественно также рассматривалась с позиций формирования дозовых нагрузок. В этом плане существенное внимание уделялось изучению радиационных последствий для агроценозов и лесных экосистем.

Кыштымская авария – важный этап радиоэкологических исследований в СССР

29 сентября 1957 г. на предприятии «Маяк» произошла радиационная авария, которая в дальнейшем получила название Кыштымской. В результате термохимического взрыва емкости с высокоактивными жидкими радиоактивными отходами за пределы промышленной площадки поступило около 2 МКи β-активности продуктов деления. Радиоактивный след общей площадью свыше 23 000 км^2 протянулся в северо-восточном направлении

от г. Озёрск. В дальнейшем он получил название Восточно-Уральского следа (ВУРС) (Крупные …, 2001).

На момент Кыштымской аварии опыта по ликвидации последствий столь крупных радиационных аварий в СССР не было. Поэтому для решения задач по ликвидации последствий этой аварии были привлечены лучшие специалисты в стране.

Для решения радиоэкологических проблем ВУРСа 27 мая 1958 г. на ПО «Маяк» была организована Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС). Планирование научных исследований на будущей экспериментальной станции в Кыштыме было поручено В.М. Клечковскому, ученику основоположника отечественной агрохимии акад. Д.Н. Прянишникова.

Основоположником отечественной сельскохозяйственной радиоэкологии в СССР заслуженно считается акад. В.М. Клечковский. До Кыштымской аварии основную радиационную опасность представляли продукты глобальных выпадений – изотопы ^{90}Sr и ^{137}Cs, которые, оседая на почву, вовлекались в биогеохимический круговорот. Изучение миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове, исследования накопления искусственных радионуклидов в продукции растениеводства и животноводства сформировали сельскохозяйственную радиоэкологию как самостоятельную научную дисциплину (Алексахин, 1982).

В.М. Клечковскому принадлежит первенство в применении меченых атомов в биологии и сельском хозяйстве, в исследовании роли биологически важного элемента – фосфора – в развитии растений (Алексахин, 2001). Уже в 1956 г. под редакцией акад. В.М. Клечковского в СССР была опубликована первая книга по сельскохозяйственной радиоэкологии, в которой был дан анализ поведения техногенных радионуклидов в почвах и их накопление растениями (Клечковский, 1956).

Систематические полевые исследования миграции радионуклидов в природных ландшафтах с внесением искусственных изотопов на небольших участках в конце 50-х годов были редкостью (Алексахин, 2001). Преобладали лабораторные исследования миграции радионуклидов в почве и по трофическим цепочкам.

Широта научных интересов акад. В.М. Клечковского – от изотопных методов в агрохимии до радиохимии и радиоэкологии – во многом предопределила системный характер выполняемых исследований в ОНИС. С первых дней организации ОНИС акад. В.М. Клечковский осуществлял научное руководство и в дальнейшем вплоть до своей смерти в 1972 г. был тесно связан с деятельностью станции.

В.М. Клечковский осознавал сложность поставленных научных и научно-практических задач, успешно решить которые было бы не под силу узкому кругу ученых одной или родственных специальностей. Поэтому вновь организованные исследования проводились на междисциплинарной основе с участием ученых из разных ведомств – Академии наук СССР, Гидрометеослужбы СССР, ВАСХНИЛ, ряда отраслевых министерств и ведомств (Алексахин, 2001).

В.М. Клечковскому принадлежит важная заслуга в развитии генетических исследований на ВУРСе. Несмотря на противодействие сторонников Т.Д. Лысенко

проведению радиационно-генетических исследований, В.М. Клечковскому удалось отстоять генетические исследования, для выполнения которых он привлек акад. Н.П. Дубинина с группой сотрудников из Института биологической физики АН СССР.

В составе ОНИСа было 5 лабораторий, в задачи которых входили изучение миграции радионуклидов, их накопления в сельскохозяйственных культурах, разработка рекомендаций по снижению поступления радионуклидов в продукцию растениеводства. В дальнейшем были поставлены работы по изучению генетических последствий в растениях и у животных в условиях повышенных уровней радиоактивного загрязнения.

Поскольку в районе ВУРСа были загрязнены ландшафты с разнообразным почвенно-растительным покровом, который существенно различался по миграционным способностям радионуклидов, предстояла задача исследовать специфику миграции радионуклидов в различных ландшафтах и разработать рекомендации по минимизации радиационного риска.

Поэтому ВУРС на долгие годы (вплоть до аварии на ЧАЭС в 1986 г.) стал ведущим радиоэкологическим научным центром под эгидой Министерства среднего машиностроения, к которому относились предприятия ЯТЦ СССР (Алексахин, 2001; Алексахин, Пристер, 2008а; Бакуров, 2009).

Большой вклад в изучение сухопутных экосистем и агроценозов после Кыштымской аварии внесли также В.М. Прохоров, Ю.А. Поляков, Н.В. Куликов, Г.Г. Глонти, Г.Н. Романов, Б.С. Пристер, Е.В. Юдинцева и многие другие.

Понимая важность проведения радиоэкологических исследований в натурных условиях, при непосредственном участии В.М. Клечковского в самой «грязной» части ВУРСа в 1966 г. был создан Восточно-Уральский государственный заповедник.

Начиная с 1961 г. на загрязненных территориях ВУРСа стали проводиться первые работы по реабилитации загрязненных территорий и восстановлению хозяйственного использования в специально организованных совхозах и лесхозах. Окончательно реабилитация ВУРСа в Челябинской области была завершена к 1976 г., из 59 тыс. га загрязненных угодий было возвращено в использование 40 тыс. га (Тепляков и др., 1977).

Несмотря на секретность радиоэкологических исследований и трудности научных контактов ученых радиоэкологов из разных стран между собой, основные подходы в изучении радиоактивности в окружающей среде в СССР и США оказались во многом сходными. В этот период шло негласное соревнование в радиоэкологии двух ведущих ядерных держав. Начиная с конца 60-х годов основные радиоэкологические результаты исследований (без упоминания самой аварии на ВУРСе) были опубликованы в центральных отечественных журналах.

Следует отметить, что значительное количество публикаций результатов радиоэкологических исследований радиационных инцидентов или аварий в открытой печати в «дочернобыльский» период, выполняемых сотрудниками Академии наук СССР или вузовскими учеными, по соображениям секретности имели преимущественно методический характер и практически не содержали реальных данных по источнику радиоактивного загрязнения,

уровням радиоактивного загрязнения, а также ландшафтно-радиационным условиям объекта исследования.

Тем не менее, американские ученые давали очень высокую оценку итогам радиоэкологических работ в нашей стране, в 60-70-х годах издавались специальные сборники библиографических трудов советских радиоэкологов (Алексахин, 2001).

Долгое время (даже после аварии на ЧАЭС в 1986 г.) информация о радиоактивном загрязнении Кыштыма была засекречена (Алексахин, Пристер, 2008а), и только в 1990 г., когда результаты радиационных аварий перестали быть секретными, в журнале «Природа» впервые широкой научной общественности были представлены реальные данные как по масштабам аварии, так и по ее радиоэкологическим последствиям (Кыштымская …, 1990). Подробная сводка о проведенных на ВУРСе сотрудниками ОНИС радиоэкологических исследованиях представлена в работе Г.Н. Романова (1993). Однако результаты большинства радиоэкологических исследований на ВУРСе так и не были опубликованы: рефераты секретных отчетов (порядка 1000) были представлены в работе (Бакуров, 2009).

Радиоэкологическими исследованиями на Южном Урале было показано, что центральное звено в реабилитации ландшафтов, подвергшихся воздействию аварии, – это решение проблемы ведения агропромышленного производства на загрязненных угодьях. В пользу этого аргумента говорило то, что внутреннее облучение населения в основном было связано с потреблением загрязненной радионуклидами сельскохозяйственной продукции (Алексахин, 1997). Поэтому практическая значимость выполненных пионерных радиоэкологических исследований на ВУРСе заключалась в том, что впервые были оценены и предложены контрмеры по регулированию потоков радионуклидов в пищевых цепочках (т.е. по уменьшению дозы внутреннего облучения) до уровней, отвечающих нормативным радиологическим стандартам.

Кроме решения чисто практических задач по реабилитации сельскохозяйственных территорий, на объекте ВУРС стала возможной постановка фундаментальных задач радиоэкологии, связанных с миграцией радионуклидов по трофическим цепям в различных биогеоценозах (агроценозах, лесных, луговых и водных). Высокая контрастность плотности загрязнения на коротких расстояниях в различных ландшафтных условиях позволила также поставить исследования процессов радиационного и пострадиационного восстановления биогеоценозов (Бакуров, 2009).

Радиоэкологические исследования в ОНИС, кроме агроценозов, охватывали также лесные ландшафты: большой вклад в их исследование внесли такие ученые, как Р.М. Алексахин (Алексахин, Нарышкин, 1977), Д.А. Криволуцкий (Криволуцкий, 1983), А.А. Молчанов, Б.С. Пристер, Б.Ф. Тихомиров (Тихомиров, 1972; 1985), Г.Н. Романов, Г.Ф. Хильми и др. Первые биогеофизические исследования лесных экосистем на ВУРСе были начаты в 1958 г. под руководством Г.Ф. Хильми. Для организации полевых радиоэкологических исследований в лабораторию был приглашен Ф.А. Тихомиров, который с 1959 по 1969 годы в составе Комплексной экспедиции Института прикладной геофизики возглавил эти исследования.

Теоретические представления Г.Ф. Хильми (1968) об энергетике биосферы стали базовыми для понимания геофизических процессов в ландшафте. Разделы вещественно-энергетического обмена в ландшафтах как физическая основа пространственно-временной организации геосистем изучаются в курсе «Геофизика ландшафта» на географическом факультете МГУ (Дьяконов, 1991).

Впервые для планирования реабилитационных мероприятий стали разрабатываться математические радиоэкологические модели. Нет удивительного в том, что основные достижения по математическому моделированию были получены на примере миграции ^{90}Sr в почве (Поляков, 1970; Прохоров, 1981) как наиболее опасного изотопа на ВУРСе. В этот же период были выполнены первые исследования по математическому моделированию миграции радионуклидов в ландшафте с учетом особенностей его вертикальной структуры (Анохин, 1974).

Радиоэкологические исследования не ограничились исключительно агроландшафтами. Благодаря ландшафтному разнообразию почвенно-растительного покрова зоны ВУРСа биогенная миграция ^{90}Sr существенно различалась в зависимости от конкретных ландшафтных условий. Поэтому были проведены работы по составлению на территорию ВУРСа почвенной и геоботанических карт, дополненных картой наземной и воздушной гаммасъемки (Алексахин, Пристер, 2008а), которые в дальнейшем были использованы для анализа пространственного распределения техногенных радионуклидов. Однако вся эта информация в силу секретности оставалась недоступной широкому кругу специалистов.

Эти карты могли бы стать прообразом радиоэкологических карт, которые были востребованы после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. Но это уже была совершенно иная эпоха – эпоха начала информатизации и использования геоинформационных систем в радиоэкологии. После аварии на ЧАЭС в 1986 г. принципы уже не «ручного» картографического, а геоинформационного радиоэкологического моделирования впервые в СССР были реализованы в СКТБ ММС Института Кибернетики АН УССР (г. Киев) в 1986-1988 гг. Однако о проведении картографических работ на ВУРСе и примерах их использования в радиоэкологических оценках и прогнозах участники рабочей группы Института кибернетики, занимавшиеся моделированием радиоэкологической ситуации в 30-км зоне ЧАЭС на геоинформационной основе, в силу существующей секретности не были осведомлены и не могли воспользоваться опытом таких исследований (Линник, 1992).

Составление Атласа Восточно-Уральского и Карачаевского следов на геоинформационной основе, характеризующее загрязнение ландшафтов территории Южного Урала долгоживущими дозообразующими радионуклидами с прогнозом радиационной обстановки до 2047 г., было завершено в 2013 году (Атлас …, 2013).

Проведенные в первые годы после Кыштымской аварии исследования показали, что благодаря слабой расчлененности рельефа и умеренному количеству поступающих атмосферных осадков ^{90}Sr слабо смывается с поверхности почвы, поэтому его латеральная миграция незначительна. Продукты смыва почвы аккумулировались в бессточных понижениях и кот-

ловинах озер и немногочисленных мелких речках. В первые 5-10 лет после Кыштымской аварии среднее значение коэффициента смыва для ^{90}Sr составляло около 0,2% в год, в конце 80-х коэффициент стока для ^{90}Sr снизился до 0,05% в год (Кыштымская ..., 1990). Поскольку процессы латеральной миграции ^{90}Sr были незначительными, то бассейновый перенос ^{90}Sr с ландшафтно-геохимических позиций не исследовался и специалисты по ландшафтной геохимии для решения этих задач не привлекались.

Радиоэкологические и биогеоценологические исследования Н.В. Тимофеева-Ресовского на Южном Урале

Первые радиобиологические и генетические исследования на Урале задолго до Кыштымской аварии были начаты в 1947 г. в закрытом радиологическом центре под научным руководством Н.В. Тимофеева-Ресовского, одного из создателей радиобиологии, где он был назначен заведующим отдела биофизики (Раевский, 2016). К тому времени Н.В. Тимофеев-Ресовский имел громадный международный научный авторитет. Работая в Германии в период с 1926 г. по 1945 г., он опубликовал за рубежом более 100 научных работ по радиационной генетике и биофизике.

Предлагаемые Н.В. Тимофеевым-Ресовским задачи планируемых исследований касались изучения влияния выпавших изотопов на растительность и животных, включая изучение генетических последствий. Однако этим научным планам Н.В. Тимофеева-Ресовского не суждено было осуществиться. На августовской сессии ВАСХНИЛ 1948 г. классическая генетика была дискредитирована как «буржуазная» наука, и научные исследования в этой области были запрещены.

В 1949 г. официальный запрет на проведение генетических исследований дошел до учреждения, где работал Н.В. Тимофеев-Ресовский, поэтому он вынужден был сменить тематику научных исследований и быстро переключился на решение задач радиационной экологии. В лице Н.В. Тимофеева-Ресовского радиоэкология приобрела выдающегося ученого, который внес значительный вклад в развитие биогеоценологии и ландшафтоведения.

Опираясь на идеи В.И. Вернадского, Н.В. Тимофеев-Ресовский (1964) поставил работы по изучению геохимической функции живого вещества – накоплению искусственных радионуклидов в живых организмах. При проведении экспериментальных исследований особенно удобным оказалось использование радиоизотопов с целью выявления судьбы различных химических элементов и применение ионизирующего излучения для изучения устойчивости и равновесия биогеоценозов. Этот раздел биогеоценологии Н.В. Тимофеев-Ресовский предложил называть «радиационной биогеоценологией».

За короткий период Н.В. Тимофеев-Ресовский с группой своих сотрудников разработал методики исследования распределения изотопов в лесных, луговых, полевых и водных биоценозах, заложив тем самым предпосылки для формирования радиационной биогеоценологии (Махонина и др., 1960). Начиная с 1957 года, Н.В. Тимофеев-Ресовский стал использовать термин «биогеоценозы» для обозначения экологических систем (Раевский,

2016). Результаты радиационно-биогеоценологических опытов на модельных объектах биогеоценозов с внесением радиоизотопов в почву (опытные площадки выбирались в различных природных биогеоценозах, радиоизотопы вносили либо поверхностным поливом, либо в лунку) и наблюдение за перераспределением разных радиоизотопов в наземных биогеоценозах обобщены в работах (Тимофеев-Ресовский, 1962; 1964). Значительное внимание в исследованиях Н.В. Тимофеева-Ресовского с сотрудниками уделялось также радиоэкологии водоемов и распределению изотопов по компонентам водоема.

Через определенные промежутки времени после начала опыта определялась концентрация радиоактивности в разных видах растительности, составляющих биоценозы, а также в воде, иловых отложениях и грунте (в прудах) или в биомассе каждого вида сообщества (отдельно в надземной массе и корнях), в подстилке и верхнем перегнойном слое, а также в разных горизонтах почвы и подпочвы (на площадках в природных биогеоценозах) (Тимофеев-Ресовский, 1964).

Н.В. Тимофеев-Ресовский планировал расширить радиоэкологические исследования в различных ландшафтных условиях. Своими планами по «проведению радиационно-биогеоценологических опытов на маленьких площадочках в разных почвенно-климатических зонах» (Корогодин, 1990, с. 98) Н.В. Тимофеев-Ресовский делился с акад. В.Н. Сукачёвым. Однако этим планам не суждено было осуществиться, все работы ограничились модельными исследованиями по внесению радиоактивных изотопов на экспериментальных площадках в районе расположения лаборатории.

К моменту Кыштымской аварии Н.В. Тимофеев-Ресовский уже разработал методологию исследования искусственных радионуклидов в природных ландшафтах. Поэтому сразу после Кыштымской аварии он предложил использовать загрязненные радионуклидами территории как полигон для комплексных радиоэкологических исследований. Им был составлен проект исследований в этой области, однако его предложения не были поддержаны.

Актуальность исследования влияния зональных факторов на поведение радиостронция в различных ландшафтных зонах, впервые поставленная Н.В. Тимофеевым-Ресовским, хорошо осознавалась специалистами по сельскохозяйственной радиоэкологии. Поэтому на базе сети совхозов Минсредмаша, размещенных в различных природных зонах, были проведены многочисленные опыты по внесению радионуклидов в различные культуры.

Результатом этих работ в области сельскохозяйственной радиоэкологии была разработка зонального принципа стратегии реабилитации сельскохозяйственного производства с учетом плотности радиоактивного загрязнения и особенностей почвенно-растительного покрова (Алексахин, Пристер, 2008а), что фактически открывало возможности использования ландшафтных принципов в территориальной организации загрязненных радионуклидами территорий.

Экспериментальные радиоэкологические работы Н.В. Тимофеева-Ресовского по своему подходу оказались близкими исследованиям по изучению распределения радионуклидов в экосистеме, выполнявшимся в Ок-Риджской лаборатории (США). Кроме постановки экспериментальных радио-

экологических исследований, Н.В. Тимофеев-Ресовский задумывался о проблеме прогноза миграции изотопов. В письме к В.Н. Сукачеву от 08.07.63 г. Н.В. Тимофеев-Ресовский делится планами построения в содружестве с математиком И.А. Полетаевым математических моделей наземных и водных биогеоценозов, чтобы решить одну из центральных проблем биогеоценологии – «автоматического поддержания биогеоценотического равновесия» (Корогодин, 1990, с. 100). Цикл работ по математическому моделированию миграции радионуклидов в экосистемах в этот период был выполнен в США в лаборатории Ок-Риджа (Olson, 1963a; 1963b).

В СССР аналогичные исследования по математическому моделированию миграции радионуклидов в природных биогеоценозах были реализованы В.М. Прохоровым (1981) на ВУРСе.

Вплоть до своего отъезда в г. Обнинск (Калужская обл.) в 1964 г. Н.В. Тимофеев-Ресовский с группой сотрудников продолжал выполнять радиоэкологические исследования в Институте биологии (ныне Институт экологии и морфологии животных Уро РАН). Именно здесь закладывались основы отечественной сухопутной радиоэкологии и радиобиологии, значительный вклад в развитие которой в последующие годы внесли такие крупные ученые, как Н.В. Куликов, А.Н. Тюрюканова, А.А. Титлянова, И.В. Молчанова, В.Н. Позолотина, А.В. Трапезников, Е.Н. Караваева, В.Н. Трапезникова и ряд других (Алексахин, Пристер, 2008a).

1.2. Радиоэкологические последствия ядерных взрывов в атмосфере

Атмосферные испытания ядерного оружия, максимум которых приходится на 50-е годы и начало 60-х вплоть до их запрещения в 1963 г., привели к глобальному распространению техногенных радионуклидов.

Начало загрязнению окружающей среды техногенными радионуклидами было положено 16 июля 1945 г., когда на испытательном полигоне в Аламогордо, расположенном в США, на юге штата Нью-Мексико, была впервые взорвана атомная бомба. В августе 1945 г. США применили ядерное оружие в Хиросиме и Нагасаки.

В период с 1951 г. США стали проводить наземные испытания ядерного оружия на испытательном полигоне в Неваде. В этот период вопросы радиационной безопасности находились в ведении Комиссии по атомной энергетике (Atomic Energy Commission, AEC). Участники атомного проекта США на тот момент имели достаточные знания в области ядерной физики и радиохимии, однако многие вопросы поведения радионуклидов в окружающей среде оставались «белым пятном» (Hinton, 2016). Долгое время Комиссия (AEC) не принимала всерьез существование экологических проблем, вызванных радиоактивным загрязнением отходами производства предприятий ЯТЦ и продуктами испытаний ядерного оружия.

В самом начале 50-х годов среди американских ученых превалировало представление, что главную опасность при проведении ядерных испытаний представляет внешнее облучение за счет осаждения атмосферных выпадений, поступивших из ядерного облака. Предполагалось, что основная часть

продуктов воздушного взрыва не выходит за границы ядерного полигона, поэтому контроль радиационной обстановки проводился только в пределах 200-мильного удаления от границ полигона.

В США реальная опасность радиации была осознана после проведения 43-го испытания (25 апреля 1953 г.). Продукты ядерного взрыва контролировались на 4-х высотных уровнях (10000, 20000, 30000 и 40000 футов). Радиоактивное облако распространилось по направлению преобладающего ветра с западного побережья США на его восточную часть, причем в зоне радиоактивных выпадений оказалась практически вся южная часть США. Основная радиоактивная струя на высоте 10000 футов пересекла всю центральную часть США вплоть до густонаселенного атлантического побережья (Hinton, 2016).

Второе опровергнутое представление было связано с недооценкой угрозы внутреннего облучения человека (особенно детей) за счет поступления ^{131}I по цепочке «загрязненная трава – корова – молоко – человек» (Hinton, 2016). Ученые не до конца представляли реальную сложность механизмов переноса радиоактивных изотопов в экосистеме, что в начальный период развития радиоэкологии привело к существенной недооценке радиационных рисков. Не было четкого понимания, что радиоактивные изотопы химических элементов, как и их стабильные аналоги, вовлекаются в биогеохимический цикл, поступают в организм человека, вызывая внутреннее облучение.

В дальнейшем было общепризнано, что исследования миграции искусственных радионуклидов в экосистеме являются основой радиоэкологии. В свою очередь геофизические исследования распределения радиоактивных изотопов в атмосфере показали, что продукты ядерных испытаний распространяются в глобальном масштабе, могут находиться в стратосфере до 10-12 лет, т.е. проблема радиоактивного загрязнения из локальной стала глобальной.

В 50-е годы прошлого века выдающиеся ученые П. Дирак и П.Л. Капица обращали внимание, что основная опасность ядерной войны заключается в формировании таких уровней радиоактивного загрязнении, которые создадут «планетарную чрезвычайную ситуацию». Для изучения последствий радиоактивного загрязнения биосферы потребовалось развитие принципиально новых радиоэкологических представлений и новых инструментальных методов исследования.

Начиная с середины 50-х годов радиоэкология становится в полном смысле слова передовой международной наукой. Впервые в практике научных экологических исследований на основе полученных экспериментальных данных по распределению техногенных изотопов в биологических объектах (растения, животные, гидробионты), почве, воде и донных отложениях были рассчитаны дозы облучения человека. Решающую роль в успехе этих исследований сыграло то, что все практические рекомендации и нормативы были доведены до инженерных расчетов, что сделало возможным их широкое использование в практической деятельности.

Эти работы проводились под эгидой ООН, где в 1955 г. был создан Научный комитет по действию атомной радиации (НКДААР ООН) на здоровье

человека. К 1996 г. НКДААР ООН завершил работу по созданию методик и оценке влияния ионизирующего излучения за счет всех источников радиоактивности на природные экосистемы.

Такому успеху радиоэкологических исследований способствовало то, что в них приняли участие специалисты различных научных направлений: физики, биофизики, радиохимики, радиоэкологи, радиобиологи и многие другие.

В СССР возможные радиоэкологические последствия ядерной войны стали предметом исследования сельскохозяйственной радиоэкологии, основным центром таких работ стал Кыштымский полигон.

Начиная с середины 70-х годов в Вычислительном центре АН СССР (г. Москва) под руководством акад. Н.Н. Моисеева стали проводиться работы по математическому моделированию биосферных процессов (Моисеев и др., 1985). Эти работы были созвучны исследованиям тех ученых, которые стали известны мировой научной общественности под брендом «Римский клуб», в задачи которого входило создание глобальных моделей взаимодействия человека и природы.

В 80-е годы, накануне аварии на Чернобыльской АЭС, коллективом советских ученых математиков под руководством акад. Н.Н. Моисеева были завершены математические модели для имитации различных сценариев «ядерной зимы» (Моисеев и др., 1985). На тот момент в СССР это была единственная модель, которая позволила провести анализ возможных климатических катаклизмов в результате ядерной войны. Результаты математического моделирования показали не только важность геофизических процессов в глобальном распространении радиоактивности в результате возможного ядерного конфликта в пределах всего земного шара, но было доказано самое главное – дым от пожаров, которые вспыхнут после взаимного обмена ядерными ударами, резко снизит поступление солнечной энергии к поверхности Земли. Это станет губительным для биосферы, наступившее резкое похолодание, названное учеными «ядерной зимой», вызовет катастрофические климатические последствия для всех стран и их жителей независимо от степени их вовлеченности в ядерный апокалипсис. Возможный итог ядерного столкновения – вместо биосферы нас может ожидать «ядерный пепел» и невозможность существования жизни на Земле, по крайней мере для одной из форм ее проявления – Homo sapiens.

Геофизические исследования по радиационному мониторингу в СССР

В СССР первое ядерное испытание в атмосфере было проведено 29 августа 1949 г. на Семипалатинском полигоне. 30 октября 1961 года на Новой Земле был взорван термоядерный заряд мощностью 50 мегатонн. В ходе испытаний выяснилось, что перенос радионуклидов в атмосфере происходит на аэрозольных частицах и в виде газов (Стыро, 1968).

В СССР контроль за распространением радиоактивных веществ в атмосфере был возложен на Госкомгидромет (Болтнева и др., 1977; Коган и др., 1991). Многолетними исследованиями по радиационной геофизике были

установлены закономерности рассеяния радионуклидов в различных природных средах. В результате выполнения комплекса работ по радиационному мониторингу глобальных выпадений были получены данные об уровнях загрязнения природных сред и по дозам внешнего облучения (Израэль, 1973; 1974; 1996; Болтнева и др., 1977).

Радиационный мониторинг проводился для контроля состояния окружающей среды, выявления источников поступления радионуклидов, оценки ионизирующего излучения на объекты биосферы с целью разработки предложений и рекомендаций по безопасному ведению хозяйственной деятельности и проживанию населения.

Анализ картографических данных распределения глобального ^{137}Cs показал, что в пространственном распределении радионуклидов на территории СССР наблюдается широтная зональность, отражающая зональность стратосферных выпадений продуктов ядерных взрывов. Максимальные уровни загрязнения приурочены к широтному поясу 50-60° с.ш. К югу и северу уровни загрязнения постепенно снижаются. Это связано с количеством выпадающих осадков – их увеличение закономерно приводит к повышению фоновых уровней глобального загрязнения ^{137}Cs (Израэль и др., 2012).

Вместе с тем было выявлено отклонение от широтной зональности – по мере приближения к горным системам отмечалось повышение уровней глобального загрязнения, также связанное с увеличением количества атмосферных осадков.

Геофизические исследования по радиационному мониторингу позволили также выделить ареалы *полуглобальных* выпадений, которые фиксируют источник загрязнения. Эти выпадения прослеживаются на тысячи километров от источника, образуя гигантский след. Пример полуглобальных выпадений – это след $^{95}Zr+^{95}Nb$ от взрывов в период с сентября по ноябрь 1961 г. на Новоземельском испытательном полигоне, один из которых охватывает территорию Якутии, а другой – Северный и Средний Урал (Израэль, 1996).

При проведении наземных ядерных взрывов формировались *локальные* радиоактивные следы. Их изотопный состав отличался от состава глобальных выпадений наличием короткоживущих изотопов ^{60}Co, ^{152}Eu (Израэль, 1996). Причем для локальных следов характерен экспоненциальный тип снижения плотности загрязнения по удалению от эпицентра взрыва по направлению преобладающего ветра в момент взрыва. Аналогичный вид (или похожий) имели следы взрывов, которые произошли на ВУРСе (ПО «Маяк», сентябрь 1957 г.) и Сибирском химическом комбинате (г. Томск-7, апрель 1993 г.)

Важным параметром, характеризующим поведение и трансформацию радионуклидов в окружающей среде, является их *фракционирование*. Фракционирование относится к фундаментальным свойствам радионуклидов, объясняющих особенности их абиогенной и биогенной миграции. Впервые фракционирование радиоактивных изотопов в атмосфере в результате проведения ядерных испытаний было рассмотрено в работе Ю.А. Израэля (1973). Основная причина фракционирования – это различные скорости сорбции радионуклидов расплавленными частицами грунта или конструкционных материалов.

При распространении радионуклидов в атмосфере при осаждении аэрозольных частиц происходит также фракционирование: крупные, более тяжелые частицы осаждаются в ближней зоне, тогда как в дальней зоне фракция осаждаемых частиц характеризуется меньшими размерами.

Кроме атмосферы, аналогичное фракционирование частиц по размерам наблюдается также в реках: крупные частицы осаждаются в первую очередь, тогда как более тонкие могут распространяться на существенно большие расстояния. В целом процесс осаждения взвешенных наносов на пойме в период половодья также можно рассматривать как фракционирование, которое реализуется в формировании сочетаний закономерно повторяющихся аллювиальных отложений различного гранулометрического состава. Примеры фракционирования речных наносов, загрязненных радионуклидами, подробно представлены в разделах 4.4 и 5.6.

1.3. Американская радиоэкология в 50-70-е годы XX века

Радиоэкологические исследования в США проводились в трех национальных лабораториях – Ок-Ридже (штат Теннеси), Хэнфорде (штат Вашингтон) и в Саванна Ривер (штат Северная Каролина), расположенных на территориях предприятий ЯТЦ, где велись технологические работы по созданию ядерного оружия и имелись научные полигоны для экспериментальных радиоэкологических исследований (Auerbach, Reichle, 1999; Алексахин, 2015).

Первые экологические исследования радиоактивных изотопов в США были начаты в Хэнфорде (сейчас Тихоокеанская северо-западная лаборатория) в 1946 году и в Национальной лаборатории Ок-Ридж в 1950 году.

Следует отметить, что исторически сложилось так, что тематика радиоэкологических исследований в Хэнфорде слабо пересекалась с работами в Ок-Ридж и Саванна Ривер. Это было связано с различным характером радиационного воздействия этих предприятий на окружающую среду. Так, в Хэнфорде в результате работы прямоточных ядерных реакторов радиоактивные изотопы без выдержки напрямую поступали в речную экосистему р. Колумбия (Columbia River). Аналогичным образом охлаждение ядерных реакторов речными водами осуществлялось на р. Енисей (Горно-химический комбинат, ГХК, г. Железногорск, Красноярский край). Поэтому механизмы радиоактивного загрязнения пойменных ландшафтов р. Енисей и р. Колумбия (США) близки, общими были и основные радиоэкологические проблемы, связанные с водным транспортом радионуклидов и их поведением в речной системе.

В первый период при строительстве атомных реакторов в Ок-Ридж возможное отрицательное влияние радиоактивных изотопов на окружающую среду не учитывалось (Kwa, 1993). Чтобы не повторить эту ошибку, в 1951 г. при возведении промышленных объектов на третьем по счету в США объекте ЯТЦ в Саванна Ривер было принято решение о проведении комплекса экологических исследований, чтобы минимизировать возможные экологические риски от деятельности этого завода.

Развитие американской радиоэкологии тесно связаны с именами двух выдающихся ученых XX века – Юджина Одума и Стенли Ауэрбаха. Стэнли

Ирвинг Ауербах (Stenley Irving Auerbach) был многолетним руководителем экологических исследований в Ок-Ридж (Алексахин, 2015). Поскольку в период строительства промышленных предприятий в Саванна Ривер не было своей собственной Национальной лаборатории, то проведение экологической экспертизы в зоне влияния предприятия Саванна Ривер было поручено Университету штата Джорджия. Возглавить эти исследования было предложено уже известному на тот период экологу Ю. Одуму.

В этот период закладывались основы радиоэкологических исследований в США, которые проводились силами ученых двух научных центров – Университета штата Джорджия и Ок-Риджской лаборатории (штат Теннеси).

Накануне строительства объектов ЯТЦ в Саванна Ривер в период с 1951 по 1952 гг. из ее санитарно-защитной зоны были отселены около 6000 жителей . Из сельскохозяйственного оборота было выведено около 25 000 акров пахотных земель. Эти земли и стали полигоном для будущих радиоэкологических исследований. В одном из оставленных домов Ю. Одум организовал полевую лабораторию (Kwa, 1993). Основная научная задача, которую поставил научный руководитель проекта Ю. Одум перед своими сотрудниками, – это наблюдение за вторичными сукцессиями растительности на заброшенных пахотных землях.

Апробированные на полигоне в Саванна Ривер новые подходы к исследованию распределения радионуклидов в экосистеме были изложены в первом издании основ экологии Ю. Одума (Odum, 1953). В этом учебнике Ю. Одум впервые в мировой экологии объединил традиционные описательные экологические методы с новыми на тот момент фундаментальными представлениями о биогеохимических циклах, лимитирующих факторах, энергетике экосистем, организации экосистемы как целостного сообщества. В СССР первый отечественный учебник, где изложение основ экологии дано с позиций методологии системного анализа, был издан в 1980 году (Фёдоров, Гильманов, 1980).

Кардинальные изменения в понимании опасности радиационного загрязнения окружающей среды руководством АЕС, которое осуществляло финансирование научных работ, были вызваны событиями, которые произошли достаточно далеко от границ США. Испытание термоядерного оружия на о. Бикини 1 марта 1954 г., которое по своей мощности превосходило ядерные заряды, сброшенные на Хиросиму и Нагасаки, было признано крупнейшей радиоэкологической катастрофой на тот период. В результате этого испытания радиоактивное облако шириной до 100 км распространилось на расстояние до 600 км, захватив атоллы Ронгелап и Аилингинаэ. Около 100 местных жителей подверглись облучению 150 рентген в час.

Если ранее в компетенции Комиссии входили преимущественно технологические вопросы производства ядерного оружия, то международный протест, связанный с испытанием на о. Бикини, был настолько бурным, что Комиссия по атомной энергетике США уже больше не могла игнорировать экологические проблемы.

В первую очередь структурная реорганизация затронула саму Комиссию: в ее составе было создано специальное подразделение, которое стало курировать проблематику по контролю радиоактивности в окружающей

среде, включив в него проведение специальных океанографических, метеорологических и экологических исследований. К решению научных задач были привлечены специалисты геофизического профиля, сама проблематика радиоэкологических исследований далеко вышла за рамки классической описательной биологии и экологии.

Сами программы экологических исследований в лабораториях Ок-Ридж, Саванна Ривер и Хэнфорда были кардинально изменены: главное внимание стало уделяться радиационным последствиям загрязнения окружающей среды и его воздействию на здоровье человека. К концу 1954 г. резко вырос бюджет лабораторий Университета штата Джорджия (Ю. Одум) и Ок-Ридж (С. Ауэрбах) для проведения радиоэкологических исследований (Kwa, 1993).

В организованный в 1954 г. в Комиссии по атомной энергетике США Отдел биологии и медицины в качестве консультанта пригласили эколога Дж. Вульфа. Его назначение сыграло важную роль в разработке радиоэкологических программ исследований во многих университетах США. В итоге к концу 1950-х годов радиоэкологические исследования выполнялись уже в нескольких национальных лабораториях и в пятидесяти университетах, финансируемых АЕС. В тот период практически все радиоэкологические исследования были связаны с определением зависимости «доза-эффект», уровнем облучения и реакцией организма (Kwa, 1993). Важной частью этих работ стало исследование пищевых цепей и процессов метаболизма (усвоения радионуклидов животными и человеком).

Радиоэкологические исследования в Хэнфорде с самого начала выполнялись в кооперации с Лабораторией ихтиологии в Университете штата Вашингтон. Первые результаты этих исследований (по экстремально высокому накоплению радиоактивных изотопов в организмах гидробионтов) были представлены учеными Хэнфорда на Международной конференции по мирному использованию атомной энергии в 1956 г. в Женеве (Kwa, 1993).

Результаты исследования радиоактивного загрязнения р. Колумбия подробно рассмотрены в работах (Haushild et al., 1973; Perkins et al., 2003). Аналогичные исследования загрязнения р. Енисей радионуклидами проводились подразделениями Госкомгидромета: радиационный мониторинг включал гамма-спектрометрические и радиохимические измерения воды и донных отложений (Тертышник, 2007).

В 50-е и 60-е годы прошлого века основные исследования ученых лаборатории Саванна Ривер были связаны с изучением биологических эффектов радиационного воздействия на растения и животных в лабораторных и полевых условиях. В тот период было мало информации о влиянии ионизирующего излучения на биологические объекты, а также о возможных экологических последствиях, вызванных воздействием радиации в результате аварийных ситуаций на ядерных реакторах или применения ядерного оружия.

Использование самых современных технических средств для измерения радиоактивности как в лабораторных, так и полевых условиях позволило провести исследования по использованию радионуклидов как трассеров для получения фундаментальных знаний о структуре и функционировании

экосистем. Распределение радионуклидов в различных частях экосистемы были представлено в виде потоковых диаграмм. Эти принципиально новые для экологии результаты были представлены в многочисленных публикациях и вошли отдельным разделом в монографии Ю. Одума по основам экологии. Разработанная на примере миграции радионуклидов методология стала основой для изучения биогеохимических механизмов миграции химических элементов в различных экосистемах.

Идея использования радиоактивных изотопов как трассеров в экспериментальных исследованиях была одновременно подхвачена экологами в лабораториях Ок-Риджа и лаборатории Саванна Ривер. Радиоактивные метки использовались для экспериментального измерения интенсивности потока веществ по трофическим цепям питания. В Ок-Ридже исследовались преимущественно изотопы ^{90}Sr и ^{137}Cs в силу их важности для решения радиоэкологических проблем, связанных с глобальными выпадениями и захоронением радиоактивных отходов.

С конца 1955 года в Ок-Ридже изменились приоритеты в радиоэкологических исследованиях: основное внимание было уделено переходу от опытных лабораторных работ к проведению крупномасштабных полевых исследований. На дне осушенного водоема (White Oak Lake), который ранее использовался как резервуар для выдержки низкоактивных сбросных вод летом 1957 г. (Radionuclide ..., 1999), были заложены экспериментальные площадки для выращивания зерновых и изучения дальнейшего поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения. В этот период Стэнли Ауэрбах как руководитель радиоэкологических исследований увлекся идеями Ю. Одума о структурной организации и роли трофических цепей в функционировании экосистемы.

Идеология радиоэкологических исследований в Ок-Ридже в значительной степени формировалась под влиянием Ю. Одума, который в 1958 г. был приглашен в качестве консультанта. Однако сам Ю. Одум созданием математических моделей экосистем на занимался. Стэнли Ауэрбах был заинтересован в разработке математических экологических моделей, поскольку его непосредственное руководство, физики по образованию, рассчитывали именно на такой результат.

Именно в лаборатории Ок-Ридж были выполнены первые работы по математическому моделированию экосистемных процессов и построению моделей экосистем (Kwa, 1993). В 1957 г. Стэнли Ауэрбах на одной из конференций прослушал доклад молодого специалиста, эколога Джерри Олсона, о моделирования миграции элементов минерального питания в экосистеме с использованием аппарата дифференциальных уравнений. Обнаружив определенное сходство между предметом исследования Дж. Олсона с работами его собственной группы по оценке потоков радиоактивных изотопов в экосистеме, Стэнли Ауэрбах пригласил молодого ученого поработать в Ок-Ридж.

К моменту знакомства с С. Ауэрбахом Дж. Олсон уже был профессионально подготовлен для решения подобного рода задач. Прослушав курсы по геологии, затем ботанике в Чикагском университете, Дж. Олсон специально сделал перерыв в своем образовании, чтобы дополнить его семестровым курсом Г. Иенни в университете Беркли. Ганс Иенни заслуженно

считается основоположником математического моделирования процессов почвообразования (Jenny, 1941). Моделирование почвы как важнейшей части экосистемы заинтересовало Дж. Олсона. Поэтому он принял приглашение на работу в лабораторию Ок-Ридж, где и занялся математическим моделированием потоков изотопов в экосистеме.

Первая работа Дж. Олсона в Ок-Ридже воспроизводила его собственное исследование по моделированию процесса формирования почвы в результате минерализации подстилки, которую он выполнял под влиянием исследований Г. Иенни. Однако в лаборатории Ок-Риджа для его работы существовали принципиально иные возможности – в свое распоряжение он получил очень мощный экспериментальный инструментарий – изотопные методы, что позволило сделать шаг от статических к динамическим моделям экосистемы, которая в формализованном виде представлена взаимодействующими компартментами «почва» и «растение» (Olson, 1963a). В этой модели было реализовано собственное представление Дж. Олсона о механизмах разложения подстилки как важного звена энергетического потока в экосистемах. В этом же году вышла публикация Дж. Олсона (1963b) об аналоговом компьютерном моделировании миграции радионуклидов в экосистеме.

Таким образом, в историю радиоэкологических исследований работы, выполненные в лаборатории Ок-Риджа, вошли благодаря выдающимся результатам в области математического моделирования миграции радионуклидов в экосистемах. Новаторские на то время экспериментальные исследования были проведены «под модель», т.е. заранее строилась математическая модель, затем параметры модели верифицировались по экспериментальным данным, полученным в строгом соответствии с построенной динамической моделью. Математическая модель верифицировалась на лесном участке размером 25х25 м, где отслеживали миграцию внесенных изотопов ^{137}Cs по отдельным блокам лесной экосистемы. Экспериментальные исследования и модельные расчеты по сезонному распределению этого изотопа в различных компонентах лесной экосистемы уже в то время показали возможные негативные последствия длительного загрязнения ландшафтов радиоактивными выпадениями от испытаний ядерного оружия в атмосфере. Результаты этих исследований были опубликованы в журнале Nature (Auerbach et al., 1964).

Первый опыт математического моделирования миграции радионуклидов в экосистеме показал, что информационное обеспечение моделирования представляет отдельную самостоятельную задачу: для реального моделирования требуется существенно больший объем экспериментальных данных, который бы мог позволить учитывать сезонную флуктуацию содержания ^{137}Cs по отдельным органам лесной растительности.

Однако даже несмотря на все недостатки первого опыта математического моделирования поведения радионуклидов в природных сухопутных экосистемах, их влияние на развитие математической экологии оказалось весьма значительным. Полученные данные по моделированию миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах легли в основу первого в мире курса по *системной экологии,* которую Джерри Олсон читал совместно с двумя блестящими экологами-модельерами Бернардом Паттеном (B.C. Patten) и Джорджем Ван

Дайном (Van Dyne) в Университете штата Теннеси в 60-е годы (Kwa, 1993). Долгие годы читаемый курс поддерживал авторитет лаборатории Ок-Ридж как ведущего центра имитационного экологического моделирования.

Стэнли Ауэрбах также стремился к безусловному академическому признанию среди своих коллег-биологов. Поэтому он сделал карьеру в американском экологическом обществе, став его ученым секретарем в 1964 г. (в то время Юджин Одум был избран Президентом экологического общества), а в 1970 г. уже сам Ст. Ауэрбах был избран Президентом экологического обществ США.

Именно административные возможности Стэнли Ауэрбаха сыграли решающую роль в том, что лаборатория Ок-Риджа стала «законодателем мод» в экологическом моделировании не только воздействия радиоактивности на биосферу, но также и других видов техногенного загрязнения. Каковы эффекты воздействия выбросов радиоактивных и токсичных веществ из действующих промышленных объектов на растения и животных, составляющих экосистему? Какова реакция экосистем на загрязнение атмосферы? Эти и многие другие вопросы стали на многие годы предметом исследования лаборатории Ок-Риджа (Oak Ridge ..., 2003).

Благодаря лидирующему положению в области экологических исследований, в том числе благодаря развитию методов математического моделирования в экологии, в 1967 г. Ок-Ридж стал головной организацией в США по линии Международной биологической программы (МБП) (Auerbach et al., 1977). Многомиллионный контракт (финансирование шло по линии Национального Научного Фонда) позволил привлечь несколько сот ученых экологов для решения широкого круга задач, связанных с оценкой роли экосистем в глобальном цикле углерода.

В 70-80-е Джерри Олсон в связи с изменившимися приоритетами в научных исследованиях лаборатории Ок-Риджа переключился на создание первых глобальных моделей ассимиляции и выделения CO_2 растительным покровом земного шара. Лаборатория Ок-Риджа была одной из первых в мире, где стали активно разрабатываться методы ГИС-технологий для создания глобальных экологических моделей прогноза баланса углерода как важного фактора климатических изменений (Olson et al., 1985).

Другое направление исследований, параллельно развивавшееся в Ок-Ридже, было связано с оценкой поступления серной и азотной кислот в лесные экосистемы как элементов глобальных биогеохимических циклов. Исследования по этой тематике продолжаются в лаборатории и в настоящее время (Hobbie et al., 2017).

В 80-е годы сотрудники лаборатории разработали теорию экологического риска, которая в дальнейшем была принята в EPA (Suter, 1999) как государственный стандарт для оценки состояния окружающей среды. В дальнейшем ученые Ок-Риджа продолжали занимать ведущие позиции в области компьютерного моделирования экосистем, что позволяло моделировать эволюционные изменения лесных экосистем.

Начиная с 90-х годов прошлого столетия Ок-Ридж становится центром нового направления в экологии – ландшафтной экологии (landscape ecology), в которой основное внимание уделяется исследованию роли географи-

ческих (ландшафтных) факторов в формировании пространственной структуры экосистем (Turner et al., 1989; O'Neill, 2015).

1.4. Системная парадигма в радиационной экологии

На первых этапах радиоэкологических исследований ученые Ок-Ридж и университет штата Джорджия использовали традиционные описательные экологические методы исследований. Однако уже на следующем этапе этих исследований, когда потребовались не только оценка радиоэкологической обстановки и выработка рекомендаций по реабилитации загрязненных территорий, радиоэкологические исследования вышли за рамки исключительно биологических наук. Необходимость изучения влияния радиоактивности на экосистемы открыла для биологов новую область применения существовавших ранее экологических подходов. На первых порах работающие в этой области ученые воспринимали радиационную экологию как одно из направлений традиционной экологии.

Вместе с тем выявилась и своя специфика в изучении радиоактивности в окружающей среде и ее влиянии на биоту по сравнению с классической экологией. Уже в 1956 г., спустя несколько лет после того, как это научное направление исследований уже фактически существовало, Ю. Одум, учитывая специфику проводимых исследований, предложил термин *радиационная экология*.

Радиационная экология рассматривалась как необходимая основа для теоретического обобщения различных экологических проблем, с которыми столкнулись представители различных научных дисциплин в их работе по изучению последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате атмосферных выпадений продуктов ядерных взрывов, загрязнения прилегающих к предприятиям ЯТЦ территорий и проблемы радиоактивных отходов.

Фактически в рамках *радиационной экологии (радиоэкологии)* произошло объединение различных областей экологии. Радиоэкология стала тем зонтиком, который защитил от нападок оппонентов новые направления исследований, выполнявшиеся по проектам Комиссии по атомной энергетике (США). Значительные успехи радиоэкологических исследований объясняются щедрым финансированием по линии Комиссии по атомной энергетике. Вплоть до 1970 года Комиссия была основным покровителем американской экологии.

Радиологические исследования способствовали заявленной цели Ю. Одума о разработке «целостного, комплексного» взгляда на функциональные характеристики экосистем. Идея Ю. Одума заключалась в том, что необходимо исследовать не только радиационное воздействие на отдельные особи, но и оценить эффект воздействия радиации на экосистему как целостное сообщество. Для научного описания экосистемы как отдельного целостного объекта им было предложено проводить исследования по трем главным направлениям, в совокупности характеризующим функционирование экосистем: 1) продуктивности; 2) структуре трофических цепей; 3) видовой структуре (Kwa, 1993).

Ю. Одум совершил научную революцию в классической экологии. Из чисто биологической дисциплины он, как в свое время В.И. Вернадский, вывел ее на глобальный, биосферный уровень. Его идея о роли биогеохимических циклов (от локальных до глобальных) в функционировании экосистем нашла блестящее подтверждение на примере искусственных изотопов.

Успеху радиоэкологических исследований способствовал тот факт, что искусственная «радиоактивность» в окружающей играет двоякую роль: 1) это загрязнитель, поведение которого в окружающей среде следует исследовать; и 2) одновременно инструмент научного исследования. Такая двоякая роль искусственной радиоактивности позволила Юджину Одуму в 1957 году (Odum, 1957) дать следующий ироничный комментарий: «атомный век вполне может обеспечить средства для решения тех проблем, которые он создает, – использование радиоактивных трассеров в окружающей среде предлагает неограниченные возможности» (цит. по Jessee, 2013. p. 20).

Радиационная экология, которая первоначально была ориентирована на исследование прямого воздействия радиации на организмы и окружающую среду, в дальнейшем стала надежной методологической основой для изучения трофических цепей и, следовательно, становления *системной экологии* как самостоятельного научного направления. В свою очередь и сама экология существенно изменилась, в первую очередь благодаря фундаментальным исследованиям, выполненным Ю. Одумом с его братом Говардом Одумом. Предложенные братьями Одум идеи системной экологии придали ей современный облик, в основе которого лежат принципы системного моделирования всего комплекса биогеохимических процессов.

Сам термин «системная экология» был предложен Ю. Одумом в 1964 г. Результаты радиоэкологических исследований, на основании которых Ю. Одум пришел к выводу о необходимости формулировки новой области знания – *системной экологии* – были представлены в Трудах лаборатории Ок-Ридж еще в 1962 году (Kwa, 1993). Фактически в предложенном Ю. Одумом новом термине речь шла о системной интеграции научных положений экологии, математики, кибернетики и физических методов измерения радиоактивности.

Механизм интеграции различных научных подходов и представлений различных отраслевых специалистов был найден в рамках *системной экологии*, которая основана на построении математических моделей экологических систем для анализа интенсивности биогеохимических потоков миграции техногенных радионуклидов.

Первый этап становления *системной экологии* может быть датирован 1953 годом и связан с именем Юджина Одума – с его пионерными работами в лаборатории Саванна Ривер. Второй этап *системной экологии* может относиться к 1959 году и связан напрямую с именем Джерри Олсона (лаборатория Ок-Ридж), одного из ученых, стоявших у начал экосистемного компьютерного моделирования.

Поэтому будет справедливым считать, что именно в этих двух лабораториях радиоэкология стала отправной точкой для развития *системной экологии* (Kwa, 1993). Удивительно то, что оба руководителя радиоэкологических

исследований, Юджин Одум (Саванна Ривер) и Стэнли Ауэрбах (Ок-Ридж), типичные натуралисты-биологи, без всякого математического образования стали активными сторонниками методов моделирования в экологии.

Это стало возможным благодаря тому, что важную роль в проведении научных исследований имели повседневные контакты биологов с математиками и физиками, взаимное сотрудничество которых позволяло отбирать и использовать такие физические методы, которые лучше всего учитывали специфику радиоэкологических задач. Такое плодотворное междисциплинарное общение экологов и физиков формировало дух доверия для применения математических методов.

Системная экология, или даже просто *экология* в понимании Ю. Одума благодаря внедрению холистических принципов в итоге привела к появлению принципиально новой научной дисциплины, которая, имея в основе биологический генезис, выросла до самостоятельной дисциплины (Одум, 1977). Сам Ю. Одум (1977) считал, что одно из его важных научных достижений заключается в том, что благодаря его усилиям экология, которая изначально была частью биологии, переросла чисто биологические рамки и стала самостоятельной научной дисциплиной.

Полученный методологический опыт радиоэкологических исследований был востребован при выполнении Международной Биологической Программы (МБП). Фактически на основе идей «системной экологии» создавалась американская часть МБП (1968-1974 гг.), которая включала измерение биологической продуктивности экосистем, оценку потоков энергии и веществ по трофическим цепям экосистемы, роль генетических и физиологических факторов, сукцессионные смены, глобальные циклы азота в почве и др.

1.5. Радиоэкология и авария на Чернобыльской АЭС в 1986 г.

Авария на ЧАЭС 26 апреля 1986 г. относится к технологическим катастрофам, поскольку радиоактивному загрязнению подверглись значительные территории на территории бывшего СССР. Радиоактивному загрязнению в существенно меньших масштабах подверглись страны Скандинавии, Германия, Великобритания и страны Средиземноморья. Общая площадь загрязненных территорий после аварии на ЧАЭС с учетом стран Западной Европы составила 195 000 км^2.

С первых дней после аварии на Чернобыльской АЭС в целях снижения доз облучения населения осуществлялись следующие мероприятия: переселение, дезактивация и захоронение радиоактивных отходов, ограничение доступа на загрязненные территории и прекращение хозяйственной деятельности, специальные меры в сельском и лесном хозяйстве, ограничение потребления загрязненных продуктов питания и другие.

Согласно принятому критерию о допустимом уровне радиоактивного загрязнения (свыше 1 Ки/км^2 или 37 кБк/м^2), в зоне радиационного контроля оказалось свыше 6 миллионов жителей нынешних Беларуси, России и Украины. В 640 населенных пунктах с уровнем загрязнения свыше

15 Ки/км^2 (555 кБк/м^2) с числом жителей около 270000 потребовалось проведение контрмер для снижения уровня дозовых нагрузок (Fesenko et al., 2006; 2007). При этом особое внимание было уделено пастбищам и сенокосам, поскольку основная доля внутреннего облучения жителей формировалась за счет потребления молока. Значительный вклад в формирование дозовой нагрузки вносили грибы и ягоды (Щеглов и др., 2014).

Основные мероприятия по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в начальный период проводились в так называемой зоне жесткого контроля, ограниченной изолинией 15 Ки/км^2 (555 кБк/м^2) по ^{137}Cs (где проживало около 100 тысяч жителей России). Граница зоны была выбрана исходя из предела допустимой дозы за первый год – 100 мЗв. В последующем были приняты следующие ограничения на годовые дозы облучения населения: 30 мЗв – второй год, 25 мЗв – третий год. Проводимые защитные мероприятия позволили существенно снизить дозы облучения населения, однако нарушили его привычный жизненный уклад.

На территории России радиоактивному воздействию подверглись 15 областей. Общая площадь территорий, где проживало более 2 миллионов человек, с плотностью загрязнения свыше 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2) по ^{137}Cs, составила 55400 км^2 (Израэль и др., 1992). Радионуклидами было загрязнено 17,3% площади Брянской, 11,7% Тульской, 37,2% Калужской и 39,7% Орловской областей. Данные регионы характеризуется неоднородными радиационными, ландшафтными условиями, а также различным хозяйственным использованием территории, существенно влияющими на характер миграции радионуклидов и формирование дозовых нагрузок проживающего населения.

Основное радиоактивное загрязнение пришлось на сельскохозяйственные земли, а также сельские поселения. Это дало основание считать эту аварию «сельской катастрофой» (Алексахин, 2006; Алексахин и др., 2006; Алексахин, Пристер, 2008а). Поэтому основное внимание было уделено исследованию последствий радиационного воздействия на почвенный покров агроландшафтов (Алексахин, 2009а) и, соответственно, вся методология научных исследований строилась на основе методов, принятых в сельскохозяйственных науках.

В пяти наиболее загрязненных районах Брянской области на удалении 200-250 км от места аварии на Чернобыльской АЭС в первый год после аварии до 80% произведенного зерна, молока и кормов не отвечало введенным временным нормативам по содержанию радионуклидов (ВДУ-86) (Спиридонов и др., 2007).

Поступление ^{137}Cs в продукты питания (грибы, ягоды, рыба, дичь) привело к дополнительному внутреннему облучению населения (Спиридонов и др., 2007). В отличие от агроценозов, на которых проводились защитные мероприятия, направленные на снижение поступления ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукции, в лесных ландшафтах процессы поступления ^{137}Cs из почвы в ягоды и грибы контролировались исключительно природными процессами, для которых характерен длительный период снижения коэффициентов «почва-растение» (см. раздел 6). В итоге это привело к тому, что в наиболее загрязненных районах Брянской области внутреннее облучение

жителей за счет потребления грибов и ягод за период с 1987 по 1996 г. выросло с 10-15 до 40-45% (Fesenko et al., 2000).

Только в Украине загрязнено радионуклидами (РН) более 5,4 млн га на территории 74 районов 12 областей, где проживало более 3,2 млн человек, среди них более 600 тыс. детей. Площадь радиоактивно загрязненных территорий с плотностью загрязнения больше 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2) через 20 лет после аварии на май 2006 г. составила 25,5 тыс. км^2 . Площади территорий с уровнем загрязнения более 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2) составили 23% от площади Беларуси, 4,8 – Украины и 0,5% – России (Зубец и др., 2011).

В первые годы после аварии превышение содержания РН в молоке над нормативом достигало сотен раз и наблюдалось более чем в 1000 населенных пунктов. В результате природных процессов и под влиянием контрмер уровни загрязнения молока значительно снизились, число населенных пунктов, где наблюдалось превышение норматива, составило к 2006 г. в Беларуси – 121, в России – 181 и более чем 200 в Украине. Тем не менее, еще в 50-100 населенных пунктах государственный норматив на содержание ^{137}Cs в молоке оставался превышенным в 2-8 раз (Зубец и др., 2011).

Именно «кыштымский» опыт к моменту аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. позволил агроэкологии во всеоружии подойти к решению актуальных задач ликвидации последствий этой аварии в агропромышленном комплексе. Однако масштабы аварии на ЧАЭС многократно превосходили все техногенные катастрофы, как в бывшем СССР, так и за рубежом. Это в первую очередь заключалось в том, что радиоактивному загрязнению подверглись гигантские территории с широким разнообразием ландшафтных условий, определяющих не только специализацию сельскохозяйственного производства, но также и миграционную способность поступивших радионуклидов, что потребовало создания принципиально новых технологий по реабилитации загрязненных территорий.

Радионуклидное загрязнение в результате распространения «чернобыльских» выбросов затронуло также многие страны Европы. В Скандинавии последствия обусловленного «чернобыльскими» выпадениями радиоактивного загрязнения природных ландшафтов потребовали принятия ряда мер по защите привычного образа жизни оленеводов, связанного с радиоактивным загрязнением мяса оленей (Beresford et al., 2016a).

Продукты глобальных выпадений, представленные ^{90}Sr и ^{137}Cs, находились в водорастворимой и легко извлекаемых формах (Павлоцкая, 1974), тогда как для продуктов «чернобыльских» выпадений обменные формы находились в существенно меньших количествах за счет присутствия слаборастворимых «горячих» частиц, доля которых снижалась по мере удаления от аварийного 4-го блока ЧАЭС (Konoplev and Bobovnikova, 1990; Коноплев и др., 1993). Так, согласно проведенным исследованиям, около 4-го блока доля необменного ^{137}Cs составляла свыше 75% (Konoplev and Bobovnikova, 1990; Бобовникова и др., 1991), тогда как в Брянской области доля трудноизвлекаемого ^{137}Cs снижалась до 40-60% (Konoplev et al., 1992; 1998). В Западной Европе (Камбрия, Великобритания) неизвлекаемый ^{137}Cs составлял существенно меньший процент – около 10% (Hilton et al., 1992).

Таким образом, в Западной Европе, где радиоактивные выпадения ^{137}Cs были представлены в конденсационной форме, близкими по своим физико-химическим свойствам глобальным выпадениям, мобильность ^{137}Cs в ландшафте была существенно выше (Hilton et al., 1992; Smith et al., 2000).

Данные о формах нахождения ^{137}Cs имеют принципиально важное значение для объяснения миграционной способности этого изотопа, как в пределах пойменных массивов, так и для склоновой латеральной миграции, особенно в начальный период после аварии (первые 2-3 года). Со временем обменные формы ^{137}Cs стали менее подвижными за счет их сорбции глинистыми минералами почв. Этот процесс существенно снизил также процесс биологической доступности цезия.

Благодаря фиксации ^{137}Cs на почвенных частицах существенно изменился механизм латеральной миграции. Если в первые годы латеральная миграции ^{137}Cs происходила в двух формах – водорастворимой (жидкий сток) и на взвеси (твердый сток), то со временем стал преобладать процесс переноса на взвешенных частицах – твердый сток. Подробно механизм фиксации ^{137}Cs почвой и донными отложениями, а также его моделирование рассмотрены в ряде работ (Cremers et al., 1988; Comans et al., 1992; Konoplev et al., 1992).

Содержание ^{137}Cs в почвенном растворе имело ключевое значение для прогноза поступления этого изотопа из почвы в растение (Konoplev, Bobovnikova, 1990). Для моделирования перехода ^{137}Cs в системе «почва-растение» требуется информация о формах нахождения радионуклидов и их трансформация. Разработанные модели перехода в системе «почва-растение», учитывающие биологическую доступность ^{137}Cs (Konoplev et al., 1998; Absalom et al., 2001), оказались достаточно сложными для практического использования и требовали существенных затрат для своей параметризации.

Вместе с тем, для максимально загрязненных территорий (свыше 40 Ки/км^2), которые были отнесены к зоне отселения, необходимость проведения определенных контрмер остается актуальной задачей вплоть до 2045 года и требует постоянного радиоэкологического мониторинга (Fesenko et al., 2007).

Следует отметить, что для лесных ландшафтов твердый сток не характерен, лесополосы затем и создаются, чтобы перехватывать продукты почвенной эрозии (Маркина, Вечеров, 2018). Поэтому в лесных ландшафтах преимущественное значение имеет жидкий сток ^{137}Cs, который со временем за счет фиксации цезия в подстилке и почве резко снижает свою миграционную способность. Результаты латеральной миграции ^{137}Cs в лесных ландшафтах подробно описаны в разделе 4.6.

1.6. Радиоэкология и критерии нормирования радиационного воздействия

Поскольку радиоэкология, как в США, так и в СССР, развивалась в тесной связи с ядерной физикой, которая на повестку дня выдвигала актуальнейшие задачи радиационной защиты биосферы и здоровья человека,

благодаря достаточному финансированию она стала одним из лидеров современного естествознания. Находясь на стыке естественных и технических наук, а также из-за внедрения в практику научных исследований самых современных аналитических методов анализа вещества, радиоэкология получила возможность получения массовых надежных экспериментальных данных. Практическая необходимость выполнения оценки дозовых нагрузок в результате глобальных выпадений радиоактивных изотопов или аварийных ситуаций с выбросом радиоактивности в окружающую среду стимулировала разработку методов математического моделирования в радиоэкологии.

Поскольку миграция радионуклидов охватывает все природные среды, изучаемые различными специалистами, то в рамках решения задач расчета дозовых нагрузок были разработаны стандарты межотраслевого взаимодействия различных ученых. В этом плане именно радиоэкология представляет эталонный пример, как необходимо решать проблемы техногенного загрязнения окружающей среды нерадиационной природы. Особенно благотворное методическое влияние радиоэкология оказала на развитие методов биогеохимии и геохимии окружающей среды.

К числу основных задач отечественной радиоэкологии относятся исследование поведения различных техногенных радионуклидов в экосистемах и различных ландшафтах, а также оценка биогенной миграции по трофическим цепочкам. Ключевым моментом для радиоэкологии остается исследование радиационных и пострадиационных эффектов на разных уровнях биологической организации (организменном, популяционном и экосистемном).

Предложенная радиоэкологическая парадигма, которая определяет стратегию реабилитации загрязненных радионуклидами территорий, утверждает – ареал с радиационным поражением биоты существенно меньше площади радиоактивного загрязнения территорий, на которых ограничивается хозяйственная деятельность и возможность безопасного проживания населения (Алексахин, Пристер, 2008б).

Данная парадигма является обобщением результатов многолетних радиоэкологических исследований, проведенных на территории ВУРСа (Кыштым) и в процессе ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Эта парадигма была положена в основу разработки и внедрения комплекса мер по снижению поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию, а также в продукцию лесов и рыбу. Разработанные контрмеры позволили вернуть в сельскохозяйственный оборот значительные площади в районах Кыштымской и Чернобыльской аварий.

Главной проблемой радиоэкологии остается выработка принципов и создание методов радиационной защиты биоты. Ядерные испытания и последующее глобальное загрязнение окружающей среды поставили на первый план оценку биосферных последствий радиоактивного загрязнения. Предложенный *антропоцентрический* (санитарно-гигиенический) критерий устанавливает приоритет радиационной защиты населения: достаточно защитить от ионизирующей радиации человека, тогда автоматически будет защищена и биота (Алексахин, Фесенко, 2004).

Наряду с антропоцентрическим подходом Международной Комиссией по радиационной защите (МКРЗ) развивается также *экоцентрический* подход, где человек и живые организмы рассматриваются как части общей экосистемы. Данный подход делает обязательным нормирование радиационного воздействия на живые объекты окружающей среды (Публикация 103, 2009).

Главной целью Рекомендаций Комиссии является обеспечение соответствующего современным требованиям уровня защиты человека и окружающей среды от вредного воздействия ионизирующих излучений без излишнего ограничения видов человеческой деятельности. При обеспечении защиты биоты главным критерием дозовых нагрузок становится такой уровень, при котором радиация должна оказывать пренебрежимо малое влияние на поддержание биологического разнообразия, на сохранение видового разнообразия.

Для практического решения поставленных задач Комиссия (Публикация 103, 2009) рекомендовала разработку небольшого «набора условных животных и растений» с одновременным созданием баз данных по нескольким типам организмов, типичных для основных экосистем. Такие модели позволят сформировать основу для более структурированного подхода к пониманию соотношений между облучением и дозой, между дозой и эффектом, а также последствиями таких эффектов.

На ранней фазе ликвидации последствий радиационных аварий основными защитными мероприятиями в аграрно-производственном комплексе (АПК) являются ограничительные (или запретительные) меры в отношении использования сельскохозяйственных продуктов или прекращение выпаса животных на загрязненных радионуклидами пастбищах (Алексахин, 1997; 2006; 2009а). Однако для долговременного планирования ведения хозяйственной деятельности на загрязненных радионуклидами территориях появляется объективная необходимость в проведении ландшафтных и ландшафтно-геохимических исследований.

После аварии на ЧАЭС для реализации мероприятий по снижению содержания техногенных радионуклидов в сельскохозяйственной продукции были развернуты масштабные исследования в области сельскохозяйственной радиоэкологии (Алексахин и др., 1999), результатом которых были практические рекомендации по ведению агропромышленного производства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению (Алексахин, 1997; 2009а; Алексахин и др., 1997; 2006).

Организация сельскохозяйственного производства на загрязненных радионуклидами территориях в результате аварии на ЧАЭС проводится на основе разработанных методологических подходов к выполнению защитных и реабилитационных мероприятий ландшафтно-экологической направленности (Кузнецов, Санжарова, 2016).

Основным дозообразующим изотопом в результате аварии на ЧАЭС был ^{137}Cs (в начальный период также ^{134}Cs), тогда как на территории ВУРСа основной вклад во внутреннее облучение человека вносил ^{90}Sr. Неудивительно, что биогеохимия этого радионуклида, его поведение в пищевых цепочках и метаболизм в организме сельскохозяйственных животных были

изучены в максимальной степени, тогда как миграция ^{137}Cs по трофическим цепям в различных ландшафтных условиях сохраняла немало белых пятен (Алексахин, 1997).

По своим природным характеристикам природные ландшафты с максимальными уровнями радиоактивного загрязнения, сформированного «чернобыльскими» выпадениями, относились к полесским и предполесским ландшафтам с распространением малоплодородных почв дерново-подзолистого легкого механического состава (песчаные и супесчаные), а также гидроморфным почвам, представленным торфяниками.

Практика радиоэкологических исследований на Украине показала, что радиоэкологическая обстановка определялась не только показателем плотности загрязнения (Ки/км^2 или кБк/м^2), но также и миграционной способностью ^{137}Cs, которая определялась коэффициентом перехода этого изотопа из почвы в растения. Параметры переноса этого радионуклида в системе «почва-растение» в различных ландшафтах имели свою специфику (различные значения), которая определялась сложным комплексом физико-химических характеристик почвенного покрова.

Повышенное накопление ^{137}Cs растениями (до 10 раз) в полесских ландшафтах Белоруссии и Украины на торфяных почвах по сравнению с полесскими ландшафтами Рязанской Мещёры было известно специалистам-радиоэкологам еще в 50-60-е годы (Проблемы …, 2013). Причина этого заключалась в различном минералогическом составе почв: наличие глинистых минералов в почвах Рязанской Мещёры существенно снижало биологическую доступность ^{137}Cs.

Этот факт на примере «чернобыльских» выпадений нашел подтверждение уже к 1990 г. в работах радиобиологов Украины, где в Ровенской и Волынской областях (полесские ландшафты) при плотности загрязнения ^{137}Cs территории, равной 3-5 Ки/км^2 (111-185 кБк/м^2) и меньше, были превышены нормативы на загрязнение молока и мяса. Причина этого заключалась в том, что коэффициент перехода (TF) ^{137}Cs (м^2·х кг$^{-1}$) в сено естественных трав (а соответственно и доза от внутреннего облучения населения за счет потребления молока) зависели от типа почвы, положения в рельефе (автоморфные или гидроморфные ландшафты). В целом на торфяных почвах, по сравнению с песчаными, загрязнение травы ^{137}Cs было более высоким. В отдельных хозяйствах доза внутреннего облучения населения за счет потребления молока коров при равной плотности загрязнения ^{137}Cs на пастбищах, но в разных ландшафтных условиях, могла различаться до 24-х и более раз (Зубец и др., 2011).

Это дало основание Б.С. Пристеру (1999) отнести такие ландшафты к «критическим». К «критическим» ландшафтам относятся такие, для которых при одинаковой плотности загрязнения радионуклидами наблюдается повышенный уровень загрязнения сельскохозяйственной продукции.

Однако вплоть до 1988 г. в Ровенской и Волынской областях, где плотности загрязнения ^{137}Cs территории составляли 3-5 и меньше Ки/км^2 (111-185 кБк/м^2), особенности ландшафтных факторов не принимались в расчет, несмотря на то, что продукты питания (молоко и мясо) были загрязнены сверх допустимых уровней. Только начиная с 1988 г. на этих территориях начали

проводить сельскохозяйственные контрмеры, направленные на уменьшение загрязнения сельскохозяйственной продукции.

Для успешной ликвидации последствий радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС необходимо было выбрать критерий, в соответствии с которым следовало провести зонирование территории по степени радиационной опасности. К этому времени Госкомгидрометом уже были проведены масштабные работы по составлению карт радиоактивного загрязнения для территорий 19-ти областей бывшего СССР. Особое внимание уделялось оконтуриванию территории с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 1 Кюри/км^2 (37 кБк/м^2), которые согласно Закону №1244-1 от 15.05.1991 «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» были отнесены к загрязненным территориям. В качестве граничной плотности загрязнения по ^{137}Cs было выбрано значение 15 Ки·км^2 (555 кБк/м^2).

Поскольку для зонирования загрязненных территорий был выбран критерий плотности загрязнения, тогда как радиационное влияние в действительности определяется дозовой нагрузкой, обусловленной внешним и внутренним облучением, то следовало ввести корректировку за счет учета ландшафтных условий формирования дозовой нагрузки.

Состав и химические формы «чернобыльских» выпадений существенно отличались от тех, что были известны ранее, и это затрудняло прогнозирование развития ситуации. В отличие от Кыштымской аварии на Урале, где главным источником радиационной опасности был ^{90}Sr, в окружающую природную среду зоны влияния Чернобыльской аварии попало значительное количество частиц ядерного топлива, трансурановых элементов и чрезвычайно большое количество ^{I37}Cs. Поведение ^{137}Cs в пищевых цепях было изучено значительно слабее по сравнению со ^{90}Sr, поэтому после аварии на ЧАЭС потребовалось проведение специальных исследований по нормированию его содержания в окружающей среде (Проблемы ..., 2013).

Основные предложения по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС готовились учеными радиоэкологами, членами рабочих групп Комиссии Госплана СССР весной 1990 г. (председатель комиссии академик Н.Н. Моисеев) для Верховного Совета СССР. Согласно принятому Закону Совета Министров СССР в принятом Постановлении от 30 июня 1990 г. № 645 «Об обеспечении выполнения Постановления Верховного Совета СССР «О Единой Программе по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС и ситуации, связанной с этой аварией» отдельным пунктом прописана необходимость «завершить составление в 1991 году сводных средне- и крупномасштабных ландшафтно-геохимических и радиоэкологических карт для всей загрязненной радионуклидами территории».

Предложение о составлении средне- и крупномасштабных ландшафтно-геохимических и радиоэкологических карт для всей загрязненной радионуклидами территории как основы для планирования реабилитационных мероприятий было выдвинуто географами, участниками ликвидации последствий аварии (ЛПА) на ЧАЭС и поддержано акад. Н.Н. Моисеевым как метод системной интеграции радиоэкологических и ландшафтных данных.

Выполнение работ по ландшафтно-геохимическому и радиоэкологическому картографированию было поручено АН СССР. Для научного сопровождения мероприятий по минимизации радиационных рисков на загрязненных радионуклидами территориях в ГЕОХИ АН СССР была разработана программа комплексного ландшафтно-геохимического и радиоэкологического картографирования загрязненных территорий (Коробова и др., 1991; 1993; Линник и др., 1991; Korobova, Linnik, 1993).

Исследования по ландшафтно-геохимическому и радиоэкологическому картографированию стали первой пробой теоретического и методологического обобщения методов географических исследований – в первую очередь картографического моделирования и организации геоинформационных систем для радиоэкологического моделирования.

1.7. Факторы пространственно-временной дифференциации техногенных радионуклидов

Распределение техногенных радионуклидов в окружающей среде характеризуется различными пространственно-временными масштабами (Линник, 2008б, рис. 1.1). В результате аварии на ЧАЭС, где активная фаза поступления радионуклидов из реактора датируется временным интервалом 26 апреля – 9 мая 1986 г., радиоактивное загрязнение распространилось на тысячи километров. По пространственным масштабам загрязнения авария на ЧАЭС почти сопоставима с загрязнением, вызванным глобальными выпадениями в результате атмосферных испытаний ядерного оружия.

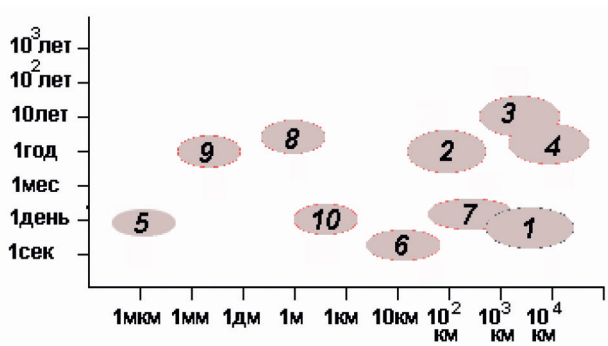


Рис. 1.1. Пространственно-временные масштабы дифференциации техногенных радионуклидов в ландшафтах: **1** – радиоактивное загрязнение в результате аварии на ЧАЭС; **2 –** радионуклидное загрязнение р. Теча; **3** – радионуклидное загрязнение р. Енисей; **4** – глобальное загрязнение окружающей среды в результате выпадений продуктов испытаний ядерного оружия; **5 –** сорбция радионуклидов в системе «вода – донные отложения»; **6 –** «мокрые» выпадения; **7** – «сухие» выпадения; **8** – латеральная миграция ^{137}Cs; **9** – радиальная миграция ^{137}Cs; **10 –** загрязнение молока в пастбищный период.

С другой стороны, сбросы радионуклидов на предприятиях ЯТЦ охватывают временной период примерно 30 лет (ГХК, г. Железногорск, загрязнение р. Енисей на расстоянии 2000 км) и 4-6 лет (р. Теча, протяженность зоны загрязнения около 200 км, сбросы ПО «Маяк»).

Высокой скоростью (часы, сутки) и небольшими масштабами (микроны) характеризуются сорбционные процессы в системе «вода – донные отложения». Биогеохимическая миграция ^{137}Cs на пастбищах, где содержится крупный рогатый скот, ограничена размерами отдельных хозяйств и по времени соответствует часам (суткам).

Латеральная миграция ^{137}Cs на почве может наблюдаться в течение нескольких лет на расстояниях до нескольких сот метров, тогда как радиальная миграция в почве за этот же период – сантиметры – десятки сантиметров.

Дифференциация радионуклидов в ландшафтах определяется, с одной стороны, формами поступления и нахождения в ландшафтах, с другой – природной обстановкой, включающей как ландшафтно-геохимические, так и ландшафтно-геофизические факторы.

Глобальный перенос радионуклидов контролируется геофизическими факторами, тогда как на ландшафтном уровне наряду с геофизическими факторами действуют геохимические и биогенные факторы. Техногенные изотопы, поступившие в окружающую среду от точечных источников, используются как трассеры для исследования биогеохимического круговорота и абиогенной миграции.

Геофизические факторы распределения техногенных радионуклидов в ландшафтах

Роль геофизических факторов в широтном распределении глобальных выпадений достаточно подробно исследована в работах (Израэль, 1996; 2000; 2006; Израэль и др., 1990). Создание Атласа радиоактивного загрязнения позволило выявить региональные закономерности распределения техногенных радионуклидов, связанные с орографическими факторами (Квасникова и др., 1993).

До Чернобыльской аварии роль ландшафтных факторов в распределении радионуклидов не была исследована в должной степени, поскольку ландшафтные методы исследований в радиоэкологии практически не применялись. Использовался отраслевой покомпонентный подход, что было вполне оправдано для решения конкретных задач в агроэкологии и лесной экологии.

Анализ распределения загрязнения ^{137}Cs на разных масштабных уровнях предоставил уникальную возможность исследования уровней ландшафтной организации. Радиоактивное загрязнение сформировалось в результате атмосферных выпадений, которые под действием ландшафтных факторов трансформировались в поля радионуклидного загрязнения различной иерархической структуры.

Накопленные в 4-м аварийном блоке ЧАЭС изотопы стронция и трансплутониевых элементов являлись тугоплавкими элементами, в результате аварии они выпали преимущественно в ближней 30-км зоне. Изотопы цезия как летучие продукты в результате атмосферного переноса распространились на значительных территориях, вплоть до Урала на востоке и в странах Западной Европы (Квасникова и др., 2000а).

Первый масштабный уровень загрязнения ^{137}Cs связан с процессами атмосферного переноса. Именно атмосферный перенос определил особенности глобальных выпадений продуктов ядерных испытаний (Израэль, 1974; Болтнева и др., 1977). Направление и скорость ветра на разных высотных уровнях были главными факторами в трансграничном переносе радиоактивных продуктов, сформировавшихся в результате аварии на ЧАЭС. Конкретная синоптическая ситуация, в первую очередь интенсивность выпавших осадков, определяла характер региональных полей радионуклидного загрязнения аварийного выброса на ЧАЭС.

Взаимодействие загрязненных радионуклидами воздушных масс с подстилающей поверхностью определило второй масштабный уровень поля радионуклидного загрязнения. В результате картографирования радиоактивного загрязнения выявлена важная роль орографических факторов в осаждении радионуклидов, как это было установлено для Донецкого кряжа (Квасникова и др ..., 1993).

Третий уровень дифференциации радиоактивного загрязнения связан с интенсивностью атмосферных осадков, которые вымывали аэрозоли из радиоактивного облака. Это привело к крайне неоднородной структуре поля радиоактивного загрязнения территории, которую можно рассматривать как суперпозицию двух стохастических процессов: объемной активности радионуклидов в атмосфере в момент прохождения облака и интенсивности выпадающих осадков. При «сухих» выпадениях сформировались более однородные по плотности радионуклидного загрязнения участки.

Пространственно-временной масштаб полей радионуклидного загрязнения связан также с ландшафтным строением территории. Дифференциация выпадений на «сухие» и «мокрые» разнообразила картину радионуклидного загрязнения территорий, а сам характер природных и антропогенных ландшафтов (лесные участки, пойменные ландшафты, агроценозы) определил следующий масштабный уровень ландшафтной дифференциации, где важное значение имело сезонное состояние ПТК на момент выпадений (степень затопления пойменных ПТК, фенофаза лиственных пород в лесу или растительности на сенокосах и пастбищах).

В настоящее время представляет интерес не только определение интегральных характеристик радиоактивного загрязнения (суммарный запас изотопа), но также дифференциация радионуклидного загрязнения в зависимости от ряда условий: ландшафтных и хозяйственного использования. Это имеет существенное значение для выбора оптимальных стратегий использования загрязненных территорий.

Атмосферный перенос

Поскольку поступление радиоактивных веществ из разрушенного реактора продолжалось достаточно долгое время (с 26 апреля по 9 мая 1986 г.), то распространение радиоактивного загрязнения наблюдалось в различных направлениях и на большие расстояния (рис. 1.2). Направление ветра за этот период изменялось несколько раз, что привело к наложению радиоактивных следов (30-км зона ЧАЭС, а также Гомельско-Брянское пятно).

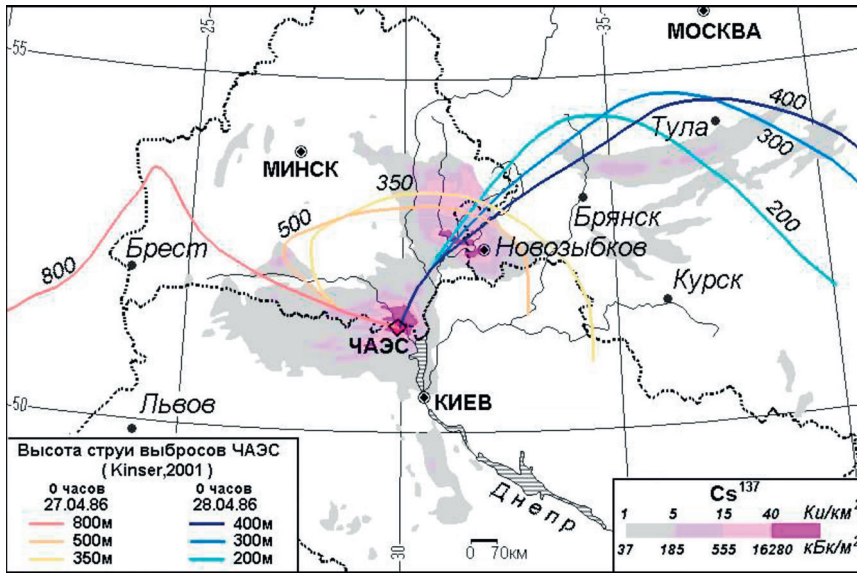


Рис. 1.2. Радиоактивное загрязнение в результате аварии на ЧАЭС.

На территории России выпадения радиоактивных изотопов происходили в следующей последовательности. В западной части Брянской области начало радиоактивных выпадений датируется 27 апреля 1986 г., когда радиоактивная струя из разрушенного блока перемещалась в северо-северо-восточном направлении Гомель–Могилёв, затем, не доходя до Могилёва, развернулась на восток и юго-восток и сформировала обширную зону радиационного загрязнения, куда попали города Новозыбков, Злынка, Красная Гора, Клинцы. Восточнее г. Клинцы выпадения первого периода радиоактивного загрязнения не прослеживаются.

Второй этап радиоактивного загрязнения территории России датируется 28-29 апреля, когда загрязненные радиоактивными веществами воздушные массы перемещались в северо-восточном направлении и вымывались осадками. Выпавшие крайне неравномерно осадки сформировали сложное и неоднородное по плотности поле радиоактивного загрязнения в западной части Брянской области. Радиоактивные выпадения этого же периода сформировали Тульско-Калужское радиоактивное пятно, а также слабые зоны загрязнения в Орловской, Курской и ряде других областей России, вплоть до Урала и Западной Сибири.

Существует два механизма удаления радионуклидов из атмосферы: сухое осаждение и вымывание осадками. Поступивший в атмосферу ^{137}Cs из 4-го блока ЧАЭС переносился в составе аэрозольных частиц размером 0,5-1,0 мкм (Пути миграции, 1999), причем в дождевой воде он находился в коллоидной и в меньшей степени в ионной форме. Сухое выпадение частиц происходит непрерывно, время нахождения таких частиц в атмосфере составляет 7-30 дней.

Мокрые выпадения сформировали локальные зоны радиоактивного загрязнения, благодаря переменной интенсивности атмосферных осадков

на земной поверхности наблюдаются крайне неоднородные зоны радиоактивного загрязнения. На рис.1.3 приведен фрагмент загрязнения западной части Брянской области ^{137}Cs по результатам аэрогаммасъемки, которое в деталях существенно отличается от сглаженного поля радиоактивного загрязнения, моделируемого традиционными интерполяционными процедурами.

Как видно на рис. 1.3, загрязнение ^{137}Cs имеет исключительно неоднородный («пятнистый») характер, что обусловлено как нестационарной динамикой выброса, так и меняющимися метеорологическими условиями распространения радиоактивных продуктов. Особенно крупное пятно загрязнения образовалось на стыке Могилевской, Гомельской (Беларусь) и Брянской областей (РФ), где интенсивные дожди выпадали 28 и 29 апреля, и далее в районе Тульской, Орловской и Калужской областей. В ряде стран Европы была также установлена корреляция выпавших осадков с плотностью загрязнения ^{137}Cs.

Миграция радионуклидов в значительной степени зависит от физико-химических свойств продуктов выпадений. Так, конденсационные частицы отличались высокой растворимостью, тогда как частицы топливного типа не вступали во взаимодействие с почвой (Долин, 2001). Радионуклидное загрязнение территории Брянской области относится к конденсационному типу выпадений, однако в ряде районов установлено присутствие «топливной» компоненты в выпадениях, что дает основание отнести их к «смешанному» типу выпадений.

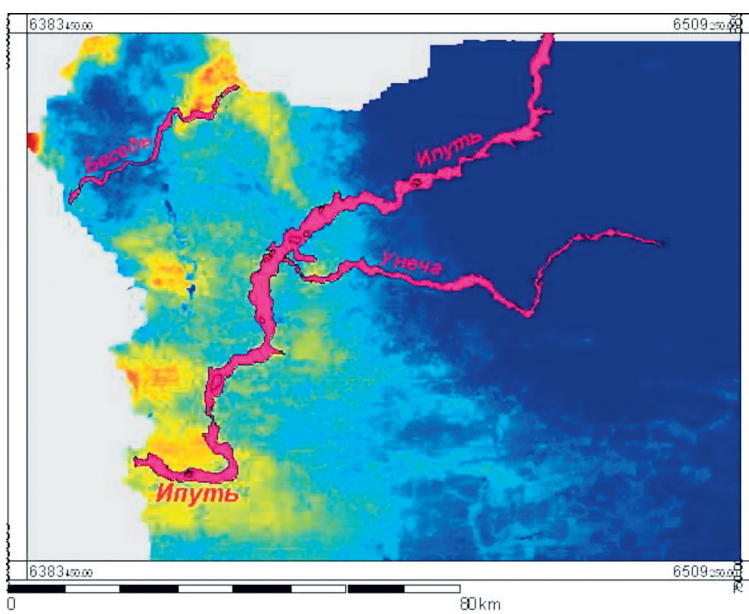


Рис. 1.3 Аэрогаммасъемка Брянской области (ГНПО «АЭРОГЕОФИЗИКА», 1993 г.).

Следует подчеркнуть, что начальное поле радиоактивного загрязнения в полесских ландшафтах Брянской области практически не изменило свои очертания в силу слабой выраженности латеральной миграции.

Элементарные ландшафтно-геохимические системы, занимающие водораздельные поверхности, геохимически автономны (Глазовская, 2007). В автономных полесских ландшафтах отсутствует структурированность поля радионуклидного загрязнения, вызванная латеральной миграцией.

Водный перенос

Водный перенос в загрязнении ландшафтов играет главную роль в районах сброса жидких радиоактивных отходов в речные системы (р. Теча, р. Енисей), где радионуклидное загрязнение происходило в результате многолетних поступлений радиоактивных сбросов. Поэтому реальная картина загрязнения пойменных ландшафтов может быть представлена в виде «многослойного пирога», где каждый слой характеризует определенный гидрологический режим осаждения техногенных радионуклидов, причем в условиях динамичного протекания русловых процессов (р. Енисей) важное значение имеют процессы переотложения аллювиальных наносов, что резко усложняет поэтапную реконструкцию радиационной обстановки в поймах рек.

Загрязнение, вызванное сбросами радиоактивных веществ в речные системы, связано с таким геофизическим фактором, как гидрологическая обстановка. Причем важный фактор дифференциации распределения радионуклидов в пойменных ландшафтах р. Енисей – это длительность затопления по годам.

Для условий аэрального поступления радионуклидов на водную поверхность (авария на ЧАЭС) важное значение в формировании поля радионуклидного загрязнения имели гидрологические условия на дату выпадений радионуклидов.

В том случае, когда атмосферные выпадения продуктов аварии на ЧАЭС происходили в фазе вхождения пойменных вод в русло реки (р. Плава, р. Беседь), то дифференциация радионуклидного загрязнения пойменных ландшафтов не сильно выражена, как для затопленных на момент выпадений пойм рек Ипуть, Унеча.

Для р. Ипуть важный фактор дифференциации радионуклидов – это уровень затопления на момент аэрозольных выпадений, который четко разграничил пойменный ландшафт на две зоны: на затопленных участках формирование поля радионуклидного загрязнения связано с русловыми процессами, тогда как на вышедших из режима затопления поле загрязнения трансформировалось в результате смыва дождевыми осадками, затем выщелачивания из почвы радионуклидов в последующие годы в результате затопления.

Осажденные на водную поверхность радионуклиды в дальнейшем были вынесены за пределы бассейна, будучи частично депонированными в донных отложениях и на затопленных участках поймы. После вхождения вод в русло наблюдалась фиксация радионуклидов в почвенном покрове. Последующие паводки, когда ^{137}Cs прочно сорбировался почвенными частицами, приводили к медленному выщелачиванию радионуклидов из порового раствора в самой пойме, однако в общем это не оказало суще-

ственного влияния на структурное изменение поля загрязнения, в целом вклад поймы в вынос радионуклидов был минимальным (проценты и доли процентов).

В полесских ландшафтах структура поля радионуклидного загрязнения после аварии на ЧАЭС (практически разовое поступление) сформировалась в первые две весенние недели после аварии, тогда как в пойменных ландшафтах р. Ипуть и р. Унеча радионуклидное загрязнение низкой поймы продолжало формироваться также в летний период 1986 г. согласно с гидрологическим режимом затопления пойменных массивов.

Биогеохимические и геохимические факторы дифференциации техногенных радионуклидов

В начальный момент аварии на ЧАЭС 60-90% радиоактивных выпадений в лесных ландшафтах было задержано надземной фитомассой древостоя. Главным фактором, определяющим скорость естественного самоочищения крон, являлась интенсивность ростовых процессов (Тихомиров и др., 1993). По истечении года после аварии основная часть радионуклидов (95%) переместилась из надземной части древесного яруса на поверхность лесной подстилки.

В лесных ландшафтах дифференциация радионуклидного загрязнения при общем случайном характере выпадений происходила при осаждении на поверхности крон деревьев. В смешанных лесах Брянской области дифференциация загрязнения ^{137}Cs связана с тем, что в конце апреля – начале мая 1986 г. аэрозольные частицы по-разному перехватывались кронами деревьев: на хвойных породах аэрозоли осаждались на поверхности крон, под лиственными породами, которые на момент выпадения были без листвы, – осаждались на почву.

Первичная картина поля загрязнения усложнялась при мокрых выпадениях – при интенсивных осадках образовались микроструктуры загрязнения, связанные как с пространственной неоднородностью выпадения дождевых осадков, так и с полнотой древостоя и плотностью крон.

Существующая микропятнистость радионуклидного поля загрязнения на локальном уровне в лесных ландшафтах имеет признаки первичной структурированности в результате перехвата кронами деревьев аэрозольных частиц.

Поступившие на поверхность почвы радионуклиды в дальнейшем концентрировались в дерновом слое или подстилке, выполняющих роль биогеохимического барьера (Щеглов, 1999).

Латеральная миграция радионуклидов в составе поверхностного стока как фактор дифференциации была несущественна: за 5 лет после аварии в 30-км зоне ЧАЭС не наблюдалось явно выраженного перераспределения радионуклидов в системе геохимически сопряженных лесных ландшафтов (Тихомиров и др., 1993).

Роль минералогического и гранулометрического состава пород в дифференциации радионуклидов наиболее ярко проявляется в пойменных ландшафтах. Здесь за счет русловых процессов происходит дифференциация

аллювиальных отложений по гранулометрическому составу, а с ним и радионуклидного загрязнения.

Сохраняющиеся высокие уровни радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий обуславливают необходимость проведения комплекса реабилитационных мероприятий, направленных на снижение перехода радионуклидов на цепочке «почва – сельскохозяйственная продукция – продукты питания – человек». В числе этих мер – агротехнические, агрохимические и агромелиоративные мероприятия на сельскохозяйственных угодьях, специальные мероприятия в животноводстве.

Для прогнозных расчетов важным показателем служит параметр «период полувыведения», аналогичный физическому параметру «период полураспада». Период полувыведения из корнеобитаемого слоя оставался слишком большим для многих почв. Эффективное время полувыведения цезия из корнеобитаемого слоя варьировало от 10 до 25 лет. Загрязнение сельскохозяйственной продукции достигало максимальных значений в первые годы, затем экспоненциально снижалось с периодом полувыведения 10-15 лет для цезия. В дальнейшем было установлено, что время убывания загрязнения сельскохозяйственной продукции оказалось несколько дольше, чем ожидалось изначально, за счет иммобилизации цезия и отсутствия контрмер (Фесенко и др., 2004).

Для долговременного прогноза радиоэкологической обстановки в луговых экосистемах и агроценозах были разработаны динамические модели миграции ^{137}Cs (Fesenko et al., 1995; 1997; 2004), определены коэффициенты перехода «почва-растение» в луговую растительность на автоморфных и гидроморфных почвах, предложены принципы радиоэкологического мониторинга агроэкосистем (Санжарова, 1997), а также методы изучения горизонтальной и вертикальной миграции ^{137}Cs в склоновых ландшафтах (Кузнецов и др., 2009а; 2009б). Комплексные радиоэкологические исследования в лесных экосистемах (Тихомиров и др., 1990; Щеглов, 1999) послужили основой построения математических моделей миграции радионуклидов (Mamikhin, 1995; Мамихин, 2003; 2004).

Предложенная концепция биогеохимического самоочищения радиоактивно загрязненных территорий (Соботович, Долин, 2006), а также кинетическая модель трансформации форм нахождения техногенных радионуклидов в различных почвах полесских ландшафтов (Геохимия ..., 2002; Бондаренко, 2006) служат фундаментом прогнозных ландшафтно-радиоэкологических моделей, ориентированных на максимально возможную пространственно-временную детализацию структуры радиальных и латеральных потоков техногенных радионуклидов.

1.8. Ландшафтные методы пространственно-временного анализа распределения техногенных радионуклидов

Развитие методов пространственно-временного анализа распределения техногенных радионуклидов имеет принципиальное значение для долгосрочного планирования радиоэкологической обстановки на загрязненных территориях. Методические принципы ландшафтного анализа разрабаты-

ваются в ставших уже классическими методах картографирования, а также в сравнительно новом направлении геоинформационного моделирования.

Пространственно-временная организация ландшафтов на разных масштабных уровнях, как основа радиоэкологической оценки загрязненных территорий, исследуется методами картографирования (Николаев, 1979; 2006; Преображенский и др., 1988; Исаченко, 1991; 2004; Мамай, 2005; Чистяков, 2006), а также методами математического моделирования (Сысуев, 1986; 2002; 2003; Сысуев, Алещенко, 2005; Симонов, 1987; Арманд, 1988; Пегов, Хомяков, 1991; Кошелева, 2003; Пузаченко и др., 2002а; 2002б; Пузаченко, 2004; Черкашин, 1997; 2005; Викторов, 2006).

Принципы выявления закономерностей территориальной дифференциации на разных масштабных уровнях (Исаченко, 2004), теория геосистем (Сочава, 2005), а также географические аспекты взаимодействия природы и общества (Дьяконов, Дончева, 2002; Ретеюм, 2006) образуют теоретический фундамент ландшафтно-радиоэкологических исследований. Базовые концепции ландшафтоведения (Дьяконов, 2005) используются для решения различных задач экологических экспертиз (Дьяконов, Дончева, 2002), включая радионуклидное загрязнение, а также для управления природными ресурсами этих территорий (Ретеюм, 1988).

Методы математической морфологии ландшафта, основанные на анализе пространственных ландшафтных структур, нашли применение при анализе динамики природной среды, оценке природных рисков (Викторов, 2006). Выявление иерархических структур радионуклидного загрязнения может быть полезным для выявления закономерностей пространственно-временной организации ландшафтов с характерными временами от суток до нескольких десятков лет.

Формирование в 70-е годы XX века структурно-динамического направления в ландшафтоведении (Дьяконов, Солнцев, 1998) базировалось на стационарных исследованиях, своего рода полевых лабораториях, где проводились крупномасштабные полевые исследования, нацеленные на изучение структуры, интенсивности потоков вещества, их трансформации в условиях антропогенного воздействия.

Геофизические методы исследования ландшафта, точнее физика географических систем локального и регионального уровня изучает природно-территориальные комплексы как функционально-целостные системы, физическую сторону взаимодействия компонентов геосистем (Сысуев, 1986; 2003).

Традиционная задача физической географии – анализ факторов пространственной дифференциации и формирования геосистем (в том числе анализ физических полей) – имеет также геофизический аспект (Дьяконов, 1988). Ведущий метод исследования – балансовый, используемый наряду с традиционным сравнительным анализом. По форме организации экспериментальных работ геофизика ландшафта базируется на стационарных и полустационарных исследованиях.

Методологические принципы организации стационарных ландшафтно-радиационных исследований базируются на ландшафтно-геофизическом направлении (Дьяконов, 1988; 1991; Беручашвили, 1990; Сысуев, 2003), которое использует как традиционные ландшафтные методы поле-

вых и стационарных исследований, так и физические методы измерения радиоактивности с использованием полевой радиометрии.

Выбор ландшафтно-геофизического направления в радиоэкологических исследованиях обусловлен также тем, что в дальнейшем при геоинформационном моделировании широко используются ЦМР (Цифровая модель рельефа). Процессы латеральной миграции в ландшафтах контролируются гравитационными процессами, что находит отражение в поверхностном смыве вещества. Геофизические процессы (жидкий и твердый сток) базируются в значительной степени на гравитационных ускорениях – именно геофизические процессы задают направление и скорость процесса (Сысуев, 1986; 2002; 2003).

Использование различных физических методов моделирования (Сысуев, 2003; Сысуев, Алещенко, 2005; Сысуев, Солнцев, 2006) в качестве входных параметров модели основано на обработке рельефа (крутизна, экспозиция и т.д.). Однако следует учитывать, что для моделирования латеральной миграции одних физических критериев явно недостаточно, необходимо «включение» в модель геохимических факторов, которые в реальности и контролируют процессы латеральной и радиальной миграции радионуклидов. Так, для ^{137}Cs принципиальное значение имели формы нахождения: спустя 20-30 лет после аварии содержание водорастворимых форм в почве по сравнению с периодом выпадений снизилось на порядки, водная миграция ^{137}Cs в настоящее время достаточно слабая. Однако биогеохимический круговорот продолжает оставаться довольно интенсивным (Линник, 2007), и этот процесс не может быть адекватно объяснен одними геофизическими факторами.

Временной аспект ландшафтно-радиационных исследований включает исследование скорости латеральной и вертикальной миграции, которая спустя несколько лет после аварии на ЧАЭС привела к затуханию интенсивности абиогенных потоков ^{137}Cs, связанных с трансформацией обменно-сорбированных форм в почвенном поглощающем комплексе.

Использование одного ландшафтного анализа в классическом понимании для моделирования распределения техногенных радионуклидов недостаточно и должно сопровождаться дополнительными (гидрологическими, гранулометрическими и прочими) результатами, которые в своей совокупности могут дать целостное представление о формировании поля радионуклидного загрязнения.

Анализ русловых процессов, в частности движение взвешенных наносов, необходим для понимания процессов миграции не только радионуклидов, но также и тяжелых металлов, пестицидов и других органических загрязнителей. В данном случае радионуклиды могут быть использованы как метка, характеризующая гидродинамические условия переноса и осаждения сорбированных на взвеси различных загрязнителей.

В работах ландшафтоведов (Дьяконов, Солнцев, 1998; Сысуев, 2003) развиты теоретические представления о геосистемной организации, под которой понимается возникновение во времени и пространстве структурированности исследуемых явлений, в нашем случае структурированности распределения радионуклидов на микроландшафтном уровне. Картографи-

рование с разной степенью детальности как раз и нацелено на выявление иерархии таких структур, степени их выраженности, упорядоченности латеральных потоков радионуклидов на разных уровнях ландшафтной организации.

Соотношение факторов дифференциации и показателей интеграции определяется выбранной моделью геосистемы (фация, ландшафт, речной бассейн). В пределах отдельных морфологических частей ландшафта происходит дифференциация потоков радионуклидов, для твердого стока обусловленная различной интенсивностью эрозионных процессов, интеграция связана с аккумуляцией (по днищам балок и других элементов гидрографической сети). Следующий уровень интеграции – это бассейны более крупного порядка. Причем за счет затухания процессов миграции (имеется в виду твердый сток) на каждом последующем звене гидрографической сети происходит снижение интенсивности потока за пределы геосистемы. Аналогичные идеи развиваются в геохимии ландшафта, где предложена теория каскадно-геохимических систем (Перельман, Касимов, 1999).

Применение искусственных изотопов для решения различных географических задач берет начало с 60-х годов XX века, когда глобальный ^{137}Cs стал использоваться как радиоактивная метка для датировки современных озерных отложений (Ritchie et al., 1973), а также для оценки эрозионных процессов (Ritchie, McHenry, 1990). Отдельное направление исследований с использованием ^{137}Cs как маркера разрабатывается в геоморфологии для количественной оценки интенсивности перераспределения наносов в верхних звеньях флювиальной сети в пределах равнин умеренного климатического пояса (Голосов, 2000; 2006; Golosov, 2003; Golosov et al., 2013; Иванова и др., 2014; 2016; Шамшурина и др., 2011; 2016; Иванов и др., 2017), оценке трендов изменений деградации пахотных почв за последние 70 лет (Belyaev et al., 2009; Голосов и др., 2017), для оценки транспорта и осаждения взвешенных наносов в речных системах (Panin et al., 2001; Walling, 2003; Маркелов и др., 2012; Belyaev et al., 2013).

Для оценки процессов вторичной миграции радионуклидов были проведены исследования перераспределения радионуклидов чернобыльского происхождения на балочных водосборах в бассейне р. Локна в центральной части Плавского цезиевого пятна (Golosov et al., 1999; Голосов, Квасникова, 2000), а также малых водосборах в Курской области (Шамшурина, 2009). Ландшафтные методы исследования были применены при изучении трансформации первичного поля радиоактивного загрязнения почв Брянского полесья (Квасникова, 2002; Квасникова и др., 2002; 2006).

Выполненные в 2000-е годы работы по исследованию трансформации поля загрязнения в полесских ландшафтах Брянской области (Квасникова и др., 2002; 2005; 2006; 2009; Манзон, 2010) показали, что картина первичного формирования поля загрязнения полесских пойм сохраняется по сей день.

Смыв ^{137}Cs с террасовой части долины малых рек за период 1986-1992 гг. составил 1,57%, за 18 лет на склоновой части агроценоза крутизной 4º было смыто 3,9%. В автоморфных лесных ландшафтах пространственная

корреляция ^{137}Cs отсутствует, поле загрязнения имеет случайный характер, процессы латеральной миграции на расстояниях свыше 10 м достоверно не установлены (Линник, 2008а).

Крупномасштабные исследования распределения радионуклидов в ландшафтах имеют важное методическое значение для выявления факторов и механизмов формирования техногенных геохимических аномалий. Радиоэкологический прогноз на ландшафтной основе требует организации специализированных полигонных исследований для проведения мониторинговых исследований (Линник, 2010а), где данные собираются «под модель». Для стационарных исследований это означает организацию таких полигонов, которые обеспечивали бы возможность наблюдения за распределением радионуклидов с разрешением от сантиметров (вертикальная миграция) до десятков метров с целью обоснованного перехода к моделям ландшафтного распределения более высокого ранга.

Картографирование как метод пространственного анализа радионуклидного загрязнения

На основе разработанной в Институте глобального климата и экологии РАН РФ теории картографирования радиоактивного загрязнения и данных радиационного мониторинга создан целый ряд картографических произведений, обобщающих информацию о радиоактивном загрязнении территории бывшего СССР и Европы.

Работы по картографированию радионуклидного загрязнения выполнялись под руководством академика Ю.А. Израэля (Израэль и др., 2000; Квасникова, 2000; Израэль, Квасникова, 2007). Решающий вклад в выполнение этих работ внесла Е.В. Квасникова (Квасникова, 2000) со своими коллегами. Именно благодаря ее энтузиазму и профессионализму географический подход в приложении к проблемам радиоактивного загрязнения получил признание среди радиоэкологов, в том числе и международное.

Радиационная картография прошла значительный путь от составления первых картосхем мощностей дозы гамма-излучения к детальным картам загрязнения местности ^{137}Cs и ^{90}Sr. Крупномасштабные съемки радиоактивного загрязнения для целей мониторинга выполнялись средствами аэрогаммаспектрометрической съемки с борта самолетов или вертолетов, приспособленных к полетам на малых высотах (Коган и др., 1991). Для верификации результатов аэрогаммасъемки методом «конверта» в пятикратной повторности отбирались пробы почвы для лабораторного определения плотности загрязнения радионуклидами (Martynenko et al., 2014).

Работы по картографированию радиоактивного загрязнения завершились составлением двух атласов: Атласа радиоактивного загрязнения России, Беларуси и Украины после аварии на ЧАЭС (Атлас ..., 1998а) , а также Атласа радиоактивного загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии, созданного совместно с Европейской Комиссией (Атлас ..., 1998б; Израэль и др., 2000; Квасникова, 2000; Израэль, Квасникова, 2007). В создании Атласа загрязнения Европы принимали участие ученые 30-ти стран. Эти Атласы (Атлас ..., 1998а; 1998б) впервые в мировой практике дали пол-

ный анализ распределения радиоактивного загрязнения в Европе после аварии на ЧАЭС.

Обобщение картографических данных позволило оценить распределение ^{137}Cs на территории России и стран Европы: 15% выброшенного из аварийного реактора ^{137}Cs, накопившегося к моменту аварии, составило 6,4 х 10^{16} Бк. Из них 4,7 х 10^{16} Бк (т.е. 73%) выпало в Европейской части СССР (Атлас ..., 1998б). Таким образом, выполненные картографические исследования позволили составить радиационный кадастр по основным источникам радиоактивного загрязнения России.

Картометрические расчеты, выполненные по программе радиационного картографирования России, показали, что суммарное загрязнение ^{137}Cs территории страны составило 56,7 ПБк (1,53 млн Ки), из которых 58% приходится на глобальное загрязнение, 38% – это результат «чернобыльских» выпадений (на Европейскую часть России приходится около 90%). Остальные источники загрязнения ^{137}Cs, на долю которых приходится соответственно 3,6% – это результат аварийных ситуаций на ПО «Маяк» на Южном Урале и 0,4% – результат сбросов жидких радиоактивных отходов Красноярским ГХК в р. Енисей. На долю прочих источников загрязнения ^{137}Cs приходится менее 0,1%.

В процессе картографирования были получены важные результаты, связанные с анализом структуры полей радиоактивного загрязнения. Было установлено, что радиоактивное загрязнение после аварии на Чернобыльской АЭС может быть представлено как совокупность следов различного масштаба: от локального до полуглобального. Анализ карт радиоактивного загрязнения показал, что при сглаживании экстремальных значений ^{137}Cs по мере удаления от 30-км зоны ЧАЭС плотность загрязнения этого изотопа снижается в *е* раз на расстоянии до 500 км. В районах чернобыльского загрязнения очень отчетливо наблюдается значительная внутренняя вариабельность в пределах оконтуренных пятен выпадений. Для территорий, удаленных от ЧАЭС на 100 км и более, отклонения от расчетного экспоненциального спада могут достигать 40%. Наиболее вероятная причина, искажающая экспоненциальное снижение уровней загрязнения вдоль осей радиоактивных следов, – это влияние атмосферных осадков на формирование первичного поля радиоактивного загрязнения (Израэль и др., 1994).

Анализ синоптической обстановки для территорий с высокой плотностью радионуклидного загрязнения однозначно подтвердил решающую роль осадков («мокрые» выпадения) в формировании поля загрязнения ^{137}Cs. Так, в странах Западной Европы (Южная Бавария и Австрия), где в момент прохождения радиоактивного облака выпадали атмосферные осадки, уровни радиоактивного загрязнения превышали загрязнение в Киеве и Минске. Хотя эти города расположены ближе к месту аварии, но в них при прохождении радиоактивного облака выпадение атмосферных осадков не наблюдалось (Израэль, 2006).

В границах радиоактивных «пятен» по выделенным следам атмосферных выпадений радионуклидов также наблюдалась значительная внутренняя вариабельность плотности загрязнения. Интересно отметить, что такая

вариабельность плотности загрязнения ^{137}Cs наблюдалась на различных масштабных уровнях, в том числе на коротких расстояниях. Так, в 30-км зоне ЧАЭС был установлен факт микровариабельности, когда на расстоянии в несколько метров – десятков метров уровни загрязнения ^{137}Cs могли существенно изменяться. В работе (Израэль и др., 1990) отмечено, что при отборе проб методом «конверта» с площади 100 м^2 в 30-км зоне ЧАЭС результаты анализов пяти проб по ^{137}Cs могли отличаться по абсолютным значениям в 3-10 раз. Аналогичные факты неоднородности поля загрязнения ^{137}Cs на микроландшафтном уровне при исследовании влияния эрозионных процессов на перераспределение ^{137}Cs на Плавском пятне (Тульская область) отмечались в работе (Квасникова и др., 1999), а также для полесских лесных ландшафтах Брянской области (Линник и др., 2004).

Заглубление ^{137}Cs снижает мощность экспозиционной дозы (МЭД). Скорость заглубления ^{137}Cs зависит от ландшафтных условий (характера почвенного покрова). Для прогнозных оценок МЭД в зависимости от заглубления ^{137}Cs в почве были разработаны специальные алгоритмы. Математическое моделирование МЭД для различных ландшафтных условий впервые было реализовано на мониторинговых площадках РНЭЦ Госкомчернобыль РФ (Районирование ..., 1993) в совместных работах с НПТ «РЭКОМ».

Результаты радиоэкологических исследований различными коллективами ученых показали, что для всех типов почв умеренного пояса в автоморфных ландшафтах, без проявлений интенсивных эрозионно-аккумулятивных процессов, преобладающее количество радионуклидов (более 70%) сосредоточено в верхнем 0-20 см слое (Израэль и др., 2012). Максимальной миграционной способностью обладает ^{90}Sr, минимальной – трансурановые радионуклиды, ^{137}Cs занимает промежуточное положение. Максимальная вертикальная миграция радионуклидов наблюдается в почвах гидроморфного ряда. Миграционная способность радионуклидов определяется количеством водорастворимых и обменных форм: их увеличение закономерно приводит к повышенной биогенной и абиогенной миграции (заглублению в почве).

Результаты деятельности предприятий атомной промышленности, а также продукты испытания ядерного оружия в итоге могут приводить к загрязнению объектов гидросферы за счет эрозионных процессов, идущих на водосборах (Израэль и др., 2012). Исследования (Квасникова, 2002; Линник, 2008а) привели к формулированию однозначного мнения о перспективности бассейнового метода для изучения радиоактивного загрязнения ландшафтов суши с целью оценки латеральных связей в сопряженных ландшафтах от элювиальных до гидроморфных.

Радиоэкологическая обстановка конкретной загрязненной территории определялась не только уровнем радиоактивного загрязнения, но в значительной степени ландшафтными условиями, контролирующими интенсивность биогенной и абиогенной миграции радионуклидов. Поэтому предложенные методы организации радиационного мониторинга и картографирования загрязненных территорий проводились с учетом ландшафтной структуры, которая служит основой дифференцированной радиоэкологической оценки и планирования реабилитационных мероприятий.

Полученные картографические данные по пространственному распределению ^{137}Cs для 19-ти субъектов России, где наблюдается превышение принятого для контроля уровня загрязнения (40 кБк/м^2, или 1,08 Ки/км^2), были использованы в последующие годы для долгосрочного прогноза изменения плотности загрязнения. Прогнозные оценки включали не только физический распад ^{137}Cs, но также возможную трансформацию полей загрязнения за счет эрозионных и русловых процессов в зависимости от ландшафтных условий загрязненных территорий (Имшенник, Квасникова, 2010; Имшенник, 2011).

Проведенные расчеты показали, что для территорий с плотностью загрязнения свыше по ^{137}Cs 15 Ки/км^2 (555 кБк/м^2) потребуется не менее 100 лет, чтобы радиоактивное загрязнение достигло контрольных уровней загрязнения (Имшенник, 2011).

Ландшафтно-геохимические исследования в радиоэкологии

Первые ландшафтно-геохимические исследования миграции техногенных радионуклидов, на примере перераспределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в природных компонентах в зависимости от почвенно-геохимической обстановки, были выполнены в ставших уже классическими работах Ф.И. Павлоцкой (Павлоцкая, 1974*)* и Э.Б. Тюрюкановой (Тюрюканова, 1974; 1976).

Уникальность аварии на ЧАЭС заключается в масштабах радиоактивного загрязнения, охватившего значительную часть территории Украины, Беларуси, России и ряда стран Западной Европы. Поскольку выброс радиоактивности происходил в течение краткого периода (10 суток), использование «чернобыльского» трассера позволило в дальнейшем проследить и оценить скорости процессов биогенной и абиогенной миграции в различных ландшафтных и биогеохимических условиях.

В ГЕОХИ РАН в первые месяцы после аварии было выполнено биогеохимическое районирование загрязненных территорий на основе критерия безопасности для проживания населения. Критерием районирования был выбран средний уровень загрязнений территории плутонием (0,1 Ки/км^2) для зоны немедленного отселения и ^{137}Cs для оконтуривания остальных территорий. Для оценки условий миграции радионуклидов была составлена карта геохимических ландшафтов Припятско-Приднепровского региона (Коробова, 2016).

Начиная с 1987 г. берут начало первые ландшафтно-геохимические исследования в пределах регионов, попавших в зону выпадения чернобыльских радионуклидов. Особое внимание уделялось исследованиям, связывающим специфику поведения радионуклидов в почвах водах и местной растительности. При этом особое внимание уделялось проблеме трансформации пространственной структуры первичного поля загрязнения, осуществляемой за счет латеральной и вертикальной миграции выпавших радиоизотопов, изучалось содержание радионуклидов в отдельных почвенных горизонтах, поведение РН в системе геохимически сопряженных элементарных ландшафтов (ЛГС) разного вида и класса водной миграции, их содержание в типичной растительности, местных продуктах питания (Коробова, 2016).

В 30-км зоне ЧАЭС начиная с 1986 г. были начаты систематические исследования радиальной и латеральной миграции техногенных радионуклидов на стационарных полигонах, которые проводились как сотрудниками МГУ (Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. и др.), так и украинскими геохимиками под руководством Э.В. Соботовича (Радиогеохимия …, 1992).

А.И. Перельманом и Н.С. Касимовым (Перельман, Касимов, 1999; Касимов, 2006) была разработана теория геохимических барьеров, которая сыграла важную роль для оценки миграции техногенных загрязнителей, включая радионуклиды, в ландшафтах. Геохимические барьеры, локализуя загрязнение, предотвращают его распространение в пределах ландшафта. Теория геохимических барьеров открывает возможности конструирования искусственных барьеров с целью снижения опасности пространственного распространения техногенного загрязнения.

В настоящее время достаточно подробно исследована роль ландшафтно-геохимических условий в процессах выноса и вторичного накопления радионуклидов на геохимических барьерах (Перельман, 1989; Соботович и др., 1992; Перельман и др., 1996; Геохимия ..., 2002; Содолько, 2002; Бондаренко, 2006; Соботович, Долин, 2006).

Существенная роль в концентрировании радионуклидов принадлежит биогеохимическим барьерам, к которым относятся дерновый горизонт и подстилка. Латеральная миграция радионуклидов в составе поверхностного стока как фактор дифференциации была несущественна: за 5 лет после аварии в 30-км зоне ЧАЭС не наблюдалось существенного перераспределения радионуклидов в системе геохимически сопряженных лесных ландшафтов (Щеглов, 1999). В целом фактор гидроморфизма играл ведущую роль как в латеральной, так и радиальной дифференциации техногенных радионуклидов, тогда как в автоморфных ландшафтах дифференциация техногенных радионуклидов практически не выражена (Геохимия ..., 2002; Щеглов, 1999).

Концепция геохимических барьеров нашла практическое применение для безопасного захоронения радиоактивных отходов. Принятая во многих странах концепция подземных хранилищ радиоактивных отходов в геологических формациях или солевых толщах основывается на идеях о многобарьерности системы, препятствующей миграции радионуклидов за пределы контрольной зоны (Калмыков, 2000).

Интересный вывод был сформулирован авторами исследования (Квасникова и др., 2006; 2009): профили вертикальных распределений ^{137}Cs в почвах транзитных, аккумулятивных и транссупераквальных ландшафтов за 20 лет после аварии все больше отклоняются от экспоненциальных распределений и все больше приходят в соответствие с положениями теории геохимических барьеров в почвах (Израэль и др., 2012).

Многолетние биогеохимические исследования (за период с 1998 г. по 2011 г.) миграции радионуклидов в полесских лесных ландшафтах Брянской области (Щеглов и др., 2014) позволили выявить закономерности снижения биологической доступности ^{137}Cs в структурные компоненты древостоя в сосняке-зеленомошнике и березняке злаково-разнотравном на подзолистых почвах.

Исследования «чернобыльских» выпадений с позиций ландшафтной дифференциации техногенного загрязнения стимулировали проведение геохимических исследований в районах локального воздействия на природные ландшафты вблизи Кольской АЭС, в районе Хибинского горного массива, в зоне влияния СРЗ «Нерпа» по утилизации атомных подводных лодок (Кузьменкова, 2010). Исследования радиального распределения ^{137}Cs в почвах северо-таежных ландшафтов Кольского полуострова показали, что верхний органогенный торфяно-перегнойный горизонт служит мощным биогеохимическим барьером, на котором происходит накопление ^{137}Cs, поступающего с атмосферными выпадениями (Kuzmenkova, Vorobyova, 2015). Анализ дифференциации ^{137}Cs в почвах ландшафтных катен показал: процесс его латерального перераспределения выражен слабо, что подтверждается низкими значениями коэффициента латеральной дифференциации L (Величкин и др., 2012).

Используя представления о геохимических аренах – каскадных ландшафтно-геохимических системах, ограниченных водосборным бассейном – для макроарены р. Обь проведена оценка выноса ^{137}Cs «глобальных выпадений» за период 1945-2011 гг., которая могла составить около 4% от общих запасов (Семенков, Мирошников, 2014).

Другое направление радиоэкологических исследований, которое использует методы ландшафтно-геохимическиого анализа – это изучение распределения «глобального» ^{137}Cs по катенарным сопряжениям (Лаверов и др., 2016). Используя представления М.А. Глазовской о закрытых геохимических аренах (Глазовская, 1997; 2002), в выбранных модельных районах юга Западной Сибири исследовалось распределение плотности глобальных радиоактивных выпадений ^{137}Cs в пределах геохимических сопряжений (рис. 1.4).

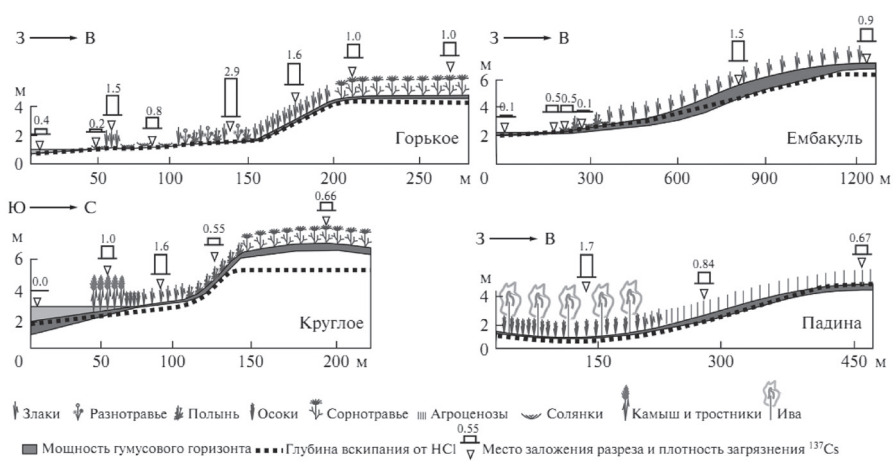


Рис. 1.4. Распределение ^{137}Cs (кБк/м^2) в почвах закрытых геохимических арен юга Западной Сибири (цит. по Лаверов и др., 2016, с. 330).

Объекты исследования представлены контрастными ландшафтами с развитием черноземов, солончаков и глееземов, для которых выявлены барье-

ры локального накопления ^{137}Cs, связанные с ^{137}Cs увеличением проективного покрытия растительного покрова (рис. 1.4).

Ландшафтно-геохимическое и радиоэкологическое картографирование

Характер миграции радионуклидов определяется ландшафтно-геохимическими условиями территории, что требует использования серии природных карт (почвенных, растительности, ландшафтных).

Отображение и обработка данных по радиоактивному загрязнению территории на топографической карте позволяют построить карты радиационной обстановки, но только с использованием ландшафтной информации (или почвенно-геохимической) появляется возможность получения радиоэкологической характеристики. Параметры, характеризующие миграцию радионуклидов, могут быть получены с ландшафтных карт, тогда как топографическая карта обеспечивает корректность местоположения картографируемого объекта, а также данные по рельефу и его производным. Характер заглубления радионуклидов в значительной степени контролируется почвенно-геохимическими характеристиками, среди которых важное место занимает гранулометрический состав пород, не отображаемый на топографических картах.

Для пространственной оценки радиационной обстановки и прогнозирования радиоэкологических ситуаций были предложены принципы ландшафтно-геохимического и радиоэкологического картографирования загрязненных территорий с использованием геоинформационного моделирования (Линник, и др., 1991; Linnik, 1991).

Роль ландшафтных факторов в оценке распределения радионуклидов не была исследована в должной степени, поскольку ландшафтное картографирование в радиоэкологии практически не применялось. Проведенные исследования в процессе составления Атласа радиоактивного загрязнения России, Беларуси и Украины после аварии на ЧАЭС позволили выявить региональные закономерности распределения техногенных радионуклидов, связанные с орографическими факторами (Израэль, Квасникова, 2007).

Проект «РАДЛАН», разработанный в ГЕОХИ РАН (Коробова и др., 1991; 1993; Линник и др., 1991; Korobova, Linnik, 1993), был ориентирован на радиоэкологическое картографирование, региональную оценку экологических ситуаций и принятие решений по оптимальному использованию территорий, загрязненных искусственными радионуклидами при аварии на ЧАЭС.

Ландшафтная карта синтезирует данные тематических карт, характеризующих прямо или косвенно типы и характер распределения основных ландшафтных компонентов.

Гидрогеологическое картографирование загрязненных территорий решает задачи районирования по опасности загрязнения радионуклидами подземных вод в пределах морфогенетических типов рельефа.

Геоморфологическая карта характеризует морфогенетические типы рельефа (морфология, генезис, неотектоника, литологическое строение, раз-

витость гидрографической и овражно-балочной сети в пределах морфологических типов рельефа разного ранга).

Гидрографические карты используются для выделения границ водосборных бассейнов и их иерархии, расчета параметра поверхностного стока. Наряду с цифровыми моделями местности эти карты является основой для выделения систем водной миграции радионуклидов с поверхностным и речным стоком.

Почвенная карта принадлежит к группе базовых, так как почва депонирует радионуклиды, ее физико-химические свойства определяют формы нахождения радионуклидов, их миграционную способность, в первую очередь наиболее значимую – биогенную миграцию.

Важным фактором вторичного перераспределения радионуклидов являются эрозионные и русловые процессы, приводящие к выносу загрязнения на взвеси за пределы элементарных водосборных бассейнов. В связи с этим важное место отводится составлению карт твердого стока, на которых отображается распределение эрозионно-опасных земель, количественно оцениваются зоны выноса, площадной и локализованной аккумуляции наносов.

Карты растительного покрова используются для пространственной экстраполяции коэффициента перехода радионуклидов в растения, а также интенсивности биогенного круговорота в различных ландшафтных условиях.

Радиоэкологические карты строятся на основе радиационных карт (мощности экспозиционной дозы, плотности загрязнения). К таким картам относятся прогнозные карты загрязнения сельскохозяйственной продукции (зерновые культуры, картофель, овощи, молоко).

Закономерности миграции радионуклидов определяются структурой рельефа, почвенного покрова и растительности. Выделенные три экологических фактора позволяют учесть влияние ландшафтно-геохимических условий местности на процессы осаждения на подстилающую поверхность и на растения, миграцию радионуклидов в системе «почва – растение» и формирование дозы облучения населения при поступлении радионуклидов в организм животных и человека (Лев и др., 2016).

Следует отметить, что еще до аварии на ЧАЭС приемы радиоэкологического районирования были разработаны коллективом Одесского политехнического института под руководством Б.С. Пристера (2013а). В основу комплексного радиоэкологического районирования был положен принцип объективности и комплексности, который заключался в том, что радиоэкологическое районирование создается на основе общенаучного районирования, которое включает информацию по природно-географическому, ландшафтному, почвенному, а также по структуре землепользования и т.д. Каждый выделенный район предполагает однородность потоков вещества и энергии.

Бассейново-ландшафтный принцип районирования территории заключается в выделении однородных по условиям поверхностного стока ландшафтов, в пределах которых происходят миграция, аккумуляция и вынос радионуклидов за его пределы.

Детализация отдельных выделенных бассейнов проводится в соответствии с геохимической классификацией элементарных ландшафтов М.А. Глазовской (2002).

Непосредственно радиоэкологическая характеристика выделенных районов строится на основе коэффициентов перехода (TF) радионуклидов из почвы в растения, которые были получены в ходе проведения многолетнего (1986-2012 гг.) радиоэкологического мониторинга агросферы после аварии на ЧАЭС. Анализ динамики TF позволил разработать кинетическую модель поведения радионуклидов в системе «почва – растение» (Prister et al., 2003).

В настоящее время идеология ландшафтно-геохимического картографирования активно используется для оценки влияния поступления техногенных радионуклидов в ландшафтах северной тайги на Кольском полуострове (Kuzmenkova, Vorobyova, 2013), а также при выполнении работ по радиогеохимическому районированию северных территорий России. Методика районирования основана на учении о речных бассейнах и представлениях о геохимических аренах – территориях водосборных речных систем и озер, определяющих распространение загрязняющих веществ, мигрирующих в поверхностных водах внутри арены, а также возможности выноса загрязнителей за пределы арены или аккумуляции внутри нее (Величкин и др., 2013; Воробьева и др., 2017).

1.9. Предпосылки и формирование ландшафтной радиоэкологии

У истоков радиоэкологии стоял В.И. Вернадский. В организованной им Биогеохимической лаборатории (БИОГЕЛ), которая в дальнейшем была преобразована в Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского, были проведены первые работы по исследованию содержания естественных радионуклидов в растениях (Вернадский, 1965).

Взяв за основу идеи В.И. Вернадского о роли живого вещества в биосфере, Н.В. Тимофеев-Ресовский (1964) использовал накопление искусственных радионуклидов в живых организмах для изучения геохимической функции живого вещества. Н.В. Тимофеев-Ресовский задумался о построении новой теории о пространственных (биохорологических) подразделениях биосферы, близких по духу представлениям Б.Б. Полынова об элементарных ландшафтах на базе биогеоценологических представлений В.Н. Сукачева, со стороны которого он встретил понимание и получил активную поддержку в своих исследованиях.

Задачи, решаемые биогеоценологией, включают: 1) сравнительно физико-географические исследования, проводимые в биогеоценозах с различными физико-географическими условиями; 2) экспериментальные исследования, проводимые с целью выяснения отдельных процессов или их частей в пределах биогеоценозов.

В теоретическом плане Н.В. Тимофеев-Ресовский выдвинул положение о выделении в качестве элементарной биохорологической единицы элементарного биогеоценоза, для которого типичен свой баланс энергии и вещества – «элементарный круговорот». В каждом типе биогеоценозов (собственно, даже в каждом элементарном биогеоценозе) эти «элементарные круговороты» могут протекать различно в зависимости от сложности

взаимодействия со специфичным для каждого биогеоценоза комплексом биотических и абиотических компонентов и условий.

При проведении экспериментальных биогеоценологических исследований особенно удобным оказалось использование радиоизотопов с целью выявления судьбы различных химических элементов и применение ионизирующего излучения для изучения устойчивости и равновесия биогеоценозов. Этот раздел биогеоценологии Н.В. Тимофеев-Ресовский предложил называть «радиационной биогеоценологией».

Предложенная концепция «радиационной биогеоценологии» (Тимофеев-Ресовский, 1962; 1964; Тимофеев-Ресовский, Тюрюканов, 1966) направлена на решение следующих задач: а) хорологическое подразделение биосферы на элементарные биохорологические единицы – биогеоценозы, элементарные объекты, в которых протекают основные элементарные процессы работы, производимой организмами в биосфере; б) изучение круговорота вещества и энергии в биогеоценозах; в) выявление геохимических связей между смежными биогеоценозами.

Первые зарубежные радиоэкологические исследования, в которых впервые в радиоэкологической литературе стал фигурировать термин «ландшафт», были выполнены в лаборатории Ок-Ридж. Целью проведенных исследования было внесение ^{137}Cs в лесную экосистему (ландшафт), чтобы измерить интенсивность потоков изотопа между различными компонентами экосистемы. В дальнейшем полученные данные использовались для математического моделирования миграции ^{137}Cs по различным элементам экосистемы (Auerbach et al., 1964). Однако термин «ландшафт» авторами исследования применялся в большей степени для того, чтобы подчеркнуть, что изучение поведения радионуклидов проводилось не в лаборатории или на опытных делянках, а в условиях естественного леса.

Большинство отечественных радиоэкологов придерживалось принятых на тот момент представлений об экологии как биологической науке, где цель исследования заключается в определении радиационных эффектов воздействия на живые организмы. При такой постановке задачи необходимости в ландшафтном подходе в радиоэкологии объективно не было.

Более того, сама необходимость использования ландшафтных методов в радиоэкологических работах не находила понимания среди сообщества ученых радиоэкологов, которым предложения ландшафтоведов, носящие описательный характер, могли бы показаться слишком «классическими» и оторванными от реальной жизни. Во многом это объяснялось тем, что существующие на тот момент методы мониторинга окружающей среды, в том числе и радиационного, отдавали предпочтение отраслевому, покомпонентному подходу: за почву «отвечали» почвоведы, за растительность – биологи (ботаники, геоботаники), поверхностные воды – гидрологи, подземные воды – гидрогеологи, атмосферу – метеорологи и специалисты по физике атмосферы.

Интеграторами всей радиоэкологической информации выступали представители той области знаний, которые осуществляли непосредственное руководство выполняемыми работами. В США функции системной интеграции радиоэкологической информации выполняли ученые, которые

придерживались тех научных взглядов, которые привели к возникновению *системной экологии*. В СССР близкое по смыслу направление радиоэкологических исследований развивалось под руководством Н.В. Тимофеева-Ресовского, которое в итоге привело к рождению *радиационной биогеоценологии,* где *хорологические* проблемы в организации биогеоценозов (близкие по духу к географии) занимали не последнее место (Тимофеев-Ресовский, Тюрюканов, 1966).

Однако ситуация в радиоэкологии менялась. По мере накопления опыта решения радиоэкологических комплексных задач закрытое сообщество радиоэкологов стало применять различные приемы и методы смежных наук: биогеохимический, экосистемный, ландшафтно-геохимический и др. Необходимость привлечения специалистов из близких областей науки стала бесспорной при изучении долговременных радиоэкологических последствий радиационных аварий с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду.

Авария на ЧАЭС предоставила шанс ландшафтному направлению в радиоэкологии. В СКТБ ММС Института кибернетики НАН Украины (г. Киев) в конце мая 1986 г. была организована рабочая группа, на которую были возложены задачи пространственно-временного прогноза радиоэкологической обстановки в 30-км зоне ЧАЭС с использованием методов математического моделирования. Пространственный анализ и прогноз радиоэкологической обстановки в оперативном режиме выполнялись на основе геоинформационных технологий (Линник и др., 1986; Линник, 1990; 1992), в этих исследованиях приняли участие ландшафтоведы, разрабатывающие методы геоинформационного моделирования (Давыдчук и др., 1988а; Давыдчук, Линник, 1989; Линник, 1992).

Таким образом, ландшафтные методы исследования в отечественную радиоэкологию «вошли» через математическое моделирование. Опыт выполнения работ по прогнозу радиоэкологической ситуации в ландшафтах чернобыльской зоны показал крайнюю важность информационного обеспечения системы моделирования. Специально под задачи радиоэкологического моделирования в 1987 году была спроектирована и заложена реперная сеть радиационного мониторинга 60-км зоны ЧАЭС с учетом ландшафтной структуры для идентификации параметров радиоэкологических моделей (Давыдчук, Линник, 1988б).

В связи с распадом СССР в 1991 году существовавший порядок радиоэкологических исследований был разрушен – единая Союзная программа по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС прекратила существование. Поэтому начиная с 1992 года наблюдался резкий рост радиоэкологических исследований на территории России (преимущественно в Брянской, Тульской и Калужской областях). Функции координации научно-методических и практических исследований, выполняемых специалистами различных ведомств РФ, были возложены на вновь организованный Научно-практический и экспертно-аналитический центр РНЭЦ Госкомчернобыль (директор А.А. Тер-Сааков).

Одной из важных задач РНЭЦ Госкомчернобыль была организация сети ландшафтно-радиоэкологического мониторинга, ориентированного на ре-

шение задач по реабилитации загрязненных радионуклидами территорий и обеспечение условий безопасного проживания населения в наиболее загрязненной западной части Брянской области (Выбор …, 1992; Линник и др., 1993; 1997; Korobova, Linnik et al., 1993).

Радиоэкологические исследования на площадках мониторинга РНЭЦ Госкомчернобыль стали проводиться начиная с 1992 г. Сеть мониторинга состояла из 19 экспериментальных площадок, организованных в ландшафтные катены в пределах водосборных бассейнов притоков р. Ипуть (Выбор …, 1992). Уже осенью 1992 г. на одной из мониторинговых площадок РНЭЦ Госкомчернобыля России были проведены первые радиометрические измерения, которые были продолжены в 1993 г. (Говорун, Линник, 1995; Говорун и др., 2006а; 2006б).

Получение массового статистического материала методами неразрушающего контроля с использованием радиометра «КОРАД» принципиально изменило саму методологию радиоэкологического мониторинга, осуществляемого традиционными методами отбора проб. Сравнительный анализ связи плотности загрязнения ^{137}Cs, полученный различными методами с разной площадью детектирования изотопного состава (отбор проб, полевая радиометрия и аэрогаммасъемка) выявил эффекты мультимасштабности поля радиоактивного загрязнения (наличие радиоактивных паттернов), связанных с действием ландшафтных факторов разного масштабного уровня.

Стала очевидной необходимость коплексировования методов экологии и ландшафтоведения, которая успешно реализована в новом направлении под названием «ландшафтная экология» (landscape ecology) (Landscape ecology ..., 2001; Хорошев и др., 2006), Поэтому было вполне логичным решать задачи выявления и анализа пространственно-временных структур распределения (паттернов) техногенных радионуклидов в природных и социально-природных системах в рамках *ландшафтной радиоэкологии* (Линник, 1996; 2010б) – как научного направления, которое появилось на стыке географических наук (ландшафтоведения) и радиоэкологии. Близким по смыслу является предложенный Е.В. Квасниковой (Квасникова, Родикова, 2008) термин «*радиоэкология ландшафта*» как научное направление изучения поведения антропогенных радионуклидов в ландшафте.

Исследованиями Н.В. Тимофеева-Ресовского (1962, 1964) фактически были заложены основы *ландшафтной радиоэкологии*. В отличие от радиационной биогеоценологии, исследующей устойчивость биотических компонентов к дозовым нагрузкам, *ландшафтная радиоэкология* как раздел ландшафтной экологии использует различные географические методы исследований с целью выявления и анализа пространственно-временных структур (паттернов) распределения техногенных радионуклидов в природных и природно-хозяйственных системах (Линник, 2008а; 2010б).

Принципы выявления закономерностей территориальной дифференциации радиоактивного загрязнения на разных масштабных уровнях образуют теоретический фундамент ландшафтно-радиоэкологических исследований. Выявление иерархических структур радионуклидного загрязнения может быть полезным для исследования закономерностей пространственно-временной организации ландшафтов с характерными временами от суток до

нескольких десятков лет (Линник, 2008б). Картографирование с разной степенью детальности как раз и нацелено на выявление иерархии таких структур, степени их выраженности, упорядоченности латеральных потоков радионуклидов на разных уровнях ландшафтной организации.

Среди фундаментальных проблем ландшафтной радиоэкологии (которые могут успешно решаться на основе исследования распределения техногенных радионуклидов в природных системах, отметим следующие: 1) самоорганизация структур (паттерны) различного уровня иерархии; 2) механизмы возникновения и формирования структур; 3) радиальная и латеральная организация ландшафтных структур: 4) соотношение детерминированной и стохастической составляющих ландшафтных процессов.

Однако идея интеграции радиоэкологии с дисциплинами географического профиля поддерживается не всеми зарубежными учеными. В подготовленном по случаю 30-летней годовщины аварии на ЧАЭС ведущими специалистами обзоре (Beresford et al., 2016a; 2016b) ключевыми проблемами радиоэкологии названы следующие: 1) оценка роли антропогенных экосистем в формировании дозовых нагрузок; 2) характеристика и поведение в окружающей среде «горячих» частиц; 3) развитие и практическое применение контрмер для снижения миграции радионуклидов; 4) «фиксация» и долговременная биологическая доступность радиоцезия; 5) воздействие радиации на растительность и живые организмы.

Как следует из перечисленных выше задач, проблема ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов на разных масштабных уровнях не рассматривается. Тем не менее, современная радиоэкология как биологическая наука движется в направлении большей интеграции с дисциплинами географического профиля в результате активного использования методов геоинформационного анализа и моделирования при решении радиоэкологических задач. Напомним, что еще в далекие 60-е годы прошлого века автоматизированные системы пространственной информации о параметрах окружающей среды в картографическом виде получили название «географические информационные системы» (Линник, 1992).

Другая международная группа радиоэкологов, не представленная в докладах (Beresford et al., 2016a; 2016b), немного ранее сформулировала первоочередные задачи радиоэкологии на ближайшие 20 лет (Hinton et al., 2013) также опираясь в значительной степени на опыт решения «чернобыльских» задач.

Среди сформулированных авторами этой публикации актуальных задач заслуживают внимания следующие, имеющие непосредственное отношение к ландшафтной радиоэкологии:

1) Разработать радиоэкологические модели формирования дозовых нагрузок, которые описывают ключевые физические, химические и биологические процессы миграции радионуклидов, что позволит снизить неопределенность результатов радиоэкологического моделирования;

2) Радиоэкологические модели следует интегрировать в структуру общих систем прогнозирования биосферно-геосферных взаимодействий, чтобы наиболее эффективно использовать покомпонентные модели миграции радионуклидов в структуре *выделенных ландшафтов.* Решить поставлен-

ные задачи предлагается за счет интегрирования чисто радиобиологических моделей формирования дозовых нагрузок с геофизическими моделями взаимодействия загрязнителей в системе «почва – растение – атмосфера (например, CVAT).

По мнению (Hinton et al., 2013) предполагается, что в ближайшие 20 лет будет достигнут существенный прогресс в построении не эмпирических (как было ранее), а физических моделей переноса радионуклидов в основных экосистемах (сухопутных, водных), за счет более глубокого понимания процессов биогеохимической миграции.

В этом плане опыт проведенных отечественных ландшафтно-радиоэкологических исследований может быть чрезвычайно полезным, поскольку ландшафтная радиоэкология служит естественной основой для пространственного анализа распределения радионуклидов и системной интеграции ландшафтно-геохимических и биогеохимических факторов, контролирующих биогенную и абиогенную миграцию техногенных радионуклидов (Линник, 1996; 2008а; 2010б), а также оценки эффективности контрмер, оптимизации сельскохозяйственного и лесохозяйственного использования загрязненных радионуклидами территорий на базе систем поддержки принятия решений (СППР).

1.10. Ландшафтные принципы геоинформационного обеспечения в радиоэкологии

Ландшафтно-радиоэкологические исследования являются основой для пространственного анализа распределения радионуклидов, оценки эффективности контрмер, оптимизации сельскохозяйственного и лесохозяйственного использования загрязненных радионуклидами территорий.

После аварии на ЧАЭС в 1986 году пространственный анализ и прогноз радиоэкологической обстановки в оперативном режиме потребовали привлечения современных достижений математического моделирования и геоинформационных технологий, причем представления о морфологической структуре ландшафта (Солнцев, 2001) были ключевыми при решении этих задач.

В крайне сжатые сроки в СКТБ ММС Института кибернетики в 1986 г. была создана ГИС, предназначенная для моделирования миграции радионуклидов в 30-км зоне ЧАЭС (Линник, 1992). Первая версия системы была построена на базе суперминиЭВМ «ДЕЛЬТА» (Дианов, 1988). ГИС включала следующие блоки: 1) информационный; 2) концептуальных и математических моделей; 3) сценариев, подготовки и оформления рекомендаций для принятия решений (Linnik, Chepurnoi, 1989).

ГИС поддерживала растровую технологию обработки картографических данных. Для этого было создано необходимое программное обеспечение для обработки картографических данных с целью радиоэкологического моделирования, создан картографический банк данных. Для организации ГИС в качестве базовой была использована ландшафтная карта Киевской области (Давыдчук и др., 1994). Это позволило существенно сэкономить время для создания банка данных картографической информации: альтернативой

могла быть оцифровка набора покомпонентных карт, что в тот период потребовало бы дополнительного времени.

Блок моделирования включал систему автоматизированного картопостроения, а также алгоритмы построения оценочных и прогнозных радиоэкологических карт в экспертном режиме на основе ландшафтной карты. Математические модели были предназначены для выполнения расчета миграции радионуклидов с поверхностным стоком, а также инфильтрационного поступления в грунтовые воды (Системный …, 1990).

Для решения задач радиоэкологического моделирования в 30-км зоне ЧАЭС были разработаны ландшафтные принципы организации ГИС (Давыдчук, Линник, 1988а; Давыдчук и др., 1988а; Давыдчук, Линник, 1989). Ландшафтный блок включал карты условий биогенной и абиогенной миграции техногенных радионуклидов, подробная классификация ландшафтов по ландшафтно-геохимическим условиям миграции радионуклидов на примере 30-км зоны ЧАЭС представлена в работе (Давыдчук и др., 1994).

Рабочая группа решала различные прогнозные радиоэкологические задачи: в декабре 1986 г. была получена оценка защищенности подземных вод трех областей Украины (Киевской, Житомирской и Черниговской) (совместно с гидрогеологами под руководством В.М. Шестопалова), что позволило оценить риск загрязнения подземных вод. Весной 1987 года накануне паводка на р. Припять был выполнен прогноз поверхностного смыва радионуклидов из 30-км зоны. (Давыдчук и др., 1989). В марте-апреле выполнялись работы по обоснованию и проектированию реперной сети радиационного мониторинга 60-км зоны ЧАЭС (Давыдчук, Линник, 1988б). По результатам измерения плотности радиоактивного загрязнения почвенных проб, отобранных по реперной сети (Линник, 1989; Линник и др., 1990), были построены карты загрязнения 60-км зоны ЧАЭС. Для построения карт применялись ранее разработанные алгоритмы моделирования геохимических полей (Линник и др., 1986; Линник, 1989; Линник и др., 1990).

Системный анализ биосферных процессов, в том числе миграции радионуклидов, основан на исследовании биогеохимических циклов разных уровней иерархии геосистем – глобального, регионального и локального (Башкин, Касимов, 2004). Современные банки данных геоэкологической информации базируются на геоинформационной технологии. ГИС создаются как модели территориальных систем, интегрирующие разнородные данные – геоэкологические, медико-демографические, социально-экономические, техногенного загрязнения геосистем.

Методологические и теоретические принципы использования ГИС-технологий и картографического моделирования для решения задач динамики геосистем впервые были рассмотрены С.Н. Сербенюком (Сербенюк, 1990), в приложении к различным задачам геоэкологии в дальнейшем были развиты в работах А.М. Берлянта (1997), А.В. Кошкарева и В.С. Тикунова (1993), И.К. Лурье (2008), Б.А. Новаковского (2000), Ю.Г. Пузаченко (2004), Ю.Г. Симонова (1987) и многих других.

Современные тенденции в геоинформатике заключаются в интегрировании в структуру ГИС систем моделирования (Wesseling et al., 1996; Bur-

rough, McDonnel, 1998) с возможностью пространственного радиоэкологического прогноза (Linnik, 1994; Yatsalo et al., 1997; 1998).

Основные принципы организации ГИС для радиоэкологического моделирования заключаются в следующем (Линник, 2000а): 1) иерархическое строение ГИС по масштабам радиационно-опасных объектов, субъектов землепользования, ареалов существующего и потенциально возможного радионуклидного загрязнения, расселению жителей; 2) организация ГИС по факторам миграции техногенных радионуклидов, ландшафтная карта используется как системный интегратор отраслевых карт; 3) экспериментальные результаты исследований на стационарных ландшафтно-радиационных полигонах (профилях) образуют основу информационного обеспечения ГИС-моделирования для пространственных радиоэкологических прогнозов.

Для исследования загрязнения радионуклидами речных систем широко используются ГИС-технологии (Perk et al., 2000; Линник, 2004а; 2004б), которые являются основой как организации баз данных ландшафтно-радиоэкологической информации, так и построения крупномасштабных планов радионуклидного загрязнения пойменных территорий.

Использование информационной технологии в экологических задачах, в том числе и радиоэкологии, предполагает автоматизацию процессов сбора и анализа параметров геосистем. Получение и обработка радиоэкологической информации рассматриваются как единый процесс, включающий этап организации сети (или участков) радиоэкологического мониторинга, ввода данных, ее обработки методами математического моделирования (Линник, 1990) и принятия решений на базе ГИС-моделирования (Линник, 1992; 1993; 2004а). Источники информации, процедуры ее получения, методы анализа рассматриваются как этапы единого технологического процесса, объединяемого общностью целей и задач построения РадГИС.

Радиоэкологический прогноз на ландшафтной основе требует организации специализированных полигонных исследований, где данные собираются «под модель». Для стационарных исследований это означает организацию таких полигонов, которые обеспечивали бы возможность наблюдения за распределением радионуклидов с разрешением от сантиметров (вертикальная миграция) до десятков метров с целью обоснованного перехода к моделям ландшафтного распределения более высокого ранга.

Главная проблема ландшафтно-радиоэкологического моделирования – это необходимость учета гетерогенности значений почвенно-геохимических параметров, контролирующих процессы переноса радионуклидов по основным звеньям ландшафта.

Задача разработки пространственно-временных моделей переноса радионуклидов в реальных ландшафтах может решаться путем создания геоинформационных моделей миграции техногенных радионуклидов. Успешный опыт создания геоинформационных моделей распределения и миграции радионуклидов на ландшафтных принципах был ранее реализован в содружестве с зарубежными учеными при выполнении международных проектов INCO COPERNICUS STRESS (Korobova et al., 1999; Linnik et al., 2000a; 2000b) и SPARTACUS (Linnik et al., 1999; 2000). Эти исследования предпо-

лагали проведение геоинформационного моделирования миграции радионуклидов на ландшафтном уровне с учетом ландшафтно-геохимической и биогеохимической обстановки. Проведенный цикл исследований по геоинформационному моделированию позволил формализовать ландшафтные знания для построения таких моделей, где бы решалась задача корректного отображения пространственной неоднородности всего комплекса биогеохимических факторов миграции техногенных радионуклидов. Тем самым разработанные ландшафтно-радиоэкологические модели подготовили почву для создания пространственно адаптированной системы применения контрмер на загрязненных радионуклидами территориях для ее успешной реабилитации (Кузнецов, Санжарова, 2016).

Успешная реализация принципов радиоэкологического картографирования и геоинформационного моделирования в наши дни для наиболее быстрого и оптимального управления процессами ликвидации последствий возможных радиационных аварий была осуществлена на Украине, где после аварии на ЧАЭС в 1986 г. данные проблемы воспринимаются как крайне актуальные. С этой целью был выполнен анализ и превентивная радиоэкологическая оценка природно-географических особенностей территорий вокруг АЭС, что позволило выявить критические особенности ландшафтов для снижения их влияния на формирование дозы облучения населения до аварии на ядерных или радиационных объектах (Пристер и др., 2013а; 2013б; 2015; 2016: Пристер, Проневич, 2016; Лев и др., 2016).

Анализ гипотетических сценариев развития аварийных ситуации на АЭС Украины привел авторов исследования к закономерному выводу, что при разных метеоусловиях на одной и той же станции радиоэкологическая ситуация может кардинально различаться в зависимости от того, какие ландшафты попадают в зону радиоактивного загрязнения. Так, в ландшафтах юга Украины, расположенных в степной и лесостепной природных зонах, где преобладают черноземные почвы с низкими коэффициентами перехода радионуклидов в растительность, по сравнению с почвами расположенных на севере полесских ландшафтов, радиоэкологический ущерб при одинаковом уровне радиоактивного загрязнения будет существенно ниже.

Методология проведения превентивной радиоэкологической оценки использует экологическое районирование исследуемой территории на основе ландшафтно-бассейнового принципа с использованием ГИС-технологий, превентивную интегральную оценку радиоэкологической критичности сельскохозяйственных территорий на государственном и региональном уровнях (Лев и др., 2016).

Бассейн выбран как первичная структурная единица территории, которая характеризуется типом элементарного геохимического ландшафта, типом почвы и характером землепользования. Роль элементарных ландшафтов в процессах миграции радионуклидов различна. Авторы работы (Лев и др., 2016) согласно принятой в геохимии ландшафтов классификации по условиям миграции химических элементов выделяют три группы ландшафтов: 1) – элювиальные, занимающие повышенные элементы рельефа; 2) – трансэлювиальные (транзитные), занимающие склоны водоразделов и возвышенностей; 3) супераквальные (аккумулятивные). Элементарные

ландшафты, различающиеся по функциональности (зоны выноса, транзита и осаждения и аккумуляции веществ), объединяются в одну геосистему – водосборный бассейн, представляющий определенную природную целостность и общность в структуре природно-экологического каркаса и организации ландшафтов (Лев и др., 2016).

Для оценки радиоэкологических свойств территорий бассейнов рассматриваются типы почв для каждого бассейна, объединенные в группы по миграционным характеристикам радионуклидов в системе «почва – растение». Оценка степени критичности территории проводится с использованием комплексного интегрального показателя, представляющего собой сумму экологических и радиоэкологических факторов, экспертно оцененных с использованием балльной оценки и веса каждого фактора. Интегральный показатель как сумма взвешенных экологических параметров рассчитывается для выделенных типологических объектов (однотипные почвы в рамках каждого бассейна) бассейновой карты государственного, регионального и локального уровней.

Таким образом, превентивная оценка радиоэкологических особенностей территории с использованием базовых топографических и тематических (бассейновая, ландшафтная, ситуационная) карт и набора экологических моделей позволяет выделять критические районы формирования дозовых нагрузок на население в случае гипотетической аварии.

Результат предварительной оценки территории состоит в снижении материальных и трудовых ресурсов, экономии времени при проведении радиационного мониторинга и принятии управленческих решений, направленных на снижение дозы облучения населения в случае аварии на ядерных объектах.

Основываясь на разработанной теории экологической емкости и радиоемкости, проведен анализ и исследование устойчивости различных экосистем Украины (Кутлахмедов, 2015) к радиационным нагрузкам. Надежность экосистем определяется по их способности к биогеохимической аккумуляции радионуклидов. Используя ГИС-технологии, на примере промышленного предприятия по переработке урановых руд построены картосхемы экологической емкости (надежности) и экологической опасности ветрового переноса из отвалов хвостохранилища.

Для склоновых ландшафтов 30-км зоны отчуждения ЧАЭС, используя камерные модели, был проведен расчет радиоемкости ландшафтов с учетом показателей крутизны склонов, характера растительности, интенсивности вертикальной и горизонтальной миграции радионуклидов (Кутлахмедов и др., 2003; Кутлахмедов, 2015).

Следует отметить, что идеология прогнозного геоинформационного ландшафтно-радиоэкологического моделирования была разработана буквально несколько лет спустя после аварии на ЧАЭС в ходе выполнения проекта РАДЛАН (Коробова, Линник и др., 1991; 1993; Линник и др., 1991; Korobova, Linnik, 1993). В тот период методы геоинформационного ландшафтно-радиоэкологического моделирования при отсутствии коммерческих ГИС казались экзотикой. Собственные геоинформационные системы для задач радиоэкологической оценки и прогноза разрабатывались лишь

в небольшом числе научных организаций, для их создания требовались квалифицированные программисты и математики. Потребовалось длительное время, чтобы идеология ландшафтно-геохимического и ландшафтно-радиоэкологического картографирования (разработка которых продолжалась в 90-х годах в ГЕОХИ РАН и в РНЭЦ Госкомчернобыль) была вначале забыта, а затем с появлением принципиально новых возможностей программного и информационного обеспечения возродилась для решения актуальных задач обеспечения радиоэкологической безопасности атомной энергетики в XXI веке.

Глава II. Принципы и методы организации ландшафтно-радиоэкологических исследований

Переходу радиоэкологических исследований на принципиально иной, более высокий уровень способствовала организация сети радиоэкологических стационаров и служб в системе различных ведомств (Госкомгидромета, Комитета по лесу, Минсельхоза и др.) с привлечением к работе специалистов смежных научных дисциплин.

В западной части Брянской области в загрязненных районах проживало 327 тысяч человек примерно в 700 населенных пунктах. Поэтому с самого начала ликвидации последствий аварии повышенное внимание уделялось выявлению факторов, влияющих на миграцию радионуклидов в агроландшафтах, и разработке защитных мер по снижению миграции радионуклидов в трофической цепи питания человека (Ратников и др., 1992; Воробьёв, 1996; Алексахин и др., 1997; Маркина и др., 1997; Санжарова, 1997; Пристер и др., 2001).

В начальный период ликвидации последствий аварии на ЧАЭС основное внимание было уделено прогнозу радиационной обстановки в 30-км зоне, результаты исследований по миграции радионуклидов в 30-км зоне и за ее пределами обобщены в многочисленных монографиях и статьях (Тихомиров и др., 1990; 1993; Чернобыль ..., 1990; Соботович и др., 1992; Геохимия ..., 2002).

За пределами 30-км зоны радиоактивному загрязнению подверглись значительные площади сельскохозяйственных угодий и лесных массивов. Радиоактивное загрязнение территории характеризовалось значительной неоднородностью, связанной с различной интенсивностью атмосферных осадков в начальный период выпадений (26-30 апреля 1986 г.). Максимальные уровни загрязнения отмечались в западной части Брянской области в полесских ландшафтах с высокой интенсивностью биогеохимической миграции ^{137}Cs.

Контроль радиационной обстановки осуществлялся в агроценозах (Ратников и др., 1992; Алексахин и др., 1997; Санжарова, 1997; Фесенко и др., 1997; Маркина, 1999), лесных экосистемах (Щеглов, 2000). Комплексная радиоэкологическая оценка территорий выполнялась при составлении карт радиационного загрязнения (Квасникова, 2000). Системы радиационного мониторинга были ориентированы на решение задач по реабилитации загрязненных радионуклидами территорий и обеспечение условий безопасного проживания населения в результате проведения контрмер, снижающих дозовую нагрузку.

Загрязненные радионуклидами ландшафты стали своеобразными полигонами для организации радиоэкологических исследований с целью изучения распределения и миграции техногенных радионуклидов в различных природных средах, а также для изучения влияния ионизирующих излучений на живые организмы.

Участие в таких исследованиях представителей различных научных дисциплин объективно привело к необходимости организации комплексных радиоэкологических исследований, которые на единой методологической основе объединяли бы усилия различных отраслевых специалистов, исследующих миграцию техногенных радионуклидов в различных природных

средах: подземных водах и поверхностных водах, почве, растительности, животных организмах.

В радиоэкологии широко применяются ландшафтно-геохимические принципы организации мониторинга (Перельман и др., 1996*)*, разработанные в работах (Перельман, Касимов, 1999; Глазовская, 2002; 2007).

Ландшафтно-радиоэкологические исследования как часть системы радиационного мониторинга также были ориентированы на решение задач по реабилитации загрязненных радионуклидами территорий и обеспечение условий безопасного проживания населения.

Исследование ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов при аэральном (авария на ЧАЭС) и водном поступлении (сбросы предприятий радиохимического производства) проводится на стационарных полигонах и профилях, принципы организации которых рассмотрены в работах (Снытко, 1978; Крауклис, 1979; Дьяконов, 1988; Беручашвили, Жучкова, 1997; Мамай, 2005; Сочава, 2005; Николаев, 2006; Petlin, 2013). Основное назначение ландшафтно-радиационного мониторинга – выявление связи радионуклидного загрязнения с ландшафтным строением территории.

В основу исследований миграции радионуклидов в ландшафте положен геосистемный принцип (Ретеюм, 1988; Дьяконов, 1988*)*, при котором выделяются однородные по характеру внутриландшафтного взаимодействия структуры, в то же время функционально связанные направленными потоками вещества (в данном случае радионуклидов).

В территориальном разрезе эти структуры совпадают с иерархией гидрологических бассейнов, однако изменение поля радионуклидного загрязнения определяется не только условиями увлажнения и направленностью потока, но в значительно большей степени зависит от физико-химических процессов трансформации техногенных радионуклидов.

В связи с радионуклидным загрязнением обширных территорий РФ важными задачами ландшафтно-радиоэкологических исследований являются следующие (Линник, 1996):

1. Изучение формирования первичных и вторичных полей радионуклидного загрязнения геосистем различного иерархического уровня.

2. Картографирование (районирование) загрязненных радионуклидами территорий для оценки и прогноза радиоэкологической обстановки с целью планирования реабилитационных мероприятий.

3. Получение количественных параметров вторичного перераспределения радионуклидов (биогенная, абиогенная и техногенная миграция) в различных ландшафтных условиях.

4. Построение радиоэкологической ГИС на ландшафтной основе для картографического моделирования процессов миграции радионуклидов на загрязненных территориях.

2.1. Радиометрические методы измерения активности в окружающей среде

Радиоактивное загрязнение почвы населенных пунктов, сельскохозяйственных угодий и лесных массивов в настоящее время изучают преиму-

щественно отбором проб с последующим γ-спектрометрическим анализом в лаборатории. Результаты анализа проб невозможно оперативно использовать для корректировки выбора точек отбора проб на местности. Вследствие ограниченной площади отобранные пробы имеют низкую представительность. Для надежной оценки радиоэкологической обстановки представительность проб может быть повышена либо за счет использования пробоотборников с большей площадью, либо путем увеличения количества проб, что сопровождается ростом трудозатрат.

Альтернативой может быть метод наземной точечной γ-спектрометрической съемки местности с помощью портативного гамма-спектрометра с коллимированным детектором. Этот метод широко использовали еще в 70-х годах для определения загрязнения почвы глобальными выпадениями ^{137}Cs (Артемова и др., 1971; Коган и др., 1991). Съемка местности сопровождалась отбором некоторого количества проб с разных горизонтов для определения распределения ^{137}Cs по глубине и введения поправок на заглубление при расчете его содержания.

Измерение плотности загрязнения радионуклидами почвы радиометром «КОРАД»

Загрязнение почвы ^{137}Cs в результате аварии на Чернобыльской АЭС во много раз превышает глобальные выпадения, и вклад этого радионуклида в аппаратурный спектр становится заметным на фоне γ-излучения природных ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K. Это обстоятельство позволяет по форме аппаратурного спектра определить поправочные коэффициенты на заглубление ^{137}Cs без отбора проб почвы**.** Основные принципы методики определения радиометром РКГ-09Н «КОРАД» (рис. 2.1) содержания ^{137}Cs с учетом его заглубления в почве были изложены ранее в ряде публикаций (Говорун и др., 1994; 1995; Chesnokov et al., 1997; 1999).

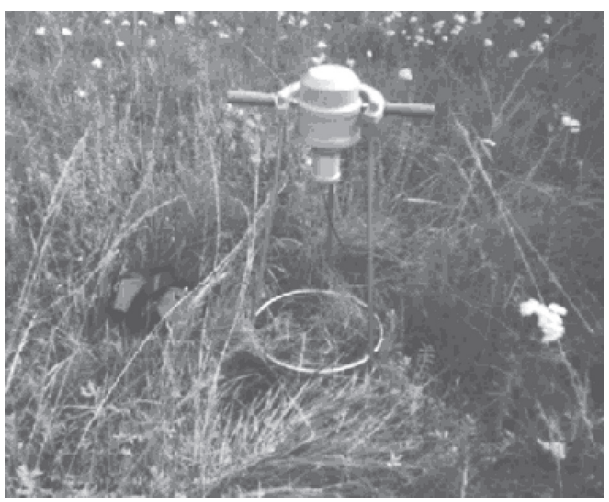


Рис. 2.1. Измерение плотности загрязнения техногенными радионуклидами радиометром РКГ-09Н «КОРАД» в полевых условиях.

Принцип действия радиометра «КОРАД» основан на спектрометрических дистанционных измерениях с использованием сцинтилляционного детектора (NaI(Tl) Ø50×50мм) в свинцовом коллиматоре. Радиометр «КОРАД» позволяет определять поверхностную активность ^{137}Cs в почве с пространственным разрешением от 0,5 до 2 м^2 (в зависимости от высоты детектора над уровнем почвы) при заглублении радионуклидов до 30-40 см (Chesnokov et al., 1999).

Обработка результатов измерений прибора «КОРАД» позволяет также проводить оценку величины заглубления ^{137}Cs в почве, т.е. определять толщину слоя Z (в длинах свободного пробега (дсп) в почве γ-квантов с энергией 662 кэВ, в котором содержится более 80% всего запаса ^{137}Cs (Chesnokov et al., 1999). При этом оценка величины Z допускает такую ситуацию, когда «грязный» слой захоронен под «чистым» или «условно чистым» слоем L_o. В этом случае Z можно представить в виде $Z=L_o+L_1$, где L_1 – толщина загрязненного слоя почвы. Для перевода указанных величин в сантиметры можно воспользоваться простым соотношением: $Z_{см}=12,9'Z_{дсп}/<\rho>$, где $<\rho>$ – среднее значение плотности почвы, г/см^3.

При радиометрической съемке в пойменных ландшафтах обнаружение «чистого» слоя L_o указывает на захоронение радионуклидов отложениями «свежего» аллювия (рис. 2.2). Таким образом, результаты съемки прибором «КОРАД» могут быть использованы для качественной оценки скорости и характера отложения аллювия.

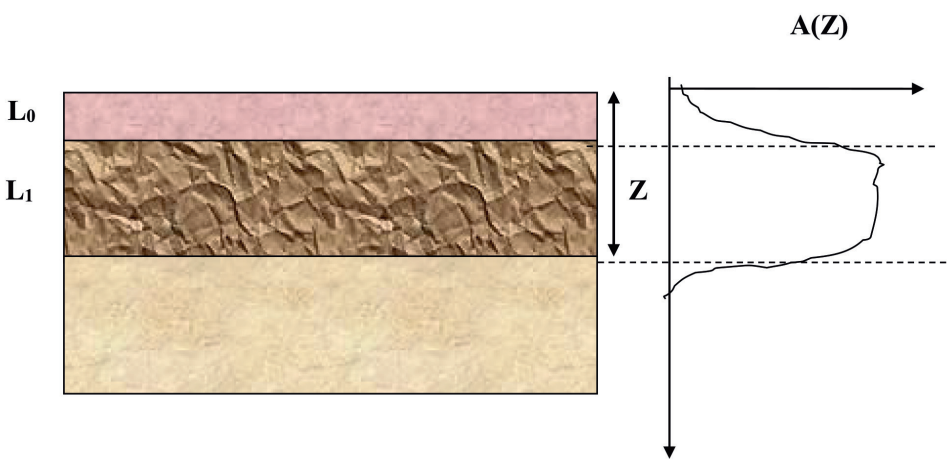
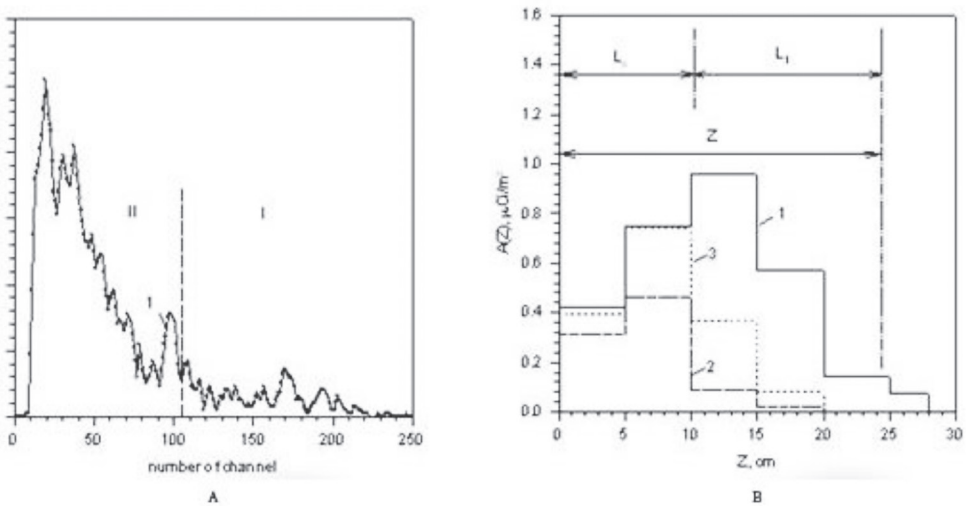


Рис. 2.2. Схема полевого измерения распределения радионуклидов в почве: (A(Z) – заглубление радионуклида (Потапов, 2010).

Для измерений радиометром «КОРАД» в условиях р. Енисей потребовалась модификация уже существующей (Говорун и др., 1994; 1995; Chesnokov et al., 1999) методики из-за влияния присутствующих техногенных радионуклидов ^{60}Co и ^{152,154}Eu (Линник и др., 2000а). Оценка плотности загрязнения радионуклидами ^{60}Co и ^{152,154}Eu осуществляется с использованием понятия обобщенной активности (формула 2.1).

$$G_{com} = A_{Co} + 0.345A_{Eu} \quad (2.1)$$

В контрольных точках проводился послойный почвенный отбор для последующего спектрометрического анализа в лабораторных условиях и верификации результатов измерений радиометрическими приборами. На рис. 2.3 представлен аппаратурный спектр, полученный прибором «КОРАД», при измерении 4-й точки на профиле о. Журавлёв на р. Енисей. На рисунке представлен диапазон регистраций изотопов ^{60}Co и ^{152,154}Eu, а также пик полноценного излучения ^{137}Cs. Вторая часть рисунка демонстрирует распределение техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{60}Co и ^{152,154}Eu, полученное в результате измерения отобранных с шагом 5 см по глубине проб почвы в лабораторных условиях, а также измерение прибором «КОРАД» мощности слоя заглубления ^{137}Cs (параметр *Z)*, толщины «условно чистого» слоя L_o. Обращает внимание хорошая сходимость результатов полевой радиометрии и данных спектрометрических измерений в лабораторных условиях.



A – аппаратурный спектр, полученный прибором «КОРАД», при измерении 4-й точки профиля острова Журавлёв.

I – диапазон регистрации излучений техногенных радионуклидов ^{152,154}Eu и ^{60}Co;

II – область регистрации излучений всех техногенных радионуклидов, включая ^{137}Cs. 1 – пик полного поглощения излучения ^{137}Cs. Время экспозиции – 300 с.

B – распределения по глубине техногенных радионуклидов в 4-й точке профиля острова Журавлёв. 1 – ^{137}Cs, 2 – ^{60}Co, 3 – ^{152,154}Eu.

Z – оценка прибором «КОРАД» толщины слоя заглубления ^{137}Cs. L_0 – толщина верхнего чистого или условно чистого слоя почвы. L_1 – толщина слоя загрязнения. $Z=L_0+L_1$.

Рис. 2.3. Аппаратурный спектр измерения техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{60}Co и ^{152,154}Eu (1a); верификация результатов полевой радиометрии (1b).

Результаты сопоставлений измерения ^{137}Cs прибором «КОРАД» и отбора проб в экспедициях 1995 и 2000 гг. на р. Енисей представлены на рис. 2.4

с аппроксимацией линейной регрессией, для которых коэффициент корреляции равен 0,86.

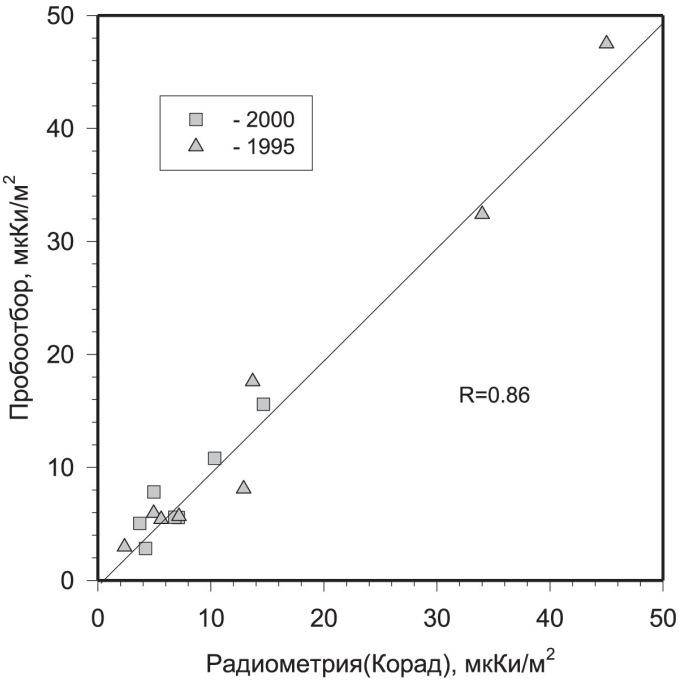


Рис. 2.4. Результаты верификации радиометра «КОРАД» (измерение поверхностной активности ^{137}Cs пойменных почв) на р. Енисей.

Погружной детектор

Для измерения профиля распределения радионуклидов по глубине в пойменных почвах р. Енисей использовался радиометр с погружным детектором (Potapov et al., 2001). Измеряемой величиной является удельная активность радионуклидов, минимальная измеряемая удельная активность ^{137}Cs ($t_{эксп}$=180 с, погрешность 50%) – 50 Бк/кг, пространственное разрешение по глубине ~5 см. Предложенная методика измерения позволяет проводить измерения ^{137}Cs в присутствии других техногенных радионуклидов ^{60}Co и ^{152,154}Eu.

По результатам измерения погружным детектором профилей распределения радионуклидов по глубине можно также оценивать их поверхностную активность, если известна средняя плотность почвы. Значение средней плотности определялось по данным отбора проб, которое в большинстве случаев для исходной влажной почвы было равным ~1,4 г/см^3. Сравнение измерений распределения ^{137}Cs в присутствии техногенных радионуклидов ^{60}Co и ^{152,154}Eu по глубине почвы погружным детектором и послойного отбора проб представлено для четырех пикетов – БП4-1 и БП4-45 (рис. 2.5).

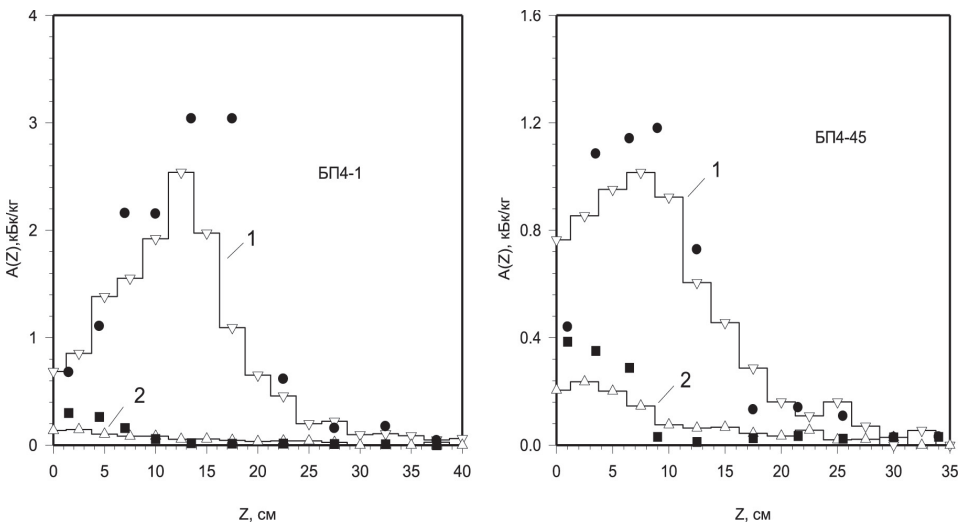


Рис. 2.5. Распределение удельной активности радионуклидов по глубине почвы (в расчете на сырой вес). **1** – ^{137}Cs – • измерение проб в лаборатории; ∇ – измерение погружным детектором; **2** – ^{60}Co, $^{152, 154}$Eu (G_{com}); ■ – измерение ^{60}Co, $^{152, 154}$Eu в пробах в лабораторных условиях и пересчет на величину G_{com} по формуле (1); △ – измерение G_{com} погружным детектором в полевых условиях.

Измерение активности ^{137}Cs в донных отложениях

Для определения запаса ^{137}Cs в донных отложениях в РНЦ «Курчатовский Институт» разработана методика использования радиометра с водным погружным детектором (рис. 2.6). В предложенной методике учтено заглубление ^{137}Cs в донных отложениях для расчета итоговой плотности загрязнения (Потапов и др., 2001). Для решения этой задачи предложено использовать три энергетических области аппаратурного спектра погружного детектора. Величина и положение энергетических областей, а также необходимые используемые соотношения и зависимости были определены с помощью математической модели, основанной на вычислениях методом Монте-Карло, и проверены на результатах лабораторных исследований, в которых использовались специально изготовленные плоские и объемные источники ^{137}Cs.

Использование спектрометрических датчиков, погружаемых на дно водоема или реки, значительно расширяет возможности по изучению радионуклидного загрязнения донных отложений. Данный детектор был использован для изучения распределения ^{137}Cs в донных отложениях р. Ипуть, р. Плава, р. Енисей (Potapov et al., 2002).

Подводный спектрометрический датчик при фиксированном стандартном положении, в основном, регистрировал излучение с площади 0,2 м^2, что определяло его пространственное разрешение ~50 см.



Рис. 2.6. Проведение измерения загрязнения техногенными радионуклидами донных отложений на р. Енисей (Балчуговская протока, 2000 г.).

Чувствительность метода оценивалась по минимальному уровню ^{137}Cs в донных отложениях, измеренному за фиксированное время экспозиции. Оценка чувствительности показала, что за время экспозиции 3 мин с погрешностью, не превышающей 30% (доверительная вероятность 0,95), такой способ позволял измерять поверхностную активность ^{137}Cs порядка 20 кБк/м^2 (~0,5 мкКи/м^2), а минимально измеряемая активность составила величину 7,5 кБк/м^2(~0,2 мкКи/м^2).

Летом 2000 года на реке Ипуть (Брянская область, Новозыбковский район, д. Старые Бобовичи) и в 2001 г. на р. Плава были проведены испытания этого прибора с одновременной верификацией путем отбора проб. Результаты сравнений данных лабораторных измерений и полевых исследований представлены в таблице 2.1.

Следует отметить существенные методические трудности для верификации радиометрических измерений донных отложений: в большинстве случаев отбор проб донных отложений осуществлялся до глубины 12 см, в то время как метод спектрометрии допускает измерение содержание ^{137}Cs в слое толщиной до 30 см. Поэтому в тех случаях, когда толщина слоя заглубления превышала 12 см (точки D-10, 11, 13), результаты отбора проб оказались заниженными.

Таблица 2.1
Радиометрические измерения донных отложений на реках Ипуть и Плава

Индекс пробы	Слой	Мощность слоя, см	S, м^2	Вес, г	^{137}Cs, Бк/кг	^{134}Cs, Бк/кг	^{40}K, Бк/кг	^{232}Th, Бк/кг	^{137}Cs, кБк/м^2 ПРОБА	^{137}Cs, кБк/м^2, КОРАД	Z (см), спектрометрия
D10	0-12	12	0,005	550	4734	27,9	246		521	1035	26,1
D11	0-12	12	0,005	719	3739	18,6	290		538	1428	27,8
D12	0-9	9	0,005	319	8252	51,5	320		526		
	9-18	9	0,005	477	6218	34,0	336	12,5	593		
	0-18								1119	1197	26,9
D13	0-12	12	0,005	382	5372	28,1	264		410	1477	27,9
D14	0-20	20	0,005	573	5072	32,0	325	13,8	581	704	7,1
D15	0-12	12	0,005	615	5954	32,4	308	13,9	732	644	16,4
N1	0-4	4	0,005	170	390	n.d.	507	48	13,3	37,4	25
N2	0-7	7	0,005	311	382	n.d.	543	37,6	23,8	112,5	27

Примечание: пробы D10-D15 измерены на р. Ипуть в июле 2000 г.; пробы N1, N2 измерены на р. Плава в сентябре 2001 г.

На р. Плава пробоотбор был выполнен только на глубину 4 см (проба N1) и 7 см (проба N2), поскольку с этой глубины начиналась мелкая известковая галька, мешающая более глубокому отбору проб. Аналогичные проблемы верификации радиометра с водным погружным детектором были и на р. Енисей, поскольку донные отложения с небольшой глубины содержали включения гальки, тогда как измерительный прибор показывал существование загрязненного радионуклидами слоя на большую глубину.

Предложенная методика измерения запаса ^{137}Cs в донных отложениях погружным водным детектором позволяет оперативно измерять характеристики радионуклидного загрязнения (суммарный запас, заглубление), что дает возможность детально исследовать характер распределения загрязнений донных отложений и обеспечить возможность оптимизации отбора проб.

2.2. Верификация данных измерения радиометра «КОРАД» в полесских ландшафтах Брянской области

Первые работы по сопоставлению результатов измерений загрязнения ^{137}Cs почвы, полученных с помощью радиометра РКГ-09Н «КОРАД», с данными отбора проб были проведены в ходе радиометрической съемки на экспериментальных площадках Госкомчернобыля РФ в Брянской области (Новозыбковский и Злынковский районы) в 1993 г. (Говорун, Линник, 1995). В 1994 г. на площадках НПО «Тайфун» были выполнены специальные исследования для разработки методических рекомендаций по контролю загрязнения почвы ^{137}Cs методом полевой радиометрии (Мартыненко и др., 2003). В дальнейшем радиометр «КОРАД» использовался как для оценки заглубления ^{137}Cs в почве (Fogh, 2000), так и при изучении эрозионных процессов (Golosov et al., 2000).

Методика верификации данных измерения радиометра «КОРАД»

Сопоставление результатов полевой радиометрии и отбора проб, полученных в природных и антропогенных ландшафтах Брянской области, было проведено на 16-ти экспериментальных площадках НПО «Тайфун», которые расположены в Гордеевском и Красногорском районах Брянской области. Выбор площадок проведен таким образом, чтобы охватить все разнообразие почвы западной части Брянской области, включая целинные и пахотные земли, при плотности загрязнения ^{137}Cs от 0,5 до 200 мкКи/м^2. Измерения проводили на лесных, луговых, болотных ландшафтах и пашне при близком содержании ^{137}Cs (Мартыненко и др., 2003).

Особое внимание было уделено получению достоверной информации при низких уровнях загрязнения, близких к нижней границе чувствительности радиометра РКГ-09Н «КОРАД» (Говорун и др., 1994). С этой целью были выполнены измерения на пяти площадках с уровнем загрязнения в интервале 0,5-1 мкКи/м^2 на суходольном, влажнотравном лугу и пашне.

Результаты измерений радиометром верифицировали послойным отбором проб методом «конверта»: одна в центре под детектором и четыре в углах на расстоянии 0,8 м от центральной пробы (на границе зоны обзора детектора, рис. 2.7).

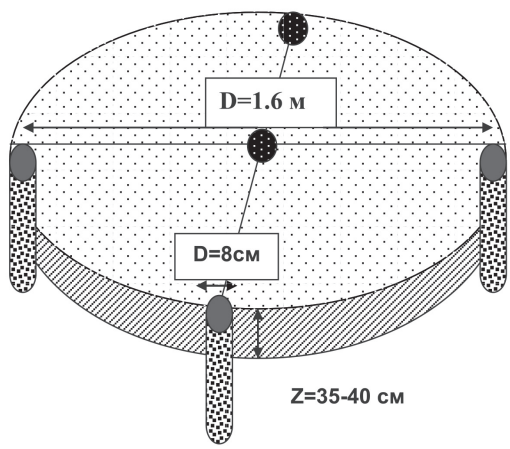


Рис. 2.7. Схема отбора проб на мониторинговых площадках НПО «Тайфун» в 1994 г. в западной части Брянской области.

На целинных (необрабатываемых) площадках почва в каждой точке отбиралась двумя пробоотборниками. С верхнего горизонта почву отбирали стандартным стальным кольцом диаметром 14, высотой 10 см. Затем в образовавшуюся лунку забивали пробоотборник диаметром 8 см на глубину 20 см от дна (на торфяно-болотной мелиорированной почве до 30 см). Пробы, отобранные под детектором, делили на слои. Нижний керн диаметром 8 см на месте делили по высоте на слои: 10-15, 15-20 и 20-30 см (30-40 см на торфяно-болотной почве). Монолит в кольце делили в лаборатории на семь слоев: 0-1, 1-2, 2-3, 3-4, 4-5, 5-7, 7-10 см.

Таким образом, для целинных участков в точке под детектором были получены образцы почвы с 10-ти слоев, для мелиорированного болота (площадка № 16, рис. 2.6, табл. 2.2) – с 11-ти слоев. Характер вертикального распределения ^{137}Cs по глубине различался в зависимости от положения площадки в микроландшафте. Пробы, отобранные с двух горизонтов в углах конверта, на слои не делили. Всего было обследовано 11 площадок с ненарушенным почвенным слоем и одна площадка с нарушенным почвенным слоем на торфянике.

Для четырех площадок на пашне почву отбирали пробоотборниками диаметром 8 см таким же методом конверта на глубину 30 см. Центральную пробу на месте делили по глубине на три части высотой по 10 см. На площадках №№ 10 и 13 (табл. 2.2) для контроля содержания ^{137}Cs в подпахотном слое центральные пробы отобрали с четырех горизонтов на глубине 40 см. Содержание ^{137}Cs в подпахотном слое по данным анализа этих проб составило менее 1% суммарного в пробе.

Спектральный анализ проб почвы выполнен на двух гамма-спектрометрах фирмы ORTEC в составе 4096-канального анализатора ORTEC-7500 и полупроводникового детектора GEM-20180-P.

Измерения радиометром «КОРАД» (за исключением площадок №№ 10, 12, 13, 14) проводили последовательно в стандартной и нестандартной геометрии. На остальных площадках измерения выполнялись только в стандартной геометрии. При стандартной геометрии блок детектирования располагали на высоте 0,8 м над поверхностью почвы, радиус обзора составлял 0,8 м, обследуемая площадь 2 м^2. При измерениях в нестандартной геометрии блок детектирования опускали на высоту 0,24 м над поверхностью почвы, при этом радиус обзора составлял 0,24 м, обследуемая площадь 0,2 м^2. Площадь отбираемой пробы почвы на целинных участках составляла 150 см^2, на пахотных – 50 см^2. При сравнении с площадью обзора радиометра (20000 см^2 в стандартной и 2 000 см^2 в нестандартной геометрии) видно, что обзор местности при радиометрической съемке в несколько раз превышает площадь отбираемых проб (рис. 2.7).

На каждой площадке проводили по три измерения в стандартной и нестандартной геометрии в одной и той же точке. На площадке № 16 было выполнено шесть измерений радиометром «КОРАД». Продолжительность измерений составляла, как правило, 1800 с при загрязнении около 0,5 мкКи/м^2, 600 с при загрязнении, близком к 1 мкКи/м^2, и 100 с при уровнях загрязнения более 3 мкКи/м^2. Столько же времени занимало измерение фона для каждой геометрии. Фон измеряли при развороте детектора окном коллиматора вверх, что позволяло исключить влияние на результаты измерений γ-квантов, поступающих на детектор через свинцовую защиту с участков местности, которые находятся за пределом угла обзора детектора. При этих условиях разница в результатах измерений радиометром «КОРАД» не превышала 10%.

После радиометрических измерений и отбора проб описывали почву по генетическим горизонтам для определения ее типа и механического состава. По данным отбора проб построены графики вертикального распределения ^{137}Cs в различных типах почвы западной части Брянской области (рис. 2.8).

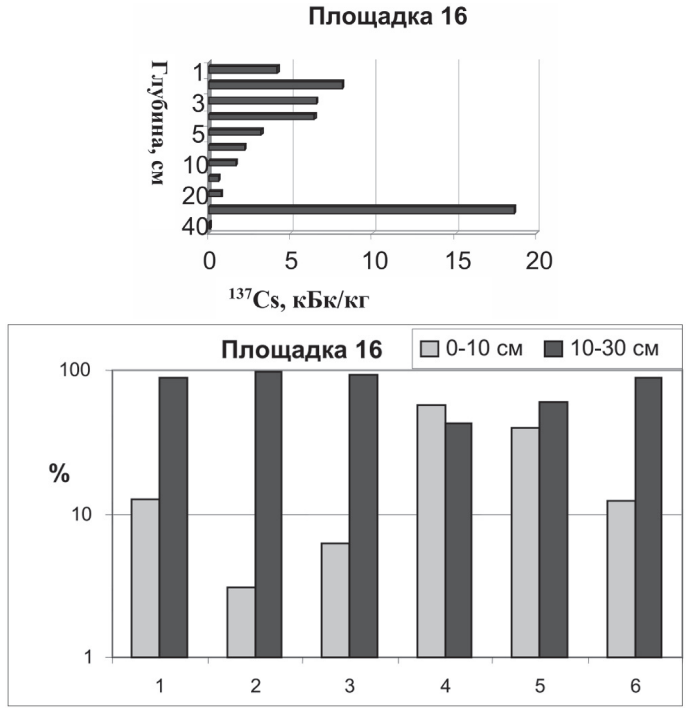


Рис. 2.8. Распределение ^{137}Cs на мелиорированном торфянике после коренного улучшения: по глубине (слева) и на площади 2 м^2 (справа) в 5-ти кернах по слоям 0-10 и 10-30 см (6-я точка – среднее значение на площадке 16).

Результаты верификации данных измерения радиометра «КОРАД»

Поскольку заглубление ^{137}Cs в целинных почвах имеет различный вид (рис. 3.18), оценивали возможность использования радиометра «КОРАД» для измерения содержания ^{137}Cs при различном заглублении.

В табл. 2.2 представлены результаты радиометрической съемки и лабораторного γ-спектрального анализа по 16-ти площадкам, а также их статистической обработки (Мартыненко, Линник и др., 2003).

Данные расположены в порядке убывания содержания ^{137}Cs на площадках, приведены минимальное, максимальное и среднее значения по каждой отдельной площадке, а также коэффициент вариации по результатам отбора проб и радиометрических измерений. Наряду с этими приведено значение уровня загрязнения ^{137}Cs по данным центральной пробы и соответствующий ей результат измерения прибором «КОРАД» в нестандартной геометрии.

Для верификации результатов съемки радиометром «КОРАД» приведено отношение среднего уровня загрязнения ^{137}Cs на площадке, полученного в результате съемки, к аналогичному значению по данным измерения проб почвы. В скобках приводится отношение результата радиометрической съемки, выполненной в нестандартной геометрии (площадь 2 000 см^2) к уровню загрязнения ^{137}Cs в центральной пробе (площадь 150 см^2).

Таблица 2.2

Результаты верификации радиометра «КОРАД» на мониторинговых площадках НПО «Тайфун» (1994 г.)										
	Номер и тип площадки	Вид измерения	Время измерения, с	Число измерений	Загрязнение ^{137}Cs, мкКи/м^2				Коэффициент вариации	Отношение измерений «КОРАД»/проба в центре
					минимальное	Среднее	максимальное	в центре площадки		
4	Смешанный лес	Корад	100	3	189	191	195	179,4	1,92	0,97 (1,25)
		Пробы	1200	5	140	197	312	143	36,39	
1	Суходольный луг	Корад	100	3	127	129	131	129,7	1,48	1,22 (1,12)
		Пробы	1200	5	86	106	124	116	14,31	
2	Влажнотравный луг	Корад	100	3	75	77	79	74	3,17	1,32 (1,42)
		Пробы	1200	5	47	58	70	52	15,07	
3	Пашня	Корад	100	3	83	86	88	78	3,18	1,14 (1,05)
		Пробы	1800	5	43	75	108	74	30,64	
15	Влажнотравный луг	Корад	180	6	62	69	73	69,2	5,55	1,30 (1,17)
		Пробы	1200	5	46	53	59	59	12,14	
16	Торфяник	Корад	600	3	67	67,5	68	53	1,17	1,11 (0,87)
		Пробы	1800	5	13	61	99	61	62,46	
14	Суходольный луг	Корад	600	1		10,2				1,22
		Пробы	1200	5	8,1	8,3	8,5	8,4	2,16	
5	Хвойный лес	Корад	100	3	4,2	4,5	4,7	4,8	6,17	1,05 (1,00)
		Пробы	1800	5	3,8	4,3	4,8	4,8	10,60	
6	Влажнотравный луг	Корад	100	3	3,6	4,0	4,4	4,8	10,55	1,33 (1,41)
		Пробы	3600	5	2,4	3,0	3,4	3,4	12,00	
7	Суходольный луг	Корад	100	4	3,4	3,9	4,4	3,9	10,51	1,14 (1,08)
		Пробы	3600	5	2,9	3,4	3,7	3,6	9,33	
8	Пашня	Корад	100	3	4,1	4,5	4,6	4,9	5,15	1,09 (1,48)
		Пробы	1800	5	3,3	4,1	5,1	3,3	19,76	
13	Пашня	Корад	600	3	1,08	1,23	1,49		17,89	1,04
		Пробы	3600	5	1,09	1,18	1,25	1,22	5,93	
11	Суходольный луг	Корад	600	4	1,37	1,59	1,88	1,4	14,47	1,47 (1,13)
		Пробы	3600	5	1,00	1,08	1,24	1,24	10,19	
12	Влажнотравный луг	Корад	600	3	0,81	0,91	1,02		12,09	1,32
		Пробы	3600	5	0,59	0,69	0,92	0,59	20,29	
10	Пашня	Корад	1800	3	0,81	0,88	1,00		11,36	1,24
		Пробы	3600	5	0,60	0,71	0,80	0,80	12,68	
9	Суходольный луг	Корад	600	3	0,76	0,82	0,93	0,75	10,98	1,44 (1,34)
		Пробы	3600	5	0,47	0,57	0,70	0,56	15,79	

Сравнение результатов радиометрической съемки в стандартной геометрии с данными отбора проб (табл. 2.2) показывает следующее. При плотности загрязнения ^{137}Cs от 4 до 197 мкКи/м^2 расхождение не превышает 32% (площадка № 2, расположенная на влажнотравном целинном лугу, почва перегнойно-глеевая легкосуглинистая), причем расхождение между данными отбора по центральной пробе и радиометрического измерении в нестандартной геометрии достигает 42% за счет пространственной микронеоднородности загрязнения. Для плотности загрязнения ~ 1°мкКи/м^2 и ниже расхождения между данными отбора проб и радиометрической съемкой достигают 44-47% (площадки №№ 9, 11 – суходольный луг под дерновой песчаной почвой).

Сравнение результатов показывает, что в 10 случаях из 15 коэффициент вариации результатов радиометрической съемки меньше, чем у данных отбора проб. Такие соотношения наблюдаются на площадках с содержанием ^{137}Cs более 4 мкКи/м^2.

При меньшем загрязнении коэффициенты вариации близки (площадки №№ 7, 10), и в двух случаях коэффициенты радиометрической съемки выше (площадки №№ 11, 13). Отметим, что изменчивость результатов съемки может быть уменьшена за счет увеличения экспозиции измерений.

Коэффициент вариации характеризует достоверность (представительность) единичного измерения. Чем он выше, тем ниже представительность. Коэффициент вариации проб (V) на площадках не зависит от содержания ^{137}Cs. Его значение обусловлено неоднородностью исходного распределения радионуклидов по площадке, вызванной как наличием в выпадениях частиц повышенной активности (площадка № 4, смешанный лес на дерново-слабоподзолистой супесчаной почве, V=36,4%), так и перераспределением в результате распахивания.

Как видно из табл. 2.2, представительность единичной пробы почвы для пашни наиболее низкая (площадка № 3, V=30,6%, площадка № 8, V=19,8%). Максимальная вариабельность (V=62,46%) наблюдается на площадке № 16 мелиорированного торфяника, расположенного на южной окраине д. Яловки.

Таким образом, при плотности загрязнения ^{137}Cs от 4 до 200 мкКи/м^2 независимо от типа почвы результаты измерения радиометром «КОРАД» различаются от данных пробоотбора не более чем на 32%, при плотности загрязнения ^{137}Cs менее 4 мкКи/м^2 максимальное расхождение в единичном измерении может достигать 47%.

В дальнейшем верификация радиометра РКГ-09Н «КОРАД» (по единичной, центральной пробе) проводилась зарубежными специалистами в ходе радиоэкологических исследований на территории России и Беларуси (Heinemann, Hille, 1997; Roed et al., 1996), а также в процессе экспедиционных работ ГЕОХИ РАН в период 1995-2002 гг. Обобщенные результаты верификации радиометра «КОРАД» (85 точек) представлены на рис. 2.9.

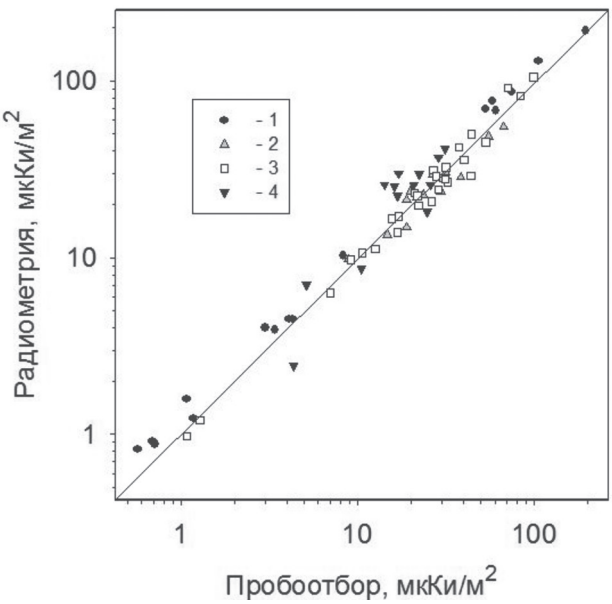


Рис. 2.9. Результаты верификации радиометра РКГ-09Н «КОРАД» в 1993-2002 гг.: ● – НПО «Тайфун», 16 площадок в Брянской области, 1994 г. (Мартыненко и др., 2003); Δ – РНЭЦ Госкомчернобыля РФ, 12 экспериментальных площадок в Брянской области, 1993 г. (Говорун, Линник, 1995); □ – ГЕОХИ в Брянской и Тульской областях в 1995-2002 гг.; ▼ – работы зарубежных специалистов (Heinemann, Hille, 1997; Roed et al., 1996).

Уравнение регрессии имеет вид:

$$y=0.0142+0.9975x \quad (2.2)$$

Относительное среднее квадратичное отклонение результатов составляет 22,6%.

Таким образом, прямые измерения методом γ-спектрометрической съемки местности радиометром РКГ-09Н «КОРАД» являются оперативными и обеспечивают представительность данных, недоступную при отборе проб почвы. Ограничение площади обследуемой поверхности путем коллимации детектора фиксирует зону обзора в пределах одного или нескольких метров, тем самым сглаживая вариабельность, обусловленную случайными факторами.

2.3. Методика выполнения лабораторных спектрометрических измерений, анализов гранулометрического и минералогического состава

Определение удельной активности радионуклидов в пробах после предварительного просушивания производилось на гамма-спектрометре фирмы «Canberra». Длительность экспозиции почвенных проб и отдельных фракций колебалась от 40 до 180 мин, погрешность измерения при

этой экспозиции не превышала 7% для ^{137}Cs и достигала 60% при измерении изотопов ^{60}Co,^{152,154}Eu. Ряд проб почвы из-за малой навески (20-30 г) измерялись в течение 24-60 часов на особо чистом германиевом детекторе фирмы Baltic Scientific Instruments(BSI) типа GCD-20190 со спектрометром SBS-55 ГринСтар (Россия). Все измерения приведены на дату отбора проб.

Гранулометрический состав пойменных почв определялся «комбинированным методом» (Андреева, Лапина, 1998). Исходная навеска около 30 г после 2-минутной обработки ультразвуком смывалась дистиллированной (чтобы избежать потери радионуклидов) водой через сито с ячейкой 0,05 мм. Оставшиеся на поверхности сита фракции крупнее 0,05 мм подвергались сухому рассеиванию, а смесь более мелких фракций медленно осаждалась в столбе воды. Через определенные промежутки времени из банки пипеткой отбирались съемы на определение содержания фракций 0,01-0,005; 0,005-0,001 и меньше 0,001 мм. После этого алевритовый материал (0,05-0,01 мм) отмывался от более мелких частиц, собирался и высушивался. После определения массы фракций всех классов крупности, а также съемов рассчитывалось содержание каждой фракции в процентах по отношению к сухой навеске.

2.4. Принципы ландшафтно-радиационного мониторинга пойменных комплексов

Использование ландшафтных принципов значительно повышает эффективность радиационного мониторинга природных комплексов (Korobova, Linnik et al., 1993; Линник, 1996; 2002; Линник и др., 2000б). Методы крупномасштабного картографирования (р. Теча, р. Ипуть, р. Енисей) используются для оценки запасов радионуклидов (Говорун и др., 2000; Линник и др., 2004б; 2005а; 2005в; Linnik et al., 2006а), выявления связи радионуклидного загрязнения с ландшафтно-гидрологическими условиями (Линник, 2000б; Линник и др., 2000а; Linnik et al., 2002a; 2002b; 2005).

Основное назначение ландшафтно-радиационного мониторинга – выявление связи радионуклидного загрязнения с ландшафтным строением территории (Линник, 2002; 2003). При проведении исследований по ландшафтно-радиационному мониторингу пойменных участков используется целый комплекс методов, включающий ландшафтное профилирование с проведением радиометрических измерений, составление фациальных карт, характеризующих распределение аллювиальных отложений, литологическое описание почвенных разрезов, отбор проб для дальнейшего геохимического и минералогического анализа.

В силу высокой сорбционной способности ^{137}Cs накапливается в донных отложениях и пойменных почвах. Наряду с ландшафтно-геохимическими факторами радионуклидное загрязнение поймы определяется гидродинамическими условиями, формирующими режим осаждения загрязненных речных наносов (Линник, 2006). Причем в период половодья ландшафтно-гидрологическим условиям принадлежит ведущая роль в формировании аномалий радионуклидного загрязнения. Ланд-

шафтно-гидрологический анализ позволяет определять зоны осаждения различных литологических фаций. С этой целью может быть выполнена ландшафтная съемка, так как для поймы характер природных комплексов (рельеф, растительность, почва и особенно литология) определяют распределение радионуклидов.

Значительную информационную ценность в ландшафтно-радиационных исследованиях речных систем представляют данные дистанционного зондирования – аэро- и космические снимки. Для таких объектов, как р. Теча и р. Енисей, дешифрирование разновременных космических снимков (60-80-е годы) позволило оконтурить границы пойменных участков с различным литологическим строением (пески, илы) с целью экстраполяции данных полевых радиоэкологических исследований. Для русла реки (Енисей) по снимкам выделяются прибрежные зоны осаждения илов с максимальными уровнями радионуклидного загрязнения, для пойменной части на основе анализа снимков определяется время зарастания растительностью галечных отмелей и отложение загрязненных радионуклидами песчаных и илистых наносов.

При проведении исследований по ландшафтно-радиационному мониторингу пойменных природных комплексов используется целый набор методов, включающий ландшафтное профилирование с проведением радиометрических измерений, составление фациальных карт, отбор проб для дальнейшего геохимического и минералогического анализа (Линник, 2006).

Ландшафтно-радиационное профилирование позволяет выявить связь плотности загрязнения радионуклидами с пойменным строением. Размещение точек измерений или отбора проб на профиле выполняется исходя из анализа длительности затопления различных элементов пойменного ландшафта, а также характера русловых процессов в период половодья.

Результаты комплексных радиоэкологических исследований на профилях являются основой при изучении истории загрязнения пойменных комплексов таких рек, как Ипуть, Плава (чернобыльский след), Теча (загрязнение от ПО «Маяк»), р. Енисей (загрязнение ГХК). От выбора контрольных точек на профиле зависит успех исследований, поскольку наряду с традиционными ландшафтными признаками их выбора, которые идентифицируются по характеру растительности и литологии, одновременно необходимо учитывать и ту гидродинамическую обстановку, которая явилась причиной осаждения радиоактивных взвесей.

При проведении исследований по ландшафтно-радиационному мониторингу пойменных комплексов р. Енисей использовался целый набор методов, включающий ландшафтное профилирование с проведением радиометрических измерений, составление фациальных карт, характеризующих распределение аллювиальных отложений, литологическое описание почвенных разрезов, отбор проб для дальнейшего гранулометрического, геохимического и минералогического анализа.

Размещение точек измерений плотности загрязнения радионуклидами на профиле выполнялось исходя из анализа длительности затопления различных элементов пойменного ландшафта, а также характера русловых про-

цессов в период половодья. По результатам измерения прибором «КОРАД» в наиболее представительных точках (как по ландшафтным признакам, так и плотности загрязнения радионуклидами) выполнялся гамма-каротаж с помощью погружного детектора, который позволял получить в полевых условиях распределение γ-излучателей с шагом 2,5 см по глубине. Отбор проб из разреза по слоям выполнялся исходя из результатов гамма-каротажа почвы, а также с учетом ее литологического строения.

Для подводных ландшафтов, наряду с использованием традиционных методов отбора проб донных отложений для лабораторного определения изотопного состава, радиоэкологические исследования включают использование донных детекторов для полевого определения плотности загрязнения радионуклидами (Potapov et al., 2002). Их проведение синхронно с гидрологическими наблюдениями дает возможность оценить связь гидродинамических условий с уровнем радионуклидного загрязнения донных отложений.

Для исследования загрязнения радионуклидами речных систем широко используются ГИС-технологии (Линник, 2000а; 2004а; 2004б; Линник и др., 2002в), которые являются основой как организации баз данных ландшафтно-радиоэкологической информации, так и построения крупномасштабных планов радионуклидного загрязнения пойменных территорий.

Дешифрирование разновременных космических снимков (60-70-е годы) позволило оконтурить границы пойменных участков р. Енисей с различным литологическим строением с целью экстраполяции данных полевых исследований. По материалам экспедиционных исследований с использованием методов дешифрирования космических снимков составлялись следующие карты: ландшафтная, типов грунтов, высотных уровней, которые входят как информационные слои в радиоэкологическую ГИС.

2.5. Организации сети ландшафтно-радиационного мониторинга в Брянской области

Первоначальное районирование территорий, загрязненных радионуклидами чернобыльского происхождения, выполнялось по радиационному признаку – плотности загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr. В соответствии с законом РФ «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» загрязненные радионуклидами территории подразделялись на следующие зоны:

- зону отчуждения;
- зону отселения;
- зону проживания с правом на отселение;
- зону проживания с льготным социально-экономическим статусом.

К зоне отселения относились территории, на которых плотность загрязнения почв ^{137}Cs превышает 15 Ки/км^2 и где среднегодовая эффективная эквивалентная доза облучения населения может превысить 5 мЗв. Поскольку значительная часть загрязненной радионуклидами Брянской области относится к полесским ландшафтам, отличающимся повышенной геохимической миграцией в растения, то это могло приводить к облучению населе-

ния свыше 5 мЗв. Поэтому для контроля радиоэкологической обстановки в 1992 г. была организована сеть ландшафтно-радиоэкологического мониторинга РНЭЦ Госкомчернобыль РФ (Выбор ..., 1992).

Комплексный радиоэкологический мониторинг загрязненных радионуклидами территорий ориентирован на решение задач реабилитации территории, включая обследование индивидуальных хозяйств с целью обеспечения условий безопасного проживания населения в результате выполнения мероприятий, снижающих суммарную дозовую нагрузку (Глебов и др., 1995).

Наряду с проведением различных контрмер (завоз чистых продуктов питания, использование сорбентов) снижение поступления радионуклидов может быть достигнуто также за счет изменения структуры агропромышленного производства на основе ландшафтно-агрохимических факторов, контролирующих переход радионуклидов в системе «почва – растение».

В целом организация мероприятий по реабилитации загрязненных радионуклидами территорий с использованием ГИС-технологии должна строиться с учетом радиационной обстановки, хозяйственного использования и ландшафтного разнообразия территории, представленных в РадГИС как отдельные информационные слои (Линник, 2000а; Линник и др., 2000б).

Принципы организации сети ландшафтно-радиоэкологического мониторинга

Организованная в 1992-1993 гг. сеть ландшафтно-радиоэкологического мониторинга РНЭЦ (рис. 2.10) в западной части Брянской области предназначалась для выявления связи радионуклидного загрязнения с ландшафтным строением территории (Выбор ..., 1992; Районирование ..., 1993; Korobova, Linnik, 1993; Korobova et al., 1993; 1998; Linnik, 1994; Бродский и др., 1995).

Принципы выбора сети мониторинга учитывали радиационную, ландшафтную характеристику территории, а также характер ее хозяйственного использования (Коробова и др., 2002; 2004).

По хозяйственному принципу исследуемые территории разделялись на селитебные (населенные пункты – города, поселки и сельские поселения), сельскохозяйственные угодья и леса. Зонирование территории по данному признаку выполнялось на основе крупномасштабных планов землепользования.

Ландшафтный анализ территории выполнялся с позиций изучения миграции радионуклидов. Особое внимание уделялось характеру почвенно-растительного покрова, литологическому строению территории и другим природным факторам миграции радионуклидов.

Радиационный критерий выбора площадки включал анализ типа выпадений. Наличие тугоплавких элементов ^{144}Ce, ^{154}Eu, ^{155}Eu и трансурановых элементов ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu и в значительной степени ^{90}Sr свидетельствует о присутствии в выпадениях диспергированного реакторного топлива (Тер-Сааков и др., 1996; Стукин, 2001).



Рис. 2.10. Организация ландшафтно-радиоэкологического мониторинга в Брянской области.

Площадки выбирались с учетом плотности загрязнения и предполагаемого радионуклидного состава. Анализ площадок по типу выпадений представлен в табл. 3.1.

Размер площадок в соответствии с рекомендациями Госкомгидромета (Инструкция ..., 1987) составляет примерно 100х100 м. Поскольку на площадках проводились исследования латеральной и вертикальной миграции

радионуклидов, то площадки закладывались также на склоновых участках. Основное внимание уделялось выбору площадок с ненарушенным почвенным покровом, так как к началу проведения ландшафтно-радиоэкологических исследований в 1992 г. были проведены масштабные работы по дезактивации населенных пунктов и коренному улучшению пашен и сенокосов.

Ряд экспериментальных площадок был заложен и обследован в лесных массивах, различающихся как породным составом, так и возрастом. Несколько площадок было заложено в агроценозах (луга, посевы многолетних трав).

В задачи комплексных полигонных исследований входила проверка эффективности предлагаемых реабилитационных мер, например, подавление пылеподъема (Бродский и др., 1995), а также проверка различных методов радиоэкологических исследований, калибровка различной измерительной аппаратуры.

Проведение комплексных исследований различными специалистами в пределах единых площадок позволяло обеспечить получение сопоставимых данных. Экспериментальные площадки рассматривались как эталонные участки для идентификации различных радиоэкологических моделей, что предъявляло повышенные требования к количеству и качеству выполненных измерений и наблюдений.

Иерархическая организация ландшафтно-радиоэкологического мониторинга

Экспериментальные радиоэкологические исследования, ориентированные на пространственную экстраполяцию получаемых результатов, проводятся на площадках, профилях и полигонах.

1. Экспериментальная площадка – типичный участок исследуемой территории размером примерно 100х100 м, занимающий один элемент мезоформы рельефа (например, склон), сохраняющий на всем своем протяжении однородность в радионуклидном составе и ландшафтно-геохимических условиях миграции и трансформации радионуклидов.

2. Ландшафтно-радиационная катена – сопряженный ряд экспериментальных площадок, расположенных на разных геоморфологических уровнях (от водораздела до днища водотока) и характеризующих влияние различных ландшафтных условий на миграционную способность радионуклидов в пределах элементарных бассейнов. В поймах рек ландшафтно-радиационное профилирование используется для выявления гидрологических факторов дифференциации радионуклидного загрязнения.

3. Радиоэкологический полигон – часть территории, используемая в различных хозяйственных целях, включающая все зоны радионуклидного загрязнения в пределах наиболее типичных ландшафтов для оценки эффективности контрмер. Включает также и целинные участки для получения экспериментальной информации о миграции и трансформации радионуклидов без вмешательства человека.

Ландшафтно-радиоэкологические исследования на полигонах проводятся на площадках (рис. 2.11) и на профилях (рис. 2.12).

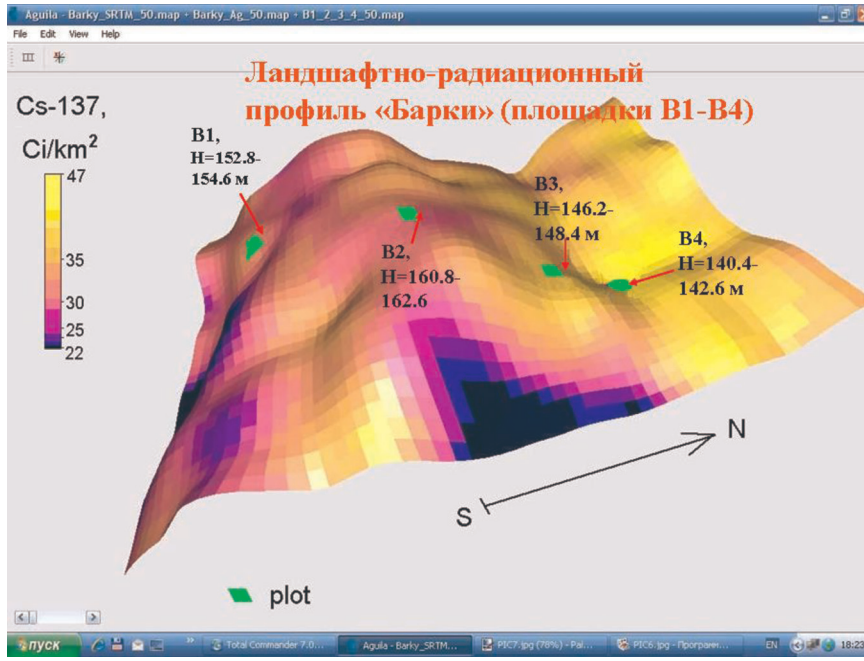


Рис. 2.11. Ландшафтно-радиационный профиль «Барки».

Могут быть отдельные площадки, не обязательно объединяемые в профиль. Площадка включает один тип хозяйственного использования (пашня, луг), тогда как профиль может включать набор площадок с разным режимом использования территории.

При формировании сети экспериментальных площадок учитывался также бассейновый принцип их организации. Все площадки расположены в бассейне р. Ипуть, часть из них расположена в ее пойменной части или на первой надпойменной террасе. Ряд площадок характеризуют бассейны рек второго порядка (р. Каменка (рис. 2.11), р. Булдынка), которые можно рассматривать как каскадно-геохимические системы (Касимов, 2006) или геосистемы (Дьяконов, 1988; Ретеюм, 1988), которые характеризуются однонаправленным потоком вещества (в данном случае радионуклидов).

Бассейновый принцип в радиационном мониторинге был использован также при изучении трансформации пятен загрязнения ^{137}Cs в геоморфологически мелкоконтрастных ландшафтах Брянского полесья (Квасникова и др., 2006).

Паспортизация стационарных площадок ландшафтно-радиоэкологического мониторинга в Брянской области

Стационарная сеть мониторинга радиационной обстановки включала 19 ландшафтно-радиоэкологических площадок общей площадью 17,64 га, различающихся как по плотности загрязнения ^{137}Cs (20-53 Ки/км^2), так и по ландшафтным условиям (8 луговых, 11 лесных).

На каждую площадку (рис. 2.12) был разработан ландшафтно-радиационный паспорт, который включал: топографический план масштаба 1:200 (сечение горизонталей 20 см) с фиксацией отдельно стоящих деревьев, анализ геолого-литологического строения и гидрогеологических условий (по результатам бурения 1-3 скважин), почвенные и геоботанические описания.

Радиационные исследования включали определение изотопного состава радионуклидов, их запаса, оценку вертикальной и горизонтальной миграции радионуклидов, получение коэффициентов перехода «почва – растение».

Для анализа распределения ^{137}Cs в зависимости от микроландшафного строения была предложена специальная методика (Говорун, Линник, 1995). На мониторинговых площадках РНЭЦ Госкомчернобыль РФ проводилась верификация методов полевой радиометрии (рис. 2.15), а также сопоставления наземных измерений с результатами аэрогаммасъемки, проведенной в 1993 г. ГНПО «Аэрогеофизика».

Ландшафтно-радиационная паспортизация экспериментальных площадок РНЭЦ, проведенная в 1992-1993 гг., включала:

- дозиметрическую съемку в соответствии с методическими рекомендациями Госкомгидромета (Инструкция ..., 1987) с поверхности и на высоте 1 м над землей;

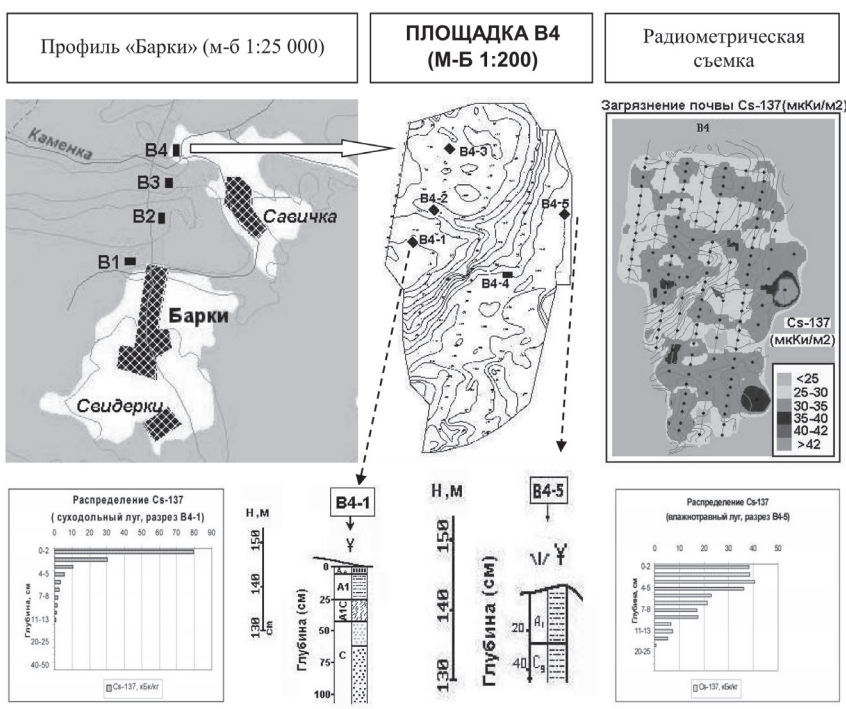


Рис. 2.12. Ландшафтно-радиоэкологические исследования на мониторинговых площадках РНЭЦ Госкомчернобыль РФ в Брянской области.

- отбор проб почв для определения плотности загрязнения и радионуклидного состава стандартными кольцами диаметром 14 см и высотой 5 см

на глубину 10 см по углам площадки и в ее центре (всего 5 точек опробования, в отдельных случаях число точек увеличивалось в зависимости от фациальной сложности площадки);

- отбор проб подстилки и растений в местах отбора проб почвы;
- топографическую съемку масштаба 1:200 с сечением горизонталей 20 см (рис. 2.13). При съемке в лесу отмечалось каждое дерево диаметром свыше 10 см. Все точки отбора проб вынесены на план местности;
- описание почвенного покрова по разрезам по генетическим горизонтам с отбором образцов на определение агрохимических свойств, механического и минералогического состава;
- геоботанические описания, включающие определение видового состава, проективного покрытия наземной растительности, в том числе и мхов, а также характеристика древесного яруса, подроста, кустарников, кустарничков;
- гидрогеологические исследования, включающие бурение до первого водоносного горизонта, определение литологического состава, фильтрационных свойств грунтов, химические анализы проб грунтовых вод.

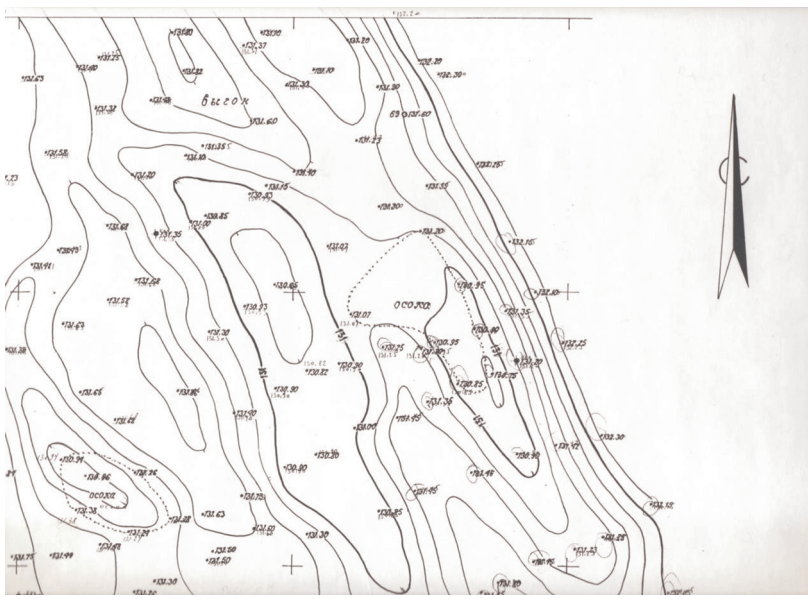


Рис. 2.13. Рабочий фрагмент топографического плана площадки М2 (масштаб 1:200).

Отбор почв на определение общего радионуклидного состава проводился кольцами на глубину 0-5 и 5-10 см. Отбор почвенных образцов в открытом почвенном профиле велся как по генетическим горизонтам для последующего определения основных физико-химических параметров почв экспериментальной площадки, так и непрерывно с интервалами: 1 (верхние 9 см), 2 (от 9 до 15 см), 5 (от 15 до 30 см) и 10 см (от 30 до 50 см и, в ряде случаев, ниже).

На рис. 2.14 представлены результаты паспортизации ландшафтно-радиционного профиля «Токовище», расположенного в Новозыбковском р-не Брянской области, выполненной в 1992 г.

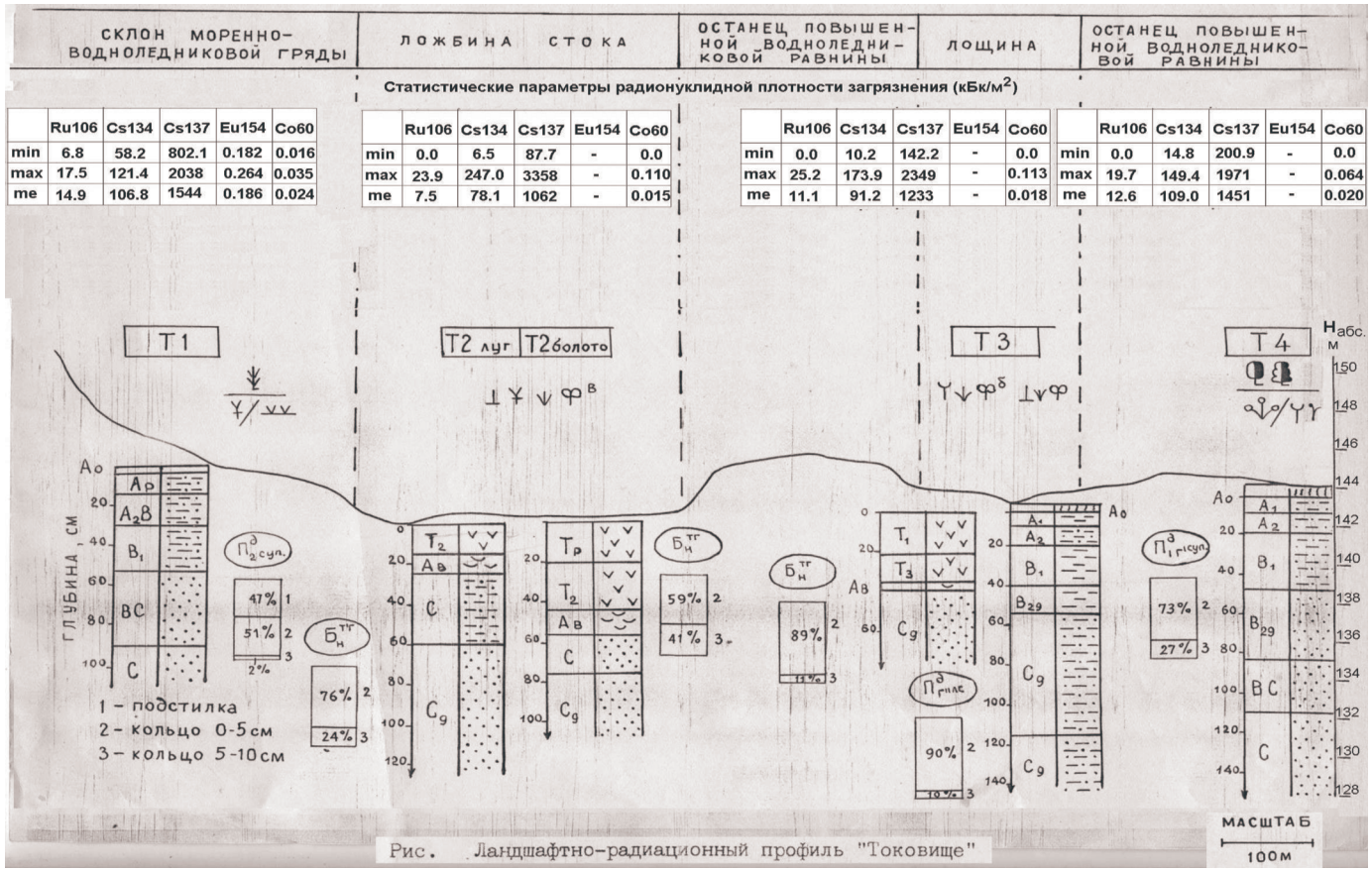


Рис. Ландшафтно-радиационный профиль "Токовище"

Рис. 2.14. Ландшафтно-радиационный профиль «Токовище». Мониторинговые площадки РНЭЦ на профиле «Токовище» (Фондовые материалы РНЭЦ Госкомчернобыль России (1992 г.).

На рис. 2.14 представлены статистические параметры распределения плотности загрязнения для следующих изотопов: ^{106}Ru, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{154}Eu, ^{60}Co, по пяти пробам, отобранных методом «конверта» в 1992 г. (min – минимум; max – максимум, me – медиана) для различных ландшафтов Брянского полесья. Дополнительно представлена информация по запасу ^{137}Cs по отдельным геогоризонтам: 1) подстилка; 2) слой почвы 0-5 см; 3) слой почвы 5-10 см для 6 почвенных разностей, исследованных на ландшафтно-радиационном профиле «Токовище».

На склоне морено-водноледниковой гряды под дерново-среднеподзолистой супесчаной почвой в хвойной сосновой подстилке содержалось 47% активности ^{137}Cs, в слое почвы 0-5 см – 51% и только 2% в слое 5-10 см. Максимальное заглубление ^{137}Cs наблюдалось в болотной торфяно-глеевой почве (в слое 0-5 см – 76% и 24% в слое 5-10 см). На останце повышенной водно-ледниковой равнины радиальная миграция ^{137}Cs фиксировалась существенно слабее: в слое 0-5 см было зафиксировано 89% и 11 % в слое 5-10 см. Таким образом, ландшафтные условия существенно влияют на скорость радиальной миграции радионуклидов.

Для получения массовых статистических данных о радиационном загрязнении почвы на мониторинговых площадках РНЭЦ выполнялась ландшафтно-радиометрическая съемка с использованием полевого радиометра «КОРАД» по стандартной сетке 10х10 м (в ряде случаев в зависимости от размеров площадки размер шага опробования был увеличен до 20 м). Пример размещения точек отбора проб почвы кольцами по стандартной методике Госкомгидромета (метод «конверта») и координат полевой радиометрической съемки на мониторинговой площадке В2 РНЭЦ Госкомчернобыль РФ представлен на рис. 2.15.

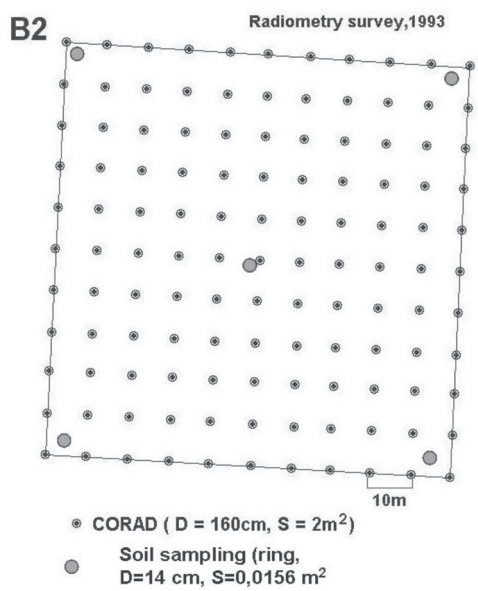


Рис. 2.15. Принципиальная схема проведения радиометрических измерений на мониторинговых площадках РНЭЦ Госкомчернобыль РФ.

Вся полученная информация заносилась в базу данных, а также специально организованную радиоэкологическую информационную систему (РадГИС) экспериментальной информации, которая в дальнейшем была дополнена данными аэрогаммасъемки (АГ) и цифровыми моделями рельефа (ЦМР), полученными как в результате оцифровки топографических карт, так и данных глобальной цифровой модели рельефа (SRTM) с шагом 90х90 м. Пример 3-D рельефа, построенного по высотным данным SRTM, с совмещением площадок мониторинга РНЭЦ на профиле «Барки», и данных по плотности загрязнения ^{137}Cs (результаты аэрогаммасъемки по сетке 100х100 м), представлен на рис. 2.11.

Глава III. Распределение ^{137}Cs в полесских и предполесских ландшафтах Брянской области на разных масштабных уровнях

В третьей главе проведен анализ поля радионуклидного загрязнения, исследована вариабельность распределения ^{137}Cs на разных масштабных уровнях, а также влияние ландшафтных факторов на структурированность пространственного распределения радионуклидов. Анализ распределения ^{137}Cs в связи с ландшафтными факторами может быть полезным в методическом плане для исследования пространственно-временной организации геосистем (Дьяконов, Солнцев, 1998; Дьяконов, 2005), при создании физико-математических ландшафтных моделей (Сысуев, 1986; 2002; 2003; Сысуев, Алещенко, 2005; Сысуев, Солнцев, 2006). Моделирование распределения ^{137}Cs как метки может быть использовано для исследования ландшафтной неоднородности и выявления разномасштабных иерархических структур (Пузаченко и др., 2002а), характеризующих интенсивность ландшафтообразующих процессов.

Анализ влияния ландшафтных факторов на структурированность и пространственную корреляцию распределения ^{137}Cs, оценка вариабельности распределения данного изотопа на микроландшафтном уровне служат основой для исследования процессов латеральной и вертикальной миграции.

3.1. Многомасштабность уровней загрязнения ^{137}Cs ландшафтов Брянской области (по данным аэрогаммасъемки)

Радиационный мониторинг проводится для контроля состояния окружающей среды, выявления источников поступления радионуклидов, оценки ионизирующего излучения на объекты биосферы с целью разработки предложений и рекомендаций по безопасному ведению хозяйственной деятельности и проживанию населения.

Источником поступления радиоактивных веществ в атмосферу являются продукты ядерных испытаний атомного оружия, а также аварии на атомных станциях.

Результаты исследований поведения радиоактивных веществ в атмосфере (перенос, фракционирование и осаждение в виде радиоактивных аэрозолей на земную поверхность) при ядерных взрывах приведены в монографии (Израэль, 1996). При выпадении радиоактивных частиц из атмосферы после ядерных испытаний на земной поверхности образуется радиоактивный след, который может простираться на сотни километров (ближний след) и тысячи километров (дальний след). Поступившие в стратосферу продукты ядерного взрыва в процессе постепенного осаждения (месяцы или годы) сформировали поле глобальных выпадений, для которых характерен другой рисунок загрязнения, и радиоактивный «след» от вызвавшего его взрыва явно не просматривается.

Результаты многолетних исследований распределения продуктов глобальных выпадений в Северном полушарии (на конец 60-х – начало 70-х годов) были обобщены специалистами Института прикладной геофизики в виде карты загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr, а также дозы внешнего облучения (Болтнева и др., 1977).

Новый этап в исследовании распределения радиоактивности в окружающей среде был связан с ликвидацией последствий аварии на ЧАЭС после взрыва на 4-м блоке ЧАЭС 26 апреля 1986 г. Авария на ЧАЭС произошла 26 апреля 1986 г. в 1 час 24 минуты. В процессе проведения эксперимента на 4-м энергоблоке были допущены грубейшие нарушения эксплуатационных режимов, вплоть до отключения системы аварийной защиты, что в итоге привело к взрыву и разрушению реактора.

В окружающую среду попало большое количество радионуклидов суммарной активностью около 50 МКи (Сивинцев, Хрулев, 1995). По более поздним оценкам (Боровой, Гагаринский, 2001) суммарный выброс активности из четвертого блока ЧАЭС был оценен в 90 МКи. Последние и наиболее достоверные результаты по суммарному выбросу ^{137}Cs были получены после картографирования загрязненных территорий. Согласно этим данным (Израэль, 2000; Израэль и др., 2000) на европейской территории бывшего СССР общее количество ^{137}Cs, выброшенного из реактора, составило 2,4 МКи, за пределами ближнего следа – 0,9 МКи.

С первых дней после аварии специалисты Госкомгидромета проводили гаммасъемку радиоактивного загрязнения местности как наземными методами, так и с использованием самолетов и вертолетов (Израэль, 1996; Израэль и др., 1994). Немного позже работы по аэрогаммасъемке (АГ) загрязненных территорий стали проводиться и специалистами других организаций (Drovnikov et al., 1997).

Уже на самых первых картах распространения радиоактивного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС, построенных в мае 1986 г., была выявлена неоднородность уровней радиоактивного загрязнения на коротких расстояниях. Причина такой «пятнистости» радиоактивного загрязнения была связана с особенностями синоптической обстановки: в местах выпадения атмосферных осадков наблюдалось повышенное радиоактивное загрязнение. Наблюдаемые цезиевые «пятна» в Беларуси, Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях (Атлас радиоактивного загрязнения ..., 1998а; Израэль, Квасникова, 2007) сформировались в результате аэрозольных выпадений из радиоактивного облака продуктов выброса из 4-го блока ЧАЭС близкого изотопного состава, включающего ^{144}Ce, ^{103}Ru, ^{95}Zr. Эти изотопы на момент проведения АГ по программе составления Атласа радиоактивного загрязнения практически распались (Квасникова и др., 2000б).

Подобная «пятнистость» загрязнения была выявлена также за рубежом – в Австрии, Германии, Греции, Италии, Финляндии, Швеции (Израэль, 1996; Anttila et al., 1987; Beamish et al., 2013; Jussi et al., 2011; Petropoulos et al., 1996; Roed, 1990; Simopoulos, 1989; Scheib, Beamish, 2010).

В период с мая по ноябрь 1986 года на территории всей Греции были отобраны 1242 образца почвы мощностью в 1 см для количественного определения плотности загрязнения ^{137}Cs, поступившего в результате аварии

на ЧАЭС. Полученные результаты показали высокую вариабельность выпадений (от 0,01 до 137 кБк/м^2). Радиоактивное загрязнение сформировало своеобразные паттерны (пятна) размерами в несколько десятков километров (Simopoulos, 1989; Petropoulos et al., 1996).

В отличие от глобальных выпадений радионуклидов, загрязнение в результате аварии на ЧАЭС в Финляндии и Швеции, как и на территории России, было чрезвычайно неоднородно. В первый период (апрель-май 1986 г.) это было связано с наличием «горячих» частиц в аэрозольных выпадениях. Анализ образцов лишайников и хвои сосны показал, что активность атмосферных аэрозолей могла значительно различаться на расстоянии в несколько километров. Такие, на первый взгляд бессистемные, нерегулярные пятна радиусом до 5 км с максимальной активностью ^{95}Nb (около 40 кБк/кг) встречались в 4-х случаях (Jussi et al., 2011). Другим важным фактором формирования неоднородности радиоактивного загрязнения были атмосферные осадки и их различная интенсивность в период осаждения радиоактивных аэрозолей от ЧАЭС.

Радиационное картографирование загрязненных территорий

Обобщение всех данных о пространственном распределении радионуклидов выполнялось при составлении карт радиационного загрязнения, а затем Атласа радиоактивного загрязнения территории РФ под методическим руководством специалистов Госкомгидромета (Атлас радиоактивного загрязнения, 1998а; Израэль, 1996). Для построения карт радиоактивного загрязнения «чернобыльскими» выпадениями использовались результаты масштабных исследований загрязнения местности ^{137}Cs всей Европейской территории РФ, которые включали результаты аэрогаммаспектральных съемок, а также отбора проб почвы. Карты атласа радиоактивного загрязнения охватывают территории 19-ти областей. Особое внимание уделялось оконтуриванию территории с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 1 Ки/км^2 (Имшенник, 2011; Имшенник, Квасникова, 2010), которые согласно Закону РФ № 1244-1 от 15.05.1991 «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» были отнесены к загрязненным территориям.

При составлении карт Атласа радиоактивного загрязнения была выявлена неравномерность радиоактивного загрязнения, связанная с фракционированием изотопов на различном удалении от ЧАЭС (Квасникова и др., 1993; Квасникова и др., 1999; Квасникова и др., 2000б). Изотопный состав радионуклидных выпадений менялся в зависимости от направления от ЧАЭС. Еще больший эффект фракционирования наблюдался на так называемых цезиевых пятнах (Гомельская, Могилёвская, Брянская, Тульская области), где коэффициенты фракционирования ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{131}I, ^{125}Sb по отношению к ^{95}Zr достигали сотен единиц и более.

Начальный этап исследования включает анализ распределения ^{137}Cs в различных природных ландшафтах Брянской области. Характер распределения ^{137}Cs зависит от типа аэрозольных выпадений, которые для Брянской области разделяются на «смешанные» и «конденсационные». Их различие обусловлено разными физико-химическими формами радионуклидов, которые посту-

пили в окружающую среду в результате аварии на ЧАЭС. В ближней 30-км зоне ЧАЭС загрязнение сформировано топливной формой выпадения с разным дисперсным составом. Матрица топливных частиц содержит практически весь набор изотопов (^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{144}Ce, ^{106}Ru, изотопы плутония и европия). Конденсационный тип выпадений характерен для центральных и восточных участков Брянской области, находящихся на значительном удалении от ЧАЭС. Конденсационная форма выпадений в большинстве содержит только ^{137}Cs. Эти выпадения хорошо растворимы, что делает их достаточно мобильными, включая как повышенную биогенную миграцию, так и латеральную миграцию. Смешанный тип выпадений встречается в западной части Брянской области, на присутствие топливной составляющей в первые годы после аварии указывало наличие изотопов европия в отобранных пробах почвы.

Картографирование загрязненных радионуклидами территорий подтвердило существование неоднородности радиоактивных выпадений на различных масштабных уровнях, т.е. многомасштабность поля загрязнения ^{137}Cs (Израэль, Квасникова , 2007; Израэль и др., 2012; Имшенник, 2011; Имшенник, Квасникова, 2010).

На карте радиоактивного загрязнения Европейской части бывшего СССР, составленной в масштабе 1:10 000000, использованы следующие уровни плотности загрязнения ^{137}Cs (Ки/км^2): 0,1, 0,2, 0,5, 1, 5, 15, 40 (Атлас ..., 1998а). Уровни загрязнения ^{137}Cs <0,1 Ки/км^2 и >40 Ки/км^2 отображены как замкнутые контуры. Параллельно с картой, характеризующей загрязнения ^{137}Cs после аварии на ЧАЭС, в Атласе приведена карта аналогичного масштаба глобальных выпадений ^{137}Cs до аварии на ЧАЭС. Согласно представленным данным для преобладающей западной части Брянской области уровни глобального загрязнения ^{137}Cs составляли 0,05-0,07 Ки/км^2, тогда как для Тульско-Калужского «пятна» – свыше 0,07 Ки/км^2.

Принимая в расчет плотность до «чернобыльских» выпадений ^{137}Cs, на всей Европейской части России четко просматривается сложная наложенная структура поля загрязнения, вызванная «чернобыльскими» выпадениями по всем направлениям от ЧАЭС (Атлас ..., 1998а). Несмотря на выполненную картографическую генерализацию поля загрязнения, соответствующую данному масштабу, на карте отчетливо просматриваются отдельные локальные структуры радиоактивного загрязнения размерами от десятков до сотен километров (Израэль, Квасникова, 2007; Израэль и др., 2012). Анализируя направление оси радиоактивного следа, можно реконструировать направление преобладающего ветра на момент прохождения загрязненных радионуклидами воздушных масс.

Следующий масштабный уровень (1:2 500000) представленных в Атласе карт охватывает отдельные регионы, включающие несколько административных областей. Приведенная детализация поля загрязнения ^{137}Cs в этом масштабе отображает отдельные структуры размером от десятка до нескольких десятков километров, обязанных своему происхождению выпадению атмосферных осадков различной интенсивности (рис. 3.1).

На рис. 3.1 представлен фрагмент карты загрязнения ^{137}Cs в Брянской области (восточнее Гордеевки, размер территории 33х25 км), построенной по данным АГ с одновременным представлением уровней загрязне-

ния ^{137}Cs в изолиниях, полученных при составлении карт Атласа (Атлас ..., 1998а).

АГ дает непрерывное поле загрязнения радионуклидами, тогда как для моделирования поля загрязнения по дискретному набору точек наземного опробования почвы используются различные интерполяционные алгоритмы, в соответствии с которыми модельное поле имеет гладкий характер (между изолиниями поле монотонное). Рисунок 3.1 наглядно демонстрирует ограничения метода изолиний при моделировании поля загрязнения с неоднородной внутренней структурой, которая выявляется при АГ.

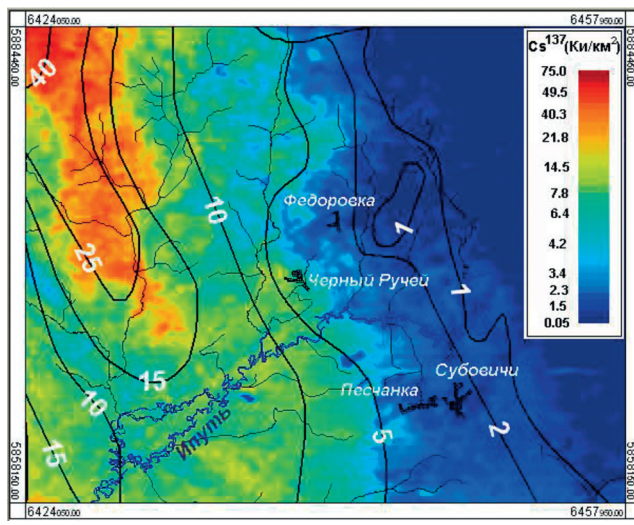


Рис. 3.1. Фрагмент совмещенной карты поля загрязнения ^{137}Cs, представленного в изолиниях, данные аэрогаммасъемки 1993 г. НПО «Аэрогеофизика» (Районирование …, 1993).

На данном фрагменте карты хорошо идентифицируются две зоны загрязнения ^{137}Cs: 1) «мокрых» выпадений; 2) «сухих выпадений. Зона «мокрых» выпадений с высоким градиентом плотности загрязнения от 40 Ки/км^2 (по данным АГ от 75 Ки/км^2) до 10 Ки/км^2 прослеживается по оси следа по направлению северо-запад – юг (юго-восток). Изолинии точно отображают общую тенденцию снижения плотности загрязнения ^{137}Cs по направлению оси следа, хорошо видна неоднородность в распределении ^{137}Cs (по данным АГ) между изолиниями.

Масштабные уровни загрязнения ^{137}Cs Брянской области (по данным аэрогаммасъемки)

Согласно расчетным данным, выполненным в работе (Borzilov, Klepikova, 1993), поступление в атмосферу радионуклидов из аварийного 4-го блока ЧАЭС в направлении Брянской области и далее в восточном направлении происходило с 12:00 27 апреля по 29 апреля включительно. Значительные колебания концентраций и радионуклидного состава аэрозолей над развалом 4-го блока, связанные со сложными динамичными физико-химически-

ми процессами, происходившими внутри активной зоны, были причиной нестационарности выноса радиоактивных продуктов в атмосферу (Огородников и др., 2008). В зависимости от физико-химических свойств образовавшихся аэрозольных частиц, которые поступили в окружающую среду в результате аварии на ЧАЭС, атмосферные выпадения радионуклидов разделяются на «смешанные» и «конденсационные».

Характер радиоактивного загрязнения Брянской области сформировался за 2-3 суток, в течение которых менялись как синоптические условия (направление и скорость ветра на разных высотных уровнях), так и поступление из аварийного реактора радионуклидов (различная активность выбросов, формы нахождения). Атмосферные осадки играли главную роль в радиоактивном загрязнении, поскольку вымывание аэрозолей из радиоактивного облака было основным механизмом формирования «пятен» радиоактивного загрязнения.

По данным АГ, проведенной в Брянской области в 1993 г. НПО «Аэрогеофизика» с разрешением 100х100 м, максимальные уровни загрязнения ^{137}Cs (свыше 100 Ки/км^2) наблюдались в северо-западной части области (рис. 3.2).

Отдельные «цезиевые» пятна, с плотностью загрязнения свыше 30 Ки/км^2, имеют размеры от 10 до 20-50 км. Их образование обусловлено интенсивностью выпавших осадков («мокрые» выпадения). «Сухие» выпадения происходили без осадков в результате гравитационного осаждения радиоактивных аэрозолей в условиях динамически меняющейся синоптической обстановки.

В случае «сухих» выпадений уровни радиоактивного загрязнения были существенно ниже (рис. 3.3, рис. 3.4).

Восточная часть района исследования в Брянской области (рис. 3.3, рис. 3.4) с плотностью загрязнения ниже 1 Ки/км^2 (до уровня 0,05 Ки/км^2) представляет пример зоны конденсационных «сухих» выпадений, которые наблюдались в Брянской области. На рис. 3.4 на фрагменте карты размером 80х120 км представлены результаты по измерению плотности загрязнения в центральной и восточной части Брянской области в диапазоне плотности загрязнения ^{137}Cs 0,2-2,4 Ки/км^2.

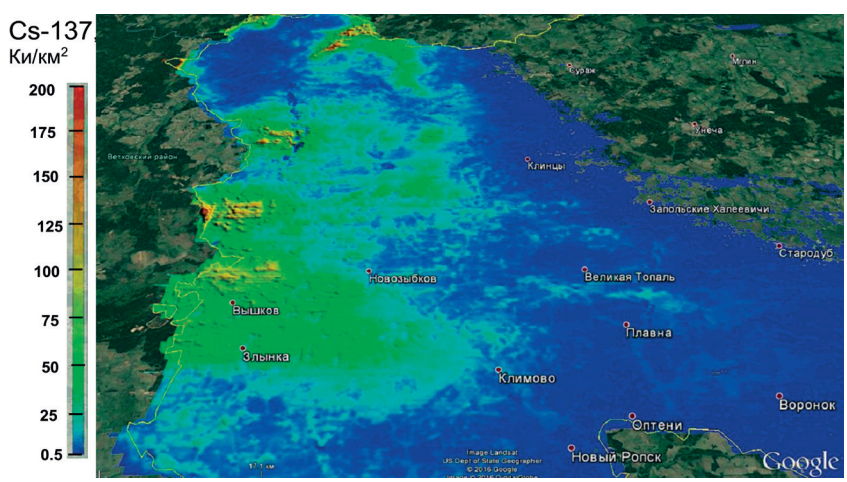


Рис. 3.2. Загрязнение ^{137}Cs западной и северо-западной части Брянской области по данным аэрогаммасъемки, проведенной в 1993 г.

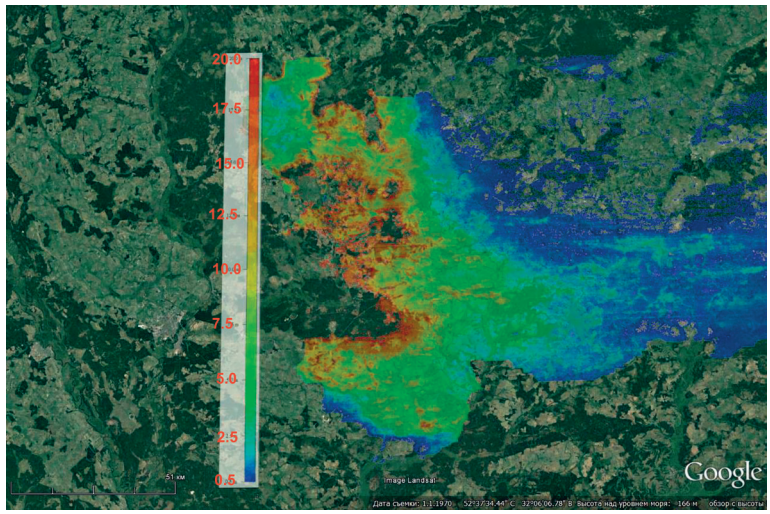


Рис. 3.3. Структура поля загрязнения ^{137}Cs Брянской области по данным АГ (диапазон значений 0,5-20 Ки/км^2).

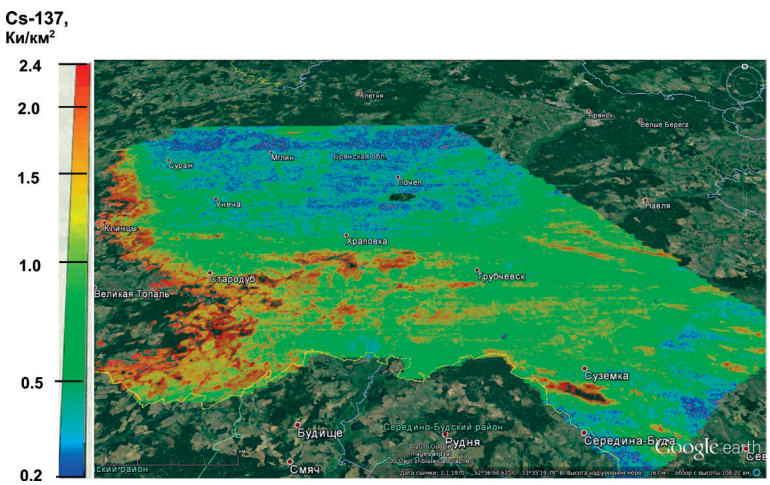


Рис. 3.4. Структура поля загрязнения ^{137}Cs Брянской области по данным АГ (диапазон значений 0,2-2,4 Ки/км^2).

Отчетливо видна сложная картина плотности загрязнения ^{137}Cs, которая представляет собой чередование «пятен» неправильной формы с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения, а также вытянутых «полос», ориентация которых показывает направление движения масс: запад-восток или северо-запад – юго-восток. В районе г. Почеп четко прослеживается приуроченность загрязнения ^{137}Cs к долине р. Судость, что демонстрирует влияние ландшафтных факторов на формирование поля загрязнения техногенными радионуклидами.

На рис. 3.5 для участка с конденсационным типом выпадений (диапазон загрязнения ^{137}Cs составляет 0,1-0,85 Ки/км^2) видна достаточно сложная

пространственная структура радиоактивного загрязнения. Фрагмент анализируемой карты (рис. 3.5) в более крупном масштабе показывает более детальную структуру поля загрязнения (рис. 3.6). На этом рисунке можно наблюдать связь плотности загрязнения с рядом ландшафтных факторов.

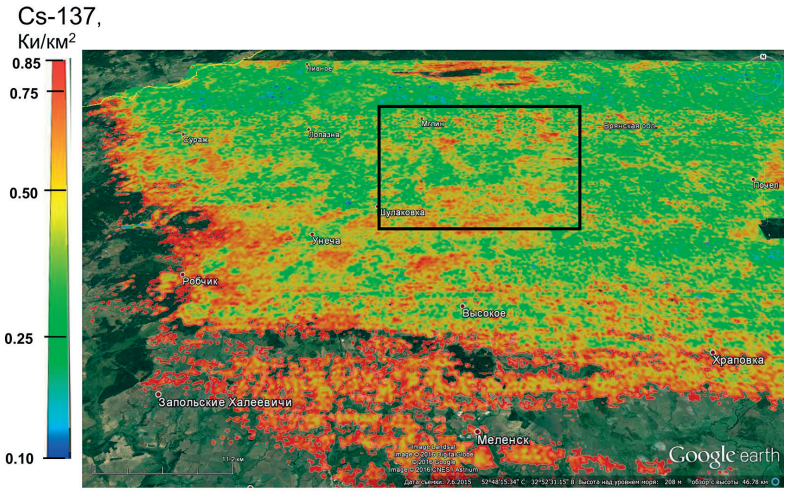


Рис. 3.5. Пространственная структура загрязнения ^{137}Cs в зоне конденсационных выпадений (диапазон значений 0,1-0,85 Ки/км^2).

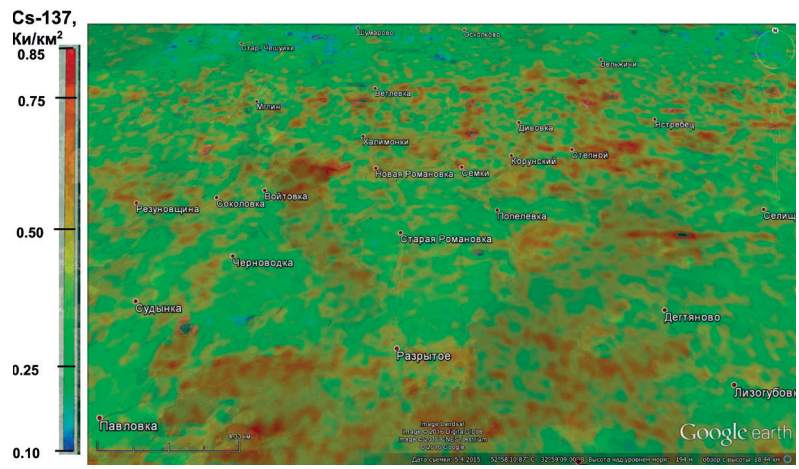


Рис. 3.6. Детализация пространственной структуры загрязнения ^{137}Cs в зоне конденсационных выпадений (рис. 3.5) (диапазон значений 0,1-0,85 Ки/км^2).

Пространственная изменчивость содержания аэрозолей в атмосфере также характеризуется широким разнообразием масштабов – от сантиметров до нескольких километров. Поэтому поле загрязнения радионуклидами можно рассматривать как результат суперпозиции разномасштабных уровней осаждения радиоактивных аэрозолей (Линник и др., 2016а).

Сложное сочетание набора факторов: характера выпадений («сухие», «мокрые»), различной объемной активности радионуклидов в атмосфере

при осаждении аэрозолей на земную поверхность привели к формированию многомасштабного поля радионуклидного загрязнения, где каждому масштабу соответствует собственный характер «пятнистости» загрязнения.

Одна из возможных причин многомасштабности поля радионуклидного загрязнения – одновременное существование движения воздушных масс различных масштабов (Алоян, 2002).

Вместе с тем до сих пор остается до конца не выясненным характер поля загрязнения ^{137}Cs для различных типов выпадений. ГИС-технологии предоставляют уникальные возможности проведения такого исследования. На рис. 3.7 представлен профиль пространственного распределения ^{137}Cs в зоне конденсационных выпадений Брянской области в направлении запад-восток на участке протяженностью свыше 90 км (Линник, Соколов, 2013). Максимальная плотность загрязнения ^{137}Cs в этой части территории не превышает 30 кБк/м^2, тогда как минимальная – 3,7 кБк/м^2, что всего лишь в два раза превышает «дочернобыльский» уровень радиоактивного загрязнения, сформированный за счет глобальных выпадений.

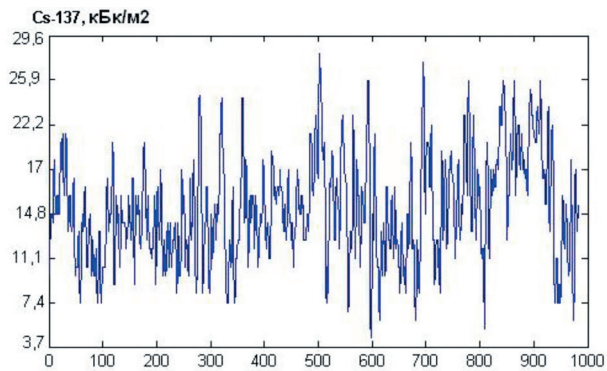


Рис. 3.7. Стохастическое распределение ^{137}Cs в зоне конденсационных выпадений (по оси абсцисс – число точек измерения; по оси ординат – плотность загрязнения ^{137}Cs, кБк/м^2). 1 Ки/км^2 = 37 кБк/м^2.

На анализируемом графике обращает внимание явно выраженная антиперсистентность анализируемого ряда, когда отсутствует корреляция между близлежащими точками, т.е. сформированное поле загрязнения в условиях «сухих» выпадений частиц конденсационного типа имеет случайный некоррелированный характер. Таким образом, данные, полученные в результате проведения аэрогаммасъемки, показывают, что поле радиоактивного загрязнения не подчиняется равномерному закону распределения, и его изначальная неоднородность обусловлена сложным сочетанием процессов разномасштабной атмосферной турбулентности. В результате при осаждении ^{137}Cs в составе аэрозольных частиц на поверхность почвы сформировалось причудливое сочетание чередующихся «минимумов» и «максимумов» радиоактивного загрязнения размером в сотни метров.

На рис. 3.8 показаны реконструированные направления движения воздушных масс 27 апреля 1986 г. в 16 часов на высоте 200 и 400 м: воздушный поток на высоте 200 проходит севернее примерно в направлении запад-вос-

ток, тогда как струя на высоте 400 м – значительно южнее в юго-юго-восточном направлении.

Можно предположить, что благодаря нестационарности поступления радиоактивных аэрозолей над развалом 4-го блока (Огородников и др., 2008) их концентрация и физико-химические свойства на разных высотных уровнях (в рассматриваемом случае 200 и 400 м) могли также различаться. Поэтому осаждение аэрозолей в случае «сухих» выпадений с разных высот могло приводить к разному «рисунку» радиоактивного загрязнения. При этом вполне возможно «наложение» различных аэрозолей, поступивших с разной высоты, что еще больше усложняло структуру поля загрязнения ^{137}Cs, выявленную в результате проведения АГ в 1993 г.

Интересный пример формирования поля загрязнения ^{137}Cs в зоне конденсационных выпадений представлен на рис. 3.9. В диапазоне значений плотности загрязнения ^{137}Cs от 0,1 Ки/км^2 до 1,2 Ки/км^2 в широтном направлении четко прослеживается закономерное чередование зон повышенного загрязнения (свыше 0,7 Ки/км^2) с зонами низкого загрязнения (0,1-0,4 Ки/км^2), свидетельствующих о преобладающем переносе в направлении запад-восток.

Четко фиксируются практически непрерывные зоны повышенного загрязнения ^{137}Cs, приуроченные к долинам р. Коста и ее притока р. Костица, которые связаны с эффектом накопления ^{137}Cs в результате смыва с бассейна рек, его вторичного переноса и отложения за счет эрозионных и русловых процессов.

Чередование «пятен» ^{137}Cs с повышенной и пониженной плотностью загрязнения в водораздельной части ландшафта свидетельствует как о начальном неоднородном (неравномерном) поступлении ^{137}Cs в период осаждения радиоактивных аэрозолей, так и крайней неоднородности интенсивности проявления процессов латеральной миграции в пределах рассматриваемых речных бассейнов.

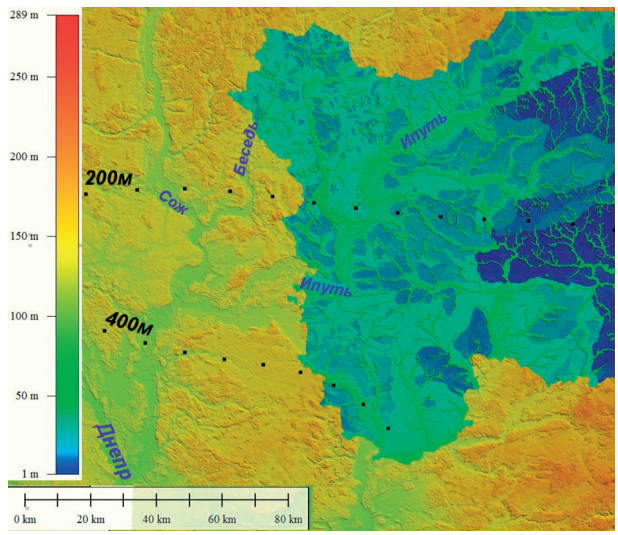


Рис. 3.8. Атмосферный перенос радиоактивности от ЧАЭС на 27.04.86 16 часов на высоте 200 м и 400 м в западной части Брянской области.

Механизмы осаждения радиоактивных аэрозолей глобального происхождения хорошо изучены (Огородников и др., 2008). Детальные исследования поступления «чернобыльских» аэрозолей в атмосферу, их перенос и осаждение в природных ландшафтах были выполнены во многих странах (Anttila et al., 1987; Jussi et al., 2011). На осаждение аэрозолей, т.е. на формирование поля загрязнения на локальном уровне, сильно влияют атмосферные процессы в приземном слое. Специальные исследования скорости «сухих» выпадений чернобыльского происхождения показали, что осаждение аэрозолей на древесный покров больше в 1,63 раза, чем на поверхность, покрытую травяным покровом (Roed, 1990).

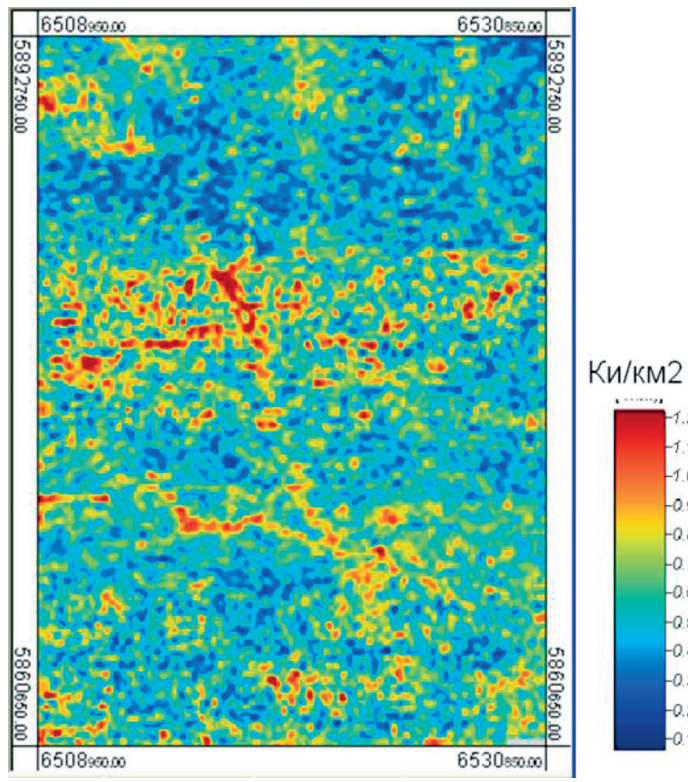


Рис. 3.9. «Пятнистая» структура поля загрязнения ^{137}Cs в бассейне р. Коста.

Характер подстилающей поверхности определяет коэффициент шероховатости, от которого зависит осаждение аэрозолей. Причиной многомасштабности радионуклидного поля загрязнения в Брянской области (Linnik, Sokolov, 2013) могла быть различная шероховатость подстилающей поверхности, особенно в случае ландшафтов ополья (частично предполесских), где наблюдается чередование возвышенных открытых распаханных участках с фрагментами залесенных участков (рис. 3.9).

Для оценки влияния роли растительного покрова на уровень радиоактивного загрязнения в результате «чернобыльских» выпадений рассмотрим участок с «сухими» выпадениями ^{137}Cs (рис. 3.10).

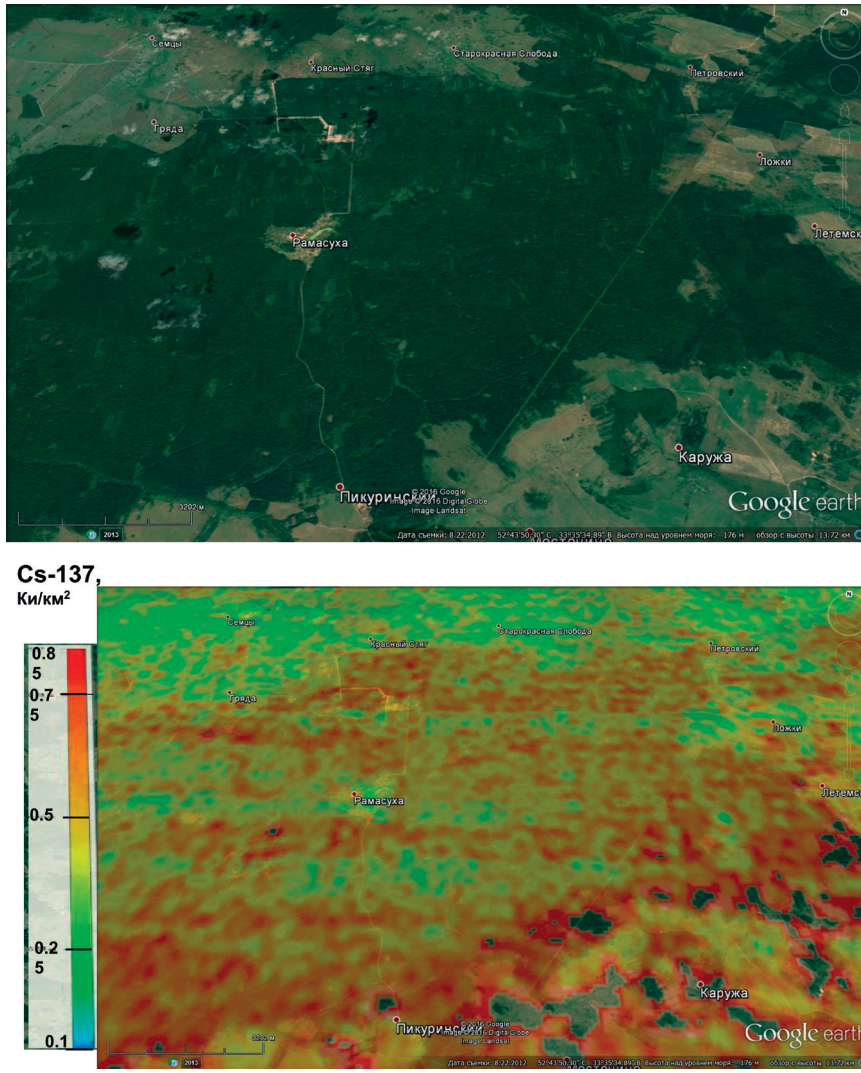


Рис. 3.10. Фрагмент лесного ландшафта в зоне формирования «сухих» выпадений ^{137}Cs.

Анализ выпадения ^{137}Cs на лесной массив показывает, что лес выполняет роль геохимического барьера. По северной и южной границе лесного массива отмечается повышенная плотность загрязнения ^{137}Cs. Причем для северной части граница «лес-поле» различия в плотности загрязнения наиболее существенны. В самом лесном массиве распределение ^{137}Cs имеет практически широтный характер распределения по размытым «полосам», которые в свою очередь разделяются на локальные пятна, формируя в целом «ячеистую структуру». Одна из вероятных причин этого может заключаться в формировании над лесным массивом зон различной атмосферной турбулентности, размером в несколько сотен метров.

Следует отметить важный факт, связанный с тем, что в лесных ландшафтах направленность биогеохимических потоков ^{137}Cs меняется со временем. Аэрогаммасъемка проводилась 7 лет спустя после формирования первичного загрязнения древесного яруса, когда в лесном ландшафте преобладали процессы нисходящего поступления ^{137}Cs (процесс самоочищения). Соотношение нисходящих и восходящих потоков ^{137}Cs в биогеохимическом цикле меняет свою направленность на обратную спустя 10-15 лет после аварии (Цветнова, Щеглов, 2009).

Ландшафтные факторы трансформации поля загрязнения ^{137}Cs

Для всех следов радиоактивных выпадений была выявлена неоднородность плотности загрязнения, связанная с атмосферными факторами формирования первичного поля радиоактивного загрязнения. Вариабельность плотности загрязнения ^{137}Cs внутри этих следов могла быть достаточно большой (Израэль и др., 2012). При исследовании поля загрязнения радионуклидами в крупном масштабе (1:25000-1:50000) были выявлены иные масштабы неоднородности, связанные с влиянием ландшафтных факторов (Линник, Соколов, 2016; Линник и др., 2016б; 2017).

Детальные исследования по трансформации поля радионуклидного загрязнения в различных ландшафтных условиях в результате латерального переноса ранее были рассмотрены в работах (Квасникова и др., 2005; Квасников и др., 2006; Израэль и др., 2012).

В качестве модельного объекта исследования влияния ландшафтных факторов на трансформацию первичного поля загрязнения ^{137}Cs на уровне бассейна отдельной реки выбран участок долины р. Коста и р. Костицы размером 15,6х9,8 км в бассейне р. Судость (рис. 3.11), который относится к ландшафтам Почепского ополья (Линник и др., 2016б).

Наиболее возвышенные территории (180-200 м и более) представлены плоскими и полого-выпуклыми эрозионно-денудационными равнинами (уклон до 1°), сложенными лессовидными суглинками, реже супесями, мощностью от 2 до 6 м, подстилаемыми моренными отложениями, на меловом и мергелевом фундаменте под серыми лесными почвами. Протяженность склонов достигает 2-2,5 км. Плоские междуречные равнины значительно осложнены западинами палеокриогенного происхождения. Мелкие западины (до 1-1,5 м глубиной) в основном распаханы, более крупные (1,5-2,5 м глубиной) нередко заболочены, в них сохраняются ивняки и сырые луга.

Ниже расположены наклонные предопольские равнины (170-160 м) и склоны различной крутизны и экспозиции, сложенные лессовидными суглинками различной мощности (2-20 м), с серыми лесными почвами, сплошь распаханные.

Выделенные с использованием горизонталей рельефа элементы овражно-балочной сети и долины рек (рис. 3.11) наглядно иллюстрируют повы-

шенную плотность загрязнения ^{137}Cs. На залесенных склонах и в задернованных балочных днищах, которые служат биогеохимическими барьерами, наблюдается повышенная плотность загрязнения ^{137}Cs по сравнению с прилегающими склонами, достигающая значений 0,44-0,52 Ки/км^2.

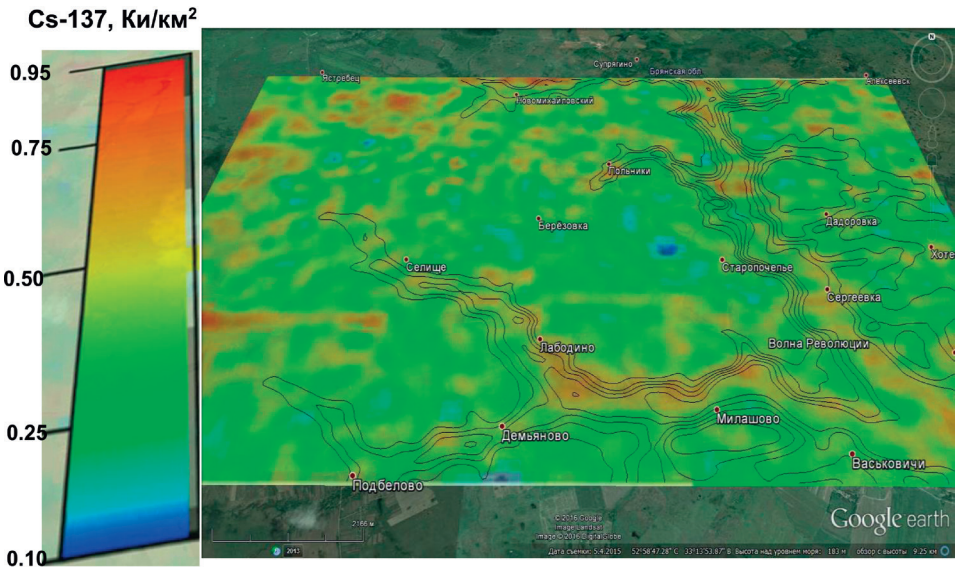


Рис. 3.11. Загрязнение ^{137}Cs модельного участка долины р. Коста и р. Костицы (центральная часть Брянской области).

Для анализа ландшафтных закономерностей распределения ^{137}Cs организована радиоэкологическая геоинформационная система, в которой используется цифровая модель рельефа (ЦМР), созданная по данным радарной съемки топографии Земли с борта «Шаттла» SRTM с разрешением около 60х90 метров (Линник, Соколов, 2013). Данные по загрязнению ^{137}Cs (информационный слой) получены в результате обработки аэрогаммасъемки (АГ) в масштабе 1:25000 (размер пиксела 100х100 м).

Для геоинформационного моделирования распределения ^{137}Cs использовано свободное открытое программное обеспечение (Open Source Initiative) SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses), получившее свое развитие в начале 2000-х как результат деятельности специалистов Геттингенского университета по созданию новых алгоритмов для анализа пространственно распределенных данных. Функциональные возможности SAGA опубликованы в работе (Böhner et al., 2002; 2008).

Плотность загрязнения ^{137}Cs меняется от 0,01 Ки/км^2 (на водоразделе) до 0,95 Ки/км^2 (по долинам рек, как результат вторичного накопления в результате смыва в бассейне реки). Для борьбы с эрозией по склонам балок и лощин были высажены посадки сосны и березы, которые выполняют роль биогеохимического барьера, перехватывая латеральный и вертикальные потоки радионуклидов. По данным АГ в этих частях ландшафта фиксируются повышенные уровни загрязнения ^{137}Cs.

На водораздельной части участка в ее западной части видны отдельные слабо трансформированные «пятна» ^{137}Cs с плотностью загрязнения выше 0,3-0,4 Ки/км^2 (рис. 3.11). Однако в целом на водоразделе преобладают участки с более низкой плотностью загрязнения ^{137}Cs (менее 0,3-0,4 Ки/км^2) – это участки пашни, на которой наблюдается интенсивный снос ^{137}Cs за счет эрозионных процессов.

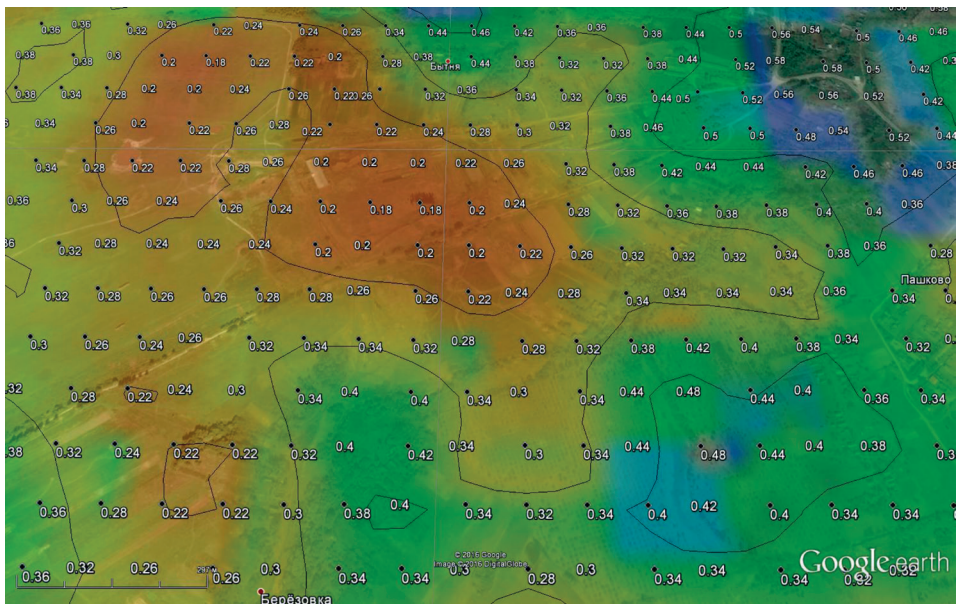


Рис. 3.12. Пятнистость проявления эрозионных процессов: зоны смыва ^{137}Cs (коричневый) и зоны накопления ^{137}Cs (синий и фиолетовый цвет).

Увеличенный фрагмент модельного участка (рис. 3.12) наглядно демонстрирует механизм трансформации поля загрязнения ^{137}Cs на пашне за счет эрозионных процессов: зоны смыва выделены коричневым цветом, зоны аккумуляции ^{137}Cs – синим и фиолетовым.

Обращает внимание сильная неоднородность проявления процессов латерального переноса, которая фиксируется по разнице в плотности загрязнения в зонах смыва на пашне и зонах накопления по долинам рек и в днищах балок.

Для учета влияния ландшафтной структуры территории (учета лесополос, различия отдельных элементов эрозионной сети) для ГИС-моделирования распределения ^{137}Cs исходные данные ЦМР и АГ были пересчитаны на более детальную сетку 50х50 м (процедура даунскейлинга). Это позволило более точно отобразить распределение ^{137}Cs в пойме р. Костица как результат склоновых процессов в местах разгрузки балок и оврагов (Linnik et al., 2015).

Для анализа распределения ^{137}Cs выполнено моделирование овражно-балочной сети Почепского ополья с выделением зон транзита и аккумуляции ^{137}Cs (рис. 3.13).

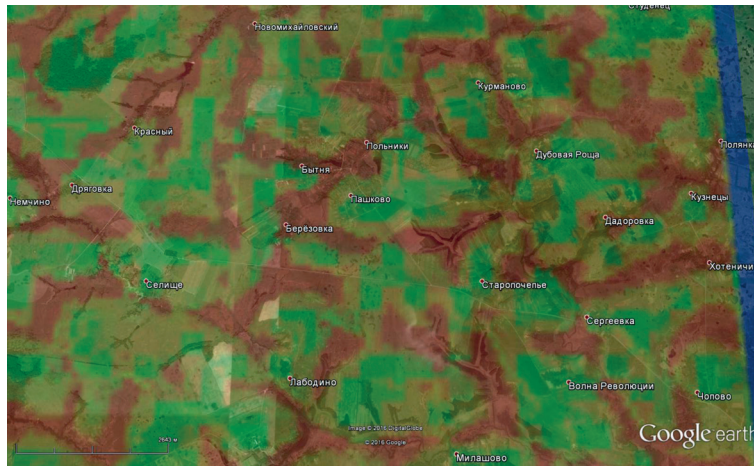


Рис. 3.13. Структура овражно-балочной сети Почепского ополья – зоны транзита и аккумуляции ^{137}Cs (коричневый цвет – зоны аккумуляции).

Определенное представление о характере трансформации поля загрязнения ^{137}Cs в результате проявления эрозионных процессов дает рис. 3.14, на котором выделены изолинии (результат моделирования) локального смыва ^{137}Cs со следующими значениями: 0,1, 0,2, 0,3 Ки/км^2.

Полученные результаты характеризуют интегральный уровень латеральной миграции ^{137}Cs (без учета исходной «пятнистости» загрязнения в момент аэрозольных выпадений в апреле-мае 1986 г.). Здесь может быть приведена аналогия с валовым содержанием и подвижными формами химических элементов. В данном случае значения изолиний локального смыва ^{137}Cs в абсолютных значениях (Ки/км^2) характеризуют возможную часть общего запаса ^{137}Cs, который мог быть перераспределен в ландшафте в результате эрозионных процессов (Линник и др., 2016а).

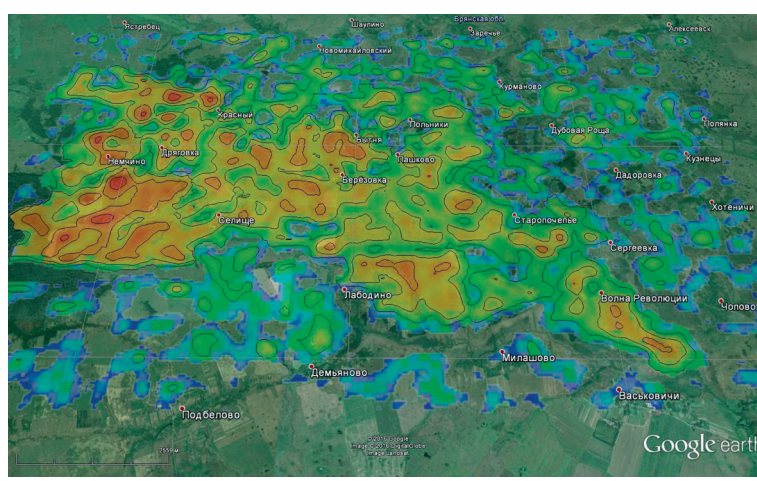


Рис. 3.14. Моделирование интенсивности смыва ^{137}Cs (Ки/км^2) (изолинии выделяют однородные по степени смыва участки ландшафта Почепского ополья) в бассейне р. Костица.

Анализ рис. 3.14 показывает сложность протекания эрозионных процессов на водораздельной и склоновой части, которая проявляется в различной их интенсивности, не совпадающей с границами элементарных ландшафтов (структурой овражно-балочной сети, рис. 3.13). Для эрозионных процессов характерно непостоянство в пространственно-временных масштабах, связанное с периодичностью процессов эрозии в период снеготаяния и ливневых осадков. В результате общий процесс переноса почвы в ландшафте системе очень сложный, нередко разнонаправленный в различных звеньях, что и нашло отражение в причудливой конфигурации изолиний локального смыва ^{137}Cs при трансформации паттерна радионуклидного загрязнения.

3.2. Ландшафтные принципы организации радиоэкологического мониторинга

Ландшафтные принципы для целей экологического мониторинга на загрязненных радионуклидами территориях рассмотрены в работах (Волкова, 1989; Волкова и др., 1991). Район исследований расположен в пределах Днепровско-Деснинской физико-географической провинции лесной зональной области Русской равнины (рис. 3.15).

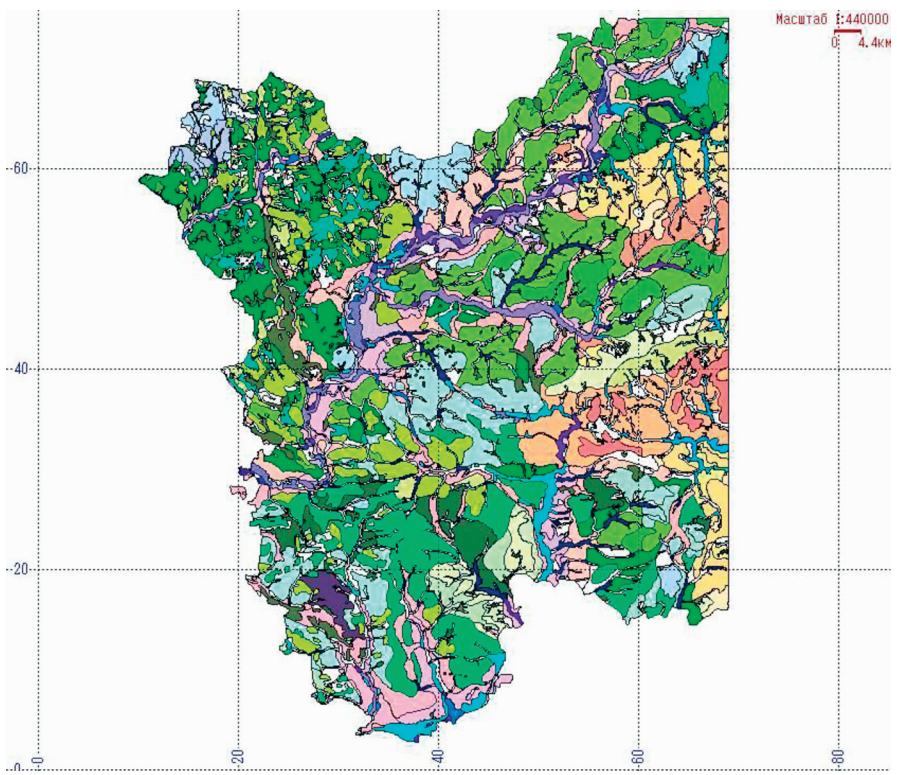


Рис. 3.15. Ландшафтная карта западной части Брянской области (авторские материалы В.К. Жучковой, Н.И. Волковой, Н.П. Альбовой, 1996 г.).

На данной территории преобладают полесские ландшафты, среди которых отдельными вкраплениями расположены моренные холмы и гряды (Волкова, 1989). Центральная часть района исследований пересекается долиной р. Ипуть с развитыми надпойменными террасами (Ландшафтная карта ..., 1996).

Мощность четвертичных отложений составляет 5-10 м. Во многих местах встречаются моренные отложения, преимущественно супесчаного состава, перекрытые флювиогляциальными песками. Глубина залегания грунтовых вод на междуречьях достигает 8-10 м, на озерно-водноледниковых равнинах – 2-5 м.

В полесских ландшафтах, основным типом почв которых являются дерново-подзолистые легкого состава, преобладают сосново-широколиственные и сосновые леса. Луговые и лугово-болотные комплексы практически все мелиорированы (Воробьёв, 1993).

В ландшафтной структуре территории к междуречьям приурочены моренные, моренно-водноледниковые, водноледниковые и озерно-водноледниковые природные комплексы. Моренные и моренно-водноледниковые ландшафты практически полностью распаханы или заняты под лесом.

Данная территория считается наиболее пострадавшей от аварии на ЧАЭС в пределах Российской Федерации. Дозовые нагрузки обусловлены ^{137}Cs, плотность загрязнения которого на данной территории колеблется в пределах от 5 до 70 Ки/км^2 (рис. 3.16).

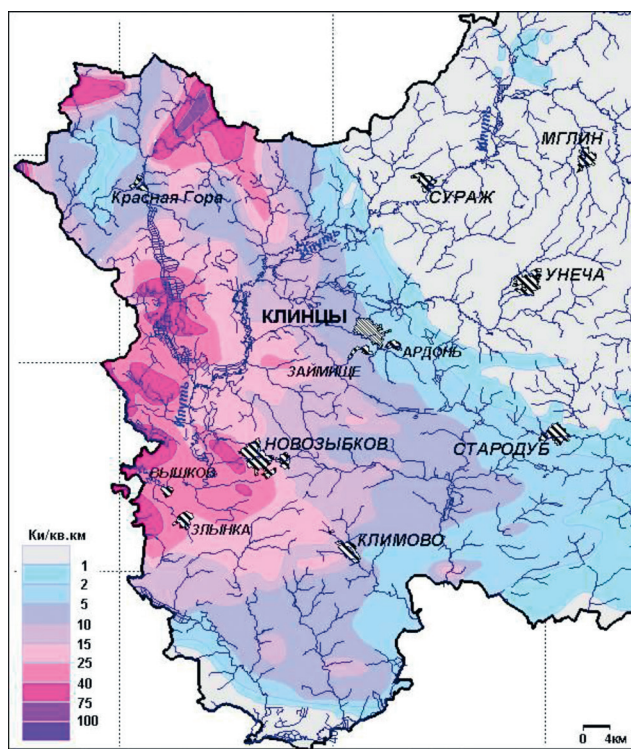


Рис. 3.16. Карта загрязнения ^{137}Cs Брянской области (по данным: Атлас радиоактивного загрязнения ..., 1998а).

В ряде населенных пунктов проведено отселение, часть сельскохозяйственных угодий выведена из хозяйственного использования. В зоне проживания с правом на отселение и зоне проживания с льготным социально-экономическим статусом обязательным условием является осуществление комплекса мер, направленных на оздоровление природной среды. Для этого проводились специальные радиоэкологические исследования, учитывающие как особенности хозяйственного использования территории, так и ландшафтные условия миграции радионуклидов (поверхностный смыв, ветровой подъем, миграцию в почвах и системе «почва – растение»).

Ландшафтные условия западной части Брянской области определялись по карте масштаба 1:200000 (Ландшафтная карта, 1996), пространственное распределение ^{137}Cs – по проведенной в 1993 г. аэрогаммасъемке по сетке 100х100 м (Линник и др., 2006в).

3.3. Ландшафтно-радиационная характеристика экспериментальных площадок РНЭЦ Госкомчернобыль РФ

Экспериментальные площадки (Выбор …, 1992; Районирование ..., 1993) характеризуют типичные для западной части Брянской области моренно-водноледниковые и водноледниковые ландшафты с плотностью загрязнения (по ^{137}Cs) от 20,6 мкКи/м^2 (площадка В2) до 49,2 мкКи/м^2 (площадка М1).

В настоящем разделе приведены описания по 11-ти мониторинговым площадкам РНЭЦ (табл. 3.1), на которых наряду с отбором проб почвы кольцами на глубину 10 см выполнена радиометрическая съемка (рис. 3.17).

Площадки профиля «Вышков» (V1, V2) расположены на правом берегу р. Ипуть (в таблице 3.1 приведены данные по лесной площадке V2). Площадка V2 расположена на залесенной первой надпойменной террасе, бугристой, сложенной древнеаллювиальными песками и супесями, с дерново-подзолистыми почвами под дубово-сосновым лесом.

Ландшафтно-радиационный профиль «Барки» (рис. 2.11) протяженностью 1,8 км расположен в Злынковском районе к северу от Барки. Профиль «Барки» включает 4 экспериментальные площадки, расположенные на разных уровнях водноледниковой равнины – от водораздела до поймы ручья в интервале высот от 145 до 160 м. Профиль включает, наряду с тремя лесными, луговую целинную площадку. Площадки данного профиля (В1-В4) дают полное представление о типичных ландшафтно-геохимических условиях водноледниковой равнины.

Площадка В2 и площадка В3 характеризуют соответственно сосняк-зеленомошник вейниково-черничный с дерново-подзолистыми почвами на водораздельной поверхности и сосняк-зеленомошник вейниковый на склоне холма, тогда как площадка В1 – нижнюю часть вогнутого склона под ельником-черничником с примесью осины с перегнойно-подзолистой поверхностно-оглеенной почвой.

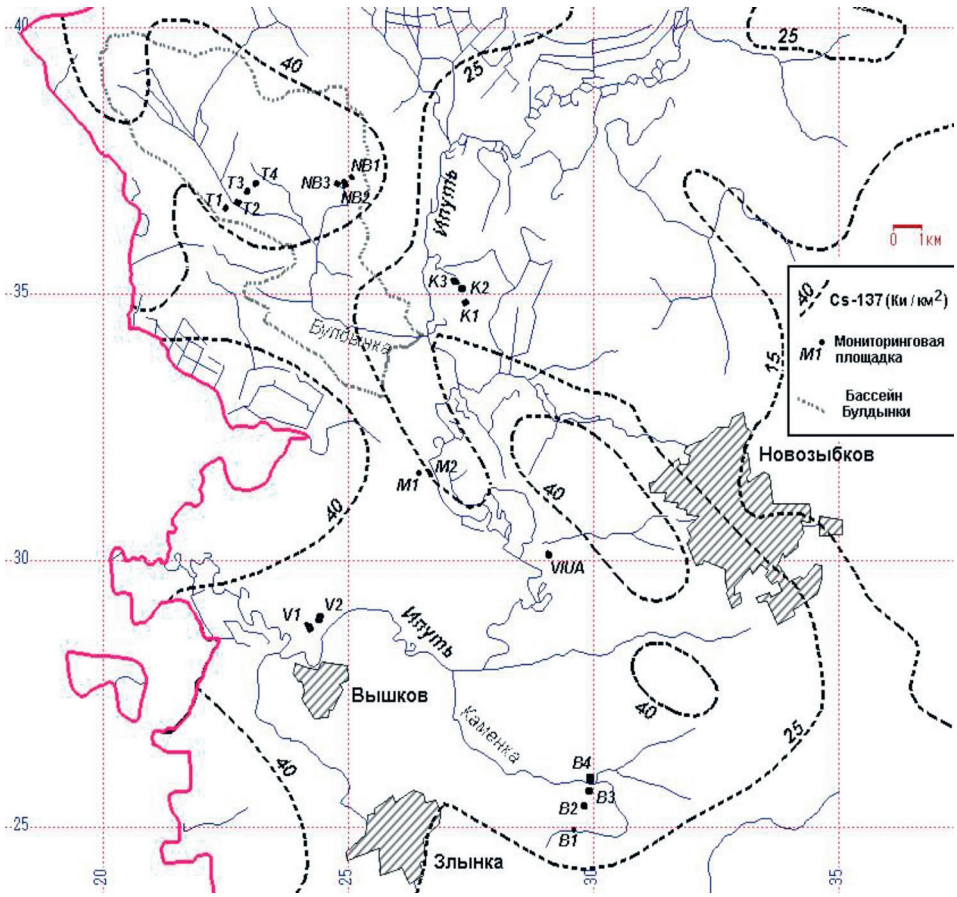


Рис. 3.17. Размещение мониторинговых площадок РНЭЦ Госкомчернобыль РФ (Выбор …, 1992).

Площадка В4 включает три геоморфологических уровня: террасовая часть на высоте 142,2-142,8 м, а также высокая и низкая пойма. Общий уклон поверхности в юго-восточном направлении. Дифференциация почвенного покрова зависит от положения в рельефе, определяющего характер и степень увлажнения. Повышенные элементы рельефа (терраса, высоты 142,2-142,8 м) занимают аллювиальные дерновые почвы с гумусово-аккумулятивным горизонтом. На высокой пойме формируются аллювиальные луговые почвы. На низкой пойме (высоты 140,0-140,8 м) формируются аллювиальные лугово-болотные почвы с проявлением глеевых процессов. В прирусловой части поймы развиты аллювиальные болотные перегнойно-глеевые почвы. Растительный покров дифференцирован в соответствии с положением в рельефе – от вейниковой ассоциации на высокой пойме до болотного луга на низкой пойме.

Таблица 3.1

Статистические параметры распределения ^{137}Cs на мониторинговых площадках (по данным отбора проб кольцами и полевой радиометрии)

		N	Среднее	Медиана	Минимум	Максимум	CV(%)	$CV_{КОРАД}/CV_{ПРОБА}$
B1	К	78	25,7	25,16	12,5	46,1	24,5	
	П	5	28,8	26,04	16,12	41,47	40,3	0,6
B2	К	121	30,4	29,44	18,46	40,6	14,1	
	П	5	20,6	21,32	12,4	29,21	29,7	0,47
B3	К	138	34,0	33,08	19,71	59,51	17,9	
	П	5	29,2	35,44	14,67	38,9	36,9	0,49
B4	К	137	30,2	30,10	20,3	44,1	11,4	
	П	10	33,7	35,46	16,72	53,35	31,9	0,36
M1	К	59	41,9	40,3	31,1	63,5	16	
	П	5	49,2	50,8	34,7	61	20,1	0,80
M2	К	204	36,0	37,50	7,9	72,7	25,6	
	П	5	40,6	39,03	31,93	50,06	19,8	1,3
NB2	К	139	46,2	44,25	4,44	235,6	63,2	
	П	5	25,6	30,47	5,84	45,36	60,1	1,1
T1	К	77	55,5	55,50	39,88	74,95	14,2	
	П	5	40,1	41,74	21,68	55,10	31,2	0,46
T2	К	59	45,0	43,87	17,86	81,79	28,2	
	П	7	35,2	29,39	4,03	90,77	93,2	0,3
V2	К	146	37,4	36,7	21,82	49,8	13,3	
	П	5	35,7	33,05	23,77	55,33	34,2	0,39
VIUA	К	105	24,5	24,33	19	32,37	9,3	
	П	5	24,5	23,24	18,42	29,921	21,2	0,44

Примечание: К – КОРАД, П – пробы, жирным выделены площадки, где обнаружен тугоплавкий ^{154}Eu, признак топливной компоненты в выпадениях.

Профиль VIUA представлен одной площадкой VIUA-1, расположенной на низкой террасе, взбугренной, сложенной древнеаллювиальными песками и супесями с дерново-слабоподзолистыми почвами в сосняке-зеленомошнике. Плотность загрязнения ^{137}Cs составляет 24-25 Ки/км^2. В мае 1992 г. лесной массив сильно пострадал от низового пожара.

Площадка NB-2 профиля «Новые Бобовичи» характеризует озерно-водноледниковые равнины, на площадке NB-2 (заброшенная пашня) рельеф представлен плоскими ложбинами и невысокими буграми (высотой до 0,5 м), почва старопахотная дерновоподзолистая слабодифференцированная супесчаная.

Профиль «Моренная гряда» включает две площадки – одна на вершине водноледникового холма (M1), вторая – на пойме р. Ипуть (M2) с перепадом высот от 170 м до 130 м. Литология площадки M1 представлена водноледниковыми песками с включением гравия и гальки. Почвы дерново-подзолистые, слабодифференцированные, супесчаные. Растительность представлена молодой посадкой сосны, почва перекрыта маломощной (до 2 см) лесной подстилкой.

Площадка M2 расположена на пойме р. Ипуть, причлененной к коренному склону р. Ипуть. Пойма представлена прирусловыми валами и гривами с межгривными понижениями, сложенными аллювиальными песками и супесями, с аллювиальными луговыми легкосуглинистыми почвами.

Растительность представлена злаково-разнотравным краткопоемным лугом, почва пойменная дерновая легкосуглинистая, в понижении – глееватая. Ширина поймы 60-75 м, высотные уровни колеблются от 131,0 до 132,0 м. В пределы площадки также входит коренной склон с перепадом высот порядка 14-20 м, густо поросший орешником, сосной, в нижней части – ольхой. В северной части площадки рельеф осложнен оползнем, перекрывшим аллювиальные наносы.

Профиль «Токовище», протяженностью 1,7 км, включает 4 площадки, расположенные в зоне отселения. Площадки охватывают различные ландшафтные условия, а также различные угодья: сосновый лес на склоне (Т1), сенокос и заболоченный луг (Т2), целинный луг (Т3), широколиственный лес (Т4). В августе 1992 г. на площадке Т1 в сосновом лесу был сильный пожар, уничтоживший весь наземный покров. Данная площадка может рассматриваться как аналог площадки VIUA1, подвергшейся пирогенному воздействию. В данном разделе приведены описания площадок Т1, Т2.

Площадка Т1 расположена на слабопокатом склоне озерно-водноледниковой равнины, сложенной толщей песков и супесей, подстилаемых озерно-водноледниковыми глинами с дерново-подзолистыми супесчаными почвами под сосновым лесом. Почва дерново-поверхностноподзолистая супесчаная на флювиогляциальных песках.

Площадка Т2 расположена в слабовыпуклом днище озерно-водноледниковой равнины, сложенном песками, с маломощными торфяниками. Торфяники в настоящий момент мелиорированы, растительность представлена сеяными многолетними травами (участок I), в целинной части (участок II) – низинным болотом с зарослями ивы. Почва торфяно- и торфянисто-глеевая на флювиогляциальных песках.

Гидрогеологические условия в пределах района исследования характеризуются наличием основного водоносного горизонта, приуроченного к озерно-болотно-аллювиальным отложениям (Выбор ..., 1992). Грунтовые воды в пределах района исследований вскрыты большинством скважин (на всех площадках, кроме В2, М1) на глубинах от 0,2 до 6,6 м. Наиболее близко грунтовые воды залегают на площадке В4 (0,2-2,0 м). Водовмещающие грунты представлены преимущественно песками мелкими, пылеватыми, средней крупности, и в меньшей степени супесями, суглинками и глинами с прослоями песков, торфом.

Питание грунтовых вод осуществляется в основном за счет инфильтрации атмосферных осадков, а также за счет подпитки по гидравлическим окнам из нижележащих водоносных горизонтов. Грунтовые воды озерно-аллювиальных отложений гидравлически связаны с р. Ипуть и питают ее. В наиболее влажные периоды года уровень грунтовых вод может повышаться на 1,0-1,5 м. По химическому составу вода гидрокарбонатно-кальциево-магниевая (площадки М2, В2).

Радиоактивные выпадения характеризуются в основном конденсационным типом, представленным в настоящее время ^{137}Cs. Однако на 9-ти площадках из 19-ти в отдельных пробах (отбор проб в выполнен в 1992 г.) обнаружено присутствие тугоплавкого изотопа ^{154}Eu в количестве 19-182 Бк/кг, что указывает на «смешанный» тип выпадений, тогда как для 10-ти площа-

док – выявлен чисто конденсационный тип выпадений. К смешанному типу относятся площадки профиля B1-B4, M1, T1, V2, VIUA (Выбор ..., 1992; Тер-Сааков и др., 1996).

Исследование подвижности радионуклидов выявило слабую подвижность ^{137}Cs, его содержание в водорастворимой форме не превышало 0,3%, тогда как содержание водорастворимого ^{90}Sr достигало 2-3% (Korobova et al., 1998; Коробова и др., 2002; 2004).

Для мониторинговых площадок важным требованием является однородность пространственного распределения техногенных радионуклидов в почвенном покрове. Так, в работе (Sutherland, 1996) отмечается, что допустимое максимальное значение коэффициента вариации (CV) не должно превышать 35%.

Анализ распределения ^{137}Cs в пробах почвы (ø=14 см) показал, что в автоморфных ландшафтах (площадки B2, B3, M1, T1, V2, VIUA) коэффициент вариации изменяется в пределах 9,3-17,9% (табл. 3.1). Отношение коэффициента вариации результатов полевой радиометрии к данным отбора проб кольцами (CV_CORAD/CV_sample) представлено на рис. 3.18.

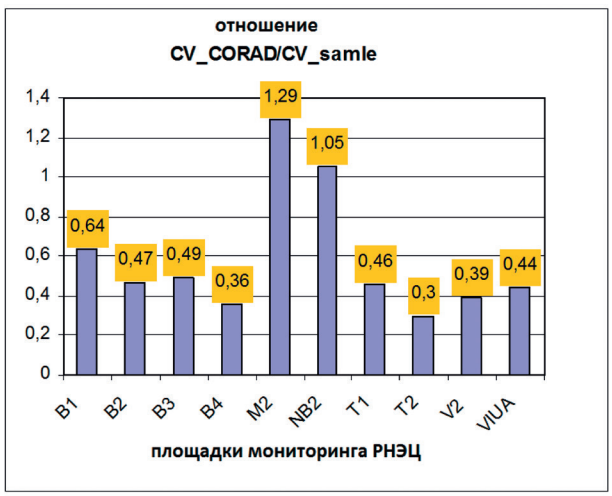


Рис. 3.18. Отношение коэффициента вариации результатов полевой радиометрии к данным отбора проб кольцами (CV_CORAD/CV_sample).

Для площадок радиоэкологического мониторинга в Брянской области (размером 100x100 м) сравнение результатов полевой радиометрии ($S=6,4x10^{-4}$ м^2) и пробоотбора ($S=6,4x10^{-4}$ м^2), выполненного методом «конверта» (4 точки по углам площадки и 1 точка в центре), показало снижение коэффициента вариации для измерения полевым радиометром. Установлено, что отношение вариабельности распределения ^{137}Cs, полученное методом полевой радиометрии, к данным пробоотбора (CVкорад/CVпроба), существенно различается для автоморфных и гидроморфных условий – в автоморфных условиях (площадки B2, B3) эти отношения равны соответственно 0,47 и 0,49, тогда как в гидроморфных условиях (площадка B1, B4) различаются – 0,6 и 0,36.

В гидроморфных условиях (площадки B1, B4, M2, T2) вариабельность запаса ^{137}Cs возрастает до значения 40,3% (B1), 31,9% (B4). Причем для этих 4-х площадок отношение коэффициента вариации результатов полевой радиометрии к данным отбора проб кольцами (CV_CORAD/CV_sample) всегда меньше 1. Более того, показатель (CV_CORAD/CV_sample) для двух лесных площадок (B2, B3) близок к значению 0,5 (равен соответственно 0,47 и 0,49). Для всех остальных анализируемых площадок (за исключением M2, NB2) значение данного показателя всегда меньше 0,5 (кроме B1 – 0,64).

На площадке M2 вариабельность равна 19,8%, что, скорее всего, характеризует случайность расположения точек отбора проб, при которых реально существующие минимумы загрязнения не фиксировались (это видно при сравнении с результатами радиометрической съемки). Площадка NB2 нерепрезентативна, поскольку на нее свозилась загрязненная земля после дезактивации населенного пункта (максимальное значение запаса ^{137}Cs по результатам радиометрической съемки равно 235 мкКи/м^2).

Для двух площадок (M2, NB2) установлено, что вариабельность запаса ^{137}Cs по результатам радиометрической съемки превышает таковую по данным отбора проб, что свидетельствует о недостаточном их количестве (5 точек) в условиях антропогенной (NB2) или природной нарушенности первичного поля радионуклидного загрязнения. Интересно отметить, что нерепрезентативность данных площадок для мониторинга хорошо видна по значению показателя CV_CORAD/CV_sample (рис. 3.17), который для двух площадок M2, NB2 превышает 1 и равен соответственно 1,29 и 1,05.

3.4. Вариабельность запаса и заглубления ^{137}Cs на мониторинговых площадках НПО «Тайфун» в Брянской области

Пространственно-временная неоднородность распределения ^{137}Cs на фациальном уровне может рассматриваться как показатель интенсивности внутрифациальных процессов. Исследование микроструктуры пространственного распределения ^{137}Cs как изотопного трассера характеризует пространственную неоднородность физико-химических свойств почвенного покрова (Линник и др., 2005б). Вопросы пространственной вариабельности вертикальной миграции ^{137}Cs в луговых почвах рассмотрены в работе (Bunzl et al., 2000).

Для изучения закономерностей распределения ^{137}Cs в почвах полесских ландшафтов в пределах одной фации на 16-ти экспериментальных площадках НПО «Тайфун» площадью 2 м^2 (раздел 2.2) в 1994 г. был выполнен отбор почвы по слоям, сопровождавшийся ландшафтным описанием (Мартыненко и др., 2003).

Почвенные разрезы площадки 1, 2 (рис. 3.19) заложены на южной окраине д. Заборье, плотность загрязнения ^{137}Cs составляет 80-120 мкКи/м^2. На площадке 1, заложенной на суходольном лугу на мелкобугристой поверхности останца I-й надпойменной террасы р. Беседь с размахом высот 0,5-0,7 м, почва дерново-среднеподзолистая старопахотная, песчаная на древнеаллювиальных песках, мощность дернового горизонта 1 см . Площадка

2 расположена в краевой части притеррасного влажнотравного луга. Почва перегнойно-торфянисто-глеевая легкосуглинистая опесчаненная на аллювиальных песках, слой 0-5 см – торфяный горизонт.

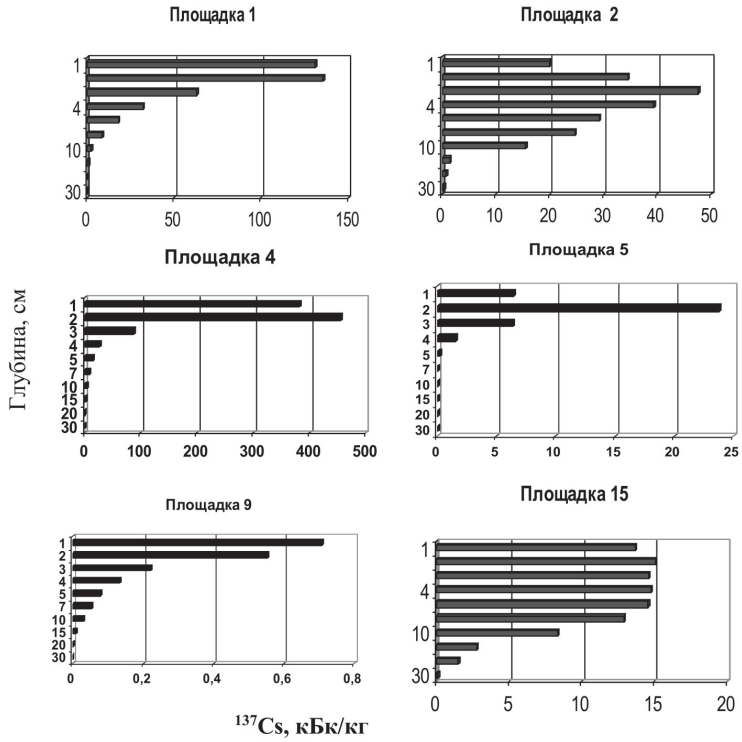


Рис. 3.19. Радиальное распределение ^{137}Cs в почвах полесских ландшафтов Брянской области. На рисунке представлены следующие почвы: дерново-среднеподзолистая песчаная (площадка 1), перегнойно-торфянисто-глеевая легкосуглинистая (площадка 2), дерново-слабоподзолистая супесчаная на флювиогляциальных песках (площадка 4), дерново-среднеподзолистая песчаная старопахотная (площадка 5), дерново-среднеподзолистая песчаная на аллювиальных песках (площадка 9), дерновая легкосуглинистая опесчаненная глеевая (площадка 15).

В автоморфной почве (разрез на площадке 1, плотность загрязнения ^{137}Cs равна 116 мкКи/м^2) максимум концентрации ^{137}Cs расположен в слое 1-2 см (135,6 кБк/кг), снижаясь по экспоненциальному закону с глубиной (в слое 10-15 см концентрация ^{137}Cs равна 0,98 кБк/кг). В гидроморфной почве (разрез на площадке 2, плотность загрязнения ^{137}Cs 52 мкКи/м^2) распределение ^{137}Cs с глубиной имеет другой характер: в результате конвективного переноса максимум концентрации ^{137}Cs расположен на глубине 2-3 см (48 кБк/кг), снижение концентрации с глубиной происходит более медленно до глубины 10-15 см (1,43 кБк/кг), ниже по глубине наблюдается более быстрое снижение активности.

Площадки 4 и 5 (рис. 3.19) характеризуют вертикальную миграцию ^{137}Cs в автоморфных условиях при существенно разной плотности загрязнения ^{137}Cs: соответственно 143 и 4,8 мкКи/м^2.

Площадка 4 расположена на вершине плоской водораздельной флювиогляциальной равнины в елово-сосновом лесу, почва – дерново-слабоподзолистая супесчаная на флювиогляциальных песках. Слой 0-2 см – хвойная подстилка, 2-7 см – слабогумусированный супесчаный.

Площадка 5 расположена в нижней части склона в сосновой посадке. Почва – дерново-среднеподзолистая песчаная старопахотная. Мощность хвойной подстилки составляет 2 см, ниже до глубины 24 см – песчаный слабогумусированный старопахотный горизонт.

Миграция ^{137}Cs происходит практически одинаково: максимум концентрации в слое 1-2 см и далее наблюдается спад активности ^{137}Cs по экспоненте.

Площадка 9 (плотность загрязнения ^{137}Cs 0,56 мкКи/м^2) расположена на плоской поверхности террасового останца на суходольном лугу. Почва – дерновая песчаная, слой 0-2 см представлен плотной сильногумусированной дерниной. Миграция ^{137}Cs в данной почве минимальная – максимум активности содержится в верхнем горизонте, распределение по глубине экспоненциальное.

Принципиально иной вид распределения ^{137}Cs на площадке 15 (плотность загрязнения ^{137}Cs 59 мкКи/м^2), расположенной в днище лощины. Почва дерновая легкосуглинистая опесчаненная глеевая. Слой 0-2 см – это плотная дернина, ниже до глубины 14 (17) см – опесчаненный легкий суглинок. Распределение ^{137}Cs в профиле почвы практически равномерное до глубины 5-7 см, затем наблюдается снижение активности с глубиной. Здесь наряду с процессами вертикальной миграции ^{137}Cs играют роль также эрозионные процессы, при которых происходит намыв загрязненных слоев.

Таким образом, анализ полученных данных показал (рис. 3.19), что на целинных участках максимальная вертикальная миграция ^{137}Cs наблюдается на гидроморфных почвах (мощность равномерно загрязненного слоя достигает 7 см), тогда как на супесчаных и песчаных дерново-подзолистых почвах активность ^{137}Cs связана с подстилкой (дерниной), при этом в верхнем 3-см слое содержится 80% суммарного запаса ^{137}Cs.

На мониторинговых биогеохимических площадках МГУ в полесских лесных ландшафтах (сосняк-зелемошник и сосняк злаково-разнотравный на подзоле) Брянской области (Щеглов и др., 2014) исследовано распределение в подстилке и верхних почвенных горизонтах (до 20 см) ^{137}Cs и его химического аналога ^{40}K спустя более 25 лет после чернобыльских выпадений. Полученные данные показали, что основные запасы ^{137}Cs приурочены к гумифицированному подгоризонту подстилки и 1(2)-сантиметровой подподстилочной толще, тогда как ^{40}K – к 0-1-2-сантиметровому минеральному слою (Щеглов и др., 2014).

На мониторинговых площадках НПО «Тайфун» площадью 2 м^2 по пяти точкам отбора проб по глубине 0-10 и 10-30 см исследовалась микронеоднородность запаса ^{137}Cs, а также его заглубления (рис. 3.20), характеризующего варьирование вертикальной миграции в различных ландшафтных условиях (Мартыненко и др., 2003; Линник и др., 2005б).

Максимальная вариабельность запаса ^{137}Cs (13-99 мкКи/м^2) при средней плотности загрязнения 60 мкКи/м^2 в пределах площади ~ 2м^2 наблюдается на торфянике после коренного улучшения почвы (табл. 2.2, площадка 16).

Для целинных луговых почв вариабельность запаса ^{137}Cs при плотности 50-60 мкКи/м^2 достигает 13-18%, на дерново-подзолистых супесчаных почвах значения запаса ^{137}Cs при плотности 0,5-5 мкКи/м^2 варьируют в пределах 10-13%. Максимальная вариабельность запаса ^{137}Cs (140-311 мкКи/м^2) отмечена на дерново-подзолистой супесчаной целинной почве в западной части Брянской области, где первичный изотопный состав выпадения близок к «топливной» составляющей чернобыльского радиоактивного следа.

Установлено (табл. 2.2), что на пашне максимальная вариабельность запаса ^{137}Cs наблюдается для «смешанного» типа выпадений (К+Т) (30,6%), тогда как для «конденсационного» типа (К) существенно ниже (6,1-19,7%). Аналогичная закономерность выявлена в автоморфных лесных ландшафтах: при «смешанном» типе выпадений вариабельность запаса ^{137}Cs максимальна (36,4%), для «конденсационного» типа существенно ниже (10,6%). На суходольных лугах вариабельность запаса ^{137}Cs сравнительно невысокая, практически не различается для «смешанного» (14,3%) и «конденсационного» типа выпадений (8,9-16,2%), на влажнотравных лугах наблюдается увеличение вариабельности запаса ^{137}Cs: для «смешанного» типа выпадений 17% и 12-20% для «конденсационного» типа.

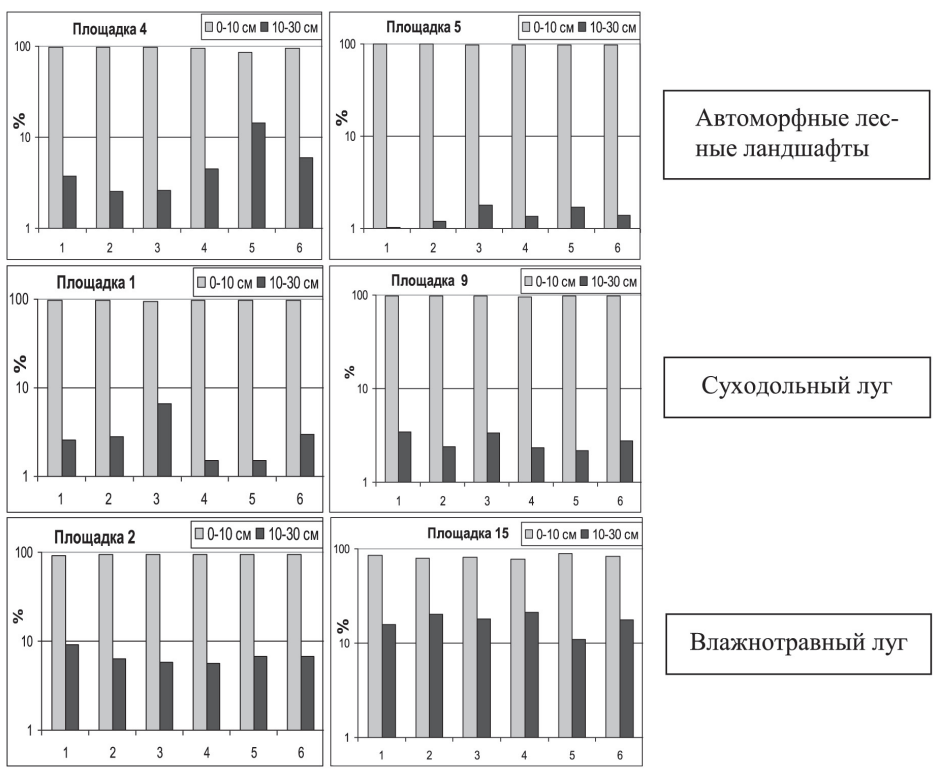


Рис. 3.20. Вариабельность заглубления ^{137}Cs (в процентах от суммарного запаса) на микроплощадках (S=2 м^2) НПО «Тайфун», 1994 г. **К** – «конденсационный» тип выпадения; **Т –** «топливный» тип выпадения.

Вариабельность заглубления ^{137}Cs в пределах 2 м^2 площади характеризует неоднородность вертикальной миграции на микроландшафтном уровне (рис. 3.19). Минимальное заглубление ^{137}Cs в слое 0-10 см наблюдается в автоморфных ландшафтах, как лесных, так и луговых. Причем для «конденсационного» типа выпадений (площадка 5) миграция ^{137}Cs в слой 10-30 см составила 1,4%, для «смешанного» типа выпадений (площадка 4) – 6%. Для топливных выпадений в 30-км зоне ЧАЭС повышенное заглубление ^{137}Cs в почву связывается с эффектом лессиважа (Содолько, 2002).

В гидроморфных почвах наблюдается увеличение интенсивности миграции ^{137}Cs в слой 10-30 см – 7% на площадке 2 и 15% на площадке 15. Вариабельность вертикальной миграции для «конденсационного» типа выпадений равна 31% и не отличается от автоморфных площадок: 23% и 29% на площадках 5 и 9. При «смешанном» типе выпадений вариабельность вертикальной миграции существенно ниже (19%), чем для автоморфных почв с этим же типом выпадений: 71% и 100% на площадках 4 и 5.

Подробные исследования пространственной неоднородности заглубления ^{137}Cs на серых лесных почвах были проведены в Тульской области в 2002 г. (Липатов, Щеглов, 2014). Размер лесных площадок составил 25х25 м, пастбищной – 35х25 м, шаг опробования 5 м на глубину 0-5 и 5-15 см. Плотность загрязнения ^{137}Cs на лесных участках составила 268,2–345,6 кБк/м^2, пастбищного участка – 165,5 кБк/м^2 при достаточно низких коэффициентах вариации плотности загрязнения ^{137}Cs (от 17,7 до 19,1%).

Анализ полученных результатов исследования показал, что минимальная вариабельность (5,1%) по интенсивности вертикальной миграции ^{137}Cs отмечается на серой лесной почве пастбищного участка, что связано с гомогенным строением ее верхнего старопахотного горизонта. Максимальная контрастность (9,9%) в радиальной миграции ^{137}Cs отмечается на темно-серой лесной оподзоленной почве соснового БГЦ, что во многом связано с неравномерной мощностью горизонта лесной подстилки, сформированной в различных парцеллярных позициях сосняка.

Исследования радиального и латерального распределения ^{137}Cs спустя 20 лет после аварии на ЧАЭС, проведенные в Греции на мониторинговых площадках с шагом 20 м (Papadakos, 2017), дали следующие результаты: вариабельность пространственного распределения ^{137}Cs CV=19%, тогда как радиального (заглубление в слое 26 см) составило CV=34%. Таким образом, вариабельность латерального распределения ^{137}Cs на площадках в Греции и Тульской области совпадают (Липатов, Щеглов, 2014), тогда как вариабельность заглубления ^{137}Cs существенно выше на щебнистых почвах в Греции (34%), чем на серых лесных (5-9,1%) в Тульской области.

Проблемы вариабельности запаса ^{137}Cs имеют важное значения для оценки точности решения поставленных научных задач. Поэтому любая экспериментальная информация, полученная в ходе выполнения задач по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, имеет важное методическое значение. В рамках выполнения программы радиационного картографирования за-

грязненных территорий в мае-июне 1991 г. НПО «Тайфун» провело контрольный отбор проб в четырех областях: Брянской (686 проб), Ростовской (486), Крымской (105) и Ярославской (169). Отбор проб проводился в пятикратной повторности методом «конверта» на площадках размером 10х10 м отборником диаметром 14 см на глубину 10 см. Полученные результаты были обработаны статистически. Интересно отметить, что для трех загрязненных областей (кроме Ярославской, которая была выбрана как фоновая) распределение запаса ^{137}Cs близко к логнормальному закону распределения, тогда как для фоновой Ярославской – ближе к нормальному (Martynenko et al., 2014).

Чтобы выполнить анализ вариабельности запаса ^{137}Cs на коротких расстояниях (10х10 м), для каждой из областей были рассчитаны коэффициенты вариации ^{137}Cs, которые для Брянской, Ростовской, Крымской и Ярославской областей равнялись соответственно 138, 81, 21 и 29. Максимальный разброс в значениях CV по ^{137}Cs был получен для Брянской области: от 6% до 118% при среднем значении по области равном 34% (модальное значение в диапазоне 21-28,5%). Для Ростовской области и Крыма были получены близкие статистические значения CV по ^{137}Cs: для Крыма минимальное значение составляло 13%, максимальное – 120%, наиболее часто встречающиеся значения CV были в диапазоне 13-25%. Для Ростовской области аналогичные значения были равны соответственно 3,2% и 104%, модальные значения CV были в диапазоне 13-33%.

Для Ярославской области, которая была загрязнена «глобальными» выпадениями ^{137}Cs, наблюдалась иная закономерность: гистограмма имела два «пика» в диапазонах CV для ^{137}Cs, равных 15-21% и 33-39%. Вероятная причина этого заключалась в том, что в итоговую выборку были включены разнородные данные (из двух генеральных совокупностей – лесные и пахотные, которые могли по-разному сформировать поле радиоактивного загрязнения).

3.5. Масштабные уровни измерения ^{137}Cs в ландшафтах

Анализ распределения ^{137}Cs в почвенном покрове проводился на разных масштабных уровнях (рис. 3.21): 1 – с использованием отбора проб; и 2 – методом полевой радиометрии (измерение радиометром КОРАД); 3 – методом аэрогаммасъемки, выполненной НПО «Аэрогеология» в 1993 г. Все эти методы различаются площадью (support), на которой определяется плотность загрязнения ^{137}Cs, или, другими словами, масштабом измерения.

Результаты наземного опробования (отбор проб или радиометрия) не могут обеспечить непрерывную площадную съемку и всегда выполняются по сетке. Используя полученные в узлах сетки значения, различными методами интерполяции строится непрерывное поле моделируемого параметра, в данном случае поле загрязнения ^{137}Cs. Аэрогаммасъемка дает непрерывное поле загрязнения, для которого интерполяция не требуется.

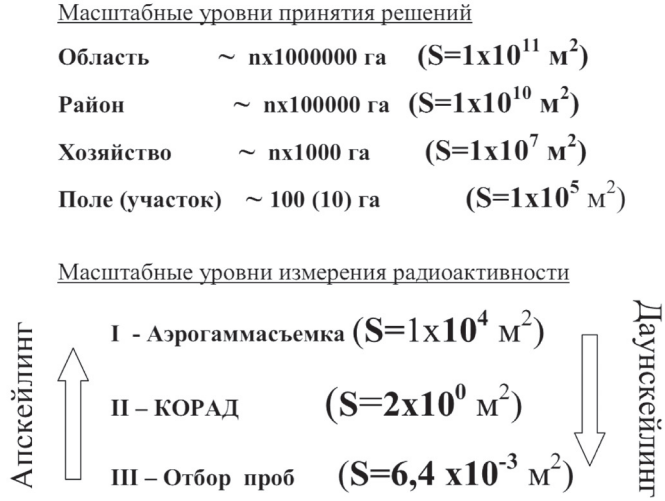


Рис. 3.21. Масштабные уровни измерения ^{137}Cs и принятия решений по хозяйственному использованию земель на загрязненных радионуклидами территориях.

Однако существуют определенные расхождения в результатах, полученных наземными и дистанционным методами измерения радиоактивности в почве. Для данных полевой радиометрии и отбора проб также были установлены определенные расхождения в полученных результатах (Мартыненко и др., 2003). Это связано с различной площадью детектирования загрязненной техногенными радионуклидами земной поверхности. На расхождение в результатах измерения ^{137}Cs в почве при разной площади отбора проб обращается также внимание в работе (Хомутинин и др., 2001).

Данные расхождения в плотности загрязнения ^{137}Cs наряду с различием в технических способах измерения радиоактивности в почве, вероятно, вызваны фундаментальными принципами иерархической организации геосистем. По всей видимости – это проявление скейлингового эффекта, связанного с иерархией масштабных уровней геосистем.

Эффект масштабирования (scaling) определяет правила, в соответствии с которыми закономерности, полученные на одном масштабном уровне (иерархическом уровне геосистем), могут быть перенесены на другой уровень. Для перехода от одного масштабного уровня к другому разрабатываются методы апскейлинга и даунскейлинга (рис. 3.21). В первом случае закономерности, полученные в крупном масштабе, переносятся на средний и мелкий масштаб, во втором случае – осуществляется переход от мелкого или среднего масштаба к крупному.

Сравнение результатов отбора проб и полевой радиометрии для определения запаса ^{137}Cs

Измерение КОРАДом регистрирует гамма-кванты с площади, равной 2 м^2, тогда как отбор проб (в пятикратной повторности, рис. 3.22) производится с площади S=5x10^{-3} м^2.

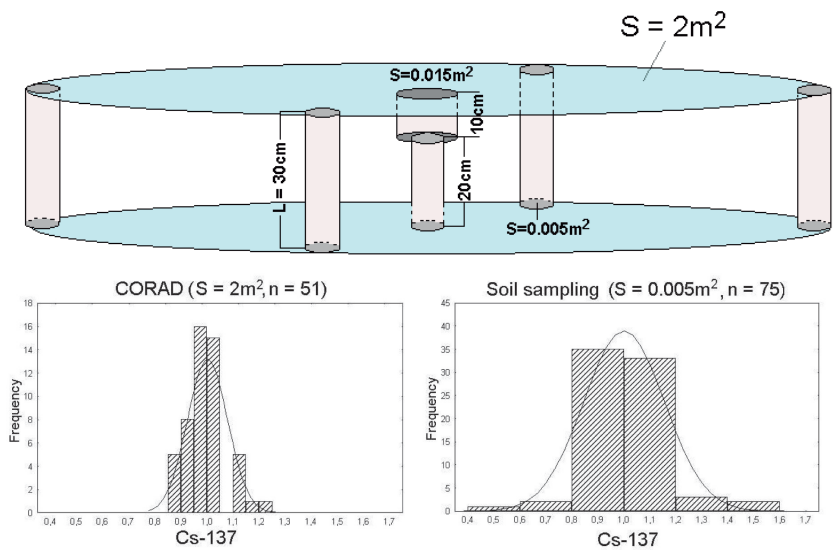
Для оценки содержания ^{137}Cs в почвенном покрове по данным измерений радиометром «КОРАД» и отбора проб на выбранных площадках результаты измерения были нормированы по средней концентрации ^{137}Cs. Данные измерений по площадке № 16 из массива были исключены как нетипичные. Распределение нормированного содержания ^{137}Cs представлено на рис. 3.22, статистические параметры этого распределения приведены в табл. 3.2.

Распределение результатов съемки радиометром «КОРАД» близко к нормальному со стандартным отклонением 0,077, распределение содержания ^{137}Cs по данным отбора проб также близко к нормальному со средним значением, равным единице, и стандартным отклонением 0,156. Проверка гипотезы о нормальности распределения, выполненная по критериям Пирсона и Колмогорова–Смирнова, подтверждает справедливость такого вывода (Мартыненко и др., 2003).

Анализ распределения запаса ^{137}Cs, нормированного по средней концентрации ^{137}Cs, показал, что отношение стандартного отклонения радионуклида по данным отбора проб к результатам радиометрической съемки примерно совпадает с отношением натуральных логарифмов площади радиометра «КОРАД» к площади отобранных проб и равно 0,49:

$$\frac{Std(^{137}Cs_{КОРАД})}{Std(^{137}Cs_{проба})} = \frac{\ln S_{проба}}{\ln S_{КОРАД}} \approx 0{,}5 \qquad (3.1)$$

Таким образом, получено, что при увеличении площади измерения запаса ^{137}Cs в почве с уровня 5x10^{-3} м^2 до 2 м^2 (в 400 раз) его вариабельность снижается в 2 раза.



Ratio Std_{CORAD}/Std_{sample} = 0,49

Рис. 3.22. Гистограмма распределения запаса ^{137}Cs на микроплощадках (S=2 м^2) НПО «Тайфун»: слева – по результатам съемки радиометром «КОРАД»; справа – по результатам лабораторного анализа проб почвы (Мартыненко и др., 2003).

Таблица 3.2
Статистические параметры результатов съемки радиометром «КОРАД» и отбора проб

Название	КОРАД	Проба
Число измерений	51	76
Среднее	1,001	0,999
Медиана	1,000	1,005
Минимум	0,86	0,57
Максимум	1,21	1,58
Стандартное отклонение	0,077	0,156
Асимметрия	0,588	0,70
Эксцесс	0,427	2,62

Сравнение результатов аэрогаммасъемки и наземных измерений содержания ^{137}Cs в почвенном покрове

Пространственное радиоэкологическое моделирование для оптимизации землепользования в условиях радиоактивного загрязнения выполняется в масштабе отдельных хозяйств и административных районов. Входной информацией для радиоэкологических моделей являются официальные данные Госкомгидромета РФ, представленные в виде карт радиоактивного загрязнения масштаба 1:5000000, в местах максимальных уровней загрязнения – 1:200000 (Атлас ..., 1998а; Израэль и др., 2000). Данные карты дополняются информацией НПО «Тайфун» по радиоактивному загрязнению населенных пунктов.

Для практических мероприятий в агроландшафтах используется масштаб 1:25000, что позволяет оперировать отдельным полем или севооборотом. Поэтому Брянской «Агрохимрадиологией» были проведены работы по определению плотности загрязнения ^{137}Cs по отдельным полям (Воробьёв, 1996; Маркина и др., 1997; Маркина, 1999). Применяемая методика позволяет определять среднее значение плотности загрязнения в пределах выделенного контура (поля).

В 1993 г. ГНПП «Аэрогеофизика» выполнила аэрогаммасъемку загрязненных территорий в масштабе 1:25000 (рис.3.1-3.6). Результаты аэрогаммасъемки детализируют картину загрязнения ^{137}Cs с шагом 100 м (размер пиксела 100х100 м). Однако существуют определенные расхождения между результатами наземного опробования и данными аэрогаммасъемки по измеряемым уровням загрязнения.

Для корректировки данных аэрогаммасъемки по результатам наземных измерений было проведено сравнение распределения ^{137}Cs на следующих масштабных уровнях: 1) отдельно взятая проба, 2) полевая радиометрия и 3) аэрогаммасъемка (рис. 3.23).

Для анализа использовались данные обследований по экспериментальным полигонам РНЭЦ (S~1 га), а также данные НПО «Тайфун» (Мартыненко и др., 2003). Для полигонов РНЭЦ использовалось среднее значение по 5-ти пробам, отобранных кольцами в центре, и по краям площадки. Пример расположения пикетов при радиометрическом обследовании площадок

и точек отбора проб кольцами методом «конверта» приведен на рис. 2.15. Количество точек измерения радиометра «КОРАД» на экспериментальных полигонах РНЭЦ, их статистические параметры представлены в табл. 3.1.

Используемая выборка данных, полученных на микроплощадках НПО «Тайфун» (S=2 м^2), представлена в табл. 3.2. Обращает внимание, что максимальные расхождения (показатель превышает 1,5) между результатами наземного опробования и результатами аэрогаммасъемки характерны для агроценозов (рис. 3.23). Наиболее близкие значения получены для суходольных лугов.

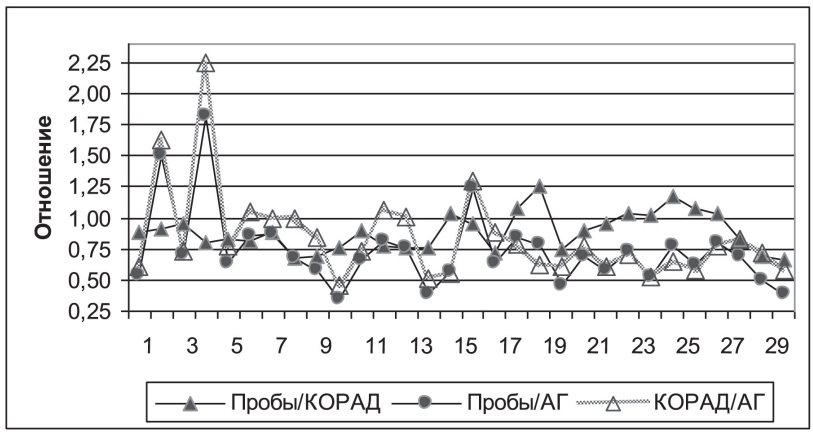


Рис. 3.23. Сравнение результатов аэрогаммасъемки (АГ), полевой радиометрии (КОРАД), отбора проб (Проба). 1-16 – микроплощадка (2 м^2) НПО «Тайфун», 1994 г. (1-4 – агроценозы; 5-9 – суходольный луг; 10-14 – влажнотравный луг; 15-16 – хвойный лес). 17-30 – площадки (~1 га) РНЭЦ Госкомчернобыль и МЧС, 1993 г. 17-22 – автоморфный хвойный лес; 23, 24 – гидроморфный лес; 25-28 – влажнотравный луг; 29 – нарушенный суходольный луг; 30 – мелиорированный торфяник.

На рис. 3.24 представлена схема верификации данных аэрогаммасъемки по результатам полевой радиометрии на лесной площадке (В1) и луговой (В4).

Статистические параметры результатов радиометрической съемки приведены в табл. 3.3. На рис. 3.25 дан пример аналогичного сопоставления для агроценоза и пойменного луга р. Ипуть (катена поля № 2 ВИУА).

Полученные регрессионные зависимости плотности загрязнения ^{137}Cs, полученные тремя различными способами, представлены на рис. 3.26. Уравнение регрессии для данных отбора проб и результатов аэрогаммасъемки, которое используется для процедуры апскейлинга, имеет вид:

$$^{137}Cs_{(ПРОБА)} = 2,9795 + 0,5538 * АГ \quad r=0.97, n=30 \qquad (3.2)$$

По результатам сравнения данных отбора проб и аэрогаммасъемки, проведенной в Брянской области (Атлас ..., 1998а, с. 123), получены близкие значения корреляции аэрогаммасъемки и наземного отбора проб:

$$^{137}Cs_{(ПРОБА)} = 0,37 + 0,5 * АГ \quad r=0.95, n=204 \qquad (3.3)$$

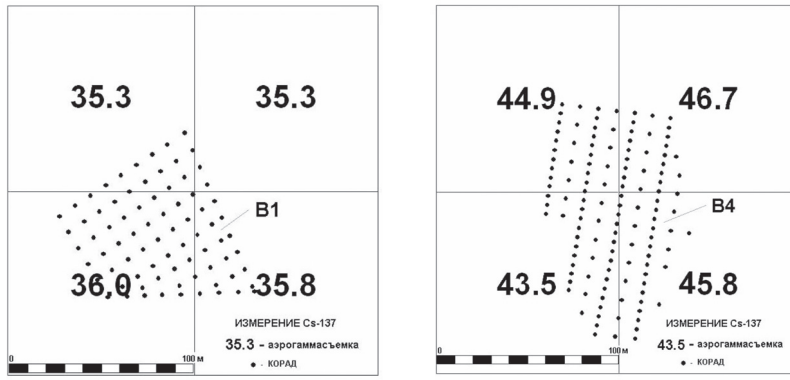


Рис. 3.24. Пример сопоставления сеток наземного опробования (полевая радиометрия) и результатов аэрогаммасъемки на мониторинговых площадках РНЭЦ В1 и В4 (профиль Барки). Цифрами отмечены плотности загрязнения ^{137}Cs (Ки/км^2), полученные по результатам АГ по сетке 100х100 м.

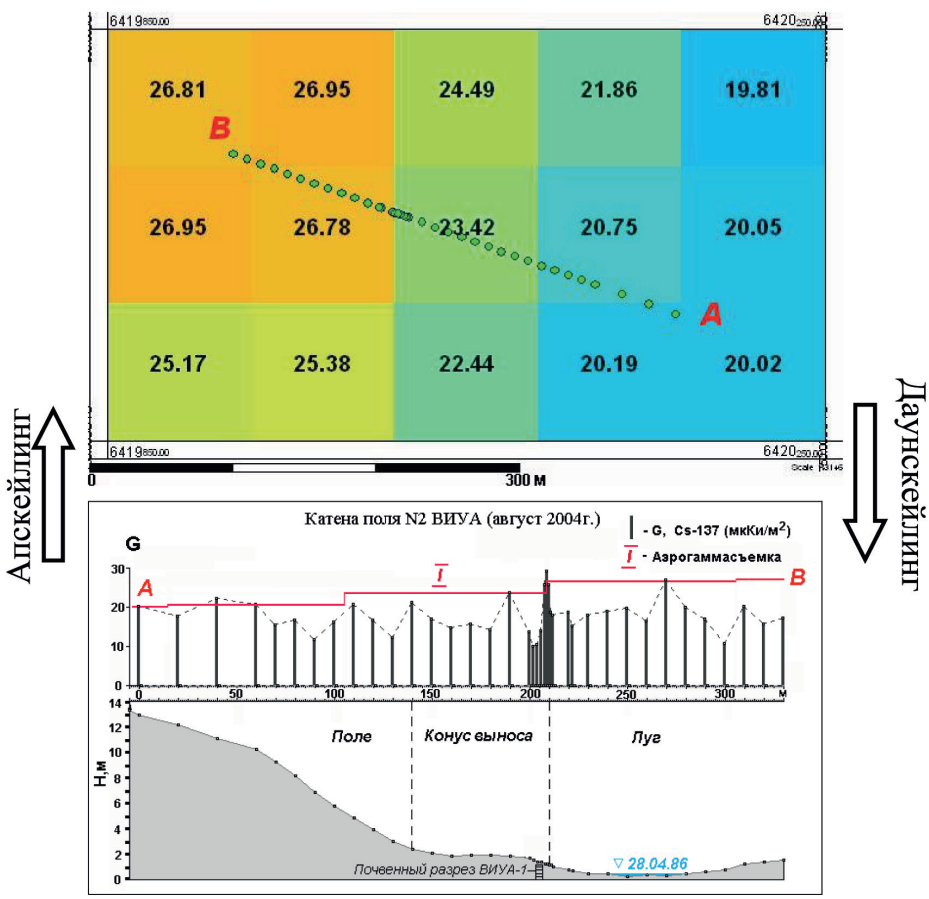


Рис. 3.25. Сравнение результатов аэрогаммасъемки (АГ) (данные пересчитаны на 2004 г.) и полевой радиометрии.

В дальнейшем данная зависимость, наряду с данными наземного радиационного обследования населенных пунктов (база данных НПО «Тайфун» по загрязнению ^{137}Cs населенных пунктов), использовалась для расчета распределения ^{137}Cs в различных ландшафтах Брянской области.

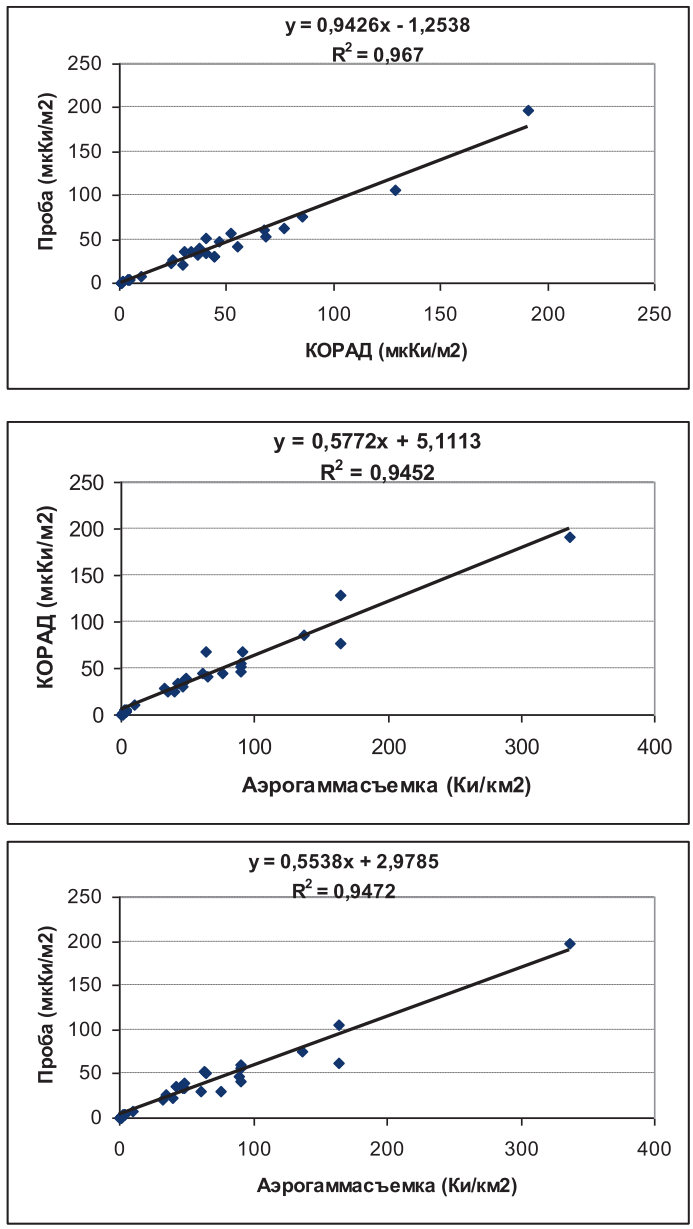


Рис. 3.26. Уравнения связи данных отбора проб, полевой радиометрии и аэрогаммасъемки (по данным мониторинговых площадок НПО «Тайфун» и РНЭЦ).

Сравнительный анализ данных аэрогаммасъемки и наземного радиационного обследования населенных пунктов

Алгоритм построения карты аэрогаммасъемки таков, что реальное значение в каждом пикселе 100х100 м представляет средневзвешенное, полученное на площади 300х300 м. Таким образом, данные аэрогаммасъемки в каждом пикселе дают усредненные значения, сглаживая экстремальные значения.

Предложенная схема сравнительного анализа данных аэрогаммасъемки и наземного обследования населенных пунктов заключалась в следующем. Поскольку информация базы данных НПО «Тайфун» включала только статистические параметры выборки, а не сами исходные данные, то анализ двух различных слоев информации в радиоэкологической ГИС о радионуклидном загрязнении территории можно было проводить, сравнивая только сопоставимые параметры. Поэтому для каждого населенного пункта Новозыбковского и Клинцовского районов, по которому имелась информация о плотности загрязнения ^{137}Cs в базе данных НПО «Тайфун», определялись аналогичные статистические параметры данных аэрогаммасъемки.

Для этой цели была организована ГИС с возможностями для обработки данных аэрогаммасъемки (Линник, 2000а; 2008а). В системе заложена возможность получения статистических параметров по выбранному населенному пункту (рис. 3.27). В окне отображается контур населенного пункта и растровая карта загрязнения ^{137}Cs.

На рис. 3.27 представлен пример такого расчета статистических параметров по данным аэрогаммасъемки для н.п. Катичи. Исходные данные аэрогаммасъемки исследуемой территории представлены по сетке 100х100 м. Технология расчета статистических параметров аэрогаммасъемки следующая. На населенный пункт накладывалась сетка определенного размера (100х100 м, 50х50 м и 25х25 м). По всем ячейкам определенного размера определялась их принадлежность контуру населенного пункта. Если ячейка попадала в населенный пункт, для нее определялось значение загрязнения ^{137}Cs по данным аэрогаммасъемки. По всем принадлежащим контуру населенного пункта ячейкам формировался массив данных, в котором рассчитывались максимальное, минимальное, медианное и среднеарифметическое значения по всем трем сеткам.

По результатам выполненных расчетов строилась гистограмма распределения ^{137}Cs, на которой вертикальной чертой отмечены минимальное, максимальное и медианное значение. Кроме этого, в процессе расчета определялась векторная и растровая площади населенного пункта, а также запас ^{137}Cs по трем различным сеткам. В данном примере разница в расчетном значении запаса ^{137}Cs по различным сеткам несущественна.

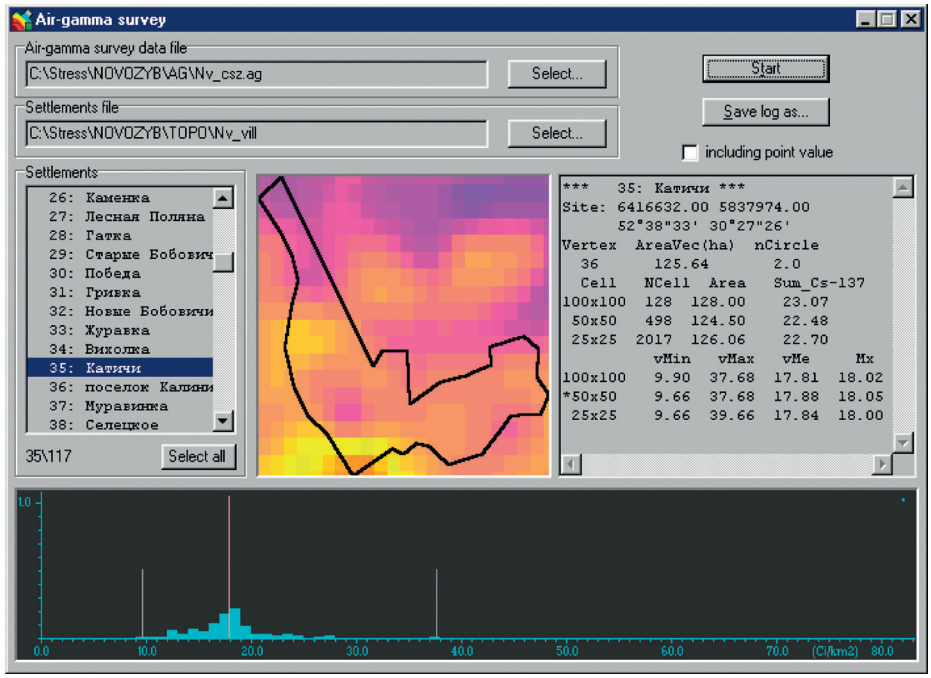


Рис. 3.27. Панель варианта РадГИС обработки данных аэрогаммасъемки Брянской области.

Подобным образом построение гистограмм и расчет статистических параметров были проведены для 264-х населенных пунктов Новозыбковского и Клинцовского районов в диапазоне площади от 1,4 га, до 426,3 га (медианное значение площади равно 26,9 га).

Для верификации результатов аэрогаммасъемки по данным наземного опробования была составлена объединенная выборка, включающая 217 населенных пунктов (были исключены те населенные пункты, где число отобранных проб не превышало 4). Сформированная выборка позволила провести сравнение в диапазоне изменения плотности загрязнения ^{137}Cs от 4 до 70 Ки/км^2 (рис. 3.28).

Верификация данных аэрогаммасъемки проводилась методом регрессионного анализа по трем статистическим параметрам: минимальному, медианному и максимальному значению.

Результаты регрессионного анализа показывают, что коэффициент корреляции, равный r=0,948, отмечается для медианных значений, причем в диапазоне 4-20 Ки/км^2 наблюдается максимальное совпадение данных аэрогаммасъемки с результатами наземного опробования.

При более высоких уровнях плотности загрязнения отклонение от линии регрессии возрастает: с уровня свыше 50 Ки/км^2 наблюдается завышение данных аэрогаммасъемки примерно в 1,3-1,8 раза по сравнению с наземным опробованием. Следовательно, при картографическом моделировании для высоких уровней загрязнения (свыше 50 Ки/км^2) результаты расчетного

значения загрязнения сельскохозяйственной продукции будут иметь завышенные значения.

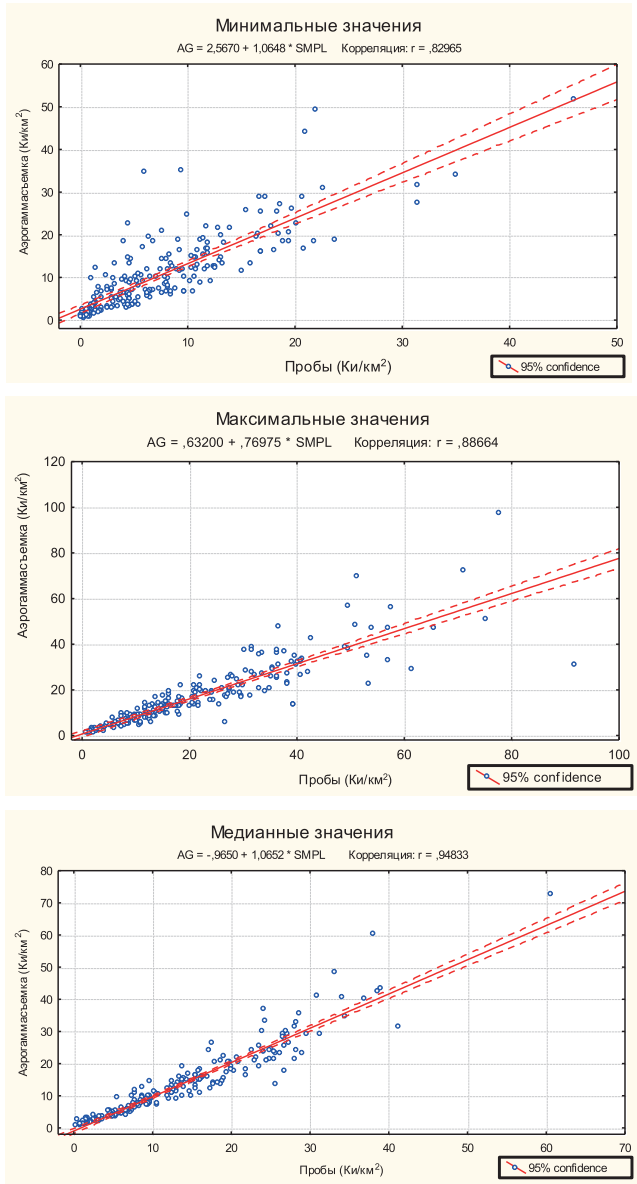


Рис. 3.28. Сравнение результатов аэрогаммасъемки ^{137}Cs с данными наземного опробования по 217-ти населенным пунктам Новозыбковского и Клинцовского районов Брянской области (AG – аэрогаммасъемка, SMPL – пробы почвы).

В целом медианные значения аэрогаммасъемки незначительно превышают уровень наземных наблюдений. Таким образом, данные аэрогаммасъемки с учетом полученных ограничений могут быть использованы для

радиоэкологических прогнозов загрязнения сельскохозяйственной продукции, и, в частности, построения прогнозных карт загрязнения молока (см. раздел 6.3).

Регрессия, построенная по выборочному минимальному значению, дает более низкий коэффициент корреляции (r=0,83), причем максимальные отклонения от линии регрессии наблюдаются в области низких значений плотности загрязнения. В области минимальных значений аэрогаммасъемка завышает данные отбора проб.

Регрессия по максимальным значениям выборки с коэффициентом корреляции (r=0,887) дает максимальное отклонение в области значений, превышающих 40 Ки/км^2. Причем для всего массива данных экстремальные значения плотности загрязнения ^{137}Cs по данным аэрогаммасъемки занижаются (множитель 0,77), что вполне объяснимо для логнормального закона распределения плотности загрязнения ^{137}Cs.

Таким образом, было установлено, что медианные значения аэрогаммасъемки для населенных пунктов являются наиболее представительными для характеристики плотности загрязнения ^{137}Cs с коэффициентом корреляции r=0,948.

Поскольку данные аэрогаммасъемки дают интегральную оценку плотности загрязнения, то экстремальные значения реального загрязнения сглаживаются. Выполненный анализ показал, что в интервале плотности загрязнения ^{137}Cs до 60 Ки/км^2 результаты аэрогаммасъемки дают занижение максимальных значений плотности загрязнения, тогда как минимальные значения данных аэрогаммасъемки в преобладающем большинстве случаев сдвинуты в сторону завышения.

3.6. Пространственный анализ и моделирование распределения ^{137}Cs на локальном уровне

Анализ распределения ^{137}Cs в почвенном покрове элементарных природных комплексов позволил выявить его существенную пространственную неоднородность (Говорун, Линник, 1995; Квасникова и др., 2002; Golosov, 2003; Golosov et al., 2008). Закономерности структурной организации разномасштабных полей радионуклидного загрязнения в зоне аварии Чернобыльской АЭС были рассмотрены в работе (Романов, 1991). Однако пространственная корреляция ^{137}Cs практически не исследовалась, за исключением работ, проведенных в 30-км зоне ЧАЭС (Хомутинин и др., 2001) с целью оптимизации отбора проб для задач радиационного мониторинга.

Поскольку характер миграции радионуклидов определяется ландшафтно-геохимическими условиями территории (Коробова и др., 1993; 2002), то моделирование биогеохимических потоков радионуклидов следует выполнять с учетом ландшафтной структуры территории. Анализ распределения ^{137}Cs в связи с ландшафтными факторами может быть полезным в методическом плане при создании ландшафтных моделей (Линник, 1996; 2005). Ландшафтное моделирование нуждается в развитии современных пространственных моделей, и в этом плане моделирование распределения ^{137}Cs как метки может быть полезным для исследования ландшафтной неодно-

родности и выявления разномасштабных иерархических структур, характеризующих интенсивность ландшафтообразующих процессов.

В последние годы предпринимаются попытки использования формализованных методов описания рельефа и его производных (параметров) для построения различных ландшафтных моделей. Особое внимание уделяется исследованию зависимости структуры почвенного покрова от параметров рельефа, таких как крутизна, экспозиция, профильная и плановая кривизна (Mitasova, Hofierka, 1993; Shary, 1995; Florinsky, Kuryakova, 2000; Пузаченко и др., 2002а; Сысуев, 2002; 2003).

Использование методов математического моделирования, в том числе исследование роли топографических факторов в формировании полей радиоактивного загрязнения, рассмотрено в работах (Линник, Савельев, 2006; Линник и др., 2007б; Linnik et al., 2007a; 2007b).

В настоящем разделе рассматриваются распределения ^{137}Cs в крупном масштабе (1:200) в зависимости от микрорельефа. Одна из решаемых задач – исследование пространственной корреляции распределения ^{137}Cs на микроландшафтном уровне (Говорун и др., 2006а; 2006б) с целью обоснования экстраполяции данных полевых исследований, полученных на ограниченном числе локальных ключевых участков, на природные комплексы более высокого ранга (задача апскейлинга).

Анализ статистических параметров распределения ^{137}Cs на мониторинговых площадках профиля «Барки»

Для исследования пространственной структуры загрязнения ^{137}Cs и его связи с параметрами рельефа были проведены исследования на 4-х мониторинговых площадках РНЭЦ Госкомчернобыль РФ профиля «Барки», расположенных на водноледниковой песчаной междуречной равнине с дерново-подзолистыми почвами и широколиственно-сосновыми лесами на удалении около 170 км от Чернобыльской АЭС в одном из наиболее загрязненных радионуклидами районов Брянской области. Основная информация о радиоактивном загрязнении была получена в результате радиометрической съемки, проведенной в 1993 г. как для паспортизации площадок радиационного мониторинга, так и для исследования микроструктуры латеральной структуры ^{137}Cs (Районирование …, 1993; Linnik, 1994; Говорун, Линник, 1995; Линник и др., 2004; 2005б).

Для контроля латеральной миграции ^{137}Cs и выявления пространственной организации радионуклидного загрязнения на микроландшафтном уровне вплоть до 2004 года проводились повторные радиометрические съемки.

Расположение 4-х площадок профиля «Барки» (рис. 2.11), площадью каждая около 1 га, ориентировано по направлению движения радиоактивного облака с юго-запада на северо-северо-восток. Протяженность профиля равна 1,8 км. Радиоактивные выпадения, представленные в настоящее время ^{137}Cs (табл. 3.1), относятся к конденсационному типу с присутствием в отдельных пробах «топливной» компоненты, что дает возможность отнесения их к «смешанному» типу.

Ландшафтная характеристика площадок приведена в разделе 3.2. Кратко отметим наиболее существенные ландшафтные свойства данного профиля. Площадка В1 расположена в нижней части пологого склона южной экспозиции (ельник-черничник и осинник с гидроморфными почвами), В2 – на плоской водораздельной поверхности в сосняке-зеленомошнике вейниково-черничном с дерново-подзолистой почвой, В3 – в средней части пологого склона северной экспозиции в сосняке-зеленомошнике вейниковом, В4 – в пойме р. Каменка (пойменный луг с гидроморфными почвами) с выходом на террасовый участок (суходольный луг с автоморфными почвами).

Для всех площадок профиля «Барки» съемка радиометром «КОРАД» осуществлялась по регулярной сетке 10х10 м в стандартной геометрии (Линник и др., 2004г). Для исследования неоднородности пространственного распределения ^{137}Cs в зависимости от особенностей почвенного и растительного покрова радиометрическая съемка площадок выполнялась с разным шагом.

Статистические характеристики загрязнения почвы ^{137}Cs четырех площадок профиля «Барки» приведены в таблице 3.3. Число точек измерения радиометром варьировало от 78 (В1) до 137 (В4). Результаты радиометрической съемки сравнивались с данными проб, отобранными согласно инструкции в пяти точках на площадке методом «конверта».

На площадке В4 отобрано 5 проб на пойменном лугу и 5 проб на террасе. Несмотря на существенное различие в количестве радиометрических измерений и отобранных проб, медианное значение, характеризующее распределения ^{137}Cs, полученное параллельно двумя независимыми способами, различается на 12-15%, и только для площадки В3 расхождение достигает 38%.

Таблица 3.3

Статистические параметры распределения ^{137}Cs (мкКи/м^2) в почве ландшафтно-радиационного профиля «Барки» на площадках В1-В4

Название	В1		В2		В3		В4	
	КД	П	КД	П	КД	П	КД	П
Число измерений	78	5	121	5	121	5	137	10
Среднее	25,7	28,78	30,36	20,55	34,62	29,22	30,23	33,67
Медиана	25,2	26,04	29,44	21,32	34,86	35,44	30,1	35,46
Минимум	12,5	16.12	19,46	12,4	21,6	14,67	20,3	16,72
Максимум	46,1	41,47	40,62	29,21	56,57	38,9	44,1	53,35
Стандартное отклонение	6,3	11,61	4,32	6,11	5,57	10,78	3,64	10,75
Асимметрия	0,44		0,22		0,87		0,28	
Эксцесс	0,5		-0,18		1,88		1,21	

Примечание: КД – измерения коллимированным радиометром «КОРАД»; П – спектрометрическое измерение проб в лаборатории.

Таким образом, для «смешанного» типа выпадений предложенная Госкомгидрометом методика обследования местности даже при минимальном

количестве раздельных проб, равном пяти, дает приемлемую оценку медианного загрязнения ^{137}Cs, полученную при детальной радиометрической съемке.

Ранее было установлено, что отношение вариабельности распределения ^{137}Cs, полученное методом полевой радиометрии к данным пробоотбора ($CV_{корад}/CV_{проба}$), существенно различается для автоморфных и гидроморфных условий (табл. 3.1) – в автоморфных условиях (площадки В2, В3) эти отношения примерно равны (0,47 и 0,49), тогда как в гидроморфных условиях (площадка В1, В4) различаются – 0,6 и 0,36.

Иерархическая структура пятен загрязнения ^{137}Cs на локальном уровне

Детальные исследования распределения ^{137}Cs для выявления их связи с параметрами микрорельефа были проведены на площадках В1 (лесная) и В4 (луговая). На всех площадках была выполнена топографическая съемка в масштабе 1:200 (раздел 2.5). Площадка В1 расположена в нижней части пологого склона южной экспозиции, ее площадь 0,57 га. Абсолютные отметки пикетов (общим числом 563) даны с точностью 1 см, горизонтали проведены через 20 см, диапазон высотных уровней площадки В1 составляет 152,68-154,68 м.

Данные топографической съемки в дальнейшем использовались для построения ЦММ (рис. 3.29), а также моделирования связи радионуклидного загрязнения с параметрами микрорельефа (Linnik et al., 2007a; 2007b).

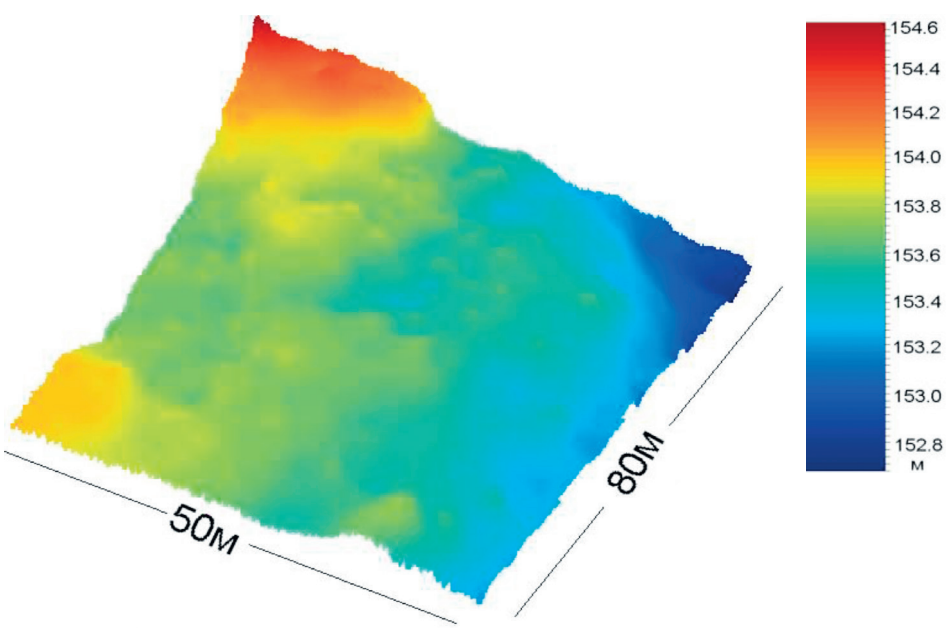


Рис. 3.29. Цифровая модель площадки В1.

На площадке выражен слабоволнистый рельеф с общим уклоном поверхности в южном и юго-восточном направлении, с отдельными западинами размером до нескольких метров и глубиной 20-40 см, где в весенний период грунтовые воды подступают прямо к поверхности почвы. Поверхностный сток ^{137}Cs из таких западин может осуществляться в весенний период по узким микропромоинам, которые перекрыты мощным слоем подстилки из опавшей листвы (до 10-15 см).

Поскольку морфологическое строение на площадке В1 имеет комплексный характер, то именно здесь проводилось исследование иерархической структуры пятен загрязнения ^{137}Cs, связанной как с условиями первичного осаждения радионуклида, так и в результате горизонтальной миграции, обусловленной различным строением микрорельефа (зоны сноса и зоны аккумуляции).

Радиометрические измерения для выявления локальной неоднородности распределения ^{137}Cs проводились в стандартной геометрии на двух контрастных по гидроморфному режиму микроплощадках размером 10х10 м по сетке 2х2 м, выбранных на площадке В1 (рис. 3.30).



Рис. 3.30. Пространственная структура распределения ^{137}Cs в почвенном покрове площадки В1 при разных сетках радиометрической съемки.

Микроплощадка В1-1 выбрана в осиннике с застойным водным режимом и резко неоднородным по мощности перегнойным горизонтом, В1-2 характеризует ельник с однородной по мощности хвойной подстилкой. На В1-1 в 8-ми точках кольцом отбирались пробы почвы на глубину 15 см для верификации данных полевой радиометрии и оценки заглубления ^{137}Cs. На В1-1 была заложена микроплощадка В1-1-1 размером 4х3 м, где выпол-

нялась более детальная съемка с шагом 0,5х0,5 м в нестандартной геометрии. Локальный ее участок представлен куртиной елочек и не относится к гидроморфному типу.

Сравнение данных отбора проб и радиометрической съемки на В1-1 с шагом 2х2 м (табл. 3.4) показывает хорошую сходимость двух методов по всем статистическим параметрам.

В пределах всей площадки В1 коэффициент вариации плотности загрязнения ^{137}Cs по данным отбора проб равен 40,3% и существенно меньше по результатам измерения прибором «КОРАД» (24,5%, табл. 3.4). В локальных участках размером 10х10 м вариабельность запаса ^{137}Cs минимальна в полугидроморфной части (площадка В1-2,9%) и максимальна в гидроморфной – В1-1 (36,1%). Интересно отметить, что в пределах ее локального фрагмента размером 3х4 м (микроплощадка В1-1-1) CV=36,3%, что совпадает с значением для всей микроплощадки В1-1.

Таблица 3.4

Статистические параметры распределения ^{137}Cs (мкКи/м^2) в почвенном покрове площадки В1 на отдельных микроплощадках и профиле В1Pr04

Название	**В1**		**В1-1**		**В1-1-1**	**В1-2**	**В1Pr04**
	КД	П	КД	П	КД	КД	КД
N	78	5	36	8	63	36	44
Среднее	25,7	28,78	18,43	22,6	14,97	20,82	12,3
Медиана	25,2	26,04	17,8	20,8	15,2	20,76	13,1
Минимум	12,5	16,12	7,61	8,9	4,61	18,1	5,7
Максимум	46,1	41,47	34,6	38,4	29,1	26,0	16,6
СКО	6,3	11,61	6,67	9,4	5,44	1,88	2,54
Коэффициент вариации (CV)	24,5	40,3	36,1	41,5	36,3	9,0	20,7

Примечание: КД – измерения коллимированным радиометром «КОРАД»; П – спектрометрическое измерение проб в лаборатории.

Повторная радиометрическая съемка части площадки В1 с шагом 1 м, проведенная семь лет спустя после первых наблюдений (профиль В1Pr04, 2004 г.), показала, что вариабельность запаса ^{137}Cs (20,7%) снизилась по сравнению с 1993 г. (24,5), что свидетельствует о локальном выравнивании градиентов загрязнения ^{137}Cs.

Установлено, что степень неоднородности загрязнения ^{137}Cs возрастает по мере увеличения гидроморфизма. Коэффициент вариации (CV) запаса ^{137}Cs для всей площадки В1 равен 25%, что достаточно близко (28,2%) к данным, полученным для вариабельности запаса ^{137}Cs в западной части Брянской области для слабоподзолистой иллювиально-железистой песчаной почвы (Щеглов, 1999).

Многочисленные исследования неоднородного характера распределения ^{137}Cs в луговых и лесных ландшафтах, выполненные в Западной Европе после аварии на ЧАЭС, показали, что CV запаса ^{137}Cs для пастбищ, сенокосов

и лесных ландшафтов изменяется в диапазоне от 18% (пастбища) до 24-25% (луга и леса) (цит. по Golosov et al., 1999).

Исследования эрозионных процессов в Тульской области с использованием ^{137}Cs как трассера эрозионных процессов (Golosov et al., 1999) позволили провести оценку вариабельности запаса ^{137}Cs по различным геоморфологическим позициям в условиях распашки: на междуречье CV ^{137}Cs максимален (25%), на склоне снижается до 16-19%; на склоне нераспахиваемой балки принимает значения, равные 18% и 21% на днище балки в зоне аккумуляции.

Геостатистический анализ и моделирование распределения ^{137}Cs на локальном уровне

Геостатистические модели стали составной частью геоинформационных технологий (Burrough and McDonnell, 1998; Линник, Савельев, 2006) для анализа пространственных структур (построение вариограмм), пространственной интерполяции (кригинг), оценки точности пространственных моделей.

Геостатистический анализ

Для исследования пространственной корреляции распределения ^{137}Cs использовался геостатистический анализ. Пространственная корреляция распределения ^{137}Cs оценивается по фактическим данным с помощью экспериментальной вариограммы $\gamma(h)$:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n}\sum_{i=1}^{n}\left[Z(x_i + h) - Z(x_i)\right]^2 \qquad \textbf{(3.4)}$$

где x_i и $x_i + h$ точки измерений на расстоянии h, $Z(x_i)$ и $Z(x_i + h)$ – измеренные значения плотности загрязнения ^{137}Cs в соответствующих точках, и n – это общее число пар точек измерения радиометром «КОРАД». Для определения возможной анизотропии поля загрязнения ^{137}Cs по экспериментальным данным рассчитывается вариограмма по четырем направлениям: 0, 45, 90 и 135 градусов.

Структура поля загрязнения ^{137}Cs площадки В1 и ее отдельных фрагментов представлена на рис. 3.30, соответствующие гистограммы и вариограммы распределения ^{137}Cs представлены на рис. 3.31.

Статистический анализ полученных результатов показывает, что при шаге съемки 10х10 м (вся площадка В1) и 2х2 м (В1-1 и В1-2) распределение ^{137}Cs в почве имеет небольшую правостороннюю асимметрию (Линник и др., 2006г; 2006д). Такой вид распределения наблюдается как для контрастного по загрязнению и гидроморфизму участка В1-1, так и для практически однородного по загрязнению и почвенному покрову В1-2. На площадке В-1-1 в гистограмме выявлены два максимума, первый (9-12 мкКи/м^2) характеризует гидроморфную часть площадки, второй (18-21 мкКи/м^2), совпадающий с аналогичным значением площадки В1-2, относится к куртине елочек на локальном повышении.

В гидроморфной части (площадка B1-1) распределение ^{137}Cs характеризуется наличием пятен с характерным размером порядка 5 метров, по направлению стока (0 градусов) выявлены структуры размером 1,5-2 м. Вариабельность запаса ^{137}Cs минимальна (9%) в полугидроморфной части площадки и максимальна в гидроморфной (36%). Нелинейная модель ОАМ вида (3.9) может быть использована для пространственного моделирования распределения ^{137}Cs на фациальном уровне для гидроморфных ПТК.

Пространственная корреляции распределения ^{137}Cs на микроплощадке размером 1,2x1,2 м

Вопросы планирования отбора проб при радиационном мониторинге связаны с оценкой радиуса влияния проб, а также оценкой расстояния между центрами отбора, которые обеспечивают статистическую независимость содержания радионуклидов в пробах. Впервые такие исследования были проведены в 30-км зоне ЧАЭС (Хомутинин и др., 2001), где был установлен факт коррелированности содержания ^{137}Cs на луговых и старопахотных безградиентных участках на расстоянии до 0,5 м. Авторами для получения выборки из статистически независимых величин предлагается осуществлять отбор проб с шагом не менее 0,5 м.

Для определения радиуса пространственной корреляции запаса ^{137}Cs при использовании пробоотборника диаметром 10 см в 2004 г. (Линник и др., 2005б; Говорун и др., 2006а) были проведены исследования на трех микроплощадках размером 1,2x1,2 м с использованием коллимированного спектрометра (диаметр детектируемой площади 10 см) с радиально-концентрическим размещением контрольных точек (25 контрольных точек). Для исследования были выбраны лесные участки с плотностью загрязнения ^{137}Cs 10, 30, 140 мкКи/м^2. Параллельно проводилось измерение в стандартной геометрии прибором «КОРАД» (детектируемая площадь 2 м^2) в 5-кратной повторности. После выполнения всех измерений в центральной точке микроплощадки пробоотборником диаметром 10 см отбиралась проба для лабораторного определения запаса радионуклидов. Схема размещения точек измерений и результаты сравнения данных по плотности загрязнения ^{137}Cs на этой площадке разными методами представлены на рис. 3.36.

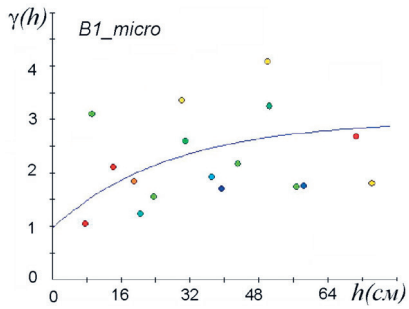
Микроплощадка	«КОРАД», ^{137}Cs (мкКи/м^2)		Проба, ^{137}Cs (мкКи/м^2)
	Ø 10см	Ø 160 см	Ø 10 см
B1-micro	15,25	15,2	13,6
N1-micro	154,1	143,2	159,7
M1-micro	38,1	30,5	39,7

Рис. 3.36. Схема измерений распределения ^{137}Cs на микроплощадке радиометром «КОРАД» с шагом 20 см.

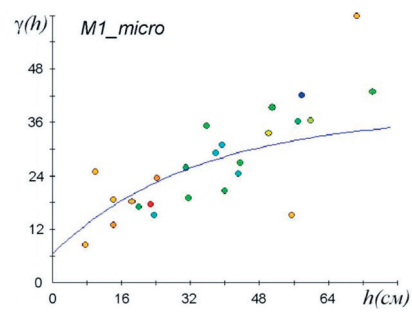
Различие в плотности загрязнения ^{137}Cs, полученное различными методами (КОРАД Ø 10 см и КОРАД Ø 160 см) связано как с исходной неоднородностью распределения ^{137}Cs в почве, так и различной площадью измерения. Результаты измерения радиометром «КОРАД» с диаметром площади детектирования 10 см дают удовлетворительную сходимость с результатами отбора проб.

Для анализа микроструктуры распределения ^{137}Cs использованы методы геостатистики, что позволило установить характер пространственной коррелированности. Во всех случаях корреляция не зависела от направления, что позволило использовать ненаправленную вариограмму (рис. 3.37).

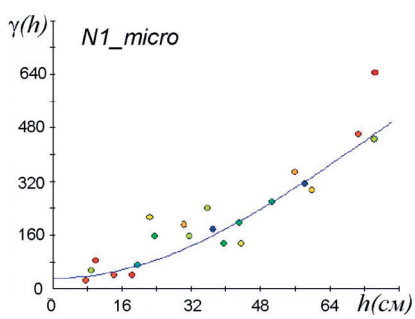
Наличие или отсутствие тренда характеризует коэффициент вариации плотности загрязнения ^{137}Cs, полученный по 8 точкам, взятым на удалении 0,1, 0,3, 0,5 м от центральной точки.



B1_micro	R=0,1м	R=0,3 м	R=0,5 м
Контр. площадь	0,008 м^2	0,008 м^2	0,008 м^2
Число изм.	8	8+	8
Среднее мкКи/м^2	15,5	15,1	15,3
CV%	8,1%	9,0%	9,6%



M1_micro	R=0,1м	R=0,3 м	R=0,5 м
Контр. площадь	0,008 м^2	0,008 м^2	0,008 м^2
Число изм.	8	8	8
Среднее мкКи/м^2	32,0	30,8	32,9
CV%	12,2%	14,1%	24,5%



N1_micro	R=0,1 м	R=0,3 м	R=0,5 м
Контр. площадь	0,008 м^2	0,008 м^2	0,008 м^2
Число изм.	8	8	8
Среднее мкКи/м^2	142,1	146,9	142,2
CV%	4,0%	10,5%	15,5%

Рис. 3.37. Пространственная коррелированность запаса ^{137}Cs на микроплощадках размером 1,2x1,2 м.

Для всех трех микроплощадок средняя плотность загрязнения ^{137}Cs на всех расстояниях от центральной точки практически постоянна, тогда как коэффициент вариации запаса ^{137}Cs растет: на микроплощадке M1-micro в 2 раза на удалении 0,5 м и практически в четыре раза на N1-micro на этом же удалении.

На B1-micro рост коэффициента вариации с увеличением расстояния от центральной точки растет существенно меньше, что и подтверждает наличие пространственной корреляции запаса ^{137}Cs (его микропятнистости) на расстояниях 30-50 см.

Для двух автоморфных микроплощадок (M1-micro, N1-micro) установлен выраженный линейный тренд значений, объясняющий 60% дисперсии данных. При плотности загрязнения ^{137}Cs 30 мкКи/м^2 (M1-micro) вариограммный анализ выявил корреляцию отклонений от тренда на расстоянии до 35 см и рост вариограммы выше линии дисперсии на больших расстояниях. Как наличие линейных трендов, так и рост вариограммы выше дисперсии, наблюдаемые в микромасштабе, могут рассматриваться как признаки существования некоторых пространственных структур распределения ^{137}Cs (пятен) в более крупном масштабе; в этом случае каждая микроплощадка охватывает лишь часть такой пространственной структуры, что выражается в наличии линейного или нелинейного тренда, отражающего иерархические структуры более высокого порядка (Говорун и др., 2006б).

Для микроплощадки N1-micro с уровнем загрязнения ^{137}Cs 140 мкКи/м^2 вариограммный анализ показывает наличие слабой корреляции отклонений от тренда на расстоянии до 30-35 см и отсутствие какой-либо структуры пространственной зависимости на больших расстояниях.

Для выявления радиуса корреляции запаса ^{137}Cs на больших расстояниях были продолжены измерения «КОРАД» в стандартной геометрии (S=2 м^2) с шагом 1 м на двух взаимно перпендикулярных профилях (81 точка измерения). Было выявлено наличие незначительного линейного тренда, объясняющего 10% вариабельности данных и отсутствие анизотропии. Результаты вариограммного анализа приведены на рис. 3.38.

По результатам измерения в стандартной геометрии выявлено наличие структуры загрязнения ^{137}Cs почвенного покрова и установлен отчетливый «эффект пятен» с характерным размером порядка 5 м (вероятнее всего, связанных с распределением межкронного пространства деревьев), а также наличие более крупных пятен (автокорреляции до расстояния 15-18 м), что связано, по всей видимости, с различным породным составом лесного насаждения, который по-разному трансформировал поступающие загрязненные радионуклидами аэрозольные частицы с крон деревьев на дневную поверхность в период прохождения радиоактивного облака.

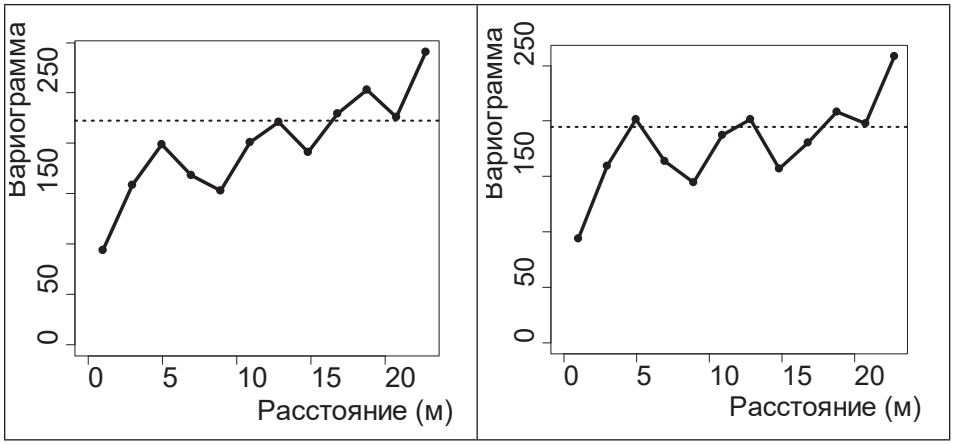


Рис. 3.38. Вариограмма значений (слева; видно влияние тренда) и остатков (справа; виден «эффект пятен»).

Таким образом, радиометрическими измерениями на микроплощадках в Брянской области с шагом 20 см подтверждены результаты коррелированности запаса ^{137}Cs на безградиентных участках на удалении до 0,5 м (Хомутинин и др., 2001), полученные для луговых и старопахотных участков в 30-км зоне ЧАЭС. На следующем масштабном уровне организации поля загрязнения ^{137}Cs была выявлена иерархическая структура пятен ^{137}Cs размером 5 м и 15-18 м, вероятнее всего, связанная с неоднородностью распределения крон деревьев в лесу.

Глава IV. Латеральная и радиальная дифференциация техногенных радионуклидов в таежных ландшафтах

4.1. Формирование радионуклидного загрязнения пойменных ландшафтов в результате аварии на ЧАЭС

Исследование процессов миграции радионуклидов в бассейнах рек, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС в 1986 г., продолжает оставаться актуальным и в наши дни. Особое внимание уделяется оценке смыва радионуклидов в 30-км зоне ЧАЭС (Zheleznyak et al., 1992; Voitsekhovitch et al., 1994; Konoplev et al., 1998; Лутковский, Мингалева, 1999; Войцехович, 2001), которая и в настоящее время продолжает оставаться источником поступления радионуклидов в р. Днепр. Вместе с тем, значительный интерес представляет прогноз поступления радионуклидов из «дальней» зоны радиоактивных выпадений, расположенных на территории Беларуси и России. Это обусловлено тем, что по существующим оценкам основной вклад в поступление ^{137}Cs в Киевское водохранилище (около 80%) приходится на р. Сож с ее притоком р. Ипуть (Жукова и др., 2002).

Доля цезия в твердом стоке в зависимости от конкретных погодных условий могла колебаться от 20 до 80%. В 1986-1991 гг. вынос ^{137}Cs на взвесях оставался на уровне 30-40% (Жукова и др., 1990; 2001). В настоящее время в русле реки Ипуть и на пойменных участках в результате оседания аллювия происходит захоронение загрязненных ^{137}Cs отложений.

Несмотря на то, что в период с 1987 г. по 1993 г. годовой сток ^{137}Cs в растворенной форме р. Ипуть уменьшился в 13,5 раза, ее бассейн, как одна из наиболее загрязненных территорий, продолжал оставаться источником поступления радионуклидов в р. Днепр (Вакуловский и др., 2000; Жукова и др., 2006; Новицкий, 2006).

Закономерности физической организации функционирования бассейнов определяются стоком поверхностных вод и стоком твердого вещества (Симонов, Симонова, 2004), поэтому оценка смыва радионуклидов может быть показателем интенсивности латеральных процессов в ландшафте.

Поскольку ^{137}Cs прочно сорбируется почвенными частицами, то его перераспределение используется как для оценки интенсивности эрозионно-аккумулятивных процессов (Ritchie, McHenry, 1990; Голосов, 2000; 2006; Голосов, Квасникова, 2000; Golosov et al., 2000; 2008; 2013), так и трансформации полей радионуклидного загрязнения (Квасникова и др., 2002; 2006).

Длительное время основное внимание исследователей уделялось транспорту радионуклидов преимущественно в русловой части (Walling & Quine, 1993), а их перераспределение в пределах поймы и связь с ландшафтно-гидрологическими условиями практически не рассматривались. В последние годы распределение цезия на пойме стало рассматриваться с позиций анализа суммарного воздействия гидравлических параметров в период половодья

на характер и интенсивность осадконакопления в связи с длительностью затопления пойменных участков (Nicholas, Walling, 1997), а также как маркер для оценки процессов осадконакопления в период половодья (Walling, He, 1997; 1998; Walling, 2003; Belyaev et al., 2009; 2011; 2013).

Перенос радионуклидов в речных системах, как и других загрязнителей, связан с характером русловых процессов (Чалов, 1997), осаждение аллювиальных отложений на пойме определяется типом взаимодействия руслового и пойменного потоков (Барышников, 1984; Барышников, Попов, 1988).

Для изучения распределения ^{137}Cs в пойменных ландшафтах рек Ипуть, Унеча, Беседь (Брянская область), Плава (Тульская область) в 1993-2004 гг. были проведены ландшафтно-радиационные исследования с использованием коллимированного детектора «КОРАД». Данные радиометрической съемки по определению параметров загрязнения ^{137}Cs (запас, заглубление) в совокупности с анализом ландшафтного строения поймы использовались для оценки процессов перераспределения радионуклидов после аварии на ЧАЭС.

Ландшафтные факторы (рельеф, растительность, почва и особенно литология) определяют распределение радионуклидов на пойме. Процессы миграции радионуклидов в пойме определяются режимом затопления, гидродинамическими условиями, формирующими режим осаждения речных наносов в период половодья. Ландшафтно-гидрологический анализ позволяет определять зоны осаждения радионуклидов в различных литологических фациях. В процессе ландшафтно-радиометрических измерений в пойме р. Ипуть и ее правого притока р. Булдынка было установлено, что характер распределения ^{137}Cs в пойменных лугах зависит также от гидрологических условий (уровень воды, а также распределение поля скоростей) на момент выпадения радиоактивной взвеси (Linnik et al., 2000c; Линник, 2001).

Западная часть Брянской области (г. Новозыбков) расположена на удалении 180 км от ЧАЭС. После аварии 26 апреля 1986 г. движение воздушных масс от четвертого аварийного блока ЧАЭС в северном и северо-восточном направлении наблюдалось со второго дня (с 27 апреля 1986 г.), а уже на четвертый день (29 апреля 1986 г.) ветер развернулся на юг и юго-запад (Израэль, 2000, с. 35). Таким образом, радиоактивное облако в бассейне р. Ипуть (западная часть Брянской области) проходило не позже 28 апреля 1986 г. По мере движения радиоактивного облака происходило осаждение радионуклидов на земную поверхность. Бассейн р. Ипуть был загрязнен летучими изотопами (Израэль, 2000), из которых на данный момент остался практически ^{137}Cs.

В бассейне р. Ипуть наблюдается значительная пятнистость выпадений, связанная с выпадением осадков. На рис. 4.1 представлены данные ВИУА по количеству выпавших осадков с 23 апреля по 11 мая 1986 г. (Линник и др., 2002а; 2002б). Как видно из представленных на рис. 4.1 данных, в третьей декаде апреля 1986 г. ливневые осадки выпали 28-29 апреля, как раз в момент прохождения радиоактивного облака, что усилило радиоактивное загрязнение территории.

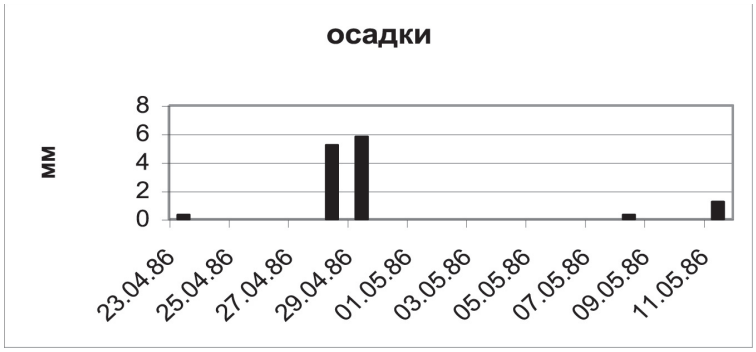


Рис. 4.1. Количество выпавших осадков на момент аварии на ЧАЭС (по данным метеонаблюдений филиала ВИУА, г. Новозыбков).

Первичное радиоактивное загрязнение территории Брянской области связано с физико-химическими свойствами аэрозольных выпадений. Содержание легкодоступных форм ^{137}Cs (водорастворимой и обменной) в атмосферных выпадениях в г. Чернобыль в период с 26 апреля по 3-5 мая 1986 г. в среднем составляло 30%, на следующий день после засыпки реактора инертными материалами (28-29 апреля) доля легкодоступных форм ^{137}Cs возросла до 42% (Бобовникова и др., 1991).

После засыпки реактора (с 10 мая 1986 г.) доля легкодоступных форм ^{137}Cs в атмосферных выпадениях резко упала и в конце июня 1986 г. составила около 7-8% (Бобовникова и др., 1991). По данным наблюдений в период до 10 мая в гг. Минск, Гомель, Витебск, Черкассы (расположенных в разных направлениях от ЧАЭС) физико-химические свойства радионуклидов в атмосферных выпадениях незначительно отличались от проб, взятых в г. Чернобыль. В настоящее время принято считать, что в радиоактивных продуктах аварийных выбросов ЧАЭС в атмосферу и их выпадениях из атмосферы на подстилающую поверхность ^{137}Cs находился в основном в растворимой форме (Вакуловский и др., 2006а). По существующим оценкам в первые дни после аварии при конденсационном типе выпадений доля водорастворимой формы ^{137}Cs могла достигать 50% (Коноплев и др., 1993; Щеглов, 2000). Можно предположить, что благодаря повышенному содержанию водорастворимых форм и дождевым осадкам именно в этот период происходила интенсивная латеральная миграция ^{137}Cs в ландшафтах.

Ретроспективный анализ гидрологической обстановки для поймы р. Ипуть в окрестностях н.п. Старые Бобовичи показывает, что 28 апреля 1986 г. в момент начала прохождения радиоактивного облака пойма на р. Ипуть до отметки 131,5±0,05 м была затоплена водой (раздел 4), что на 2,5 ±0,05 м выше меженного уреза воды для данного участка р. Ипуть. Начальные условия загрязнения поймы Ипути в районе н.п. Старые Бобовичи принципиально различались: участки поймы (западины и межгривные понижения) с высотными отметками ниже 131,5±0,05 м были затоплены водой, и осаждение радионуклидов происходило на водную поверхность; участки с высотными отметками выше 131,5±0,05 м (гривы и высокая пойма) уже вышли из-под режима затопления, и осаждение ра-

дионуклидов происходило непосредственно на почву (Linnik et al., 2000c; Линник, 2001).

В первую после аварии неделю осажденный на водную поверхность ^{137}Cs, благодаря повышенному содержанию водорастворимой формы, частично сорбировался почвой затопленной части поймы. Остальная часть ^{137}Cs (в том числе в труднодоступной форме) перераспределялась в пределах пойменного массива, создавая локальные зоны повышенного загрязнения, или мигрировала с пойменными водами р. Ипуть, загрязняя донные отложения.

В последующие годы выпавший ^{137}Cs, в том числе и в легкодоступной форме, закрепился в почве (Бобовникова и др., 1991) вследствие перехода в труднодоступную форму (кислоторастворимую и фиксированную), что резко снизило процессы водной миграции этого изотопа.

4.2. Оценка запаса и сток ^{137}C в бассейнах рек Ипуть и Беседь

На территории России поступление радионуклидов в р. Днепр происходит из двух бассейнов – р. Ипуть и р. Беседь. Река Ипуть является притоком р. Сож, впадающей в Днепр. Общая протяженность р. Ипуть составляет 437 км, протяженность в Беларуси – 64 км, общая площадь водосбора – 8100 км^2.

Река Беседь – второй по величине и третий по водности приток р. Сож. Длина реки 261 км, площадь водосбора 3880 км^2. В границах Брянской области расположено примерно 33% площади бассейна р. Беседь, остальная часть, в отличие от бассейна р. Ипуть, расположена в Беларуси. Ландшафтное строение бассейнов р. Ипуть и р. Беседь на территории Брянской области, а также загрязнение ^{137}Cs (по результатам аэрогаммасъемки) представлены на рисунке 4.2.

По результатам выполненных картометрических вычислений общая площадь бассейна р. Ипуть в пределах выделенных границ (рис. 4.2) составляет 6791,5 км^2 (включая бассейн р. Унеча с площадью водосбора 11161 км^2). Площадь водосбора р. Беседь в пределах загрязненных радионуклидами территорий Брянской области равняется 1279 км^2 (табл. 4.1). Максимальные уровни загрязнения ^{137}Cs (более 100 Ки/км^2) наблюдаются в пойме р. Беседь (д. Заборье), тогда как в пойме р. Ипуть загрязнение ^{137}Cs достигает 77 Ки/км^2 на границе с Беларусью. Данные по запасу ^{137}Cs в бассейнах рек Ипуть и Беседь (Кудельский и др., 2000) для территории России и Беларуси приведены в таблице 4.1.

Суммарный запас ^{137}Cs в бассейнах рек Ипуть с притоком р. Унеча (70350 Ки) и р. Беседь (63500 Ки) примерно равный (Кудельский и др., 2000), несмотря на существенные различия в их площади (табл. 4.1).

Обращает внимание, что на р. Ипуть (с притоком р. Унеча) пойменные ландшафты более развиты, чем в бассейне р. Беседь. Площадь поймы по отношению к площади бассейна для рек Ипуть, Унеча и Беседь составляет соответственно 6%, 7%, 3%.

Наблюдения за стоком ^{137}Cs в реках Ипуть и Беседь в 1986 г. не велись, начало регулярных наблюдений по радиационной обстановке этих водных

объектов датируется 1987 г. Сток ^{137}Cs в 1987 г. на р. Ипуть и р. Беседь различался в 5,6 раза (табл. 4.1): вынос ^{137}Cs в бассейне р. Ипуть составил 0,184%, в бассейне р. Беседь – 0,037% (Кудельский и др., 2000).

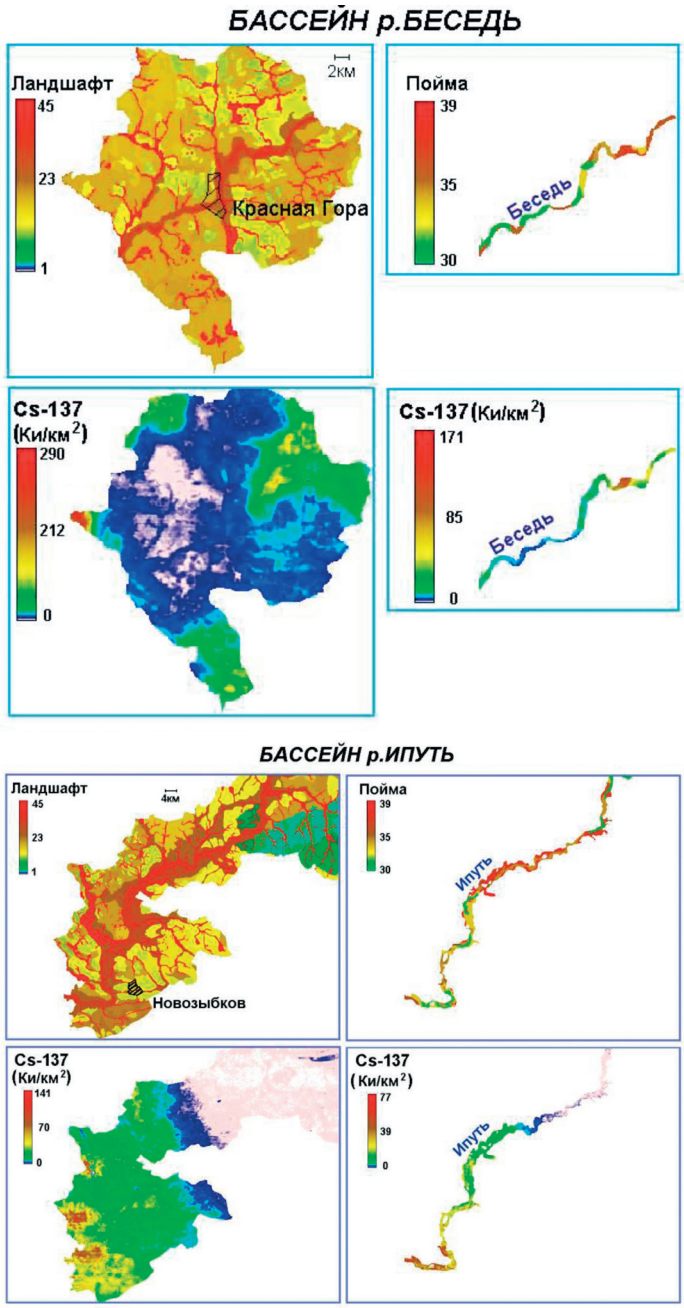


Рис. 4.2. Ландшафтное строение и радиоактивное загрязнение бассейна и поймы р. Ипуть и р. Беседь.

Таблица 4.1
Распределение ^{137}Cs в бассейнах рек Ипуть и Беседь

Речной бассейн	Площадь бассейна (км^2)	Площадь поймы (км^2)	Запас ^{137}Cs в бассейне (10^{11} Бк 1986 г.*)	Сток ^{137}Cs за 1987 г. (10^{11} Бк *)
Ипуть	5512	320	26029 (70350 Ки)	48 (0,184%)
Унеча	1161	81		
Беседь	1279	36,5	23494 (63500 Ки)	8,6 (0,037%)

Примечание: * – по данным (Кудельский и др., 2000). В скобках указан процент выноса ^{137}Cs по отношению к запасу на водосборе.

Динамика ежегодного выноса ^{137}Cs в бассейнах р. Ипуть и р. Беседь представлена на рис. 4.3. В последующие годы после фиксации радионуклида в почве смыв ^{137}Cs резко снизился и уже в 1998 г. он различался примерно в 2 раза (0,004% и 0,002% соответственно для рек Ипути и Беседи).

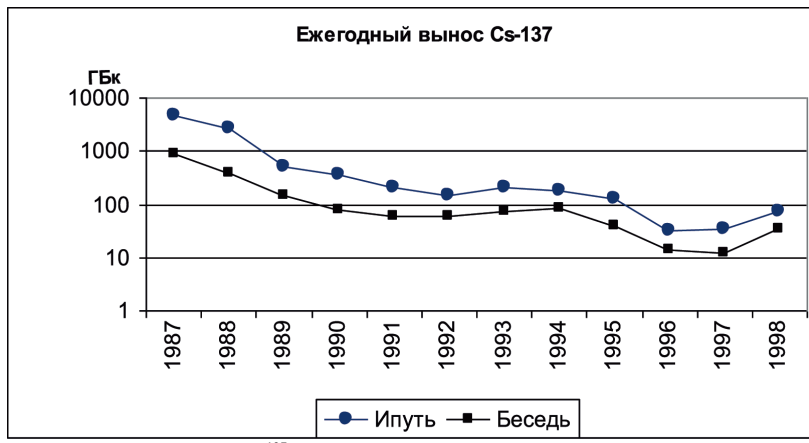


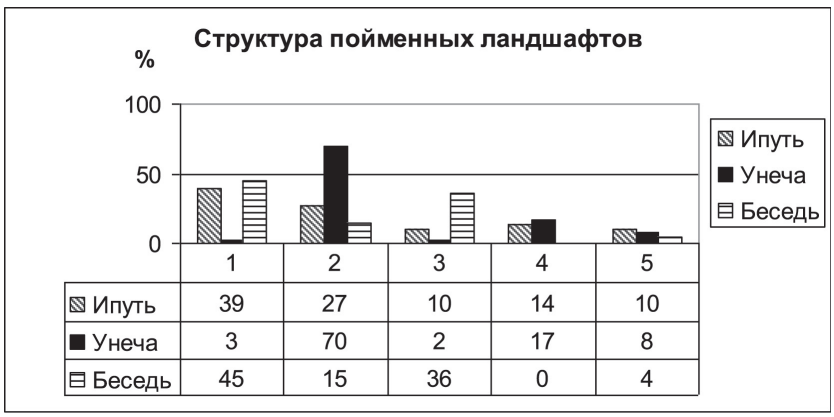
Рис. 4.3. Ежегодный вынос ^{137}Cs в бассейне р. Ипуть и р. Беседь в период 1987-1998 гг. (по данным Кудельский и др., 2000).

В дальнейшем проявилась устойчивая тенденция стабилизации выноса ^{137}Cs в створах р. Ипуть и р. Беседь. Суммарный вынос ^{137}Cs за период 1987-2004 гг. составил на р. Ипуть (г. Добруш) – 9,3 ТБк (250 Ки), р. Беседь (д. Святиловичи) – 1,9 ТБк (50 Ки) (Жукова и др., 2006). На рис. 4.3 представлены данные по ежегодному стоку ^{137}Cs, которые имеют общую тенденцию изменения величины стока, обусловленную единством гидроклиматических условий для данной территории.

По мнению (Кудельский и др., 2000), более высокая интенсивность выноса ^{137}Cs в бассейне р. Ипуть обусловлена высоким гипсометрическим положением р. Ипуть (210 м) по сравнению с бассейном р. Беседь (170 м), что способствует более интенсивным эрозионным процессам, а также различиями в запасе и формах нахождения ^{137}Cs в почвенном покрове, литологии, мощности и водопроницаемости зон аэрации, степени заболоченности территории.

Наряду с гипсометрическим фактором разница в интенсивности выноса ^{137}Cs в двух бассейнах могла быть связана с различным ландшафтным строением пойм этих рек, а также разным уровнем загрязнения.

Для исследования роли ландшафтной структуры в динамике выноса ^{137}Cs в бассейнах р. Ипуть (с притоком р. Унеча) и р. Беседь по цифровой модели ландшафтной карты был выполнен анализ распределения пойменных природных комплексов, которые при затоплении могут быть источником выноса радионуклидов в речную сеть (рис. 4.4), по данным аэрогаммасъемки был рассчитан запас ^{137}Cs в пойменных ландшафтах (табл. 4.2).



	1	2	3	4	5
Ипуть	39	27	10	14	10
Унеча	3	70	2	17	8
Беседь	45	15	36	0	4

Рис. 4.4. Структура пойменных ландшафтов Брянской области (по данным (Ландшафтная карта …, 1995).

Условные обозначения рис. 4.4:

1 – Поймы высокого и среднего уровня (2-5 м) песчаные и супесчаные, реже легкосуглинистые, с пойменно-дерновыми слабоглееватыми почвами, злаково-разнотравные.

2 – Поймы среднего и низкого уровня (1-2 м, редко до 3 м) супесчаные и песчаные с пойменно-дерновыми глеевыми почвами.

3 – Поймы низкого и среднего уровня (1-2 м) суглинистые с пойменными иловато-глеевыми и пойменно-дерновыми глеевыми почвами под влажнотравно-злаковыми лугами.

4 – Поймы среднего и низкого уровня (1-2 м), лугово-болотные с пойменными перегнойно-глеевыми почвами.

5 – Поймы низкого и среднего уровня (1-2 м) торфяные, болотные.

Ландшафтная структура поймы р. Беседь принципиально отличается по своему строению от р. Ипуть и ее притока р. Унеча. Так, заболоченные поймы низкого и среднего уровня, которые являются важным источником выноса ^{137}Cs, занимают в долине р. Беседь всего лишь 4%, тогда как поймы среднего и низкого уровня с пойменными перегнойно-глеевыми почвами здесь совсем не представлены. Основную часть (36%) затапливаемых участков занимают суглинистые поймы низкого и среднего уровня, характеризующиеся низкими коэффициентами выщелачивания ^{137}Cs из почвы. В долине р. Ипуть на долю низкой и средней поймы с болотными почвами с высоким коэффициентом выхода ^{137}Cs в речную воду приходится 24% общей площади поймы, на р. Унеча – 25%.

Таблица 4.2
Распределение ^{137}Cs в пойменных ландшафтах бассейнов рек Ипуть, Унеча, Беседь

Бассейн	Запас ^{137}Cs в бассейне, Ки	Площадь поймы, км^2 (% от бассейна)	Запас ^{137}Cs в пойме, Ки (% запаса в бассейне)
Беседь	20400	35,7 (3,11%)	865 (4,24%)
Унеча	2265	80,8 (6,32%)	345 (15,6%)
Ипуть	49000	290,7 (7,1%)	4040 (8,2%)
Ипуть+Унеча	51265	371,5 (6,9%)	4385 (8,6%)

В пойме р. Ипуть (включая пойму р. Унеча) содержится 8,6% от запаса ^{137}Cs в бассейне, тогда как в пойме р. Беседь – 4,2%. Таким образом, различия в ландшафтном строении и в запасе ^{137}Cs в пойменных ландшафтах обусловили повышенный смыв ^{137}Cs с пойменных почв р. Ипуть по сравнению с р. Беседь.

4.3. Ландшафтно-гидрологические особенности дифференциации ^{137}Cs в зоне слияния р. Булдынка и р. Ипуть

Для выявления связи плотности загрязнения ^{137}Cs с пойменным строением р. Ипуть ^{137}Cs в 1993 г. на мониторинговой площадке М2 РНЭЦ бывшего Госкомчернобыля России были проведены ландшафтно-радиометрические измерения с использованием радиометра «КОРАД» (Говорун, Линник, 1995), что позволило выявить закономерности радиоактивного загрязнения в зависимости от гидродинамических условий на р. Ипуть.

В дальнейшем исследование процессов рассеяния и концентрирования ^{137}Cs методом ландшафтно-радиометрического профилирования проводилось в поймах рек Беседь, Ипуть и ее притока р. Унеча (Брянская область), а также на р. Плава (Тульская область) (Линник, 2001; 2002; 2003; 2006; Линник и др., 2002а; 2002б; 2004в; 2006а).

Гидрологические условия ландшафтной дифференциации ^{137}Cs в пойме р. Ипуть и р. Булдынка

В 1999-2000 гг. в районе н.п. Ст. Бобовичи были проведены детальные ландшафтно-радиометрические исследования поймы р. Ипуть и ее притока р. Булдынка, которые позволили не только выявить ландшафтную дифференциацию ^{137}Cs, но также реконструировать условия формирования радиоактивного загрязнения пойменных ландшафтов в первый год после аварии на ЧАЭС (Linnik et al., 1999; 2000c; Perk et al., 2000a).

Выбранный участок радиоэкологического обследования расположен на лугу, на который в период половодья из р. Ипуть поступает вода, таким образом, при паводке этот участок служит зоной смешения загрязненных ^{137}Cs вод р. Булдынка и менее загрязненных вод р. Ипуть.

Площадь обследованной поймы р. Ипуть составляет 102 га, с учетом водной поверхности – 132 га (рис. 4.7). Данный пойменный участок р. Ипуть используется как сенокос. Пойма р. Ипуть на данном участке лево-

сторонняя, сложного строения. Правый берег коренной, подмываемый, служит наряду с р. Булдынка основным поставщиком эрозионного материала.

Основные ландшафтно-радиометрические исследования были проведены на пойменном острове, сформировавшемся при спрямлении излучины Ипути. Максимальная отметка на острове равна 133,2 м, меженный урез в Ипути в районе пос. Старые Бобовичи составляет 129,0 м.

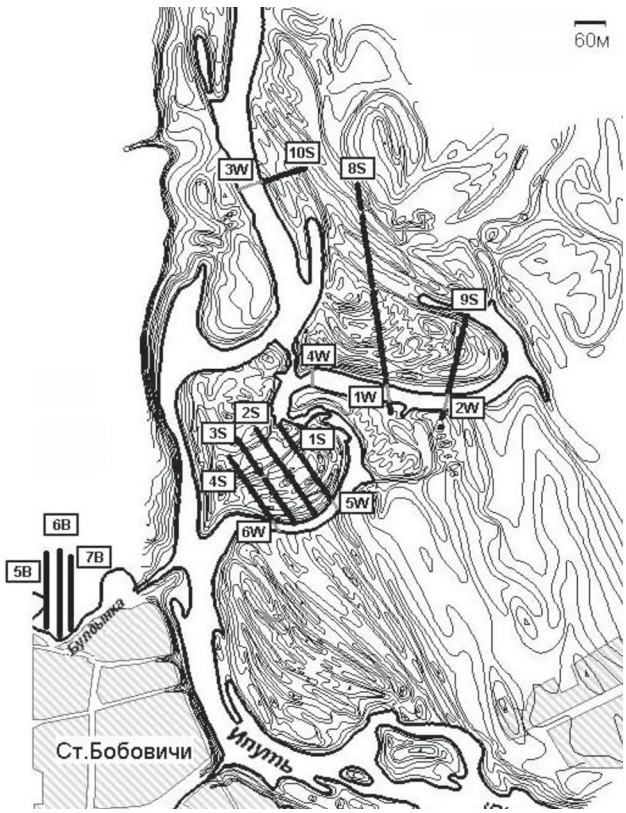


Рис. 4.7. Район ландшафтно-радиометрических исследований в пойме р. Ипуть и р. Булдынка, н.п. Старые Бобовичи (статистические параметры загрязнения ^{137}Cs по отдельным профилям даны в табл. 4.3).

Наряду с проведением ландшафтно-радиометрических измерений с использованием радиометра «КОРАД» была также выполнена реконструкция гидрологических условий (восстановлен уровень затопления) на момент выпадения радионуклидов.

Для этого в н.п. Ст. Бобовичи был организован гидропост, на котором в 1999-2000 гг. в период март-июнь измерялся уровень воды в р. Ипуть (в р. Булдынка – март-май). Затем данные по уровню воды в р. Ипуть сравнивались с данными гидропоста Ущерпье (расположен в 27 км вверх по течению реки), что позволило после соответствующей корреляции использовать данные по гидропосту Ущерпье для реконструкции затопления поймы р. Ипуть в районах проведения работ.

Осаждение радионуклидов в апреле 1986 г. в пойме р. Ипуть происходило на спаде половодья, максимум (уровень воды 514 см, расход 427 м^3/сек) которого наблюдался 6-7 апреля 1986 г. (рис. 4.8).

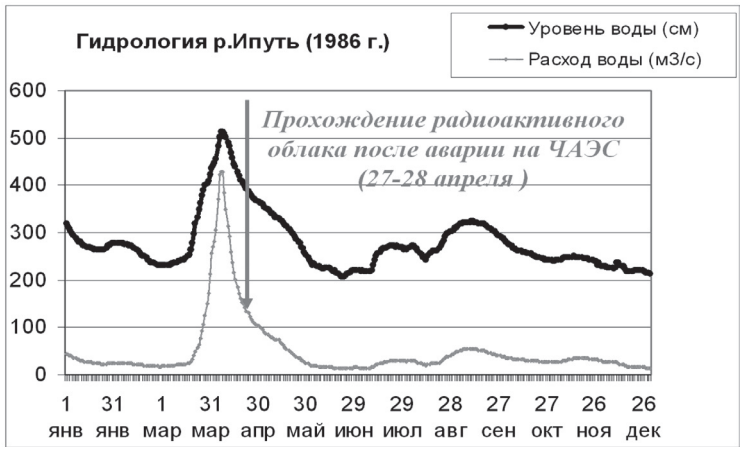


Рис. 4.8. Уровень и расход воды в р. Ипуть в 1986 г.

28 апреля 1986 г. в момент прохождения радиоактивного облака над западной частью Брянской области наблюдался спад половодья, уровень воды в р. Ипуть достигал 370 см. Ежедневное снижение уровня воды до 3 мая было крайне незначительным – всего 2 см в сутки.

Максимальные паводки с подъемом уровня воды в р. Ипуть выше 450 см (створ Ущерпье), при которых затапливалась практически вся пойма р. Ипуть напротив Старых Бобовичей, а также пойма р. Булдынки, зафиксированы в 1986, 1988, 1994, 1999 гг. Минимальные паводки, при которых уровень воды не превысил отметку 335 см, наблюдались в 1996 г. и 1997 г. В эти годы пойма р. Булдынка была затоплена частично на короткий период.

Важную роль в процессах транспорта и осаждения загрязненных ^{137}Cs речных наносов, особенно на низкой пойме, играли летне-осенние подъемы уровня воды, связанные с ливневыми осадками. За период 1986-2000 гг. летне-осенние паводки с подъемом воды выше 300 см (пост Ущерпье) с затоплением уровней низкой поймы в районе Старых Бобовичей были зафиксированы в 1986, 1987, 1988, 1990, 1993, 1998, 1999 и 2000 гг.

Ландшафтная дифференциация ^{137}Cs в пойменном массиве р. Ипуть и р. Булдынка (Ст. Бобовичи)

Для изучения распределения ^{137}Cs в пойменных и подводных ландшафтах р. Ипуть и р. Булдынка в 1999-2000 гг. были проведены измерения на 10-ти сухопутных и 6-ти водных профилях (табл. 4.3).

Размещение точек радиометрических измерений, а также отбор проб почвы в контрольных точках на профиле выполнялся исходя из ландшафт-

но-гидрологического анализа пойменного массива, при котором в расчет принимался факт затопления данного участка поймы, как на момент аварии, так и в последующий период. Относительные высоты точек на пойме определялись с использованием нивелира, на воде – мерной рейкой. В контрольных точках выполнялся отбор проб почвы и донных отложений.

Наряду с измерениями запаса ^{137}Cs на профилях проводилась площадная радиометрическая съемка для оценки радиационной обстановки на затапливаемых и незатапливаемых территориях долины р. Ипуть. Общий массив измерений, включая измерения по профилям (табл. 4.3), прибором «КОРАД» составил 1865 точек и 77 измерений донных отложений переносным портативным радиометром со спектрометрическим сцинтилляционным датчиком с кремниевым фотодиодом.

Закономерности распределения ^{137}Cs в пойме р. Ипуть исследовались на острове (четыре профиля 1S – 4S), на полуострове (два профиля 8S и 9S), у основного русла р. Ипуть – профиль 10S. В пойме р. Булдынка были заложены три профиля – 5B, 6B, 7B. Наряду с сухопутными проводились также радиометрические исследования подводных ландшафтов. Подводные профили являлись продолжением сухопутных профилей (рис. 4.7).

Так, профиль 1W продолжает сухопутный профиль 8S, профиль 2W – профиль 9S, оба этих водных профиля характеризуют условия формирования радионуклидного загрязнения в затоне. Профиль 4W не имеет сухопутного продолжения и характеризует вход в затон. Профиль 3W характеризует центральную часть русла р. Ипуть, тогда как 5W и 6W – протоку.

Интегральные характеристики загрязнения поймы р. Ипуть ^{137}Cs в районе исследования по данным аэрогаммасъемки по сетке 100х100 м характеризуются следующими параметрами: суммарный запас – 18,82 Ки, минимальное, максимальное, медианное и среднее значения соответственно равны 13,67, 26,00, 17,96, 18,45 Ки/км^2.

Таблица 4.3
Результаты измерений распределения ^{137}Cs по профилям

Профиль	Дата	Количество точек	L, (м)	G min, мкКи/м^2	Gmax, мкКи/м^2	Gmean, мкКи/м^2	GStd, мкКи/м^2
1S	VII-1999	54	215	7,79	40,68	25,02	6,48
2S	VII-1999	49	248	11,92	46,74	25,87	7,88
3S	VII-1999	65	239,5	5,19	94,71	24,82	15,87
4S	VII-1999	54	178	5,87	39,35	19,69	8,99
5B	VII-1999	36	175	5,74	30,41	17,50	8,04
6B	VII-1999	44	200	5,99	32,02	16,45	7,21
7B	VII-1999	35	170	5,08	45,69	13,38	8,42
8S	VII-2000	97	476	6,17	28,86	16,35	5,48
9S	VII-2000	64	279	2,55	35,07	16,81	7,06
10S	VII-2000	27	168	0,03	37,67	8,90	9,38
1W	VII-2000	12	40	11,5	26,9	15,2	4,8
2W	VII-2000	11	37,5	2,6	13,9	7,2	3,7
3W	VII-2000	14	55	0,7	5,2	2,1	1,1
4W	VII-2000	15	38	11,1	27,4	22,8	6,1

Профиль	Дата	Количество точек	L, (м)	G min, мкКи/м^2	Gmax, мкКи/м^2	Gmean, мкКи/м^2	GStd, мкКи/м^2
5W	VII-2000	11	27	3,1	17,8	8,1	4,2
6W	VII-2000	14	31,5	0,03	28,6	9,4	10,1

Примечание: обозначения индексов следующие: S – сухопутный профиль на р. Ипуть; W – водный профиль; B – сухопутный профиль на р. Булдынка. Меженный урез воды на момент проведения исследования в 1999 г. равен 129,0 м, в 2000 г. – 129,1 м.

По данным радиометрической съемки среднее загрязнение ^{137}Cs на острове варьирует от 19,69 мкКи/м^2 до 25,87 мкКи/м^2, на р. Булдынка – от 13,38 мкКи/м^2 до 17,5 мкКи/м^2. Средняя плотность загрязнения донных отложений в протоке около острова составляет 8,1 мкКи/м^2 (профиль 5W) и 9,4 мкКи/м^2 (профиль 6W). Максимальное значение загрязнения ^{137}Cs донных отложений достигает на выходе из затона 22,8 мкКи/м^2 (профиль 4W), минимальное – в русловой части р. Ипуть – 2,1 мкКи/м^2 (профиль 3W).

Зависимость загрязнения ^{137}Cs пойменных участков от гидрологических условий на момент аварии наиболее ярко можно продемонстрировать на примере поймы р. Булдынка в зоне смешения вод р. Ипути и р. Булдынка. Данный участок характеризуется узким руслом Булдынки (2-3 м в меженный период и 6-8 м при летне-осенних подъемах воды) и практически плоской левосторонней луговой поймой. Во время паводка здесь практически отсутствует течение воды р. Булдынка из-за подпора вод Ипутью. Результаты радиометрической и нивелирной съемки в пойме р. Булдынка по трем профилям представлены на рис. 4.9.

Весной 1999 г. вся пойма р. Булдынка с высотами до 132,85 м была затоплена паводковыми водами. Ретроспективный анализ гидрологических данных по посту Ущерпье показывает, что 28 апреля 1986 г. в момент прохождения радиоактивного облака луг на Булдынке до отметки 131,5±0,05 м был затоплен водой. Примерный уровень паводка на 28 апреля 1986 г. отмечен на рис. 4.9 пунктирной линией. Выпадение радионуклидов совпало с фазой спада половодья, при этом ежедневное снижение уровня воды до 3 мая было крайне незначительным и составляло всего 2 см в сутки (рис. 4.8).

В этой связи данные радиометрической съемки были разбиты на два массива относительно абсолютных отметок с высотами выше 131,5 м и ниже 131,5 м. Следует отметить, что данная методика, использующая морфометрический анализ поймы, дает возможность оценить только гидрофизические параметры миграции радионуклидов, геохимические показатели при этом в расчет не берутся.

Пойма р. Булдынка характеризуется явно выраженным высотным уклоном в направлении основного русла р. Ипуть. Поэтому в процессе снижения уровня паводковых вод в р. Ипуть на лугу в пойме р. Булдынка в апреле-мае 1986 г. последовательно осушался профиль 5, 6, 7. На профиле 5 на 28 апреля 1986 г. средние глубины на затопленной части составляли 15-30 см, на профиле 6 – 20-40 см. Несколько большие глубины (до 60 см) были на профиле 7.

Анализ распределения ^{137}Cs в пойме р. Булдынка показывает наличие трех зон, характеризующихся различной плотностью радионуклидного загрязнения. I-я зона выражена на профиле 5 и 6 прибрежной части в зоне осаждения илов с песками р. Булдынка (до высоты 130,8 м). Для нее характерна высокая плотность загрязнения ^{137}Cs 25-45 мкКи/м^2.

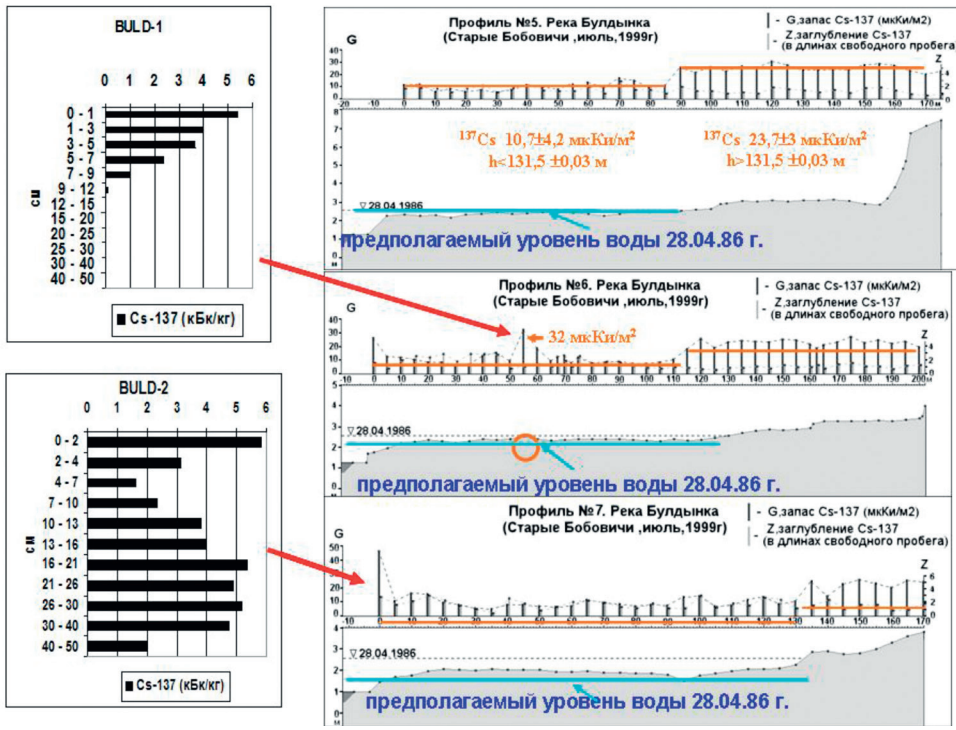


Рис. 4.9. Ландшафтно-радиометрические профили в пойме р. Булдынка (Ст. Бобовичи).

Параметр заглубления ^{137}Cs, определенный в результате измерения радиометром «КОРАД», в этой части луга принимает максимальное значение – Z=2,59. Данные по распределению ^{137}Cs по глубине почвы в разрезе BULD-2, полученные в результате послойного отбора проб и последующего измерения удельной активности в лабораторных условиях, представлены в левой части рис. 4.9. Обращает внимание максимум концентрации ^{137}Cs в верхней части профиля (слой 0-2 см), с последующим снижением удельной концентрации в слое 4-7 см и началом роста активности ^{137}Cs до глубины 16-21 см. В слое 16-40 см наблюдается практически равномерное распределение удельной концентрации ^{137}Cs по глубине, которое более чем в 2 раза снижается в слое 40-50 см. Такая неоднородность распределения удельной активности по глубине почвы связана с различными режимами поступления эрозионного материала с верховьев р. Булдынка, которые неоднократно менялись за период 1986-1999 гг. На профиле 5 измерения непосредственно у воды не выполнялись ввиду антропогенной нарушенности почвенного покрова.

II-я зона (до высоты 131,5 м) с относительно низкими уровнями загрязнения, в среднем 10,7±4.23 мкКи/м^2, среднее значение параметра заглубления Z=1,64±0,62. Характер распределения ^{137}Cs по глубине почвы в этой части поймы представлен на разрезе BULD-1, пробы почвы отобраны на профиле 6 (рис. 4.10). В данном разрезе максимальное загрязнение (5,4 кБк/кг) отмечается в верхнем слое 0-1 см, в слое 9-12 см концентрация резко снижается до значения 128 Бк/кг. Таким образом, существенная вертикальная миграция ^{137}Cs и его вынос в грунтовые воды здесь не установлены.

Интерес представляет аномальная точка, расположенная на профиле 6 на удалении 55 м от меженного уреза р. Булдынка с абсолютной высотой 131,43 м. Эта точка на фоне довольно однородного загрязнения ^{137}Cs порядка 10,7±.4,23 мкКи/м^2 характеризуется повышенной плотностью загрязнения, равной 32 мкКи/м^2. Образование локального загрязненного пятна, по всей видимости, связано с действием ветрового волнения в период спада половодья и наброса мусора на осушенный островок с мелководной части поймы.

III-я зона расположена в притеррасной части долины р. Булдынка на высотных уровнях свыше 131,5 м вплоть до высотной отметки 133-133,5 м с плотностью загрязнения ^{137}Cs 23,65±2,97 мкКи/м^2, среднее значение параметра заглубления Z=0,98±0,61. Плотность загрязнения ^{137}Cs автоморфных ландшафтов (террасы и коренной берег р. Ипуть, абсолютные высоты свыше 133,6 м) для всего района исследования составляет 24,39±5,14 мкКи/м^2.

Таким образом, уровень загрязнения ^{137}Cs на пойменном лугу р. Булдынка, наблюдаемый в момент проведения ландшафтно-радиометрических измерений в 1999 г., мог быть связан с гидрологическим режимом в момент аэрозольных выпадений в апреле 1986 г. Радионуклиды, осевшие на пойму, которая вышла из режима затопления (III-я зона), были зафиксированы в почве, и в последующие годы их смыв составил 3% (в предположении, что начальная плотность загрязнения не отличалась от плотности загрязнения на прилегающей незатапливаемой части долины).

На затопленной в момент выпадений части поймы р. Булдынка ^{137}Cs выпал на водную поверхность. Принимая во внимание, что ^{137}Cs находился в основном в растворимой форме (Вакуловский и др., 2006а), в начале мая 1986 г. он был вынесен в р. Ипуть. По нашей оценке, сравнивая плотность загрязнения ^{137}Cs затопленной части поймы р. Булдынка с данными по загрязнению автоморфных ландшафтов, этот вынос мог составить 56%.

Используя результаты зонирования поймы р. Булдынка, аналогичным образом пойменные участки р. Ипуть были также разделены на две группы: участки поймы с высотными отметками ниже 131,5 м, затопленные водой на момент аварии, и участки с высотными отметками выше 131,5 м, где осаждение радионуклидов происходило непосредственно на почву.

Исследования распределения ^{137}Cs на пойменном острове р. Ипути (рис. 4.10) проводились на 4-х профилях (рис. 4.11). После аварии (1987-2000 гг.) исследуемый участок островной поймы до высоты 132,5 м затапливался в 1988, 1994, 1999 гг. Остров покрыт луговой растительностью, используется как сенокос, кустарники практически отсутствуют.

Остров морфологически разделяется на три части: I – сегментная средняя пойма в южной части, представляющая собой чередование грив и меж-

гривных понижений, вытянутых субпараллельно направлению течения воды в протоке, огибающей остров с юга. На момент аварии отдельные вершины грив были над водой; II – ложбина в центральной части острова (средняя пойма) с абсолютными высотными отметками 130,6-131,0 м (на момент аварии затоплена водой), направление с северо-востока на юго-запад, имеет достаточно сложное строение; III – северная, более высокая часть острова с абсолютными высотами от 132 м до 133,2 м, в понижениях до высоты 131,3 м, морфологически относится к уровню средней и высокой поймы, на момент аварии за исключением отдельных понижений практически повсеместно вышла из-под уровня затопления.

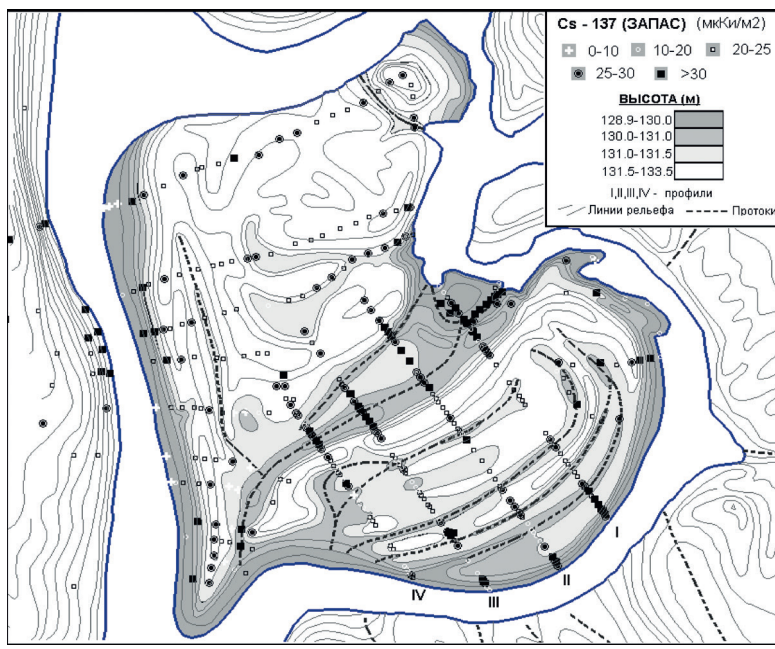


Рис. 4.10. Распределение ^{137}Cs на пойменном острове р. Ипуть (Ст. Бобовичи).

Четыре последовательно расположенных параллельных профиля (рис. 4.11) характеризуют изменение плотности загрязнения ^{137}Cs на острове. Анализ результатов выявил разницу в плотности загрязнения ^{137}Cs, приуроченной к различным геоморфологическим формам. Так, межгривные понижения, в период половодья 1986 г. концентрирующие сток, характеризуются пониженными плотностями загрязнения ^{137}Cs (до 5-9 мкКи/м^2), тогда как плотность загрязнения ^{137}Cs на гривах, как правило, превышает 20 мкКи/м^2.

Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs для точек с высотами от 131,5 м до 132,5 м составляет 23,65 мкКи/м^2, тогда как средняя плотность загрязнения ^{137}Cs для точек, измеренных на коренном берегу, равна 24,39±5,14 мкКи/м^2 (сплошная линия ***I*** на рисунках 4.11). Эта разница может рассматриваться как показатель смыва ^{137}Cs при паводках, которые происходили в 1988, 1994 и 1999 гг. Тогда к 2000 г. смыв ^{137}Cs мог составить 3%.

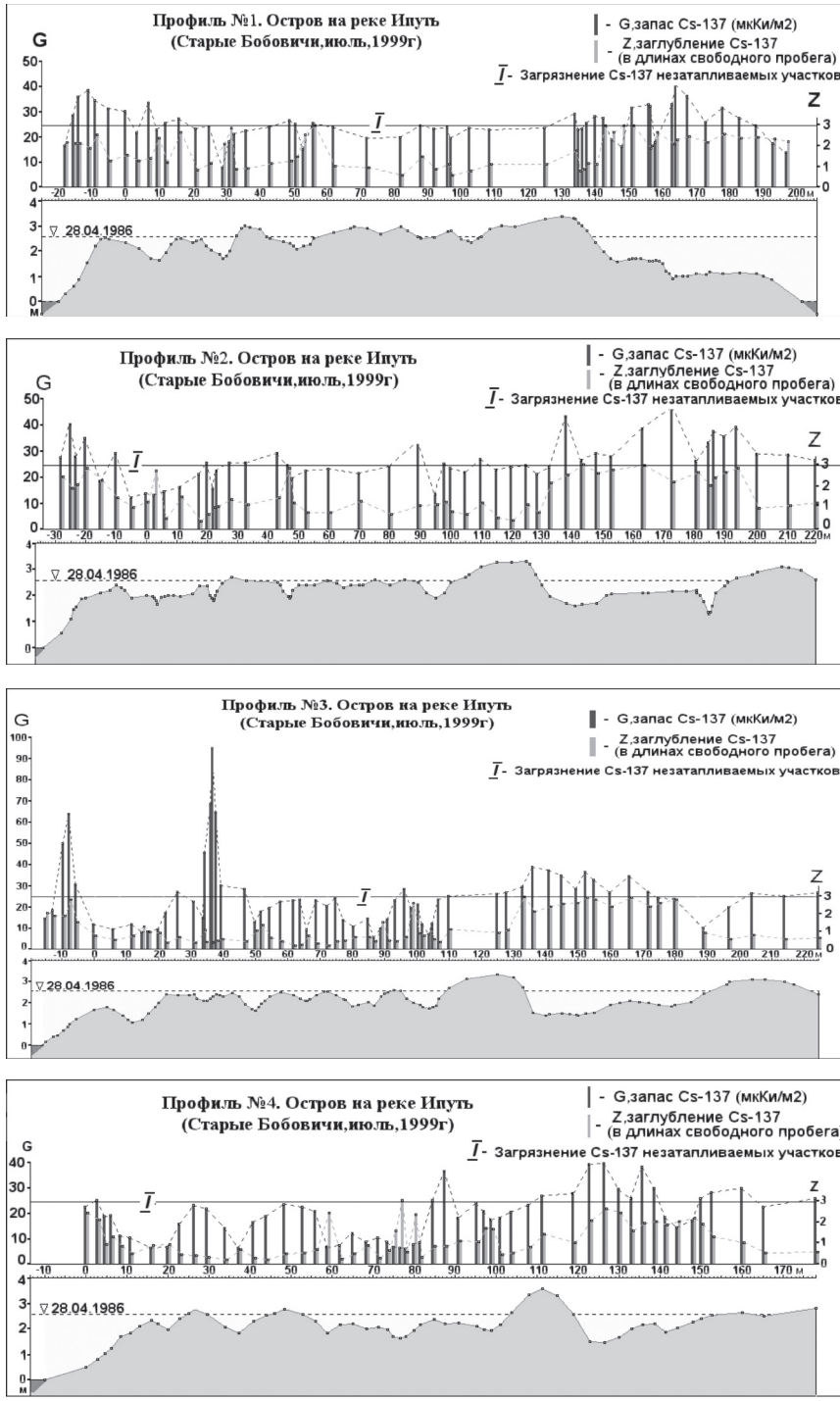


Рис. 4.11. Ландшафтно-радиометрические профили на пойменном острове (р. Ипуть, Ст. Бобовичи).

Максимум загрязнения ^{137}Cs (94,7 мкКи/м^2) на профиле 3 (рис. 4.11) зафиксирован на высоте 131,15 м. Радиометрические измерения рядом с экстремальной точкой подтвердили локальный характер данной полосы, прослеживаемой параллельно протоке на расстоянии нескольких метров в верхней части склона гривы.

Вероятнее всего, это загрязнение связано с накоплением органических остатков с высокой активностью ^{137}Cs, транспортируемых рекой, и их отложением в застойных зонах в первой декаде мая 1986 г., поскольку уже к 11-13 мая 1986 г. данная часть поймы вышла из режима затопления. В данном месте ^{137}Cs содержится в верхней части почвы ($Z=0,5$, $L_0=0$), т.е. в данной точке осаждение наилка после 1986 г. минимальное.

На всем протяжении низкой поймы у протоки р. Ипути для трех профилей установлена зона осаждения песков с илами на высотах 130,0-130,3 м с повышенным загрязнением ^{137}Cs. Данные радиометрических измерений, выполненных и на других участках низкой поймы р. Ипути, также подтверждают наличие зоны загрязнения ^{137}Cs на высотных уровнях 130,0-130,3 м. Зачастую уровень максимального загрязнения ^{137}Cs хорошо маркируется зарослями ивняка, где происходит максимальное осаждение наносов из-за снижения скорости течения. Здесь плотность загрязнения ^{137}Cs в отдельных местах достигает 85-93 мкКи/м^2. Эта зона также совпадает с уровнем затопления поймы в результате летне-осенних подъемов воды, вызванных ливневыми осадками и увеличением мутности воды, что приводит к захоронению загрязненных ^{137}Cs почвенных горизонтов.

Несколько отличающаяся картина распределения ^{137}Cs в пойме получена в результате измерений на полуострове (рис. 4.7, 4.12).

Радиометрический профиль 8S пересекает две заболоченных протоки (расстояние от начала профиля 30-50 м и 120-180 м), затем среднюю слабоволнистую пойму, осложненную системой замкнутых понижений. Непосредственно у затона р. Ипуть наблюдается система грив и межгривных понижений. Здесь в сухопутную часть профиля включена и водная часть – затон (профиль 1W). Сам затон расположен по профилю на удалении 410-450 м.

Как следует из анализа распределения высот на полуострове, на момент 28 апреля 1986 г. практически вся территория, за исключением отдельных локальных участков, была затоплена водой. Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs для пойменных участков, расположенных на высоте выше 131,5, составляет 20,93 мкКи/м^2.

Следует отметить, что гидрологический режим в данной части поймы имеет достаточно сложный характер. В начальный период паводка происходит затопление нижней части поймы через протоки, т.е. движение воды происходит в направлении, противоположном течению в центральной части русла. В период максимального подъема воды направление течения меняется на обратное, вода через прорвы поступает на пойму с верхней части поймы, протоки работают как транзитные.

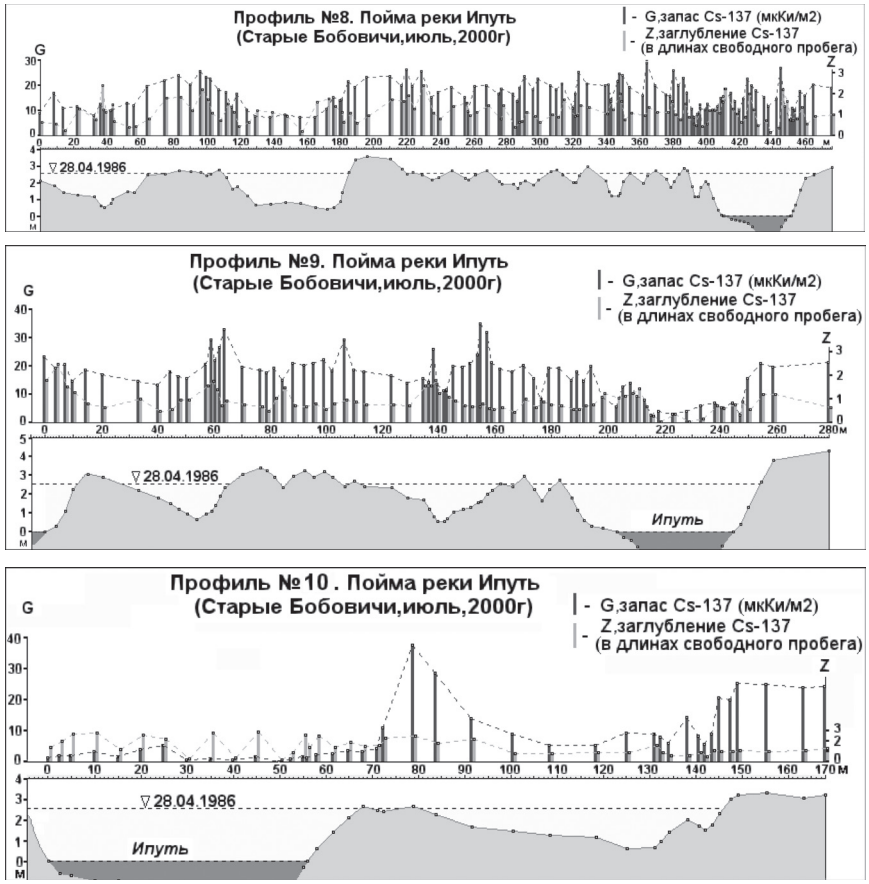


Рис. 4.12. Ландшафтно-радиометрические профили на пойменном острове и в русле р. Ипуть (Ст. Бобовичи).

В заболоченной протоке (рис. 4.12, участок профиля 8 120-180 м) запас ^{137}Cs примерно равен 11,38±1,11 мкКи/м^2, что близко к значениям, полученным на затопленной части луга р. Булдынка (10,7±4,23 мкКи/м^2). В прибрежной части профиля 8 со стороны затона до высоты 130,2 м плотность загрязнения практически равномерная и изменяется в пределах от 9,5 мкКи/м^2 до 17,19 мкКи/м^2.

Аккумуляция ^{137}Cs в этой части поймы, несмотря на аналогичное высотное положение над урезом воды, не наблюдается. Это связано с тем, что скорость течения в затоне более низкая, чем в протоке, где отмечено осаждение загрязненного ^{137}Cs на прирусловом валу. Противоположный берег затона на аналогичной высоте имеет несколько меньшие величины загрязнения – порядка 5-7 мкКи/м^2, что объясняется процессом береговой эрозии.

Наряду с пойменными ландшафтами летом 2000 г. были выполнены измерения загрязнения донных отложений переносным портативным радиометром со спектрометрическим сцинтилляционным датчиком с кремниевым фотодиодом (Потапов и др., 2001). Результаты выполненных измерений

на двух водных профилях 1W и 4W представлены на рис. 4.13. Профиль 1W является подводной частью профиля 8S (табл. 4.3) и характеризует распределение запаса и заглубление ^{137}Cs в центральной части затона, тогда как подводный профиль 4W характеризует зону входа в затон почти на границе с протокой р. Ипуть.

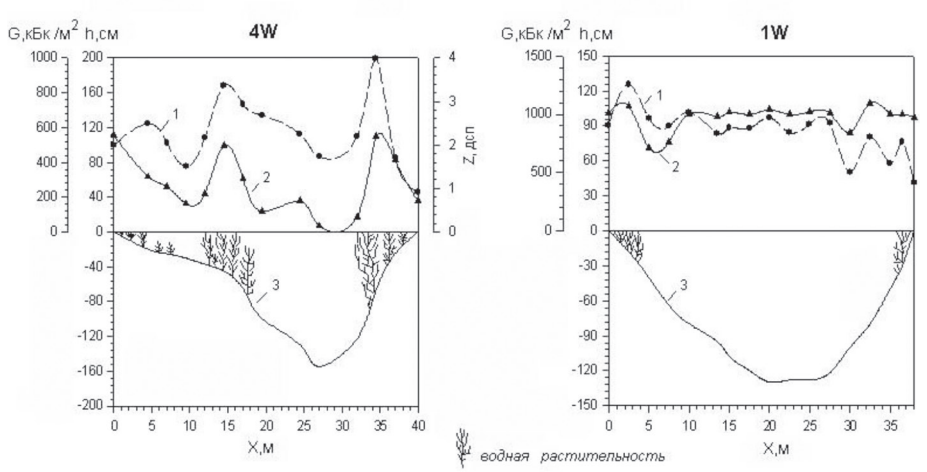


Рис. 4.13. Распределение ^{137}Cs в донных отложениях р. Ипуть (н.п. Старые Бобовичи, июль 2000 г.) 1 – плотность загрязнения ^{137}Cs (кБк/м^2); 2 – величина заглубления цезия в дсп (длинах свободного пробега); 3 – профиль дна реки (см).

Распределения глубин на профиле 1W и профиле 4W существенно различаются. Так, профиль 1W профиль асимметричный, со стороны полуострова наблюдается отмель шириной до 16 м с глубинами до 40-50 см, густо заросшая водной растительностью, тогда как у подмываемого берега ширина заросшей водной растительностью отмели достигает 3-4 м, максимальная глубина смещена в сторону размываемого берега и достигает 1,6 м. В центральной части затона водная растительность редкая. Профиль 4W имеет практически симметричное строение, максимальная глубина достигает 1,25 м. Водная растительность развита у обоих берегов, в центральной части затона (17,5-27,5 м) водная растительность разрежена.

Результаты измерений запаса ^{137}Cs на этих профилях выявили следующее. На профиле 1W четко выявлены зоны осаждения радионуклидов, приуроченные к разделу зон: 1) «водная растительность» с отсутствием течения и 2) открытая водная поверхность, где наблюдается течение воды. Именно здесь, в зоне, маркируемой водной растительностью, происходит осаждение загрязненной ^{137}Cs взвеси. Максимум загрязнения достигает 26,9 мкКи/м^2 при средней плотности загрязнения ^{137}Cs 15,2 мкКи/м^2. В целом для всего профиля характерна сильная изменчивость параметра заглубления (Z) от 0 до 2,1. Обращает внимание зона с максимальной глубиной 1,6 м, здесь зафиксирована как минимальная плотность загрязнения ^{137}Cs – 11,5 мкКи/м^2, так и минимальное заглубление. По всей видимости, это зона размыва дон-

ных отложений, сформированная в части русла с максимальными скоростями придонного течения.

Распределение запаса цезия на профиле 4W практически равномерное, среднее значение для всего профиля составляет 22,8 мкКи/м^2. Максимальные значения ^{137}Cs, равные 27,4 мкКи/м^2, отмечены в прибрежной зоне (осока с кувшинками). Параметр заглубления (Z) для всего профиля практически равномерный в интервале 2,4-2,6, только в зоне максимального загрязнения превышает значение 3. По всей видимости, высокие плотности и довольно однородный характер загрязнения донных отложений ^{137}Cs обусловлены гидродинамическими условиями данного места. На выходе из затона, где скорости течения воды снижаются по всему сечению русла, происходит равномерное осаждение взвешенных наносов.

Реконструкция формирования поля радионуклидного загрязнения и оценка процессов осадконакопления в пойменных ландшафтах рр. Ипуть и Булдынка

Для реконструкции динамики загрязнения ^{137}Cs пойменных массивов в весенне-летний период 1986 г. было предложено использовать корреляцию гидрологического режима реки (уровень воды) с временем образования цезиевых пятен. Поскольку известен уровень воды в р. Ипуть на момент выпадения радиоактивных аэрозолей (28 апреля 1986 г.), то, используя границу затопления поймы на эту дату (131,5 м), можно использовать гидрологические данные (высотный уровень воды) для датировки формирования пятен загрязнения за счет осаждения взвешенных наносов, а также растительных остатков, концентрирующихся в прибрежной полосе.

На рис. 4.14 представлены результаты реконструкции формирования первичного поля загрязнения ^{137}Cs в первые недели и месяцы после аварии на ЧАЭС.

Для участка поймы р. Ипуть в районе н.п. Старые Бобовичи установлены следующие фазы формирования зон загрязнения ^{137}Cs:

1) *прохождение облака и аэрозольные выпадения* (28.04.84) – вышедшие из-под затопления участки поймы по уровню загрязнения ^{137}Cs практически не отличаются от примыкающих рядом плоских террасовых и водораздельных участков, которые не могли затапливаться. Наоборот, на затапливаемых участках поймы наблюдалась более сложная картина распределения ^{137}Cs, обусловленная меняющимися гидродинамическими условиями р. Ипуть в ее пойменной части, при этом запас ^{137}Cs в почве мог увеличиваться (снижаться) в 3-5 раз.

По мере спада уровня воды в реке происходило формирование локальных «пятен» ^{137}Cs, так называемый «береговой эффект»: так, «пятно» с уровнем свыше 90 мкКи/м^2 сформировалось не позже 04.05.86 г. (дата определена по реконструированным гидрологическим данным). Аналогичные закономерности связи плотности загрязнения поймы реки ^{137}Cs с гидрологическим режимом были подтверждены в дальнейшем и на других участках поймы р. Ипуть (Линник и др., 2002а), а также в поймах рек Унеча и Беседь (Линник и др., 2006а).

2) *спад половодья, вода входит в основное русло* (08.06.86) – в начале июня загрязненные пойменные водные массы входили в основное русло реки, и все смытое с поймы р. Ипуть загрязнение осело на границе низкой поймы (второе пятно с экстремальными значениями ^{137}Cs на высоте 1,2 м, рис. 4.14, загрязнение ^{137}Cs превышает 60 мкКи/м^2). Эта зона загрязнения ^{137}Cs на р. Ипуть прослеживается на одном высотном уровне и достаточно хорошо маркируется осоковой растительностью, а также песчано-илистыми аллювиальными наносами.

3) *летне-осенние подъемы воды в р. Ипуть*, вызванные дождевыми осадками, фаза 4 в гидрологическом режиме (рис. 4.14). В этот момент происходил неоднократный подъем воды, затопление низкой поймы и отложение загрязненных ^{137}Cs донных отложений, а также поступающего с бассейна реки эрозионного материала, сильно загрязненного ^{137}Cs. Это подтверждается большой мощностью погребенного загрязненного слоя, однородной удельной активностью ^{137}Cs, а также отсутствием слоистости, что указывает на его образование примерно в одно время.

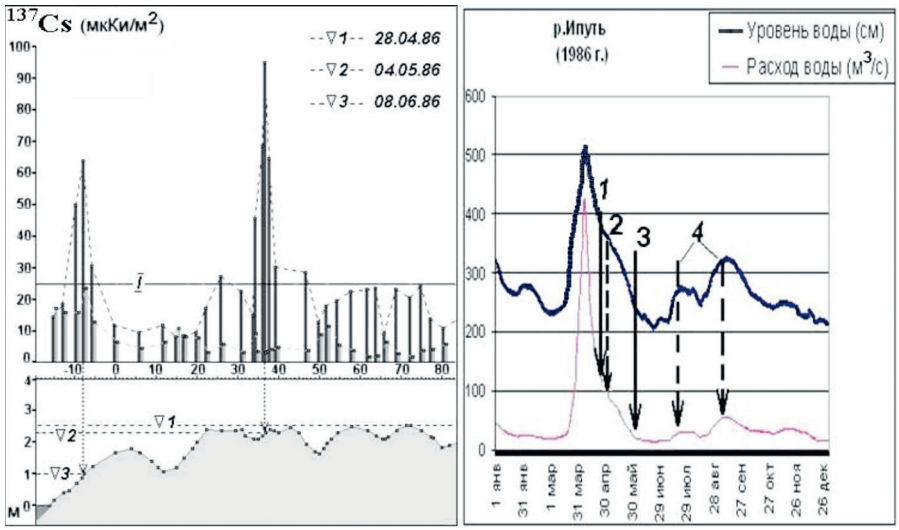


Рис. 4.14. Реконструкция загрязнения ^{137}Cs поймы р. Ипуть (Ст. Бобовичи) в 1986 г. (**1** – 28.04.86; **2** – 04.05.86; **3** – 08.06.86; **4** – 07.86 – 09.86). *I* – средняя плотность загрязнения ^{137}Cs для незатапливаемых в 1986 г. участков долины р. Ипуть). Использованы гидрологические данные г.п. Ущерпье.

Рассмотрим режим затопления пойменного острова р. Ипуть, основанный на данных собственных наблюдений в период 1999-2001 гг., а также анализе гидрологических данных по г.п. Ущерпье за период 1986-1999 гг. В начальной фазе подъема воды в р. Ипуть происходит затопление ложбины от ее низов до средней части (включая II-IV профиль), скорость противотечения при этом минимальная (меньше 0,1 м/сек). В верхней части ложбины также затапливается наиболее низкая ее часть (до высоты 130,0 – 130,5 м), и только при подъеме воды в реке Ипуть свыше 131,0 м в ложбине формиру-

ется транзитный поток с максимальными скоростями 0,3-0,5 м/сек на входе и снижением скорости до 0,1-0,2 м/сек на выходе.

Подъем воды свыше 131,0 м за период 1986-2000 гг. отмечался только в половодье, при летне-осеннем подъеме воды затапливался только вход в ложбину, где и происходило накопление загрязненного ^{137}Cs аллювия. Максимальные плотности загрязнения в верхней части ложбины достигают значения 45-55 мкКи/м^2 (на высоте 129,8-129,9 м). Данные радиометрических измерений показывают также повышение плотности загрязнения ^{137}Cs до уровня 40 мкКи/м^2 на выходе из ложбины, где преимущественно происходит накопление более мелкой фракции аллювиальных отложений.

Анализ данных по распределению ^{137}Cs в почвенном разрезе ОЕР-1 (рис. 4.15) на профиле 3 на отметке 130,1 м (плотность загрязнения ^{137}Cs в данной точке равна 71,3 мкКи/м^2) показал наличие максимума загрязнения в слое 6-10 см от поверхности почвы (Коробова и др., 2007; Korobova et al., 2008). Таким образом, средняя скорость накопления аллювия за период 1986-1999 гг. на данном участке поймы составила 0,4 см/год, тогда как в разрезе ОЕР-6 (h=130,8 м, отбор проб осуществлен в 2000 г.) – 0,6 см/год. В действительности, часть поймы, характеризуемая разрезом ОЕР-6, затапливалась только 3 раза – в 1988, 1994 и 1999 гг. (рис. 4.15).

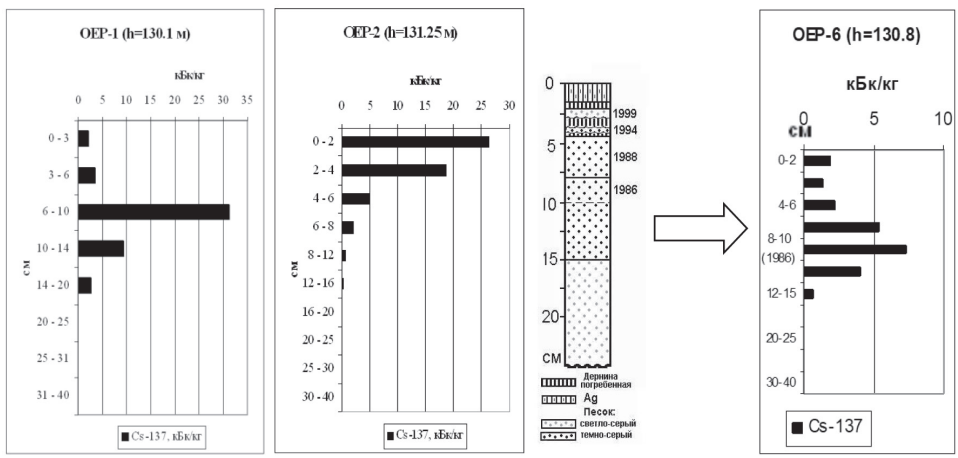


Рис. 4.15. Распределение ^{137}Cs в различных ландшафтных позициях для оценки осадконакопления.

Интенсивные процессы захоронения ^{137}Cs отмечаются в центральной части острова в ложбине (рис. 4.15). В целом ложбина характеризуется высокими уровнями загрязнения ^{137}Cs (свыше 30 мкКи/м^2). Профиль 1 (рис. 4.11) характеризует условия накопления ^{137}Cs при входе в ложбину, профиль 4 – распределение ^{137}Cs на ее выходе. Ширина ложбины на входе составляет 60 м, на выходе – 30 м. Перепад высот в ложбине по данным измерений на профилях на расстоянии 140 м составляет 40 см.

На выходе из ложбины максимум загрязнения аллювия (удельная активность ^{137}Cs равна 12-14 кБк/кг) расположен на глубине 7-13 см, тогда как загрязнение вышележащих горизонтов не превышает 1,2-1,3 кБк/кг. Принимая во внимание, что слой аллювия с максимальным загрязнением ^{137}Cs сформировался в 1986 г., средняя скорость накопления аллювия в данной части ложбины составляет 0,5 см/год.

Общее представление об интенсивности отложения аллювиальных отложений в пойме р. Ипуть на основе параметра L_0, характеризующего толщину условно «чистого» слоя над «грязным», дает рис. 4.16. Максимальные значения параметра L_0 (27,9-29,8 см) по результатам радиометрической съемки отмечены на низкой пойме вдоль основного русла р. Ипуть (западная часть острова), где происходит отложение песчаного аллювия.

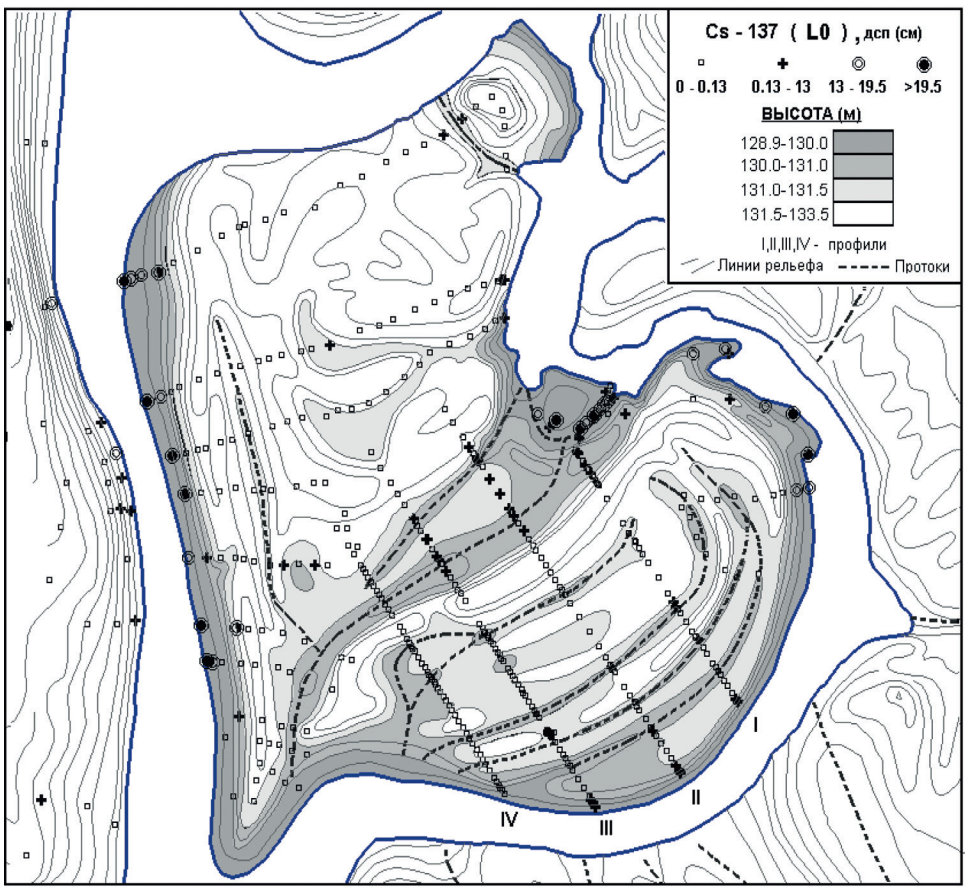


Рис. 4.16. Оценка интенсивности осаждения аллювиальных отложений на основе измерений радиометра «КОРАД» (используется параметр L_o, дсп).

Несколько меньшие значения L_0 (11-17 см) установлены на прирусловом валу вдоль постоянно действующей протоки. В ложбине, пере-

секающей остров, максимальные значения L_0 (13,9 см) выявлены на ее входе.

В северной части острова на высотных уровнях свыше 132 м значения параметра $L_0=0$, что характеризует почти полное отсутствие осаждения взвеси. Во-первых, эти части поймы в режиме затопления находятся довольно короткий период и, во-вторых, скорости течения здесь минимальные, фактически нулевые. При малой мутности паводковых вод р. Ипуть (порядка 2-5 мг/л) скорость нарастания аллювия практически не заметна. Аномально высокие значения параметра $L_0=6,5\text{-}8,7$ см для этой части поймы отмечены в северо-восточной части острова в микроложбине на высотах 131,5-131,7 м. Вероятнее всего, здесь имеет место размыв загрязненного крутого берега и локальное осаждение наносов. Отдельные точки, где загрязненный ^{137}Cs аллювий незначительно заносится «свежими» наносами, выявлены также в межгривных понижениях на гривистой пойме в южной части острова ($L_0=1,3\text{-}3,5$ *см*).

Максимальные уровни загрязнения ^{137}Cs (свыше 30 мкКи/м^2, по данным отбора проб до 70 мкКи/м^2) отмечены в прирусловой части р. Булдынка на относительных отметках над меженным урезом воды 30-50 см. Характер распределения ^{137}Cs в этой части поймы представлен на рис. 4.9 (профиль BULD-2). Характер распределения ^{137}Cs в профиле пойменных почв определяется процессами диффузии, конвективного переноса и захоронения аллювием. В данном случае максимум загрязнения ^{137}Cs расположен на глубине свыше 30 см. Сверху расположены слои аллювия с меньшей активностью, это результат отложения наносов, транспортируемых р. Булдынка.

Как показали наблюдения середины июля 2000 г., значительная роль в выносе эрозионного материала с бассейна р. Булдынка принадлежала ливневым осадкам, которые повысили уровень воды на 40-60 см с одновременным увеличением мутности и расхода воды. При выходе на низкую пойму р. Булдынка происходило осаждение взвеси и влекомых наносов, что привело к захоронению «чернобыльского» слоя. Таким образом, за период с 1986 г. по 1999 г. в низкой пойме р. Булдынка (разрез BULD-2) максимально измеренное накопление аллювия составило 30 см или в среднем 2 см/год.

Другой пример оценки интенсивности захоронения ^{137}Cs на пойменном массиве «Моренная Гряда» (р. Ипуть) представлен на рис. 4.17.

Радиометрические измерения были проведены в июле 2001 г. Обращает внимание, что при существенной вариации плотности загрязнения ^{137}Cs процессы максимального захоронения явно выявлены в прирусловой части поймы, где мощность отложенных наносов доходила до значения 10-15 см. Причины этого чисто гидрологические: эта часть поймы практически ежегодно затапливается. Интересно отметить, как меняется в пределах нескольких метров скорость накопления аллювия на формируемом прирусловом валу (профиль M-VI). Более интенсивные процессы осаждения взвешенных наносов фиксируются в прирусловой части на профиле M-V, который имеет отличную форму профиля рельефа.

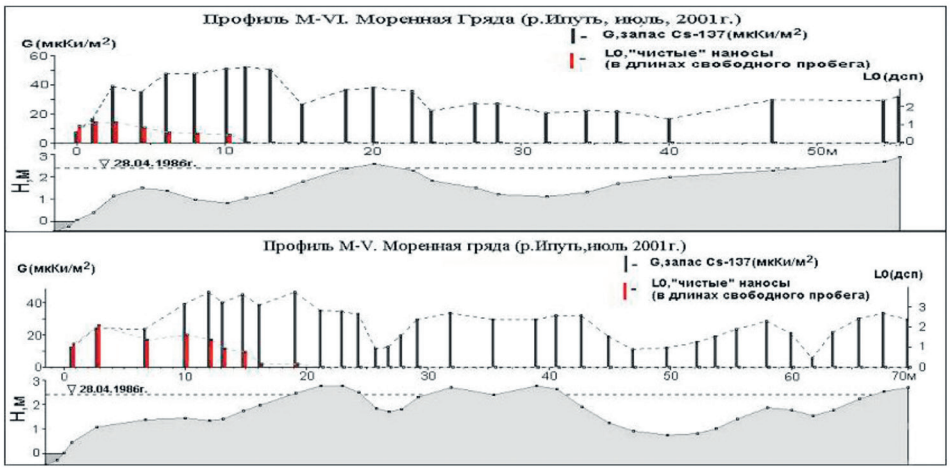


Рис. 4.17. Интенсивность процессов захоронения ^{137}Cs на пойменном участке «Моренная Гряда» (р. Ипуть).

Любопытно отметить, что в межгривном понижении на центральной пойме и в присклоновой части этого массива на двух профилях осаждение аллювия с помощью метода радионуклидной метки «условно чистый слой», параметр L_0) не фиксируется.

Вероятная причина этого может заключаться в том, что осаждаемая фракция илов содержит высокую удельную концентрацию ^{137}Cs, соразмерную с той, которая могла быть в момент формирования радиоактивного загрязнения аллювиальных отложений в 1986 г. Это подтверждается характером распределения ^{137}Cs в почве, выбранной на мониторинговой площадке М2 в межгривном понижении (рис. 4.28). Удельная активность ^{137}Cs в осажденном «свежем» аллювии на площадке М2 (проба М2-4, ил) представлена на рис. 4.24. Обращает внимание резкое возрастание удельной концентрации ^{137}Cs в фракциях размером < 0,01 мм (свыше 9 кБк/кг), тогда как для более крупных фракций (0,01-0,25 мм) удельная концентрации ^{137}Cs не превышает 1,5-2 кБк/кг.

Гидрологические условия и смыв радионуклидов в р. Ипуть и р. Булдынка

Выбранный для моделирования фрагмент поймы р. Ипуть расположен в Новозыбковском районе Брянской области рядом с н.п. Старые Бобовичи.

Единственный на данный момент наблюдательный гидрологический пост в с. Ущерпье находится на расстоянии 133 км от устья р. Ипуть и в 27 км вверх по течению от н.п. Старые Бобовичи. Среднегодовая амплитуда колебаний уровня р. Ипуть равна 277 см, наивысшая – 434 см, низшая – 147 см. Среднегодовой расход воды составляет 20 м^3/сек, в период паводка (апрель месяц) – от 50 до 200 м^3/сек. В летнюю межень расход уменьшается до 6-15 м^3/сек (Государственный водный ..., 1978). Среднегодовая мутность воды р. Ипуть изменяется в пределах от 4,6 г/м^3 до 15 г/м^3. В период полово-

дья максимальная мутность воды достигает 70-75 г/м^3. Годовой сток наносов р. Ипуть изменяется в достаточно широких пределах от 3,8 до 21 тысяч тонн.

Для выполнения работ по исследованию переноса радионуклидов в пойме р. Ипуть в створе н.п. Старые Бобовичи был организован временный гидрологический пост, где один раз в сутки измерялся уровень воды в р. Ипуть (Linnik et al., 2000c), данные по расходу воды в р. Ипуть за 1986 г. и 1999 г. брались по г.п. Ущерпье. По данным гидрологических наблюдений за период 12.03-04.07.1999 г. амплитуда уровня р. Ипуть составила 386 см. В 1986 г. максимум паводка на р. Ипуть наблюдался 7-8 апреля. В эти дни уровень воды был 514 см, расход – 427 м^3/сек. На момент прохождения радиоактивного облака 28-29 апреля уровень воды в р. Ипуть составлял 368-370 см, расход – 108-106 м^3/сек.

Гидрологический режим р. Ипуть весной 1999 г. был обусловлен в значительной степени аномальными погодными условиями осени 1998 г. (Linnik et al., 1999). Так, в октябре-ноябре 1998 г. на ее водосборе выпало 130 мм осадков (многолетние значения – 92 мм). Весеннее половодье происходило в условиях поймы, подтопленной с осени, что привело к высокому подъему паводковых вод в р. Ипуть. Затопленными оказались все участки поймы р. Ипуть с абсолютными отметками 131,5-132 м, меженный уровень р. Ипуть в районе Старых Бобовичей в створе наблюдения составляет 129 м.

В предаварийный период активность ^{137}Cs в воде р. Припять, в которую через р. Сож впадают р. Беседь и р. Ипуть, варьировала в пределах 6,0-6,6 Бк/м^3. В 1987 г. среднегодовая концентрация ^{137}Cs в воде р. Ипуть равнялась 2300 Бк/м^3, в 1989 г. – 366 Бк/м^3, начиная с 1996 г. не превышала уровня 40 Бк/м^3 (Кудельский и др., 2000).

По данным, полученным в 1998 г. (август-октябрь) (Вакуловский и др., 2000), объемная активность ^{137}Cs в р. Ипуть в районе Ст. Бобовичей составляла в растворе 19-39 Бк/м^3, на взвеси – 2-4 Бк/м^3, в 1999 г. – соответственно 28-67 Бк/м^3 и 7-12 Бк/м^3. Значительно большее содержание ^{137}Cs наблюдалось в притоках р. Ипуть, в ее правом притоке р. Карна загрязнение ^{137}Cs в 1998 г. достигало 210 Бк/м^3 (раствор) и 17 Бк/м^3 (взвесь). По данным, полученным в ходе выполнения проекта SPARTACUS (Linnik et al., 2000c), было проведено измерение активности ^{137}Cs в р. Ипуть и ее притоке р. Булдынка в весенний период (таблица 4.4).

Таблица 4.4

Концентрация ^{137}Cs в воде р. Ипуть и ее притока ручья Булдынка в 1999 г.

№ п/п	Дата отбора пробы	Место отбора пробы	Концентрация ^{137}Cs, Бк/м^3			^{137}Cs, взвесь %
			Раствор	Взвесь	Сумма	
Весна 1999 г.						
1	12.03.99	р. Ипуть, ниже впадения ручья Булдынка	68,5 ± 2,0	3,4 ± 0,1	71,9	4,7
2	22.04.99	р. Ипуть, центр русла до впадения ручья Булдынка	72,1 ± 2,1	12,2 ± 1,3	84,3	14,5
3	22.04.99	р. Ипуть, центр русла после впадения ручья Булдынка	91,2 ± 1,7	7,6 ± 0,7	98,8	8
4	22.04.99	Затон на р. Булдынка (зона смешения вод р. Булдынки и вод р. Ипуть, 400 м от устья)	110 ± 1,7	19,2 ± 1,1	129,2	15
5	12.03.99	р. Булдынка, 400 м выше устья	374 ± 5,0	75,0 ± 4,0	449	16,7

№ п/п	Дата отбора пробы	Место отбора пробы	Концентрация ^{137}Cs, Бк/м^3			^{137}Cs, взвесь %
			Раствор	Взвесь	Сумма	
6	22.04.99	р. Булдынка, 1,8 км выше устья	182 ± 3,0	92,6 ± 1,8	274,6	33
Весна 2000 г.						
7	11.03.00	р. Ипуть, центр русла в месте впадения р. Булдынка	94,0 ± 4,0	43,0 ± 4,0	137	31,4
8	30.04.00	р. Ипуть, центр русла до впадения р. Булдынка	11,0 ± 3,0	159 ± 6,0	170	93,5
9	11.03.00	р. Булдынка, 400 м выше устья	11,0 ±3,0	159 ± 6,0	170	93,5
10	30.04.00	р. Булдынка, 400 м выше устья	206± 5,5	251,5 ± 5,5	457,5	54,9
11	30.04.00	Зона смешения вод р. Булдынки и вод р. Ипуть	235 ±8,0	35,5 ± 2,8	270,5	13,1
Лето 2000 г.						
12	04.07.00	р. Ипуть, центр русла до впадения ручья Булдынка	44,9 ± 2,9	69,5 ± 3,7	114,4	60,8
13	04.07.00	р. Булдынка, 400 м выше устья	77,0 ± 4,0	96,8 ± 3,8	173,8	55,7

Весной в марте 2000 г. в начальный период снеготаяния твердый сток на р. Булдынка достигал 94%, на р. Ипуть – 31%. В летний период после дождей – соответственно 61% и 56% (Linnik et al., 2000c).

По данным исследований (Linnik et al., 1999), в 1999 г. вынос р. Ипуть ^{137}Cs достигал $7x10^7$ кБк/год, из них примерно 20% мигрировало на взвеси.

По выполненным оценкам коэффициент смыва ^{137}Cs из бассейна р. Булдынка площадью 64 км^2 в 1999 г. составлял 0,0013%, ежегодный твердый сток – 30-60 т/год. Вынос ^{137}Cs р. Ипуть в 1999 г. в створе н.п. Старые Бобовичи оценивается величиной $7x10^{10}$ Бк/год (1,89 Ки/год), сток из бассейна р. Булдынка – на два порядка ниже – $7x10^8$ Бк/год.

Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs почвы в пойме р. Ипуть варьирует от 730 кБк/м^2 до 960 кБк/м^2. Межгривные понижения, на период паводка работающие как протоки, характеризуются пониженными плотностями загрязнения ^{137}Cs (до 185-333 кБк/м^2), тогда как плотность загрязнения ^{137}Cs на гривах, как правило, превышает 740 кБк/м^2.

Загрязнение донных отложений в протоке около острова достигает 300-350 кБк/м^2, максимальное загрязнение ^{137}Cs донных отложений достигает на выходе из затона – 840 кБк/м^2, минимальное – в русловой части р. Ипуть – 78 кБк/м^2.

4.4. Ландшафтная дифференциация ^{137}Cs в пойменных массивах р. Ипуть, р. Унеча, р. Беседь

В 2001-2003 гг. были продолжены ландшафтно-радиационные исследования (Линник и др., 2002а; 2002б; 2004в; 2006а) с использованием коллимированного детектора «КОРАД» в поймах р. Ипути, ее притока р. Унеча и р. Беседь (рис. 4.18). Статистические параметры результатов радиометрических измерений в поймах указанных рек представлены в табл. 4.5.

Данные радиометрической съемки по определению параметров загрязнения ^{137}Cs (запас, заглубление) в совокупности с анализом ландшафтного строения поймы использовались для оценки процессов перераспределения

радионуклидов после аварии на ЧАЭС. Пример распределения ^{137}Cs в пойме р. Беседь представлен на рис. 4.19.

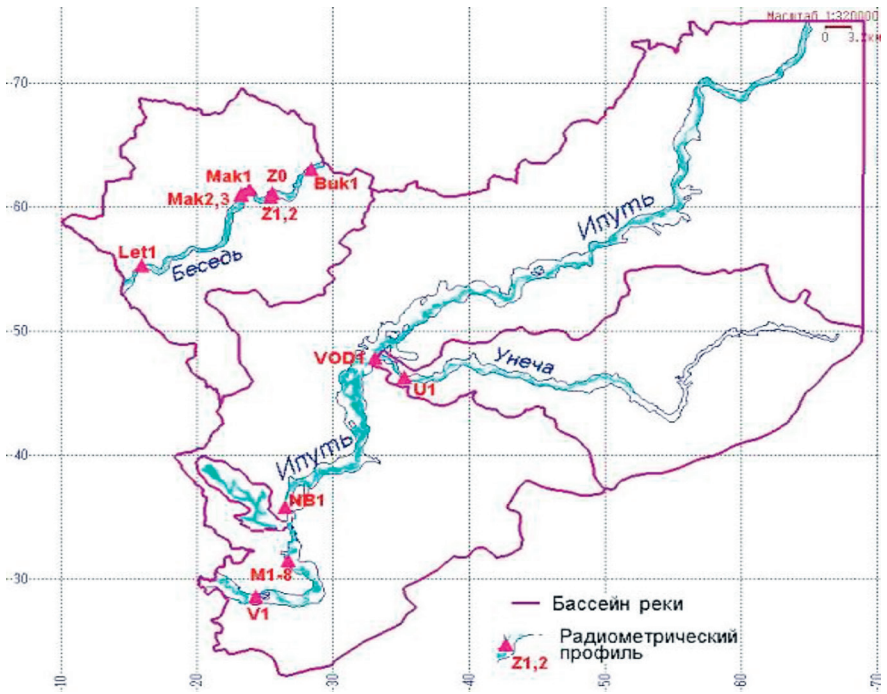


Рис. 4.18. Размещение ландшафтно-радиометрических профилей в поймах рек Ипуть, Беседь и Унеча.

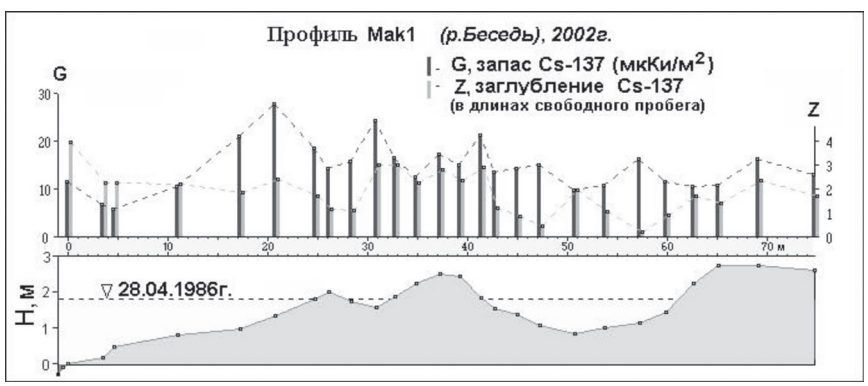


Рис. 4.19. Ландшафтно-радиометрический профиль на р. Беседь.

Детальное описание распределения ^{137}Cs в пойменных ландшафтах р. Ипуть (профиль M1-M8 и V1, NB1) выполнено в 2001 г. В дальнейшем исследования были продолжены в пойме р. Беседь в 2002 г. (Mak1, Mak2, Mak3, Z0, Z1, Z2), в 2003 г. (Buk1, L1) и пойме р. Унеча (U1, 2003 г.). Профиль Vod1 (2003 г.) расположен в месте впадения р. Унеча в р. Ипуть (табл. 4.4).

Таблица 4.5
Данные измерений по ландшафтно-радиометрическим профилям

Профиль	Число точек на профиле	L, (м)	H max, (см)	^{137}Cs (min), мкКи/м^2	^{137}Cs (max), мкКи/м^2	^{137}Cs (mean), мкКи/м^2	CV, %
M1(Ипуть)	29	56,8	317	21,5	45	31,5	15,8
M2(Ипуть)	27	55,1	310	13,19	41,3	28,35	26,8
M3(Ипуть)	11	31	310	13,9	40,8	25,1	37,2
M4(Ипуть)	15	34	325	11,9	39,27	26,6	28,7
M5(Ипуть)	34	69,7	277	5,41	46,6	30	36,1
M6(Ипуть)	23	55,6	288	6,8	51,9	31,7	39
M7(Ипуть)	16	41,6	257	5,95	35,7	17,8	42,6
M8(Ипуть)	15	34,7	270	7,16	49,4	20,35	61
V1(Ипуть)	21	131,4	276	9,3	31,3	21,2	32
NB1(Ипуть)	43	40	357	13,5	57	32,4	25
Vod1(Ипуть)	12	53	319	3,6	15,5	8,4	39
U1(Унеча)	29	90	510	3,6	32,2	16,8	38
Buk1(Беседь)	19	97,9	306	8,2	26,2	18,5	25,7
Z0(Беседь)	33	316,3	375	15,5	127,7	67	29,7
Z1(Беседь)	23	110,3	266	36,5	63	48,9	12,8
Z2(Беседь)	20	72,2	267	10,9	86	45,6	49,4
Mak1(Беседь)	26	74,8	272	5,82	27,8	14,64	34,6
Mak2(Беседь)	13	70,2	214	9,16	31,4	13,8	46,4
Mak3(Беседь)	15	62	260	7,6	18,5	12,0	24
Let1(Беседь)	26	142,5	328	3,95	8,33	5,9	23

Примечание: H max – высота точки над меженным урезом воды.

В исследовании распределения ^{137}Cs в пойменных ландшафтах принципиальное значение отводится реконструкции уровня затопления поймы на момент выпадения радиоактивных аэрозолей. Авария на ЧАЭС произошла уже на спаде половодья рек Брянской области, когда значительная часть пойменных участков уже вышла из-под зоны затопления. Выпавшие радионуклиды на вышедшую из-под затопления часть поймы не были в 1986 г. вовлечены в водную миграцию, на этих участках коэффициент вариации запаса ^{137}Cs минимальный – 15,8% (профиль M1, табл. 4.4) и, наоборот, увеличивается до 60% (профиль M8) в той части пойменного массива, где пойма была максимально затоплена. Обращает внимание, что в последующие годы режим затопления поймы в переносе ^{137}Cs уже не играл такой роли, как в 1986 г., поскольку к этому времени произошла необратимая сорбция ^{137}Cs аллювиальными почвами, особенно илами и суглинками.

В настоящее время перераспределение запаса ^{137}Cs наблюдается в основном на прирусловых валах (до высоты 1,1-1,3 м) или в нижних частях растущих пойменных массивов, где и происходит осаждение загрязненных радионуклидами взвешенных и влекомых речных наносов.

В среднем коэффициент вариации запаса ^{137}Cs в пойме р. Ипуть равен 35%, снижаясь до 31% в пойме р. Беседь. Это связано также с тем, что площадь низкой (затопленной на момент выпадения аэрозолей) поймы р. Беседь равна 4%, тогда как аналогичные природные комплексы на р. Ипуть достигают 10%.

Загрязнение ^{137}Cs пойменных почв и донных отложений реки Плава

Район г. Плавска относится к наиболее загрязненной части Тульской области с уровнем загрязнения ^{137}Cs, превышающим 10 Ки/км^2. Исследование распределения ^{137}Cs в почвенном покрове было проведено в сентябре 2001 г.

Почвы представлены выщелоченными и оподзоленными черноземами, склоны долин заняты светло-серыми лесными почвами, в поймах рек – аллювиальными почвами. Район полевых работ расположен в долине р. Плава (д. Юрьево) на границе полого-волнистого Плавского плато с абсолютными отметками 240-260 м. Долина р. Плава глубоко врезана, по бортам оврагов и балок наблюдаются выходы известняков и доломитов нижнего карбона. Русло реки Плава на участке проведения работ сложено известняковым щебнем. Ширина русла достигает 35-45 м. Правый берег пологий, ширина поймы достигает 20-40 м, левый берег реки Плава обрывистый, высотой 2-2,5 м, ширина высокой поймы достигает 200 м.

Изучались два процесса – вертикальная миграция ^{137}Cs, а также захоронение ^{137}Cs в результате действия эрозионного и руслового факторов. Исследование распределения ^{137}Cs в почве проводилось полевым радиометром «КОРАД» на 4-х профилях (три на правом берегу – от уреза воды до террасового уступа, один – на левом берегу на высокой пойме). Всего выполнено 69 измерений. Результаты измерений на профиле III и IV представлены на рис. 4.20.

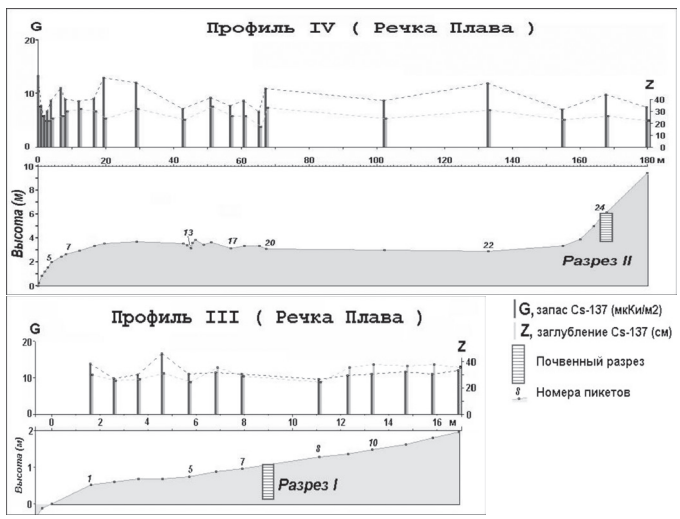


Рис. 4.20. Радиометрическое профилирование и отбор проб в пойме р. Плава (2001 г.).

Средний запас ^{137}Cs на профиле III (регулярно затапливаемая часть поймы) равен 12 мкКи/м^2, максимум – 16,6 мкКи/м^2, минимум – 9,5 мкКи/м^2, тогда как на профиле IV (эпизодически затапливаемая пойма) аналогичные значения равны соответственно 9,1 мкКи/м^2, 5,7 мкКи/м^2, 13,2 мкКи/м^2. Таким образом, затапливаемая часть поймы характеризуется повышенным значением содержания ^{137}Cs в почве, связанным с дополнительным поступлением ^{137}Cs

в процессе осаждения речных наносов и горизонтального смыва с расположенных выше по склону огородов. Незначительное повышение запаса ^{137}Cs на пикете 22 профиля IV связано, вероятнее всего, с локальным перераспределением активности за счет дождевых и талых вод в притеррасном понижении.

Среднее значение заглубления ^{137}Cs (Z) на профиле III равно 28 см, на профиле IV – 26 см, тогда как минимальное значение (17 см) выявлено на профиле IV против 22 см на профиле III. По заглублению эти профили практически не различаются.

Из условий однородности микрорельефа и загрязнения ^{137}Cs на двух профилях были выбраны микроплощадки для описания почвенного разреза и послойного отбора почвенных образцов. Разрез I заложен в пойме на пологом участке правого берега р. Плава на влажнотравном стравленном лугу (профиль III). Почва пойменная дерновая легкосуглинистая глееватая карбонатная. С глубины 72 см вскрыт известняковый щебень. Разрез II выбран на левом крутом залесенном берегу долины р. Плава в березняке (профиль IV). Почва светло-серая лесная легкосуглинистая.

Отбор образцов выполнялся на глубину до 40-50 см с шагом 5 см кольцевым отборником диаметром 11 см. Полученные результаты лабораторных измерений γ-излучателей в почвенных пробах на спектрометре CANBERRA использовались для верификации измерений радиометром «КОРАД». Сравнение данных спектрометрических измерений отобранных проб и измерений радиометром дало следующие результаты. Плотность загрязнения ^{137}Cs в разрезе I равна 10,6 мкКи/м^2 (пробы) и 11,0 мкКи/м^2 (КОРАД), тогда как в разрезе II – 9,1 мкКи/м^2 (пробы) и 9,8 мкКи/м^2 (КОРАД).

Анализ вертикального распределения ^{137}Cs в аллювиальной и серой лесной почве показывает существенные различия (рис. 4.21). Максимум удельной активности ^{137}Cs в разрезе I выявлен на глубине 10-15 см (2,2 кБк/кг), тогда как в разрезе II – в слое 0-10 см (до 3,2 кБк/кг).

На коренном склоне распределение активности сосредоточено в верхнем горизонте, хотя вертикальная миграция ^{137}Cs и наблюдается. Об этом свидетельствует нахождение «чернобыльского» маркера ^{134}Cs (2-3 Бк/кг) на глубине 20 см. Горизонтальный смыв (намыв) ^{137}Cs в разрезе II спустя 15 лет после выпадения на почву достоверно не выявлен.

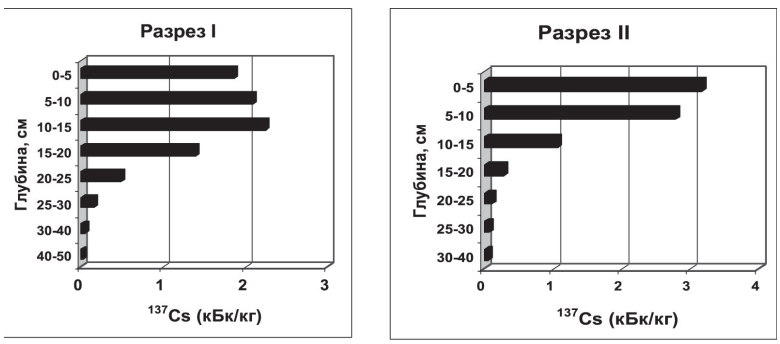


Рис. 4.21. Вертикальное распределение ^{137}Cs в пойменной дерновой легкосуглинистой глееватой (разрез I, профиль III) и светло-серой лесной легкосуглинистой почве (разрез II, профиль IV).

На затапливаемой пойме (разрез I) принципиально иная картина: максимум загрязнения ^{137}Cs смещен на глубину 10-15 см, причем ^{134}Cs обнаруживается в слое 20-25 см. Распределение ^{137}Cs в этом разрезе обусловлено одновременным действием нескольких факторов: повышенным гидроморфизмом почвы, способствующем диффузионному и конвективному переносу ^{137}Cs, плоскостной эрозией и осаждением загрязненного ^{137}Cs наилка в весенний период.

Тогда скорость захоронения ^{137}Cs (слой 10-15 см) за 15 лет после аварии на ЧАЭС составила 0,66-1 см/год. В конкретном случае необходимо учитывать не только отложение аллювия при затоплении поймы, но также тот факт, что дополнительным источником поступления почвенного материала на пойму мог быть эрозионный смыв с расположенных выше по склону огородов.

Исследования в центральной, наиболее загрязненной части Плавского радиоактивного пятна, проведенные в 2014 г. в пойме р. Локна, правобережном притоке р. Плавы (Мамихин и др., 2016), характеризуют процессы осадконакопления аллювия в отдаленный период после аварии. Учитывая то, что в целинных черноземах надпойменных террас суходольных лугов максимум ^{137}Cs не заглублен и находится в верхних 3-х сантиметрах, данные по вертикальному распределению ^{137}Cs вполне могут быть использованы для оценки скорости накопления в пойме р. Локна разных высотных уровней. Согласно полученным данным (Мамихин и др., 2016) выявлена принципиальная разница в скорости накопления аллювия на низкой и средней пойме. Так, на низкой пойме четкий максимум ^{137}Cs фиксируется на глубине от 21-24 см до 27-30 см. Тогда как на средней пойме такой максимум ^{137}Cs не типичен: современный профиль распределения ^{137}Cs более равномерный до глубины 12-15 см с неявно выраженным максимумом на глубине 6-9 см. Таким образом, темпы накопления аллювия за период с 1986 по 2014 гг. составили в среднем на низкой пойме 0.7 ± 0,2 см/год, на высокой пойме – 0,25 ± 0.05 см/год (Мамихин и др., 2016).

По результатам многолетних исследований трансформации поля загрязнения ^{137}Cs в Плавском пятне (долина р. Плава) сделан вывод, что наиболее активные изменения уровня загрязнения происходят на уровне низкой поймы за счет его вторичной аккумуляции (Иванова и др., 2014). В нижнем течении и на пойме формируется ареал вторичного загрязнения с плотностью, значительно превышающей (в 4-8 раз) значения уровня загрязнения за пределами пойменных участков.

Загрязнение ^{137}Cs донных отложений р. Плава

Одновременно с проведением радиометрической съемки в пойме р. Плава было проведено обследование донных отложений с применением водного погружного детектора (Govorun et al., 2006; Linnik et al., 2006b). В точках радиометрических измерений определялся характер донных отложений, а также измерялась скорость течения реки (рис. 4.22).

Ширина русла на профиле составляет 40 м, максимальная глубина – 1,2 м. Левый берег более крутой, правый – пологий. Русло реки сложено

доломитовым галечником, в отдельных местах узкой полосой, где растут водоросли – происходит отложение илистой фракции. Скорость течения в реке в центральной части русла доходит до 30 см/сек, снижаясь до нулевых значений в заросшей водорослями части.

Для распределения ^{137}Cs в донных отложениях наблюдается обратная зависимость от скорости течения: при снижении течения плотность загрязнения возрастает до значения 14,7 мкКи/м^2 (где растут водоросли), при увеличении течения снижается до 0,03 мкКи/м^2 (табл. 4.6).

Причем коэффициент вариации распределения ^{137}Cs в донных отложениях (табл. 4.5) равен 105%, тогда как для пойменных почв принимает значения 18,1% (правосторонняя пойма) и 23,4% (левосторонняя пойма).

В двух контрольных точках для верификации измерений водным детектором были отобраны пробы донных отложений (табл. 2.1), разбавление донных осадков (390 Бк/кг) по сравнению с верхним 5-см слоем почвы (рис. 4.21) составляет примерно 5 раз.

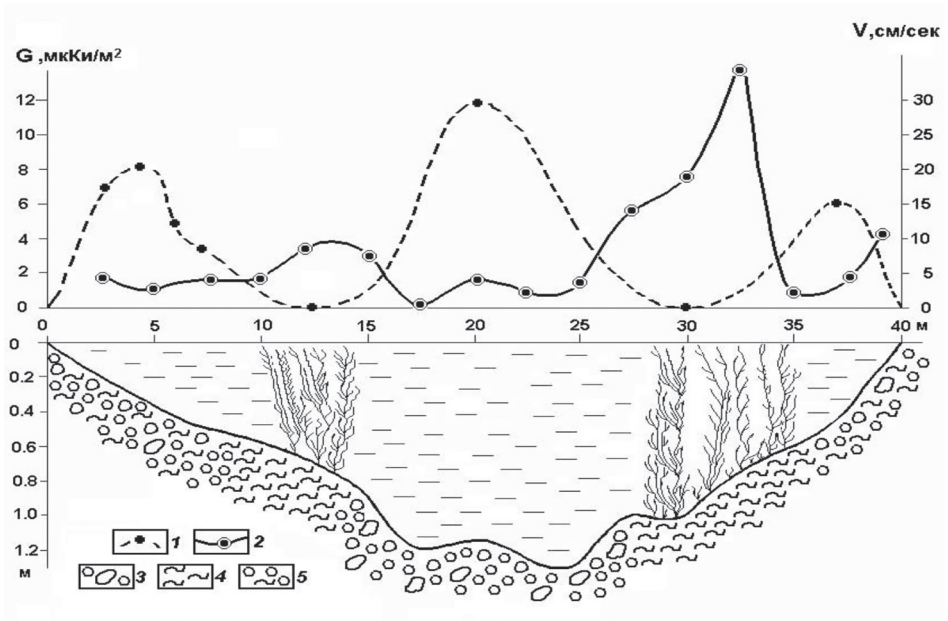


Рис. 4.22. Подводный профиль р. Плава. 1 – скорость течения, см/сек; 2 – загрязнение донных отложений ^{137}Cs, мкКи/м^2; 3 – доломитовый галечник; 4 – илы; 5 – доломитовый галечник с илами.

Таблица 4.6

Статистические параметры распределения ^{137}Cs (мкКи/м^2) в почве и донных отложениях ландшафтно-радиационных профилей «Плава» в 2001 г.

Название	I-III профиль (правосторонняя пойма)	IV профиль (левосторонняя пойма)	Подводные I-III (подводные профили)
Число измерений	48	22	29
Среднее	10,5	9,1	2,66
Медиана	10,4	8,7	1,74
Минимум	5,5	5,67	0,03

Название	I-III профиль (правосторонняя пойма)	IV профиль (левосторонняя пойма)	Подводные I-III (подводные профили)
Максимум	16,6	13,2	14,72
Стандартное отклонение	1,9	2,13	2,78
CV%	18,1%	23,4%	105%
Асимметрия	0,71	0,51	2,71
Эксцесс	2,25	-0,63	8,59

Распределение ^{137}Cs в гранулометрических фракциях аллювиальных почв

Для оценки интенсивности выноса радионуклидов с твердым стоком исследован гранулометрический состав (рис. 4.23) и распределение ^{137}Cs в гранулометрических фракциях аллювиальных отложений (рис. 4.24), отобранных из верхних горизонтов (0-5 см) в пойме р. Ипуть (Старые Бобовичи, Брянская область, плотность загрязнения 30 Ки/км^2) и в пойме р. Плава (район Плавска, плотность загрязнения около 10 Ки/км^2). Проба Р1-1 характеризует пойменные условия осадконакопления, проба Р4-1-1 – участок коренного склона долины р. Плава. Проба М2-4 характеризует свежий наилок (дата отбора – август 2001 г., взятый на уровне меженного уреза воды р. Ипуть (Брянская область) на глубину 5 см.

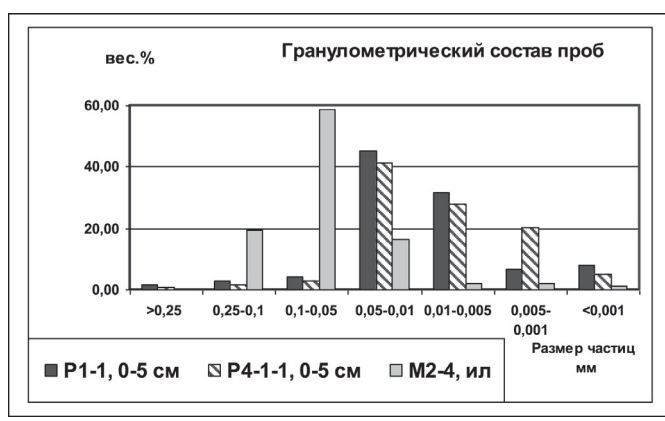


Рис. 4.23. Гранулометрический состав аллювиальных почв р. Ипуть и р. Плава.

В пойме р. Плава преобладают дерновые легкосуглинистые глееватые почвы, тогда как в пойме р. Ипуть – аллювиальные глеевые супесчаные почвы. По гранулометрическому составу пробы пойменных отложений р. Плава отличаются от аллювиальных наносов р. Ипуть.

Пойменные почвы р. Плавы (Р1-1 – разрез I, Р4-1-1 – разрез II на рис. 4.20 выбран для контроля на склоне долины р. Плава) на 90% состоят из частиц размером менее 0,05 мм. Максимальная доля (около 40%) приходится на фракцию 0,05-0,01 мм, доля более мелких фракций уменьшается с уменьшением размеров частиц. Гранулометрический состав аллювиальных отложений р. Ипуть (М2-4) на 80% сформирован частицами размером 0,25-0,05 мм.

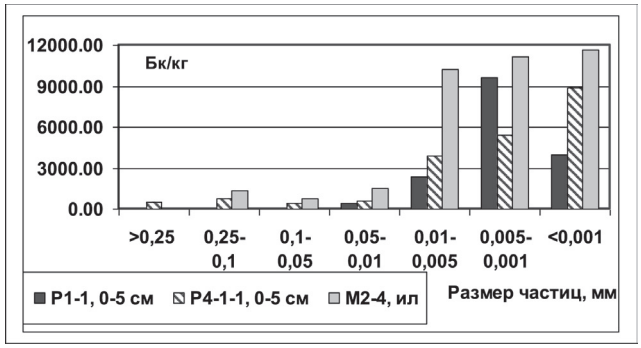


Рис. 4.24. Удельная активность ^{137}Cs в гранулометрических фракциях аллювиальных почв р. Ипуть и р. Плава.

Для всех рассматриваемых образцов характерна общая тенденция – увеличение удельной активности ^{137}Cs с уменьшением размера фракции (рис. 4.24). Обращает внимание, что в пойменной почве р. Плава максимум удельной концентрации приходится на фракцию 0,005-0,001 мм, тогда как на р. Ипуть – на фракцию меньше одного микрона (Linnik et al., 2006b; Korobova et al., 2008).

Основной вклад (72%) в суммарную активность ^{137}Cs на р. Плава вносят частицы размером 0,01-0,005 и 0,005-0,001 мм (рис. 4.25).

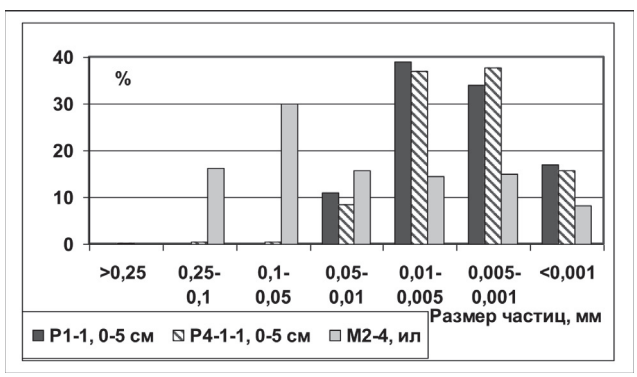


Рис. 4.25. Вклад различных фракций в общую активность ^{137}Cs.

В пойменных отложениях р. Ипуть вклад этих фракций в суммарную активность существенно ниже и составляет в сумме 30%. При этом максимум общей активности ^{137}Cs (30%) приходится на фракцию 0,1-0,05 мм за счет повышенного содержания указанной фракции в составе аллювиальных отложений р. Ипуть.

4.5. Барьерный эффект накопления ^{137}Cs в пойме на мониторинговой площадке М2

Площадка М2 (рис. 4.26) расположена на узкой пойме среднего и высокого уровня, причлененной к правому коренному берегу р. Ипуть. Площадка

ориентирована по течению реки, ширина поймы в данном месте составляет 60-80 м. Меженный урез воды для данного участка равен 128,6 м, высотные отметки центрального массива поймы колеблются от 131,0 до 132,0 м. В верхней (северной) части пойменного массива низкая пойма отсутствует, обрывистый берег имеет высоту 2,0-3,0 м над меженным урезом воды.



Рис. 4.26. Пойменный участок р. Ипуть. Мониторинговая площадка М2. Снимок в период половодья. Штриховой линией выделены краевые участки затопления на спаде половодья (зоны осаждения ^{137}Cs).

Пойма представлена узкими вытянутыми прирусловыми валами и гривами с неглубокими межгривными понижениями, сложенными аллювиальными песками и супесями с аллювиальными луговыми супесчаными и легкосуглинистыми почвами. Незначительные участки низкой поймы в виде отмели, заросшей ивняком, и растущего прируслового вала появляются в центральной части пойменного массива, активное формирование низкой поймы наблюдается в южной части пойменного массива, где происходит разгрузка взвешенных и влекомых наносов р. Ипуть.

Пойма представлена узкими вытянутыми прирусловыми валами и гривами с неглубокими межгривными понижениями, сложенными аллювиальными песками и супесями с аллювиальными луговыми супесчаными и легкосуглинистыми почвами.

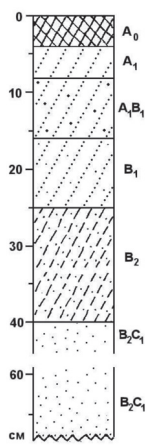
Незначительные участки низкой поймы в виде отмели, заросшей ивняком, и растущего прируслового вала появляются в центральной части пойменного массива, активное формирование низкой поймы наблюдается в южной части пойменного массива, где происходит разгрузка взвешенных и влекомых наносов р. Ипуть.

Вершины грив на данном участке поймы заняты злаково-разнотравным лугом. Проективное покрытие – 70-75%, высота травостоя – 30-35 см. В видовом составе выделяются крупные злаки: щучка дернистая (Deschampsia caespitosa), овсяница луговая (Festuca pratensis), трясунка средняя (Briza media), пырей ползучий (Agropyron repens). Из мелких злаков встречают-

ся овсяница красная (Festuca rubrum), душистый колосок (Anthoxanthum odoratum). Сухолюбивое разнотравье представлено васильком луговым (Centaurea jacea), тысячелистником обыкновенным (Achillea millefolium), подмаренником мягким (Galium mollugo), подорожником (Plantago lanceolata), пижмой (Tanacetum vulgare). Из бобовых представлены клевер луговой (Trifolium pratense), горошек мышиный (Vicia cracca), встречается лапчатка гусиная (Potentilla anserina), щавель кислый (Rumex acetosella). На склонах грив появляется подбел (Andromeda polifolia), валериана (Valeriana exaltata), таволга (Filipendula ulmaria), молочай болотный (Euphorbia palustris), хвощ полевой (Eguisetum pratense), ястребинка (Hieracium pilosella).

Межгривные понижения заняты таволгово-осоковой ассоциацией с проективным покрытием 80-90% и высотой травостоя 35-40 см. Преобладают осока вздутая (Carex inflata), осока пузырчатая (Carex vesicaria). В видовом составе присутствует подмаренник (Galium verum), таволга (Filipendula ulmaria), вероника (Veronica longifolia), в наиболее увлажненных местах встречается тростник (Phragmítes communis), рогоз (Typha angustifolia), ирис (Iris pseudacorus).

Почвенный покров различается в зависимости от местоположения в рельефе. На гривах развиты аллювиальные луговые супесчаные почвы, в понижениях – супесчаные, местами легкосуглинистые глееватые аллювиальные луговые почвы. На рис. 4.27 представлен почвенный разрез М2-4, заложенный в межгривном понижении (аллювиальная луговая глееватая супесчаная почва).



0-4 см	Редкие кочки (h~3-4см), плотная дернина, темно-серая иловатая супесь, влажный, граница неровная, нечеткая
4-8 см	Темно-серая иловатая бесструктурная супесь, корни растений, влажный, рыхлый, граница нечеткая, неровная
8-16 см	Уплотненная бесструктурная супесь серого цвета, рыхлая, отдельные прогумусированные пятна, редкие следы оглеения (охристые пятна), граница четкая, ровная
16-25 см	Связная супесь, светло-желтого цвета, более плотная, ярко выраженные охристые пятна, влажный, призматические отдельности, редкие корни растений, граница неровная, переход четкий по цвету
25-40 см	Легкий суглинок опесчаненный, пестрый по цвету, охристые пятна, плотный, влажный, граница четкая по цвету, ровная
40-67.. см	Уплотненный песок светло-желтого цвета с охристыми и сизыми глееватыми пятнами, влажный.

Рис. 4.27. Морфологическое описание почвенного разреза М2-4 (Моренная гряда).

По данным бурения на вершине гривы вскрыты пески пылеватые (с глубины 1,5 м глинистые) мощностью 2,2 м. До глубины 4,2 м аллювиальные отложения представлены супесями, подстилаемыми песками средней крупности с включением (до 20%) гравия и гальки. Грунтовые воды вскрываются с глубины 3,65 м, по химическому составу вода гидрокарбонатно-кальциевая. В межгривном понижении в скважине до глубины 1,3 м вскрываются

пылеватые пески, глинистые, с линзами ожелезнения, до 2,6 м – мелкие, сильно глинистые пески, до глубины 5,9 м залегают пески средней крупности с включением гравия. В песках пылеватых определяющая фракция 0,1-0,05 мм – 73%, коэффициент фильтрации составляет 0,1 м/сут, в песках средней крупности – преобладает фракция 0,5-0,25 мм – 50,7%, пылевато-глинистых частиц – 16,2%.

Площадка ориентирована по течению реки, ширина поймы в данном месте составляет 60-80 м. Меженный урез воды для данного участка равен 128,6 м, высотные отметки центрального массива поймы колеблются от 131,0 до 132,0 м.

Радиометрическая съемка площадки М2 проводилась по регулярной сетке 20х20 м. В пойменной части площадки М2 брались дополнительные точки в зависимости от строения микрорельефа. На площадке М2 установлена значительная контрастность в плотности загрязнения ^{137}Cs. Средняя плотность загрязнения данной площадки равна 36 мкКи/м^2, средняя МЭД – 127 мкР/час.

На площадке М2 был установлен инверсионный эффект в распределении ^{137}Cs, когда плотность загрязнения в межгривных понижениях в 3-4 раза была ниже, чем на гривах (рис. 4.28 и рис. 4.29). При этом максимальная вариабельность запаса ^{137}Cs отмечалась в пойменной части площадки и существенно меньше в ее склоновой части.

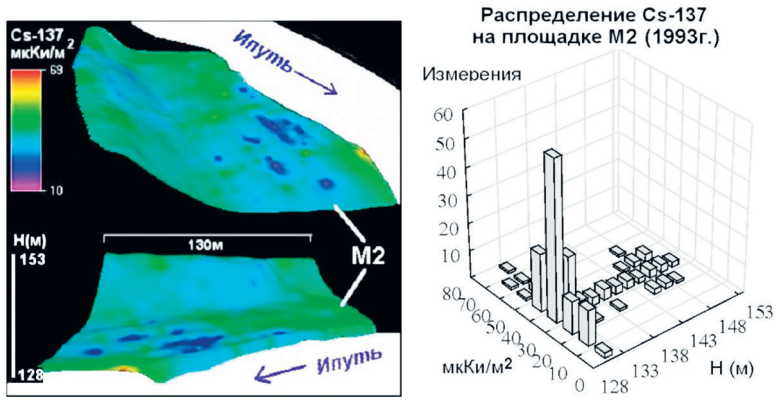


Рис. 4.28. Распределение ^{137}Cs в пойме р. Ипуть на площадке М2.

Обращает внимание, что на вершине гривы максимум загрязнения ^{137}Cs расположен на глубине 3-4 см (рис. 4.29). Это подтверждает тот факт, что «грива растет» и суммарное накопление аллювия за 6 лет после аварии составило 3 см.

Для межгривного понижения различие в удельной концентрации ^{137}Cs в слое 0-2 см и 2-3 см (максимум концентрации ^{137}Cs) не столь значительное. В межгривном понижении наблюдается осаждение тонкой фракции взвешенных наносов с довольно высокой удельной концентрацией ^{137}Cs, что подтверждает результаты радиометрической съемки на этом же пойменном массиве, полученные в 2001 г. (см. рис. 4.17).

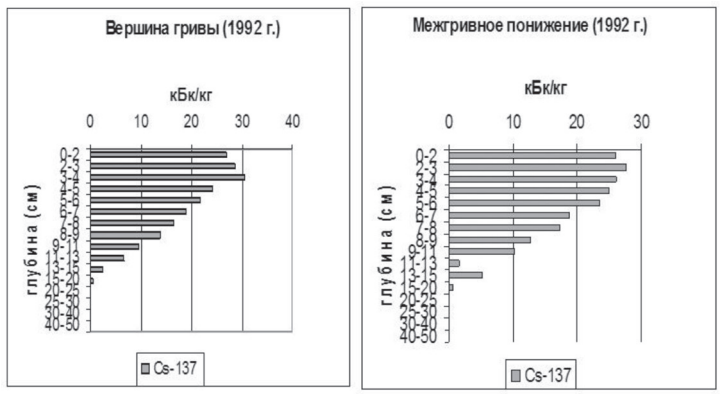


Рис. 4.29. Радиальное распределение ^{137}Cs на средней пойме (мониторинговая площадка М2).

Для объяснения причин инверсионного распределения ^{137}Cs на средней пойме (в межгривных понижениях наблюдался минимум плотности загрязнения ^{137}Cs) была проведена детальная радиометрическая съемка с шагом 0,5 м на трех параллельных профилях. Кроме того, в тех точках, где плотность загрязнения ^{137}Cs в межгривном понижении по результатам съемки «КОРАД» была в 3-4 раза ниже, чем на гриве, до глубины 70 см отбирались контрольные пробы почвы, для которых измерение удельной концентрации ^{137}Cs проводилось в лабораторных условиях. Анализ отобранных проб почвы подтвердил низкое содержание ^{137}Cs в межгривных понижениях, которое было выявлено при радиометрической съемке.

Результаты измерений ^{137}Cs на одном из трех профилей с шагом съемки 0,5 м в малой геометрии (площадь детектирования равна 0,5 м^2) представлены на рис. 4.30.

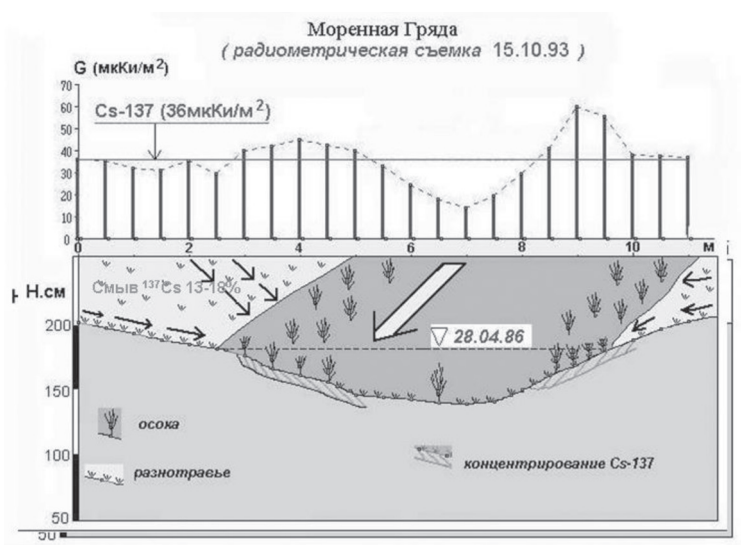


Рис. 4.30. Микроплощадка М2-1 (шаг радиометрической съемки 0,5 м).

На склонах гривы, четко маркируемых границей распространения осоки, наблюдалась полоса шириной 2-2,5 м концентрирования ^{137}Cs (свыше 40 мкКи/м^2), т.е. явно фиксировался барьерный эффект осаждения ^{137}Cs.

Поскольку данные измерений по загрязнению водных объектов радионуклидами в Брянской и Тульской области в начальный момент аварии (апрель-май 1986 г.) отсутствуют, то представляет интерес реконструкция формирования поля загрязнения ^{137}Cs пойменных ландшафтов. Для реконструкции динамики загрязнения ^{137}Cs пойменного массива М2 в весенний период 1986 г. используем корреляцию гидрологического режима реки (уровень зоны затопления в период половодья) с периодом образования цезиевых пятен (см. раздел 4.3). Механизм формирования такого плана геохимического барьера был также исследован в 1999-2001 гг. при проведении детальных ландшафтно-радиометрических исследований на рр. Ипуть, Беседь, Унеча (Брянская обл.) и р. Плава (Тульская обл.).

Было установлено, что по характеру загрязнения вся пойма р. Ипуть может быть разделена на две зоны, границей которых служит уровень воды в р. Ипуть на момент аварии (что составляет превышение над меженным урезом 2,5 м). Первая зона (вышла из режима затопления на момент формирования загрязнения поймы) включала высокую пойму и гривы на средней пойме, вторая зона (затопленная) – низкую пойму и межгривные понижения.

Выполненная реконструкция гидрологической обстановки на площадке М2 на 28 апреля 1986 г. представлена на рис. 4.30. Нижняя часть пойменного массива М2 еще находилась под водой, гривы уже вышли из-под затопления, межгривные понижения оставались затопленными. 28 апреля 1986 г. пойма р. Ипуть на площадке М2 была затоплена полностью до высотных отметок 131,25±0,03м. Нижняя часть пойменного массива еще находилась под водой, поступление воды через прорву в верхней части массива прекратилось, гривы уже вышли из-под затопления, вода стояла в межгривных западинах, что и отображено на рис. 4.30 и 4.31.

Для удобства анализа на рис. 4.30 отмечен средний уровень загрязнения ^{137}Cs (36 мкКи/м^2). Как видно из представленных данных, концентрирование ^{137}Cs наблюдалось по краям затопленной западины (до 60 мкКи/м^2). Данный барьер можно отнести к механическим (Перельман, Касимов, 1999), который формируется по границе раздела «вода-суша». Поступающие радиоактивные аэрозольные частицы оказались в принципиально различных геохимических обстановках: часть из них поступила на поверхность почвы, другая – на поверхность речной воды. Поскольку данная западина была гидродинамически связана с руслом реки, то часть растворенного ^{137}Cs была вынесена в реку, доказательством этого служит измеренное низкое значение активности ^{137}Cs (13,1 мкКи/м^2). Проявление латерального смыва ^{137}Cs на гриве можно также видеть на профиле М2-1 на расстояниях 0,5-2,5 м – на этом участке профиля было смыто до 13-18% запаса ^{137}Cs. Поскольку в первую неделю после 28 апреля 1986 г. спад половодья в р. Ипуть составлял несколько сантиметров в сутки, то наряду с осаждением взвеси медленный спад половодья был благоприятен также для осаждения по краям западины загрязненных ^{137}Cs растительных остатков.

Особенность такого геохимического барьера заключается в том, что он образуется за короткий промежуток времени (несколько суток), и его формирование зависит от двух факторов – длительности поступления из атмосферы ^{137}Cs (в нашем случае это с 27 по 29 апреля 1986 г.) и скорости выхода поймы из режима затопления. В том случае, если пойма реки на момент формирования ее загрязнения уже вышла из режима затопления (например, р. Беседь), формирование геохимических барьеров данного типа не наблюдалось.

Таким образом, был вскрыт механизм формирования механического (за счет геофизических факторов) барьера концентрирования ^{137}Cs в пойменных ландшафтах, который мог формироваться только при определенном сочетании ряда условий. Его образованию способствовал конденсационный тип аэрозольных выпадений, при котором формировались подвижные фракции ^{137}Cs.

Второй важный момент – это наличие на момент загрязнения земной поверхности техногенными радионуклидами затопленных участков поймы. Принципиально важно то, что зона формирования данного барьера не обязательно совпадает с традиционными ландшафтными (геоморфологическими) рубежами, поскольку связана с переменным фактором (уровнем затопления).

Рассмотрим теперь связь режима затопления пойменного массива М2 с уровнями сформировавшегося загрязнения почвы ^{137}Cs (рис. 4.31), полученными в результате проведения радиометрической съемки. Для построения карт рис. 4.31 использованы гидрологические данные по восстановленному уровню затопления поймы р. Ипуть на 28 апреля 1986 г. (верхняя часть рис. 4.31) и первые числа мая 1986 г. (нижняя часть рис. 4.31).

На основании цифровой модели рельефа (ЦМР) построим карту высотных уровней поймы на площадке М2 в изолиниях с сечением горизонталей 20 см.

Верхняя часть рисунка характеризует начальную фазу выпадения радиоактивных аэрозолей на 28 апреля 1986 г. Значительный разброс в запасе ^{137}Cs, зафиксированного в почвенном покрове затопленных участков поймы, связан с тем, что вода была активным агентом перераспределения радионуклидов. Так, те части межгривных понижений, которые в период половодья 1986 г. концентрировали сток, характеризуются пониженными значениями запаса ^{137}Cs (13,7 мкКи/м^2), тогда как максимум запаса ^{137}Cs (свыше 40 мкКи/м^2) связан с осаждением на склонах грив загрязненных растительных остатков при общем понижении уровня воды в р. Ипуть.

В этом плане показателен пикет (выделен на рис. 4.31 указателем) с уровнем загрязнения ^{137}Cs (61,3 мкКи/м^2), расположенный чуть к югу от трех микропрофилей.

В момент выпадения аэрозолей 28 апреля 1986 г. этот пикет был в зоне затопления, затем (нижняя часть рис. 4.31) этот участок поймы стал выходить из режима затопления, благодаря наличию осоки, которая увеличила шероховатость подстилающей поверхности, были созданы благоприятные условия для максимального осаждения радионуклидов.

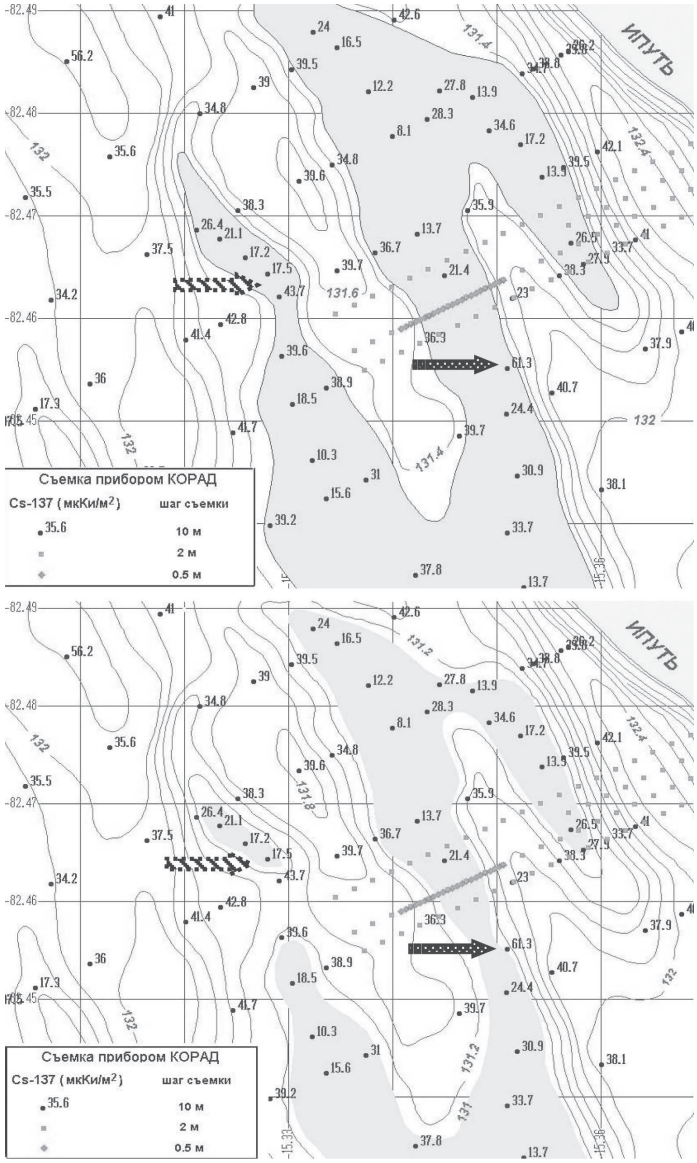


Рис. 4.31. Реконструкция затопления поймы на площадке М2 в период выпадения осаждения «чернобыльских» аэрозолей (28 апреля – начало мая 1986 г.)

Указатель на пикет с плотностью загрязнения ^{137}Cs (61,3 мкКи/м^2);

– формирование пойменного «озера» на спаде половодья в 1986 г.

Другой случай, как могло формироваться загрязнение ^{137}Cs отдельных пойменных участков, рассмотрим на примере фрагмента пойменного затона (центральная часть рисунка 4.31). Так, в этой части поймы 28 апреля осевшие на водную поверхность аэрозоли были гидродинамически связаны с руслом реки, поэтому здесь наблюдалось снижение плотности загрязнения

до значений ^{137}Cs 17,2-21,1 мкКи/м^2. При снижении уровня воды в р. Ипуть эта часть поймы превратилась в изолированное временное пойменное озеро, откуда вынос ^{137}Cs стал невозможен. Обращает внимание, что здесь также наблюдался эффект локального концентрирования ^{137}Cs до значений 39,6 и 43,7 (по краю водной поверхности).

4.6. Оценка латеральной миграции ^{137}Cs в полесских ландшафтах Брянской области

Оценка пространственно-временных параметров латеральной миграции имеет важное теоретическое и прикладное значение для динамики ландшафта (Жидкин и др., 2016; Линник и др., 2017).

Латеральная миграция ^{137}Cs на склонах и в долинах малых рек полесских ландшафтов Брянской области имеет определенные особенности. Представленная ниже оценка латеральной миграции ^{137}Cs получена на основе балансовых расчетов, которые были проведены при обработке массового статистического материала, полученного в результате проведения радиометрической съемки на мониторинговых площадках или на ландшафтно-радиометрических профилях (для контроля отбирались пробы почвы для дальнейшего определения плотности загрязнения в лабораторных условиях). Данные по латеральной миграции ^{137}Cs характеризуют три различных участка, различающиеся по ландшафтным условиям:

1) нижняя часть склона водораздельной поверхности (площадка В1 профиля «Барки») под ельником-черничником с примесью осины с перегнойно-подзолистой поверхностно-оглеенной почвой (рис. 4.32).

2) пойменная и террасовая часть долины малых рек с дерновой луговой супесчаной почвой под вейниковой ассоциацией и аллювиальной лугово-болотной почвами (площадка В4 профиля «Барки», рис. 4.36);

3) катена агроценоза крутизной 4° под дерново-подзолистой песчаной почвой (склоновый агроценоз ВИУА, рис. 4.41).

Оценка латеральной миграции ^{137}Cs на площадках профиля «Барки»

Подробная ландшафтная и радиационная характеристика площадок В1 и В4 представлена ранее (раздел 3.2. и 3.5). В данной части остановимся более подробно на описании тех особенностей структуры почвенного покрова, которые являются принципиально важными для объяснения процессов радиальной и латеральной миграции ^{137}Cs. В процессе ландшафтно-радиационной паспортизации мониторинговых площадок РНЭЦ Госкомчернобыль РФ (см. раздел 2.5) были выполнены описания структуры почвенного покрова, а также проведены радиометрические измерения с использованием прибора «КОРАД».

На площадке выражен слабоволнистый рельеф с общим уклоном поверхности в южном и юго-восточном направлении, с отдельными западинами размером до нескольких метров и глубиной 20-40 см, где в весенний период грунтовые воды подступают к поверхности почвы. Поверхностный

сток ^{137}Cs из таких западин может осуществляться в весенний период по узким микропромоинам, которые заполнены слоем хвойной подстилки с добавлением опавшей листвы (мощностью 10-12 см).

На площадке была выполнена топографическая съемка в масштабе 1:200, площадь участка составляет 0,57 га. На плане отмечались все деревья диаметром более 10 см (рис. 4.32). Абсолютные отметки пикетов (общее число 563, включая деревья) даны с точностью 1 см, горизонтали проведены через 20 см, диапазон высотных уровней площадки В1 составляет 152,68-154,68 м. Данные топографической съемки в дальнейшем использовались для построения цифровой модели рельефа, а также выявления зон аккумуляции и сноса и их связи с характером радионуклидного загрязнения на площадке.

На площадке было выполнено бурение до глубины 6 м. В скважине до глубины 3,5 м вскрыты пески мелкие с линзами песков средней крупности, подстилаемые опесчаненными суглинками. В гранулометрическом составе мелких песков определяющей является фракция с размером частиц 0,25-0,1 мм – 45,3% и фракция с размером частиц 0,5-0,25 мм – 31,4%, содержание пылевато-глинистых частиц – 18,5%. Коэффициент фильтрации мелких песков составляет 4 м/сут и 15 м/сут для песков средней крупности. Грунтовые воды залегают на глубине 5 м.

В древесном ярусе площадки В1 преобладает ель обыкновенная (возраст 70-80 лет), высотой 28-30 м, средний диаметр 30-40 см. Полнота древостоя 0,7-0,8, состав – Е6Д2О1Б1 (Picea excelsa, Querqus robur, Populus tremula, Betula pendula). Кустарниковый ярус отсутствует. Кустарничковый ярус из черники представлен фрагментарно. Мхи распределены фрагментарно (20-30% площади), не образуя сплошного покрова, так же фрагментарно распределены участки мертвопокровника, в основном под елями. В центральной части площадки, в наиболее ее низкой части, можно выделить осинник вейниковый с пятнами сфагнума по понижениям и сосняк-зеленомошник чернично-вейниковый с орляком по выпуклым элементам микрорельефа.

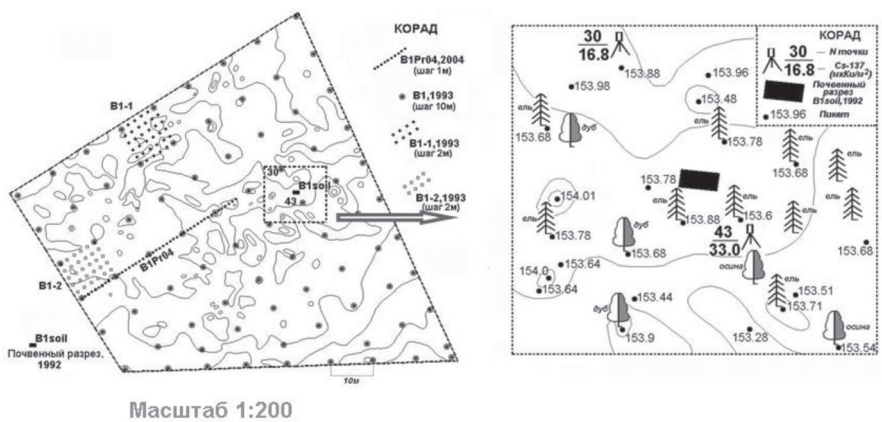


Рис. 4.32. Радиометрические измерения на площадке В1 с различным шагом для определения иерархии микроструктур загрязнения ^{137}Cs. Местоположение почвенного разреза В1-1 (B1soil).

Почвенный покров характеризуется комплексностью, обусловленной неоднородностью микрорельефа, варьированием мощностью подстилки, а также различной степенью проявления гидроморфизма. Почвенные исследования были проведены в 1992 г., почвенный разрез расположен в северо-восточной части площадки, в радиусе 10 м произрастают ель, дуб и осина. Местоположение контрольного почвенного разреза В1-1 отмечено на рис. 4.31. Здесь же приведена общая схема проведения радиометрической съемки на площадке В1.

Почва в разрезе перегнойно-мелкоподзолистая поверхностно-оглеенная (рис. 4.33), на флювиогляциальных песках. Мощная подстилка в верхней части (0-2 см) представлена свежим хвойным опадом с примесью листьев осины, в нижней части (2-10 см) степень минерализации хвойного опада увеличивается, плотность горизонта возрастает. На глубине 10-14 см залегает достаточно плотный перегнойный горизонт черного цвета, мокрый, его выраженность и мощность меняются в почвенном разрезе. Гумусово-элювиальный горизонт A_1A_2 залегает на глубине 14-30 см.

На светло-сером фоне хорошо выражены белесые пятна, горизонт бесструктурный, супесчаный, уплотненный, влажный. С глубины 30 см прослеживается горизонт $B_1(A_1)$, характеризующийся сильной неоднородностью. В верхней части горизонт сложен супесью серовато-коричневого цвета, в нижней части – светло-коричневого. В горизонте встречаются полосы перегнойного материала, на других стенках разреза – отчетливо выраженные следы ожелезнения. Нижние горизонты (ВС, С) представлены уплотненным влажным песком.

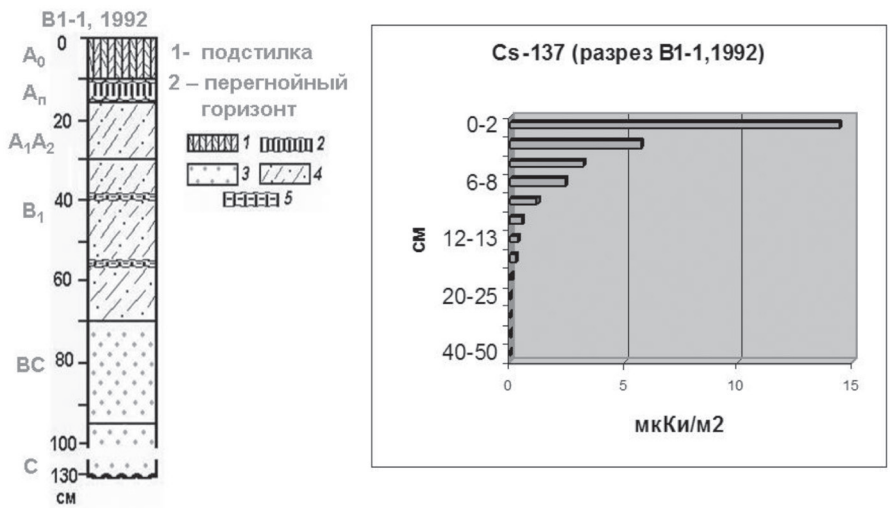


Рис. 4.33. Перегнойно-мелкоподзолистая поверхностно-оглеенная почва на флювиогляциальных песках. Распределение ^{137}Cs по глубине.

Наличие процессов ожелезнения указывает на интенсивную динамику окислительно-восстановительных процессов в верхней части почвенного профиля. Дополнительные почвенные прикопки на площадке В1 показали

существенные различия в гидроморфизме почвенного покрова: перегнойно-подзолистые почвы в отрицательных формах микрорельефа чередуются с дерново-подзолистыми глеевыми и глееватыми на положительных. При этом мощность подстилки варьирует в пределах площадки от 2 до 10-12 см. Минимальная мощность подстилки отмечается вблизи приствольных повышений и увеличивается в микрозападинах.

Плотность загрязнения разреза В1-1 по данным отбора проб равна 28,2 мкКи/м^2. Лесная подстилка выполняет роль барьера для вертикальной миграции ^{137}Cs почве: в 10-см слое содержится 95% суммарного запаса радионуклида. Удельная концентрация ^{137}Cs снижается с 116 кБк/кг (0-2см) до 6,7 кБк/кг (8-10 см). Глубина миграции ^{137}Cs составила 25 см (по наличию изотопа ^{134}Cs). На глубине 10-14 см залегает плотный перегнойный горизонт, по которому, вероятнее всего, происходит внутрипочвенный сток.

Рельеф является одним из основных факторов почвообразования, а также создает предпосылки латерального переноса влаги и других веществ вдоль земной поверхности и в почве под действием гравитации (Флоринский, 2016). Построенная ЦМР для площадки В1 с высоким пространственным разрешением (10-25 см) на основе инструментальной топографической съемки позволяет моделировать микро- и наноформы рельефа для оценки латеральной миграции ^{137}Cs в пределах мониторинговой площадки.

Используя операции дифференцирования рельефа (использование оператора Лапласа), для площадки В1 построена модель дивергенции и конвергенции потоков под действием силы тяжести (рис. 4.34). В случае дивергенции мы можем наблюдать снос радионуклидов, при конвергенции – наблюдается сходимость потоков, которая приводит к аккумуляции радионуклидов.

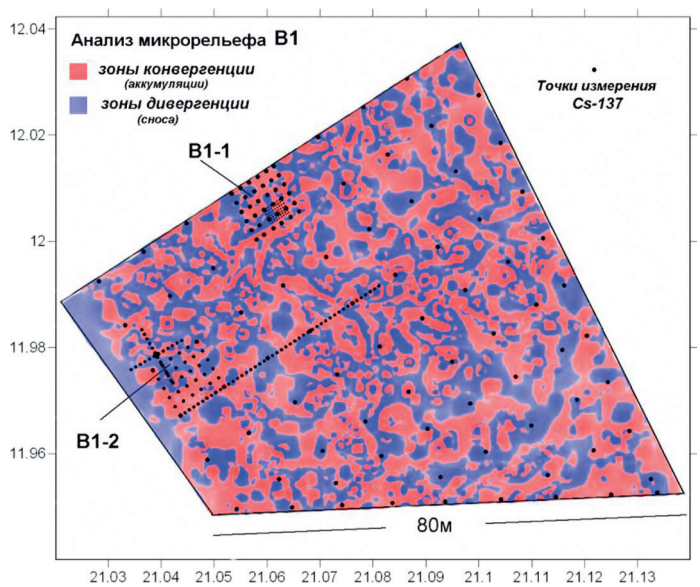


Рис. 4.34. Конвергенция и дивергенция латерального геохимического стока на площадке В1 (Linnik et al., 2007a).

В пределах всей площадки В1 фиксируется уклон рельефа в южном и юго-восточном направлении, перепад высот составляет 2 м. На рис. 4.34 отчетливо видна структура потенциального латерального переноса химических элементов по западинам в направлении преобладающего уклона рельефа. Однако эти западины не создают сплошного геохимического поля в одном направлении, поскольку они изолированы микроповышениями.

Ранее было установлено (раздел 3.5), что на площадке В1 наблюдается непривычное распределение ^{137}Cs: так, в зонах аккумуляции запас ^{137}Cs ниже (Laplace>0 – ^{137}Cs=24,89), чем в зонах сноса (Laplace<0 – ^{137}Cs=26,46), хотя разница и не была значима статистически (уровень значимости порядка 10%). Это означало, что на площадке В1 наблюдался инверсионный эффект в распределении запаса ^{137}Cs: в микрозападинах был «минимум» ^{137}Cs, хотя именно в западины должен был смываться ^{137}Cs и там же накапливаться в случае замкнутости этих западин.

С этим необычным эффектом мы впервые столкнулись осенью 1993 г., когда проводились радиометрические измерения ^{137}Cs на микроплощадках с переменным шагом от 2 до 0,5 м. В некоторых небольших изолированных друг от друга микрозападинах размером в несколько метров и глубиной до 15-25 см фиксировались минимальные значения плотности загрязнения ^{137}Cs, тогда как на примыкающих к западинам участках фиксировались более высокие значения загрязнения. Отбор контрольных проб в микрозападинах не внес ясности в данный вопрос, поскольку лабораторные измерения подтвердили низкие уровни загрязнения ^{137}Cs в этих западинах, причем с глубины более 20 см фиксировалась малая удельная активность ^{137}Cs (рис. 4.33). Таким образом, гипотеза об интенсивном водном промыве и выносе ^{137}Cs в грунтовые воды не нашла подтверждения.

Причина такого необычного эффекта была установлена в августе 2004 г. при проведении очередного тура мониторинговых исследований на площадке В1. В результате интенсивных дождей западины на площадке, прекрасно маркируемые ольхой и осиной, были заполнены водой на глубину до 10-15 см. Образовались целые цепочки изолированных друг от друга заполненных водой западин, между которыми визуально переток воды не наблюдался. Но когда верхний слой подстилки между изолированными западинами был искусственно удален, визуально стал наблюдаться переток воды из одной западины в другую.

Таким образом, поскольку лесная подстилка не является непреодолимым барьером для воды, то западины между собой были связаны внутри подстилочным стоком, который происходил в направлении уклона местности. При этом важная роль в связности за счет латерального переноса принадлежала мощности подстилки. Поскольку уплотненные ниже подстилки почвенные горизонты служили барьером для движения влаги, то связность соседних западин зависела в целом от уровня верховодки: переток воды из одной западины в другую происходил только тогда, когда уровень воды на поверхности западин превышал уровень подподстилочного горизонта.

Чтобы получить экспериментальные данные о пространственном распределении плотности загрязнения ^{137}Cs и его возможной связи с мощностью подстилки, тогда же, в августе 2004 г., был заложен профиль В1-3 (рис. 4.35), где на каждом пикете (шаг опробования составлял 2 м) прибором «КОРАД» измерялась плотность загрязнения ^{137}Cs, а также мощность подстилки.

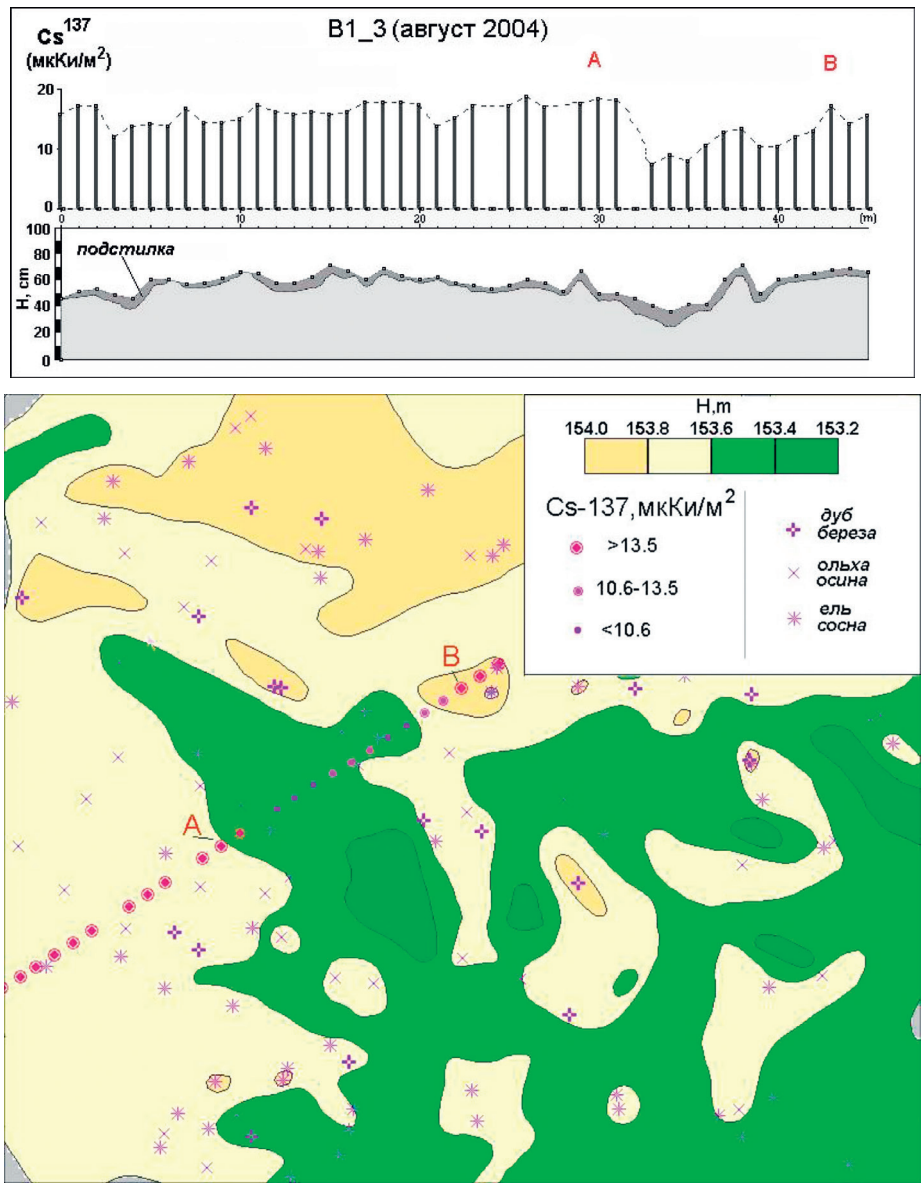


Рис. 4.35. Микрорельеф на фрагменте площадки В1 (внизу) и результаты радиометрической съемки ^{137}Cs (вверху).

На рис. 4.35 подробно демонстрируется общая схема радиометрических измерений, проведенных с шагом 1 м, а также ЦМР площадки с сечением горизонталей 20 см. Выбранный профиль пересекает одно из таких понижений. Довольно четко прослеживается связь мощности подстилки с микрорельефом – она возрастает в понижениях. В свою очередь, запас ^{137}Cs примерно однороден на микроповышении (точки на профиле 0-32 м) и существенно (практически в 2 раза) снижается в микропонижении, по которому происходит внутриподстилочный сток (на профиле В1_3 это пикеты на расстоянии 32-33 м).

Таким образом, механизм формирования инверсионного распределения ^{137}Cs на площадке В1 (в микрозападинах минимум загрязнения) получил физическое объяснение. Однако данное объяснение справедливо только для воды или растворенных в воде химических элементов. Поскольку инверсионный эффект распределения ^{137}Cs мог быть сформирован в первые дни после аварии, то для аргументированного доказательства требуются данные о формах нахождения радиоактивных выпадений в первые дни после аварии на ЧАЭС в апреле-мае 1986 г. Согласно имеющимся данным в первые дни после аварии на ЧАЭС при конденсационном типе выпадений доля водорастворимой формы ^{137}Cs могла достигать 50% (Щеглов, 1999). Близкие значения по подвижным формам нахождения ^{137}Cs приведены в работе (Бобовникова и др., 1991). Приняв во внимание данные по формам нахождения ^{137}Cs, можно предложить реконструкцию формирования загрязнения на площадке В1 (рис. 4.36).

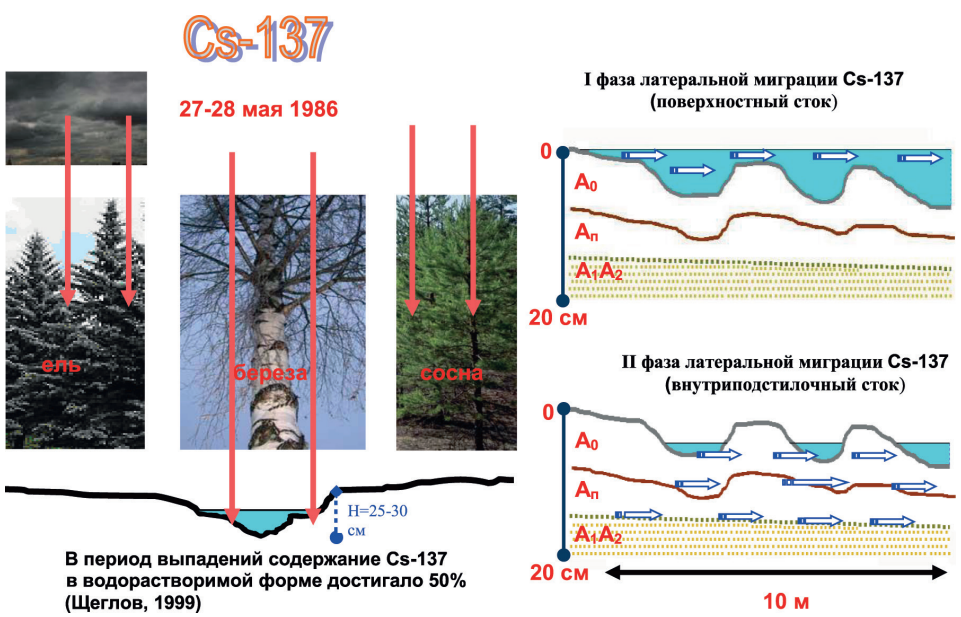


Рис. 4.36. Схема загрязнения почвы и латеральной миграции Cs-137 на площадке В1 в начальный период после аварии на ЧАЭС (апрель-май 1986 г.).

Вероятнее всего, наиболее активно латеральная миграция ^{137}Cs происходила в первые недели после аварии 1986 г. (рис. 4.36). Уровень верховодки в конце апреля 1986 г. был высоким, западины были затоплены. Основная часть аэрозольных выпадений ^{137}Cs была перехвачена еловым покровом, в центральной гидроморфной части площадки (западины), где растет осина и береза, существовали «окна», поскольку эти деревья были без листвы, поэтому радиоактивные аэрозоли сразу достигли затопленной почвы. Благодаря высокой растворимости ^{137}Cs мог выноситься за пределы площадки вначале в результате поверхностного стока, когда западины были гидродинамически связаны, затем по мере снижения уровня верховодки поверхностный сток перешел во внутриподстилочный. Выявленные минимальные значения плотности загрязнения ^{137}Cs на микроплощадке В1-1 (7,6 мкКи/м^2, см. раздел 3.6) по микропонижениям, вероятнее всего, обусловлены локальным внутриподстилочным переносом ^{137}Cs в водорастворимой форме.

Вынос ^{137}Cs за пределы площадки В1 за период 1986-1992 гг. на площадке В1, оцененный по разности запаса ^{137}Cs на выпуклых и вогнутых формах микрорельефа, по расчетным данным составил 5,9% (Линник, 2008).

В последующие годы в результате сорбции ^{137}Cs интенсивность латеральной миграции за пределы площадки существенно снизилась. Повторная радиометрическая съемка части площадки В1 с шагом 1 м (профиль В1-3, 2004 г.) показала, что вариабельность запаса ^{137}Cs (20,7%) снизилась по сравнению с 1993 г. (24,5), что свидетельствует скорее о локальном выравнивании градиентов загрязнения ^{137}Cs.

Луговая площадка В4

Исследования пространственной неоднородности распределения ^{137}Cs в почве на локальном уровне с учетом его пространственной корреляции практически не проводились за исключением работ, выполненных в 30-км зоне ЧАЭС (Хомутинин и др., 2001). На примере целинного лугового ландшафта (площадка В4) рассмотрим локальные пространственные структуры распределения ^{137}Cs, а также проанализируем роль микрорельефа в перераспределении радионуклидов. Площадка В4 расположена в пойме р. Каменка (приток р. Ипуть) на удалении 1,8 км к северу от н.п. Барки (западная часть Брянской области).

Наблюдения за распределением ^{137}Cs на микроландшафтном уровне были организованы начиная с осени 1992 г. Топографическая съемка площадки выполнена в масштабе 1:200, сечение горизонталей равно 20 см. Размер площадки 70х150 м, максимальная высотная отметка – 142,8 м, минимальная – 140,4 м (рис. 4.37).

Площадка охватывает несколько геоморфологических уровней: низкую и высокую пойму, а также террасовый останец (высоты свыше 142,2 м). Почвенный покров представлен дерновой луговой супесчаной почвой под вейниковой ассоциацией. На высотных уровнях 140,0-140,8 м формируются аллювиальные лугово-болотные почвы, в прирусловой части формируются аллювиальные болотные перегнойно-глеевые почвы.

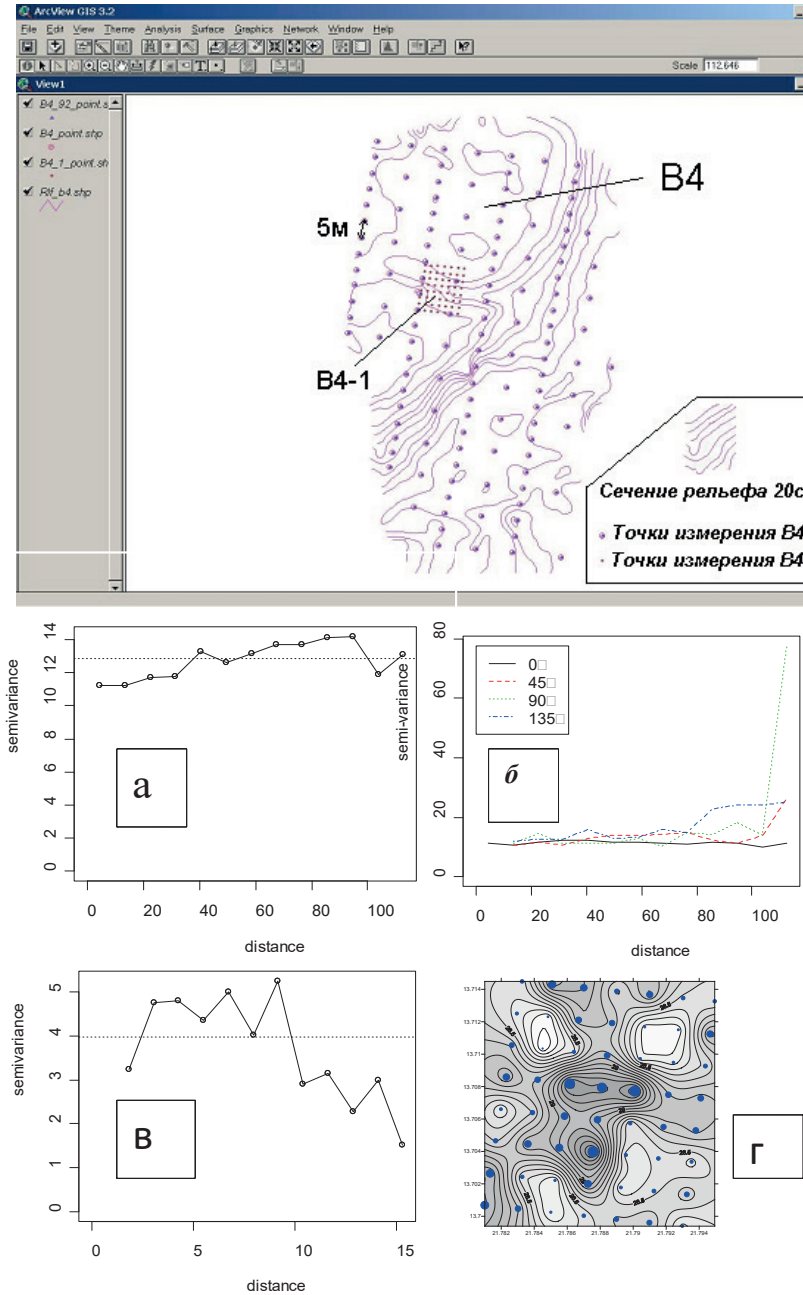


Рис. 4.37. Схема ландшафтно-радиационного мониторинга на луговой площадке B4. Вариограммный анализ запаса ^{137}Cs (Linnk et al., 2007a).

Радиометрическая съемка выполнена полевым радиометром «КОРАД» с шагом 5-10 м в пределах всей площадки B4 (в 1992 г.) и на микроплощадке B4-1 (в 1996 г.) размером 12x14 м с шагом 2 м. По ее результатам построена

карта плотности загрязнения ^{137}Cs площадки В4 (рис. 4.38, слева). Чтобы выделить зоны сноса и аккумуляции ^{137}Cs на пойме и террасе, были выделены участки с положительным и отрицательным значением оператора Лапласа (рис. 4.38, справа).

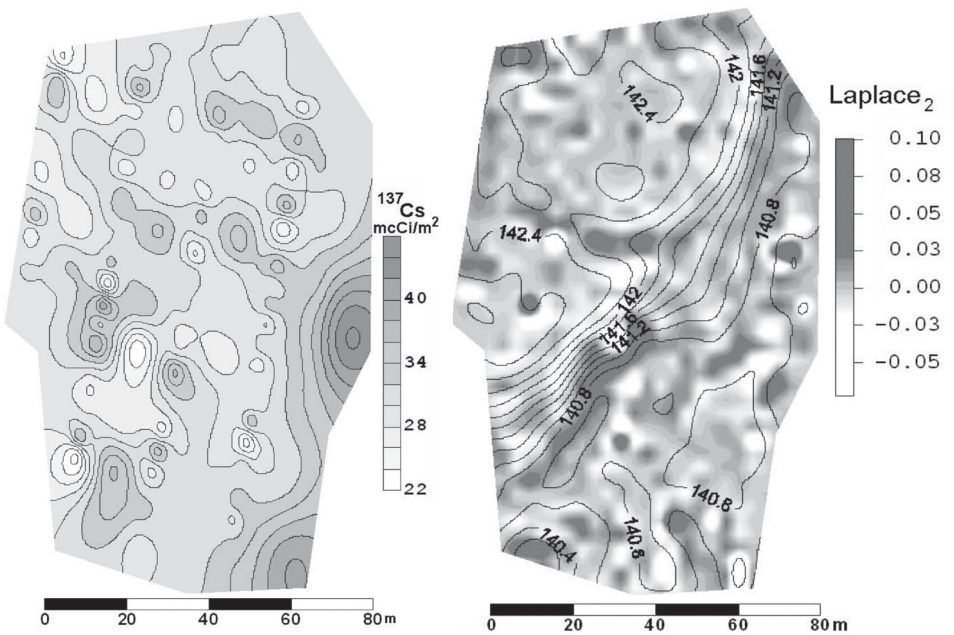


Рис. 4.38. Площадка В4. Зоны сноса и аккумуляции ^{137}Cs согласно значению параметра Лапласа (положительные значения – зоны аккумуляции, отрицательные – зоны сноса).

Общий уклон поверхности наблюдается в юго-восточном направлении. На террасовой части площадки сформировался мощный (до 10 см) слой подстилки из отмерших злаков, практически исключающий горизонтальную миграцию ^{137}Cs, тогда как на низкой пойме перераспределение радионуклидов возможно при ее затоплении водой из ручья Каменка.

Для определения плотности загрязнения ^{137}Cs почвенного покрова в соответствии с методическими рекомендациями Госкомгидромета были отобраны пробы стандартными кольцами: 5 проб на пойменном лугу и 5 проб на террасе. В таблице представлены статистические параметры распределения ^{137}Cs на площадке В4, полученные как методом радиометрической съемки, так и в результате отбора проб. Здесь же представлены основные статистические параметры и для микроплощадки В4-1. Среднее значение плотности загрязнения ^{137}Cs для всей площадки, полученное двумя методами, различается на 10%, медианное – на 15%. Стандартное отклонение для отбора проб существенно выше, чем для выборки, полученной методом радиометрии, что связано с тем, что при съемке полевым радиометром происходит осреднение загрязнения (площадь измерения для полевой радиометрии составляет 2 м^2), тогда как площадь отдельно взятой пробы меньше в 130 раз (0,015 м^2).

Для оценки радиальной миграции ^{137}Cs на площадке В4 были заложены 5 почвенных разрезов – расположение 4-х разрезов в различных топографических позициях представлено на рис. 4.39.

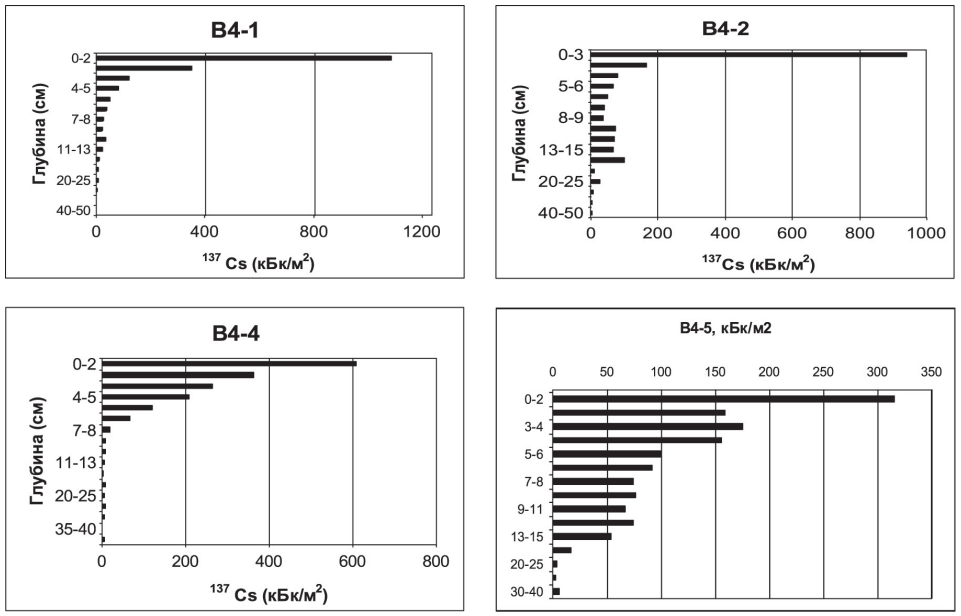


Рис. 4.39. Дифференциация радиальной миграции ^{137}Cs на площадке В4 (на 1992 г.) в различных микроландшафтных условиях. Схема расположения почвенных разрезов отмечена на рис. 2.13.

Разрез В4-1 характеризует автоморфные условия с развитой мощной подстилкой, которая в данном случае выполняет роль биогеохимического барьера: в верхнем 2-см слое содержится 58% активности, тогда как в 5-см – 88%. Радиальное распределение ^{137}Cs имеет экспоненциальный характер убывания плотности загрязнения с глубиной.

Разрез В4-2 расположен на микроплощадке (рис. 4.37Г) на высокой пойме в небольшой лощине. В верхнем 5-см слое, также сложенном подстилкой, содержится уже меньше активности – 68%. При этом экспоненциальный характер заглубления нарушается за счет небольшого затекания ^{137}Cs вплоть до глубины 19 см. Причина этого – краткий период повышенной обводненности почвы в весенний период за счет натекания талых вод и кратковременного поступления воды из ручья в период паводка.

Принципиально другой характер радиального распределения ^{137}Cs наблюдается в пойменной части площадки В4. Так, разрез В4-4, расположенный в тыловой части поймы, характеризуется более длительным режимом затопления. Распределение ^{137}Cs в верхней части (до 8 см) имеет треугольный характер с незначительным поступлением ^{137}Cs до глубины 50 см. Разрез В4-5 расположен непосредственно у ручья, за счет длительной обводненности до глубины 15 см наблюдается более активная миграция ^{137}Cs по сравнению с более глубокими слоями (до 40 см).

Для анализа пространственной корреляции распределения ^{137}Cs на луговой площадке применялся вариограммный анализ. На рис.4.37А представлена ненаправленная вариограмма, а на рис. 4.37Б – вариограмма по 4-м направлениям. Обе вариограммы показывают практически полное отсутствие пространственной корреляции и анизотропии распределения ^{137}Cs в пределах площадки В4, что свидетельствует о случайном характере поля загрязнения. Каких-либо пространственных структур загрязнения, связанных с процессами латеральной миграции ^{137}Cs, в пределах всей площадки В4 не выявляется.

В пределах всей площадки В4 статистической связи запаса ^{137}Cs от высотного положения не выявлено (рис. 4.40): корреляция запаса ^{137}Cs с высотным положением точек измерения равняется –0,0293.

Напротив, при детальной съемке запаса ^{137}Cs с шагом 2 м в почвенном покрове микролощины (микроплощадка В4-1), где перепад высот достигает 30-40 см, установлена пространственная корреляция распределения ^{137}Cs на расстояниях до 6-7 м (рис. 4.37В). Причем характерные размеры пятен распределения ^{137}Cs равны примерно 6-7 м. Тест Морана также подтверждает наличие корреляции соседних точек (Линник и др., 2007е).

Среднее и медианное значение плотности загрязнения ^{137}Cs для микроплощадки В4-1 ниже, чем для всей площадки В4 (таблица 4.7), что свидетельствует в пользу слабого латерального переноса ^{137}Cs . По всей видимости, наиболее активная фаза горизонтальной миграции ^{137}Cs из микролощины отмечалась в начальный момент выпадения в 1986 г. и могла быть связана с повышенным содержанием водорастворимых форм ^{137}Cs.

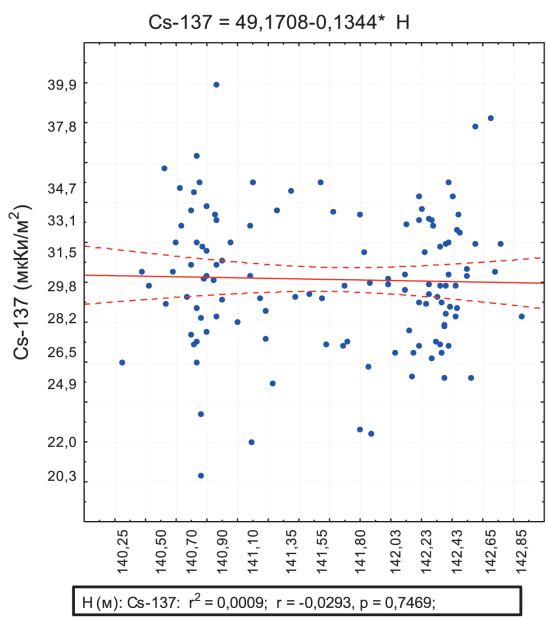


Рис. 4.40. Статистические параметры распределения ^{137}Cs (мкКи/м^2) в почве площадки В4 и В4-1. **Примечание:** КД – измерения коллимированным радиометром «КОРАД»; П – спектрометрическое измерение проб в лаборатории.

Таблица 4.7.
Статистические параметры распределения ^{137}Cs (мкКи/м^2) в почве площадки В4 и В4-1.

Площадка	В4		В4-1
Параметр	КД	П	КД
Число измерений	124	10	56
Среднее	30,14	33,67	27,4
Медиана	30,1	35,46	27,2
Минимум	20,3	16,72	24,1
Максимум	39,9	53,35	32,4
Стандартное отклонение	3,38	10,75	10,8
Асимметрия	-0,06		2,0
Эксцесс	0,41		0,1

Примечание: КД – измерения коллимированным радиометром «КОРАД»; П – спектрометрическое измерение проб в лаборатории

Чтобы учесть принципиальное различие в геоморфологическом строении площадки В4 (пойма, терраса), которое обуславливает разные механизмы перераспределения ^{137}Cs, были выделены участки с положительным и отрицательным значением оператора Лапласа (рис. 4.38, справа) для поймы и террасы по границе 141,5 м (табл. 4.8). Использование оператора Лапласа для анализа рельефа площадки В4 позволило выявить потенциальные зоны сноса и аккумуляции этого радионуклида.

Таким образом, на целинных луговых участках с мощным подстилочным горизонтом процессы латеральной миграции ^{137}Cs практически не выражены, миграция наблюдается лишь в отдельных микролощинах, причем это находит отражение в формировании локальных пространственно коррелированных пятен радионуклидов размером в несколько метров.

Таблица 4.8
Распределение ^{137}Cs и показателя Laplace для пойменной (H<141,5 м) и террасовой части (H>141,5 м) площадки В4

	H > 141,5м	H < 141,5м
^{137}Cs (мкКи/м^2)	29,93	30,88
Laplace	-0,00137	-0,00087

Зоны сноса ^{137}Cs (Laplace < 0) преимущественно наблюдаются в верхней части террасового уступа, тогда как зоны аккумуляции (Laplace > 0) – в нижней части подножья склона.

Обращает внимание, что на террасе средний запас ^{137}Cs равен 29,93 мкКи/м^2, тогда как на пойменной части В4 – 30,88 мкКи/м^2 (средняя плотность загрязнения всей площадки равна 30,35 мкКи/м^2). При этом в целом для террасовой и пойменной части значения оператора Лапласа соответствуют смыву ^{137}Cs (средние значения меньше нуля), причем потенциал этого смыва в 1,57 раза выше на террасе, чем на пойме. Таким образом, составив баланс поступления ^{137}Cs, получаем:

$$29{,}93 + X = 30{,}88 - X, \qquad (\mathbf{4.5})$$

что за период с 1986 г. по 1992 г. (время измерений) на пойменную часть В4 поступило 0,475 мкКи/м^2 или 1,56% активности ^{137}Cs (Linnik et al., 2007a).

Следует учесть, что определенную роль в увеличении запаса ^{137}Cs на пойме могли играть русловые процессы, которые в данном исследовании не рассматриваются.

Оценка латеральной миграции ^{137}Cs на склоновых агроценозах ВИУА

Эрозионные процессы приводят к перераспределению ^{137}Cs в почвенном покрове. Исследовалась интенсивность горизонтальной миграции ^{137}Cs в агроценозах ВИУА в 1996 г. (Белоус и др., 2002) и повторно в 2004 г. (Линник и др., 2006б). В качестве объекта исследования был выбран агроценоз, расположенный на правом коренном берегу р. Ипуть крутизной 3-5° под дерново-подзолистой песчаной среднеокультуренной почвой (рис. 4.41).

В 1996 г. интенсивность горизонтальной миграции ^{137}Cs оценивалась по запасу и распределению радионуклида в 4-х разрезах, отобранных на вершине, средней, нижней части склона и на конусе выноса (Белоус и др., 2002). По результатам исследования 1996 г. установлено, что загрязнение ^{137}Cs в верхней, средней, нижней части склона и на конусе составляет соответственно 18,4, 15,5, 23,8, 17,1 мкКи/м^2 (данные пересчитаны на 2004 г.) Таким образом, достоверно выявлено снижение активности ^{137}Cs в средней части склона и его накопление в нижней части.

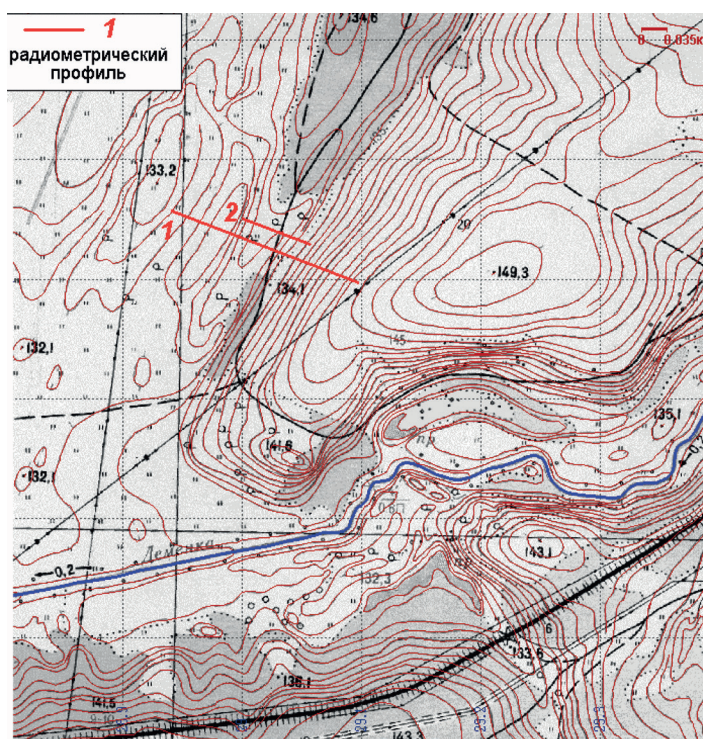


Рис. 4.41. Положение радиометрического профиля 1, 2 на склоновом участке агроценоза ВИУА.

Распределение ^{137}Cs в почве было практически равномерным, причем в подпахотный горизонт в верхней части склона мигрировало 5%, в средней части – 15,6%, в нижней – 15,2%, на конусе выноса – 11,6%.

В 2004 г. были проведены повторные исследования горизонтальной миграции ^{137}Cs с использованием метода полевой радиометрии на двух параллельных профилях (рис. 4.40), протяженность основного профиля 1 достигала 330 м (перепад высот на профиле составил 12,5 м), дополнительный профиль 2 расположен в нижней части склона, захватывает конус выноса, 2 пикета размещены на лугу. Измерения проводились с шагом 10 м (в верхней части склона шаг на профиле 1 равен 20 м). Поскольку профиль 2 в силу характера расположения точек радиометрических измерений характеризовал только фрагмент склонового сопряжения, то для оценки латеральной миграции ^{137}Cs эти данные в силу слабой представительности не использовались. Данные по радиометрическим измерениям на профиле 1 представлены на рис. 3.25.

Статистические параметры распределения ^{137}Cs (мкКи/м^2) в почве катены «Агроценоз ВИУА» I-й профиль представлены в табл. 4.9.

Таблица 4.9

Статистические параметры распределения ^{137}Cs (мкКи/м^2) в почве катены «Агроценоз ВИУА»

Статистический параметр	Склон поля (n=11)	Конус выноса (n=14)	Луг (n=13)
Среднее	17,7	18,4	18,1
Стандартное отклонение	3,5	6,3	3,7
Коэффициент вариации (%)	20	34	20

Результаты радиометрической съемки, проведенной в 2004 г., показали, что максимальная плотность загрязнения ^{137}Cs (18-22 мкКи/м^2) наблюдается в верхней части склона, тогда как в средней части загрязнение ^{137}Cs варьирует в пределах 11,6-16,7 мкКи/м^2, причем в нижней части склона запас ^{137}Cs увеличивается до 21,3 мкКи/м^2. На фоновом участке (лес на удалении примерно 100 м), где отсутствуют процессы горизонтальной миграции, плотность загрязнения ^{137}Cs 17,9 мкКи/м^2.

Аналогичный характер распределения ^{137}Cs установлен и на втором параллельном профиле: здесь минимальная плотность (где наблюдается максимальный смыв) составляет 12,7 мкКи/м^2, тогда как максимум накопления смытого ^{137}Cs в нижней части склона равен 23,9 мкКи/м^2. Таким образом, за период 1996-2004 гг. наблюдались процессы эрозионного смыва ^{137}Cs, которые привели к более высокой дифференциации запаса радионуклида, чем это было установлено в 1996 г.

Исследования непосредственно на конусе выноса (средняя плотность загрязнения ^{137}Cs равна 17,7 мкКи/м^2) выявили более высокую дифференциацию: 9,9 мкКи/м^2 в размываемой части и 25,8-29,2 мкКи/м^2 ^{137}Cs в зоне накопления. На конусе выноса из почвенного разреза были отобраны послойно пробы, максимальная удельная активность ^{137}Cs зафиксирована на глубине 17,5 см (3,84 кБк/кг), в верхнем 10-см слое удельная активность ^{137}Cs сни-

жается до уровня 2,9-3,4 кБк/кг за счет разбавления поступающим эрозионным материалом из подпахотных горизонтов.

Распределение ^{137}Cs в луговой части катены (табл. 4.9) в большей степени связано с поступлением и переносом радионуклидов на пойме с гидрологическим режимом р. Ипуть (Линник и др., 2002б), чем с его возможным поступлением со склона агроценоза. Обращает внимание, что вариабельность запаса ^{137}Cs на склоне поля и на пойменном лугу совпадает (20%), при этом запас ^{137}Cs на лугу всего на 1,1% выше, чем запас ^{137}Cs в лесу, и выше, чем на склоне агроценоза, что подтверждает существование слабых процессов латеральной миграции.

Предположив, что смываемый с поля ^{137}Cs полностью осаждается на конусе выноса, составим баланс и рассчитаем интенсивность его поступления с твердым стоком за период 1986-2004 гг.:

$$18{,}4\text{-}X = 17{,}7 + X \qquad (\mathbf{4.6})$$

Получаем, что за 18 лет твердый сток ^{137}Cs составил 1,94% или в среднем за год 0,11%. Снижение активности ^{137}Cs в склоновых агроценозах за счет латеральной миграции за 18 лет на порядок ниже, чем самоочищение почвы за счет распада ^{137}Cs, составляющего ежегодно 2,33%.

Глава V. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов в пойменных ландшафтах при сбросах предприятий ядерно-топливного цикла

В результате сбросов жидких радиоактивных отходов радиохимических производств непосредственно в речные системы произошло загрязнение пойменных ландшафтов р. Теча, р. Исеть (Маяк), р. Томь (Томск-7), р. Енисей (ГХК). Радиоактивному загрязнению подверглись не только речные русла, но также и обширные участки пойменных массивов. Загрязнение пойменных ландшафтов техногенными радионуклидами обусловлено сбросом жидких радиоактивных отходов радиохимических производств непосредственно в речную систему, а также осаждением взвешенных наносов на саму пойму.

Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов в пойменных комплексах в условиях технологических сбросов предприятиями радиохимических производств (р. Теча, р. Енисей) имеет принципиальные отличия от аэрального загрязнения, поскольку структура загрязнения контролируется гидрологическими условиями.

По расчетам С.М. Вакуловского вынос ^{90}Sr (цит. по Кузнецов, 1994) из р. Теча и р. Исеть в р. Обь и далее в Карское море за 1961-1990 гг. составил 4700 Ки (173,9 ТБк). За указанный период общее поступление ^{90}Sr из бассейна Оби в Карское море составило 17500 Ки (647,5 ТБк), что, по мнению автора, обусловлено смывом с водосборной площади продуктов глобальных выпадений.

5.1. Радионуклидное загрязнение пойменных ландшафтов р. Теча

Производственное объединение «Маяк» было первым в СССР предприятием, созданным для производства оружейного плутония. Технологический комплекс включал реакторы для наработки плутония, а также радиохимическое производство для его выделения (Крупные радиационные аварии, 2001). Для охлаждения ядерных реакторов ПО «Маяк» нуждался в больших объемах пресной воды, поэтому он был построен рядом с крупным озером Иртяш (рис. 5.1). Жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) с ПО «Маяк» в период с 1949 по 1956 гг. сбрасывались в р. Теча.

Сбросы жидких радиоактивных отходов в реку Теча

Мощное половодье в апреле-мае 1951 г. привело к загрязнению пойменных участков р. Теча (включая также участки высокой поймы), используемых как сенокосы и пастбища, а также места рыбной ловли. Крупномасштабное загрязнение речной системы р. Теча (на всем ее протяжении) сформировалось в период с июня по октябрь 1951 г. (когда расход воды через плотину П-2, водоем R2, был увеличен в 8-10 раз) и было обусловлено

переносом загрязненных радионуклидами взвешенных частиц. В сбросах продуктов радиохимического производства около четверти приходилось на долю долгоживущих изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr. В настоящее время ^{137}Cs и ^{90}Sr представляют наибольшую опасность.

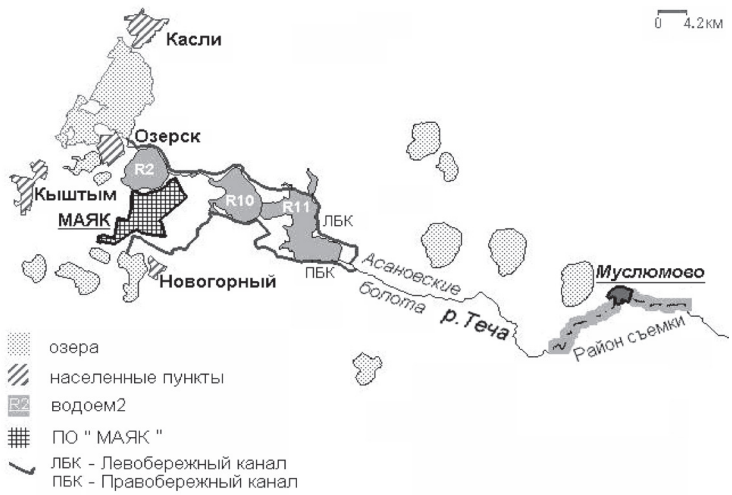


Рис. 5.1. Расположение ПО «Маяк» и верховье р. Теча (отмечен район радиометрической съемки в н.п. Муслюмово).

В результате сбросов жидких радиоактивных отходов крупномасштабному радиоактивному загрязнению подверглись вся речная система (пойма и русловая часть), а жители прибрежных населенных пунктов получили значительное радиационное воздействие (Мокров, 2005). В конце 1951 г. массовые сбросы радиоактивных отходов в р. Теча были прекращены, однако это не дало ожидаемого эффекта по снижению уровня загрязнения воды, поскольку вследствие десорбции радионуклидов из донных отложений в верховьях р. Течи ниже места сброса наблюдалось загрязнение речной воды (в том числе и взвеси). Транспортируемая взвесь переносилась вниз по реке и, осаждаясь, продолжала загрязнять пойму.

В 1951 г. около д. Муслюмово на удалении 78 км от места сброса радиоактивных отходов содержание в воде радионуклидов составляло: ^{90}Sr – 2,7x10^{4} Бк/л, ^{137}Cs – 7,5x10^{3} Бк/л (Kryshev et al., 1998). Для сравнения, спустя 40 лет после катастрофических сбросов техногенных радионуклидов (в 1991-1994 гг.), среднегодовое содержание ^{137}Cs в речной воде составляло от 0,06 до 0,23 Бк/л (Strand et al., 1999).

Суммарный сброс радиоактивных веществ в период с 1949 по 1956 гг. составил 2,75 миллионов кюри – (Трапезников и др., 1993; Degteva et al., 1994), по данным реконструкции (определению наиболее достоверных оценок) параметров сбрасываемых ЖРО (Мокров, Шагин, 2001) в период 1949-1954 гг. сброс суммарной активности с учетом всех короткоживущих дочерних радионуклидов равнялся 7,22 миллионов кюри. Сток ^{137}Cs и ^{90}Sr с жидким и твердым стоком в створе н.п. Муслюмово оценивается соответственно величиной, равной 5600 Ки (207 ТБк) и 29300 Ки (1084 ТБк) (Мокров, 2005).

По существующим оценкам (Strand et al., 1999), в результате сбросов ^{90}Sr и ^{137}Cs в период 1949-1957 гг. загрязненными оказались 240 км^2 пойменных земель р. Теча, из них 80 км^2 с уровнем выше 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2).

Радиационное загрязнение потребовало проведения срочных защитных мероприятий. В период 1955-1959 гг. вдоль р. Теча было отселено 20 населенных пунктов с общим числом жителей 7500 человек. Кроме того, вплоть до 1963 г. продолжалось строительство водоемов с целью недопущения попадания загрязненных отложений в воды р. Теча. Для отвода речных вод в обход прудов были построены левобережный (ЛБК) и правобережный каналы (ПБК). Однако и после создания системы прудов-накопителей и обводных каналов продолжалось поступление радионуклидов в р. Теча. В период 1981-1995 гг. только через обводные каналы в р.Теча ежегодно поступало $6x10^8$ кБк ^{90}Sr (Kryshev et al., 1998).

В настоящее время верховья р. Теча (ниже плотины 11) считаются максимально загрязненной территорией (район Асановских болот, рис. 5.1), здесь загрязнение почвенного покрова превышает тысячи микрокюри на квадратный метр. Долгое время это создавало серьезную проблему для проживающего населения с. Муслюмово, расположенного на удалении 42 км от 11-й плотины, завершающей каскад защитных водоемов. Полное отселение жителей с. Муслюмово из зоны радиоактивного загрязнения было завершено к 2012 г.

Радиоактивное загрязнение воды в реке Теча в настоящее время обусловлено в первую очередь ^{90}Sr. До 95% содержания ^{90}Sr находится в форме растворимых соединений. В результате этого донные отложения в пойме загрязнены ^{90}Sr на всем протяжении реки. ^{137}Cs в основном сорбируется взвесью, и его транспорт происходит в основном под действием гидродинамических факторов.

Перенос ^{137}Cs в р. Теча осуществлялся в виде взвешенных частиц (до 85%), на загрязнение пойменных отложений, наряду с ландшафтно-геохимическими факторами, влияли гидродинамические условия, определяющие режим осаждения загрязненных речных наносов. В работах по моделированию распространения ^{137}Cs (Мокров, Шагин, 2001) показано, что перенос ^{137}Cs с твердым стоком служил основным механизмом радиоактивного загрязнения р. Теча.

Различные аспекты формирования радиоактивного загрязнения, прогноза радиационной обстановки, а также дозовых нагрузок в пойме р. Теча рассмотрены в многочисленных работах (Березина и др., 1993; Романов, 1993; Trapeznikov et al., 1993; 1994; Ветров и др., 1994; Молчанова и др., 1994; Молчанова, Караваева, 2001; Чуканов и др., 1994; Degteva et al., 1994; Aarkrog, 1996; Molchanova and Karavaeva, 1996; Караваева и др., 1997; Мартюшов и др., 1997; Kryshev et al., 1998; Мясоедов и др., 1998; Павлоцкая и др., 1998; Strand et al., 1999; Aarkrog et al., 2000a; 2000b; Трапезников и др., 2000; 2007а; 2007б; Крупные радиационные аварии, 2001; Mokrov, 2003; 2004).

Ландшафтно-гидрологическая характеристика р. Теча

Река Теча вытекает из оз. Иртяш и, протекая в восточном и северо-восточном направлении, впадает в р. Исеть (приток р. Обь). Общая длина

р. Теча до постройки каскада водохранилищ равнялась 243 км, площадь водосбора – 7600 км^2. Средний ежегодный расход р. Теча равен 6,9 м^3/сек, площадь бассейна – 7700 км^2. Четвертичные отложения в долине р. Теча представлены аллювиальными формациями (супеси, илы с щебнем, пески).

По особенностям ландшафтного строения долина р. Теча в пределах Челябинской области разделяется на 2 участка. Первый участок: исток – с. Муслюмово, его длина 81 км (рис. 5.2, 5.3). Пойма двухсторонняя, преобладающая ширина поймы 1,3-1,2 км, в сужениях 0,4-0,8 км, перед с. Муслюмово – до 150-120 м. Поверхность поймы заболоченная, кочковатая. Пойма затапливается ежегодно во время половодья слоем 0,2-1,0 м и до 2 м в высокое половодье. Река выходит из болот у с. Муслюмово. Глубина реки на перекатах 0,3-0,8 м, на плесах до 5 м, скорость течения 0,1-0,4 м/с.

Второй участок: с. Муслюмово – с. Нижнепетропавловское, длина 60 км. Пойма двухсторонняя, асимметричная, ширина в среднем 300-400 м, с колебаниями от 30-35 м у с. Муслюмово до 700 м у с. Нижнепетропавловское. Затапливается пойма на всем протяжении при обычных половодьях на глубину 0,5–2,5 м. Глубина на перекатах – 0,2-0,4 м, на плесах – до 3 м при ширине меженного русла 20-25 м. Скорость течения на перекатах до 1,2 м/с, на плесах до 0,4 м/с. Дно реки песчаное, в центральной части русла – гравийное, в старичных понижениях – илистое.

Средний ежегодный расход р. Теча равен 6,9 м^3/сек. Половодье проходит обычно в апреле. Меженные уровни неустойчивы. Колебания их в году довольно резкие, но незначительные, 20-50 см. Дождевые паводки не характерны для реки Теча. По средним многолетним данным посезонное распределение стока в процентах составляет следующие значения: весна – 50,1%, лето – 26,3%, осень – 8,6%, зима – 15,0%. По гидрохимическому составу вода р. Теча относится к гидрокарбонатно-кальциевому составу.

Четвертичные отложения в долине р. Теча представлены аллювиальными формациями (супеси, илы с щебнем, пески). Геоморфология долины р. Теча осложнена блоковыми структурами, вызванными деформациями палеозойского и мезозойского возраста. Это наиболее четко выражено в районе с. Муслюмово. Сам населенный пункт размещен на блоковом поднятии, река здесь делает петлю, прорезая скальные породы. В 5 км выше по течению обратная картина – широкое болото на месте блокового опускания, здесь наблюдается наибольшее меандрирование реки, уклон русла реки составляет 0,00015, скорости течения становятся замедленными.

Радионуклидное загрязнение верховьев р. Теча (Асановские болота)

Для дешифрирования пойменных ландшафтов р. Теча на участке «11 плотина – д. Муслюмово» (рис. 5.2, 5.3) использованы космические снимки, трансформированные в систему координат Гаусса-Крюгера. Привязка космических снимков по реперным точкам выполнялась с использованием топографических карт масштаба 1:200 000.

В данном разделе работы использована информация о радиационной обстановке в районе Асановских болот, полученная в ходе выполнения рос-

сийско-норвежского проекта по оценке радиационной обстановки в пойме р. Теча в 1994-1996 гг. (Sources ..., 1997).

Дешифрирование космических снимков за различный период (1964-1970 гг.) позволило очертить границы поймы р. Течи, с целью определения границ территории, загрязненной ^{137}Cs и ^{90}Sr. На основе анализа разновременных снимков (рис. 5.2, 5.3) показана история формирования пруда 11.

На рис. 5.2 (снимок 14 июля 1964 г.) показан начальный момент заполнения резервуара 11, четко прослеживается русло р. Теча по дну будущего резервуара. На рис. 5.3 (снимок 7 августа 1970 г.) резервуар 11 практически полностью заполнен водой, выполняя роль накопителя долгоживущих радионуклидов.

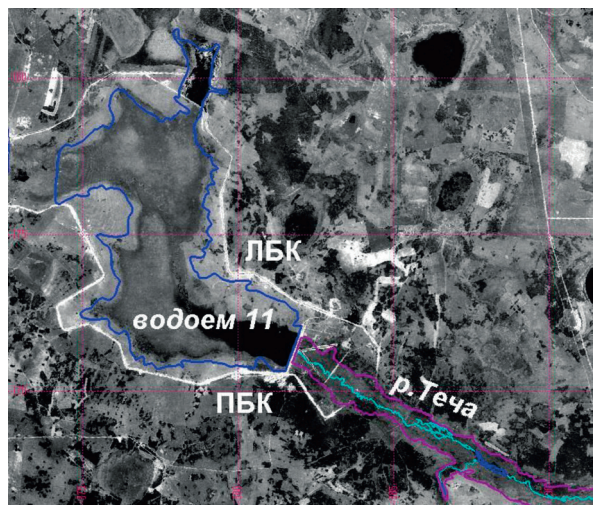


Рис. 5.2. Начало строительства плотины 11 пруда (14 июля 1964).

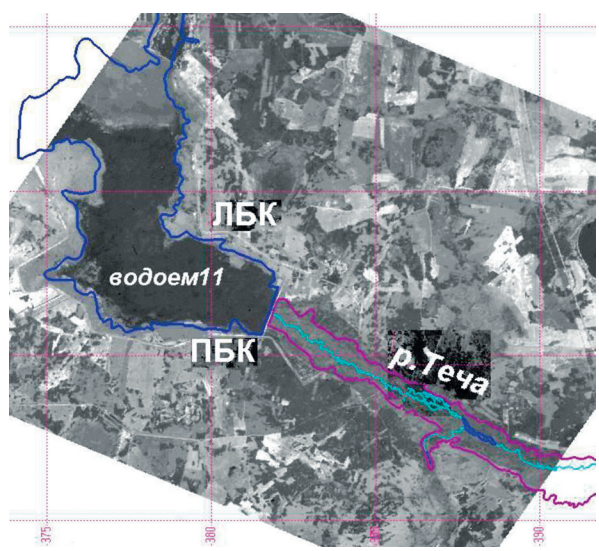


Рис. 5.3. 11 пруд и верховье Асановских болот (7 августа 1970 г.).

На рис. 5.4 представлена схема поймы р. Теча на участке «11 плотина – Муслюмово», полученная по результатам камерального дешифрирования космических снимков, границы поймы р. Теча в пределах 15-км ареала н.п. Муслюмово получены на основе полевых исследований в 1995-1996 гг. (Говорун и др., 2000; Линник, 2000б).

Общая площадь поймы (включая русло реки) на этом участке составляет 25,77 км^2. Вся территория поймы может быть разделена на 4 участка, различающихся условиями транспорта радионуклидов. Зоны преимущественно аккумуляции (I, III) чередуются с зонами преимущественно транзита радионуклидов (II, IV).

Выделенные ландшафтные участки различаются по уклонам русла реки. Увеличение уклона реки выявляется по сужению поймы реки, спрямлению речного русла и уменьшению площади низкой поймы – затапливаемой ежегодно территории. Зоны аккумуляции радионуклидов – это места максимальной ширины поймы, где речное русло характеризуется развитыми меандрами или многорукавностью, как в районе Асановских болот.

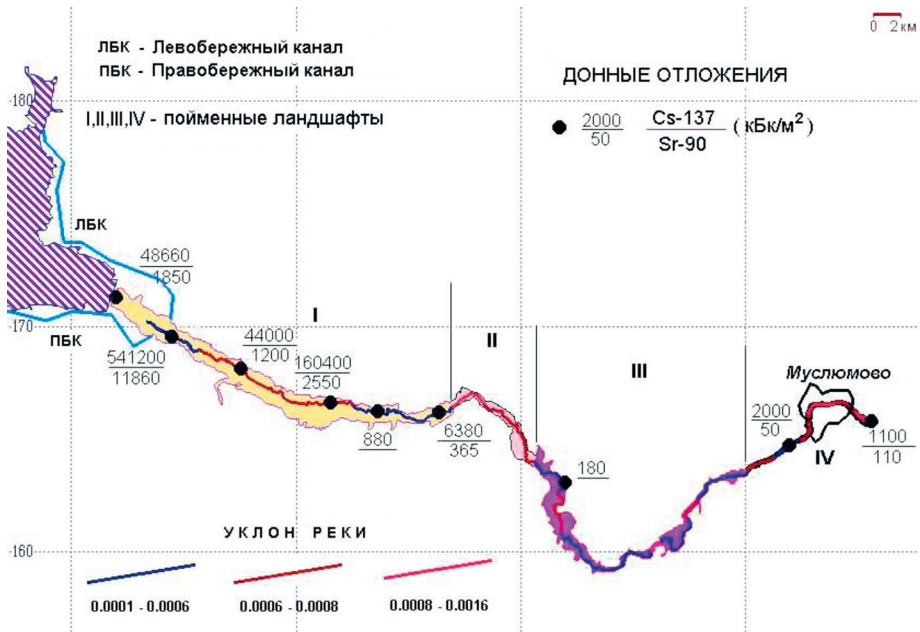


Рис. 5.4. Схема пойменных участков верховья р. Теча и загрязнение донных отложений радионуклидами.

Площади участка I и участка III (зоны аккумуляции) составляют соответственно 14,52 км^2 и 7,8 км^2. Площади зоны транзита (участок II, IV) равны 2,4 км^2 и 1,05 км^2.

Максимальная ширина поймы в районе Асановских болот (участок I) достигает 1,3 км, на участке III – 1,2 км, тогда как в зонах транзита не превышает 0,7 км (зона II). Уклоны рек в зонах аккумуляции составляют 0,0001-0,0006, тогда как в зоне транзита – 0,0008-0,0016.

На рис. 5.5 отображены данные по загрязнению ^{137}Cs почвы и мощности экспозиционной дозы (МЭД) в Асановских болотах в районе впадения р. Зюзелга (Sources ..., 1997). Обращает внимание многорукавность р. Теча, что свидетельствует о сильной заболоченности поймы.

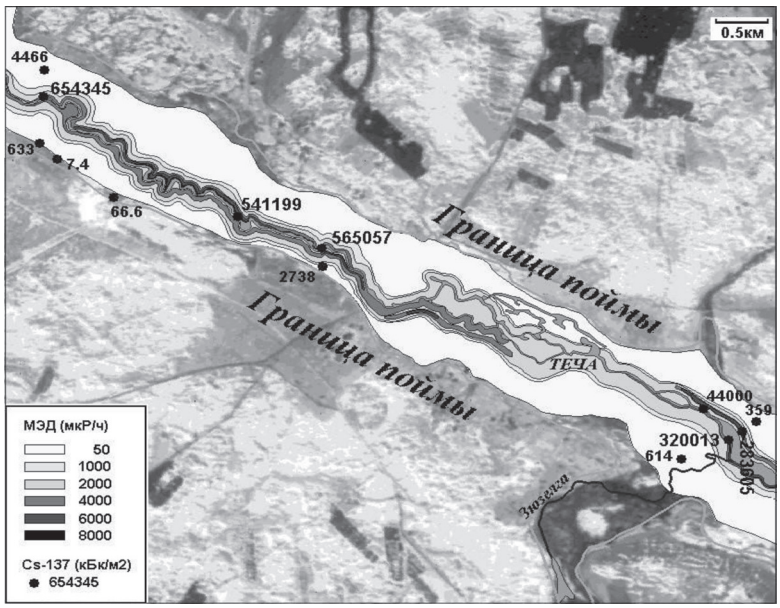


Рис. 5.5. Фрагмент РадГИС «Теча» в районе Асановского болота.

Плотность загрязнения почвы на пойме крайне неравномерна: максимальные значения загрязнения ^{137}Cs (654345 кБк/м^2) отмечаются непосредственно у русла р. Теча, где распространены илистые прогумусированные аллювиальные отложения, при выходе на террасу – загрязнение ^{137}Cs снижается до 6-7 кБк/м^2. Минимум загрязнения донных отложений ^{137}Cs (180 кБк/м^2) после Надырова моста – это зона транзита с преимущественным осаждением песчаного аллювия, тогда как в р. Зюзелге преобладают илистые прогумусированные аллювиальные отложения. Мощность экспозиционной дозы непосредственно у реки достигает 6000-8000 мкР/ч, снижаясь до 60 мкР/ч при выходе на террасу.

5.2. Ландшафтная дифференциация ^{137}Cs в пойме р. Теча (на участке Муслюмово-Затеченское)

В ходе исследований по радиационному картографированию поймы р. Теча в ареалах крупных населенных пунктов (Муслюмово, Бродокалмак, Русская Теча, Нижнепетропавловское, Затеченское), проведенных в 1994-1996 гг. (Иваницкая и др., 1996; Говорун и др., 1998; 1999; 2000; Chesnokov et al., 2000), площадь съемки на 4-х участках поймы (рис. 5.6) протяженностью 64 км составила 15 км^2. Итоговый банк данных радиометрической съемки включает более 30 тысяч измерений.



Рис. 5.6. Схема радиометрической съемки на р. Теча. A-A′, B-B′, C-C′, D-D′ – участки съемки (Говорун и др., 2000).

Одновременно с радиометрической съемкой выполнялось исследование морфологической структуры пойменных массивов с целью выявления связи радионуклидного загрязнения и их ландшафтных характеристик. Важное значение было уделено картографированию границ поймы. В результате этих исследований были получены карты распределения плотности загрязнения ^{137}Cs, а также установлена связь радионуклидного загрязнения с ландшафтно-геоморфологическим строением поймы (Chesnokov et al., 2000; Линник, 2000б).

Радиометрическая съемка в пойме р. Теча

Радиометрическая съемка для оперативного определения запаса ^{137}Cs в почве выполнялась с использованием полевого прибора РКГ-09Н, «КОРАД» (Говорун и др., 1994; Chesnokov et al., 1999*)*. Прибор позволял одному человеку проводить несколько сотен измерений в день, что обеспечивает обследование загрязненных участков местности с детализацией от полуметра до нескольких сотен метров (Chesnokov et al., 2000).

В процессе работы использовались топографические карты масштаба 1:10000 (сечение горизонталей 2 м). Поскольку данное разрешение топографических карт не позволяло точно оконтурить границы пойменных участков, дополнительно использовались аэрофотоснимки масштаба 1:14 000 (съемка выполнена в сентябре 1994 г.). Для проведения полевых исследований были подготовлены цифровые планы поймы. Снимки трансформировались в координаты топографической карты с точностью не менее 10 м. Подготовленные таким образом рабочие планшеты, увеличенные до масштаба 1: 2000 – 1:5 000, использовались в процессе полевой съемки для нанесения точек радиометрических измерений, а также для уточнения береговой линии р. Теча, границ поймы, отдельных структурных элементов пойменных

массивов. При радиометрической съемке граница поймы (в данном случае максимально затапливаемой территории в 1950-1951 гг.) проводилась по уровню 0,5-1,0 мкКи/м^2 – (18,5-37 кБк/м^2).

Радиометрическая съемка на пойме начиналась в 1-2 м от уреза воды и выполнялась по профилям, перпендикулярным руслу реки. Расстояния между точками измерений на профиле определялись, исходя из ландшафтного строения поймы, и обычно составляли 5÷20 м, а в местах высоких градиентов загрязнения – 2÷5 м. Расстояние между профилями изменялось от 20 м до 50 м в зависимости от сложности строения поймы. Измерения на профиле заканчивались в случае показания прибора «КОРАД» менее 37 кБк/м^2 (1,0 мкКи/м^2) при выходе на террасу или коренной берег.

Координаты точек полевых измерений переносились из рабочих схем в картографическую базу данных. Обработка данных полевых измерений и создание карт загрязнения ^{137}Cs проводились на базе программного комплекса ACTIV (Chesnokov et al., 2000), ориентированного на персональные компьютеры IBM PC.

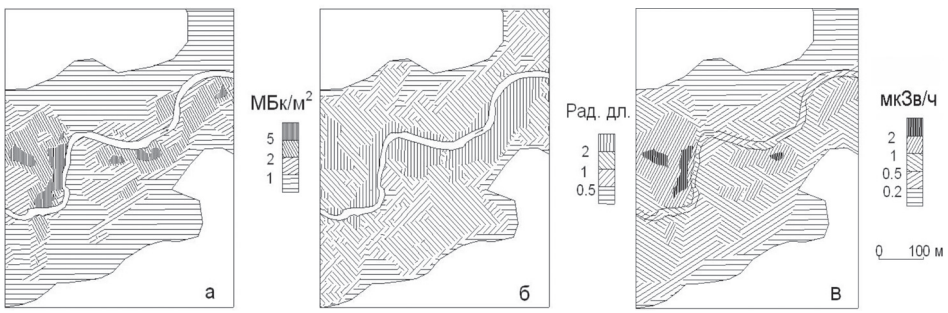


Рис. 5.7. Карта запаса ^{137}Cs (а), его заглубления (б) и мощности эквивалентной дозы (в) в пойме р. Течи (н.п. Бродокалмак).

Пример построенных карт для секции в районе н.п. Бродокалмак (Говорун и др., 2000) показан на рис. 5.7. Карта запаса ^{137}Cs (рис. 5.7а) и заглубления (рис. 5.7б) построена по результатам прямых измерений прибором «КОРАД».

Карта мощности эквивалентной дозы (рис. 5.7в) получена на основе измеренных характеристик загрязнения, следуя процедуре (Иванов и др., 1995).

Данный участок характеризует типичное распределение активности в пойменных ландшафтах р. Течи в зависимости от геоморфологических характеристик.

Максимальная плотность загрязнения (свыше 5 МБк/м^2) приурочена к уровню низкой поймы, расположенной на высотных уровнях до 1,0-1,2 м над меженным урезом воды.

Этим пойменным участкам соответствуют также максимальные значения показателя заглубления ^{137}Cs (рис. 5.7б), что свидетельствует об интенсивно протекающих процессах транспорта взвешенных наносов, загрязненных радионуклидами. Мощность эквивалентной дозы (рис. 5.7в) на данных участках также достигает максимальных значений, превышающих 2 мкЗв/ч.

Следует отметить, что зоны максимального запаса ^{137}Cs на пойменных землях продолжают оставаться источником вторичного загрязнения р. Течи. Признаки продолжающейся миграции радионуклидов, особенно в период паводка, фиксируются как зоны осаждения загрязненного аллювия (особенно илов) на низкой пойме (на высотах до 1,0-1,2 м).

Ландшафтные особенности распределения ^{137}Cs в пойме р. Теча

В силу высокой сорбционной способности ^{137}Cs сорбируется в донных отложениях и пойменных почвах. ^{137}Cs переносится речными водами в виде взвешенных частиц различной крупности, следовательно, перенос и осаждение ^{137}Cs в речных системах, включая также пойму, подчиняется общим процессам транспорта речного аллювия. В первом приближении на р. Теча могут быть выделены следующие зоны осаждения аллювиальных отложений. Минимальное осаждение ^{137}Cs отмечается в местах формирования грубого аллювия (гравий) – в речном русле, а также на обсыхающих в меженный период валунно-галечниковых отмелях. Песчаное дно, как правило, содержит незначительные концентрации ^{137}Cs, в донных отложениях максимум концентрации ^{137}Cs наблюдается в илах. Пойменные отложения представлены зонами осаждения песков различной крупности с нарастающей концентрацией ^{137}Cs по мере увеличения содержания илистой фракции. Максимальное загрязнение ^{137}Cs отмечается на прирусловых низких отмелях, сложенных алевритовыми илами, а также в днищах бывших проток (старичные понижения), затапливаемых в период паводка.

Максимальный транспорт речного аллювия наблюдается в период весеннего половодья, а отложение загрязненного ^{137}Cs аллювия – на спаде половодья. Во время половодий в расширенных частях русла скорость течения замедлена, здесь происходит основное осаждение ^{137}Cs. Непосредственно в речном русле и при выходе его на уровень низкой поймы происходит осаждение крупных фракций аллювия, на высокой пойме при низких скоростях течения – осаждается мелкая фракция.

Впервые связь радионуклидного загрязнения в поймах рек с литологическими условиями была установлена американскими исследователями в месте сброса технологических отходов радиохимического производства в речную систему Саванна Ривер (Brisbin et al., 1974). Авторы исследования выявили приуроченность загрязнения ^{137}Cs к характеру отложений. Так, грубый песок содержал 18,1 пКи/г (670 Бк/кг), илы – 170,5 пКи/г (6,31 кБк/кг). Была установлена связь типов отложения с характером русла реки. Так, в речном сужении с высокой скоростью течения в отложениях преобладал песок с низким содержанием ^{137}Cs, тогда как в зоне многорукавного русла, на островах, отмечена повышенная концентрация ^{137}Cs, связанная с осаждением илов, чему в значительной степени способствовало также наличие древесной и кустарниковой растительности. В пределах самого же русла, где наблюдалось осаждение песка, загрязнение ^{137}Cs было меньше.

Аналогичные условия загрязнения аллювиальных отложений ^{137}Cs были выявлены в процессе радиометрической съемки в н.п. Муслюмово, где зона максимального загрязнения связана с многорукавным руслом. Протоки на пойменных островах сильно заилены (мощность илов достигала 40-50 см), здесь наблюдались максимальные плотности загрязнения ^{137}Cs (до 500 мкКи/м^2 – 18,5 МБк/м^2).

Распределение ^{137}Cs в заболоченной пойме р. Теча, расположенной в 4-х км выше по течению от н.п. Муслюмово, представлено на рис. 5.8.

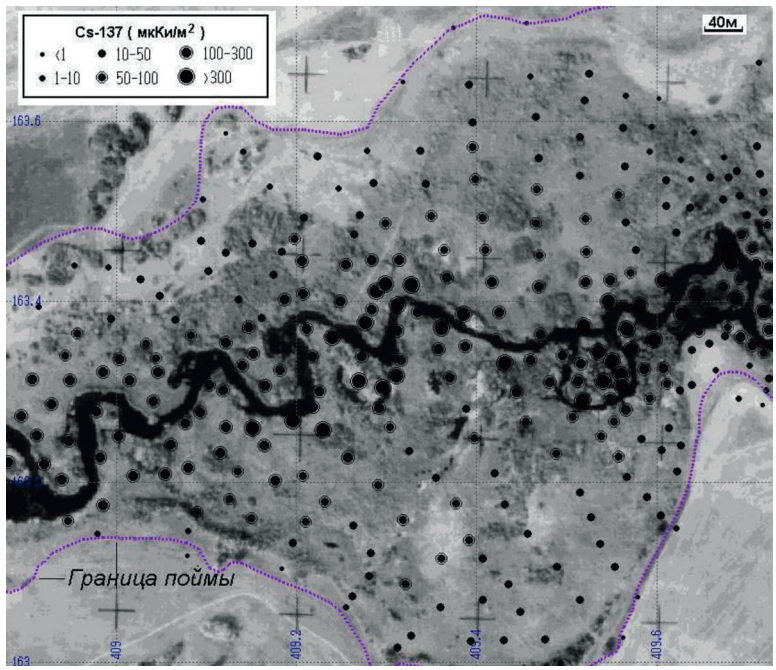


Рис. 5.8. Распределение ^{137}Cs в заболоченной пойме р. Теча (выше н.п. Муслюмово).

Ландшафтные и во многом радиационные условия данного участка аналогичны таковым в Асановских болотах: здесь максимальные уровни радионуклидного загрязнения на ^{137}Cs наблюдались на низких заиленных участках поймы, причем максимальные уровни загрязнения ^{137}Cs превышали 300 мкКи/м^2 (11100 кБк/м^2). Правосторонняя и левосторонняя часть поймы, покрытая камышом, характеризуется довольно однородным уровнем загрязнения в пределах 10-50 мкКи/м^2 (370-1850 кБк/м^2), что, вероятнее всего, связано с тем, что пойменная растительность задерживала взвесь, выполняя роль биогеохимического барьера в период половодья.

Ландшафтный анализ позволил выделить фации аллювиальных отложений, в разной степени загрязненных радионуклидами. Максимальное загрязнение ^{137}Cs отмечалось на прирусловых низких отмелях, сложенных алевритовыми илами, а также в днищах бывших проток (старичные понижения), регулярно затапливаемых в период паводка. На рис. 5.9 показано типичное распределение ^{137}Cs в пойменных фациях р. Теча.

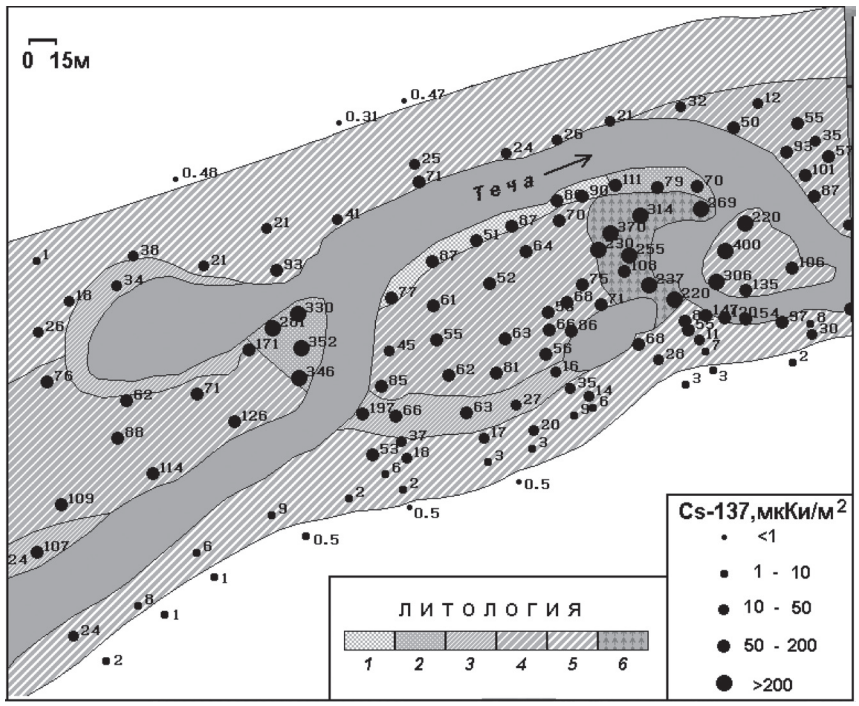


Рис. 5.9 Распределение ^{137}Cs в пойме р. Теча. (2,5 км выше по течению от н.п. Муслюмово). Литологический состав аллювиальных отложений: 1 – средний песок с илом; 2 – тонкий песок с илом; 3 – супесь с илом; 4 – легкий опесчаненный суглинок; 5 – легкий суглинок; 6 – ил с прослоями торфа.

Обращает внимание крайне неоднородный характер загрязнения почвы ^{137}Cs в различных фациях. Максимальные плотности загрязнения ^{137}Cs (до 300 мкКи/м^2 – 11100 кБк/м^2) приурочены к заболоченной низкой пойме, сложенной илами с прослоем торфа.

Высокие плотности загрязнения ^{137}Cs (200-400 мкКи/м^2 – 7400-14800 кБк/м^2) отмечены также в верховой части пойменного острова и в быстро формирующейся части низкой поймы, сложенной тонким песком с илом. Установленное в результате радиометрических измерений заглубление ^{137}Cs, равное 10-15 см, свидетельствует об интенсивном процессе захоронения загрязненных ^{137}Cs речных наносов.

Однако зоны максимального запаса ^{137}Cs на пойменных землях продолжали оставаться источником вторичного загрязнения р. Течи. Признаки продолжающейся миграции радионуклидов, особенно в период паводка, фиксировались как зоны осаждения загрязненного аллювия (особенно илов) на низкой пойме на высотах от 0,7 м до 1,0-1,2 м, где загрязнение достигает 430-470 мкКи/м^2 (15900-17390 кБк/м^2).

Поскольку пойма р. Теча была постоянным источником радиационной опасности, то специалистами Уральского филиала ОАО «ГСПИ» – «УПИИ ВНИПИЭТ» был разработан проект реабилитационных мероприятий, нацеленных на снижение рисков негативного воздействия радиации на на-

селение и улучшение экологической ситуации. Начиная с 2008 г. в районе н.п. Муслюмово выше по течению р. Теча на 2-километровом участке поймы стали проводиться специальные реабилитационные мероприятия, которые включали формирование постоянного русла реки Теча в виде канала с трапецеидальным поперечным сечением путем отсыпки поймы реки суглинком, щебнем и местным грунтом. Берега были укреплены скальным грунтом с целью исключить доступность реки для рыбалки, отдыха, заготовки сена и выпаса скота путем формирования крутых каменно-набросных откосов и озеленения участков.

Для района Муслюмово (рис. 5.10) максимальная высота поймы над меженным урезом воды достигает 1,8-2,0 м. Граница низкой поймы проходит на высоте 0,7-1,0 м над меженным урезом воды.

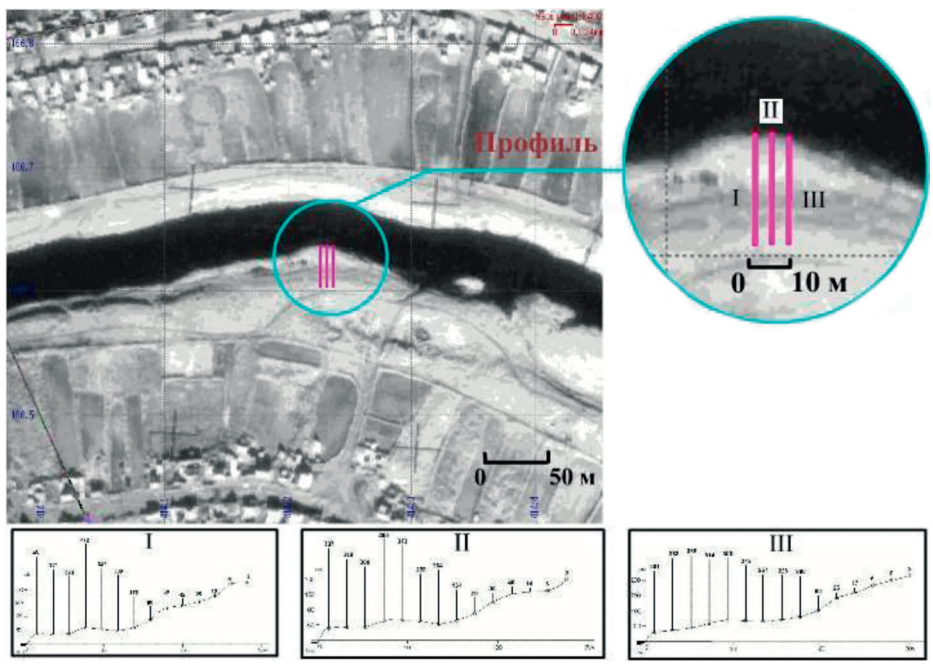


Рис. 5.10. Расположение радиометрических профилей в н.п. Муслюмово.

При камеральном дешифрировании аэрофотоснимков, а затем и при полевых исследованиях было установлено, что геоморфологическая граница высокой поймы расположена несколько выше, чем нижний уровень загрязнения поймы ^{137}Cs, равный в районе н.п. Муслюмово 0,5 Ки/км^2 (18 кБк/м^2). Это связано с тем, что экстремальный паводок 1951 г., когда происходили интенсивные сбросы радионуклидов в р. Теча, не был максимальным за весь период прямых гидрологических наблюдений.

Наглядное представление о распределении ^{137}Cs в пойме р. Теча по результатам крупномасштабной радиометрической съемки, проведенной в 1995 г., в зависимости от высотного положения представлено на рис. 5.11.

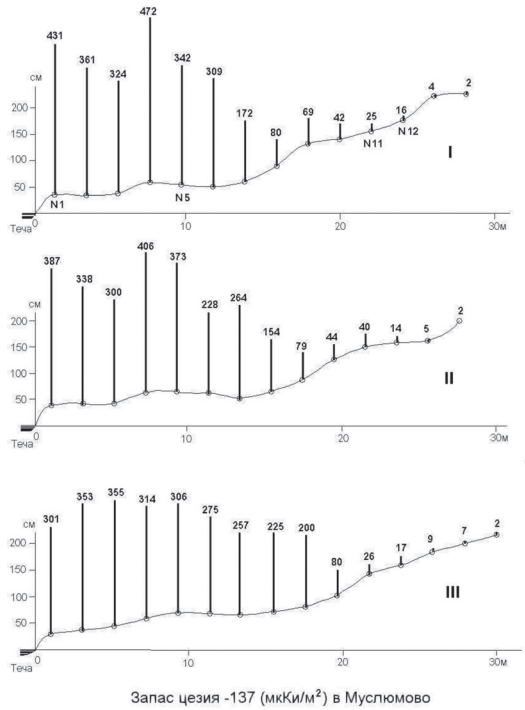


Рис. 5.11. Распределение ^{137}Cs в пойме р. Теча (правый берег н.п. Муслюмово).

Содержание ^{137}Cs в пойме р. Теча в н.п. Муслюмово измерено радиометром «КОРАД» на трех параллельных профилях, расстояние между профилями 5 м.

Пойма узкая, правосторонняя, шириной примерно 30 м, имеет простое строение, высотные уровни монотонно возрастают по мере удаления от русла, тогда как загрязнение ^{137}Cs и мощность экспозиционной дозы (МЭД) резко снижаются по мере удаления от русла. Максимум загрязнения ^{137}Cs измерен на высотах 40-60 см, верхняя граница наиболее загрязненной части поймы расположена на высоте 70 см (ежегодно затапливаемая часть поймы).

Плотность загрязнения в этой части поймы достигает значений, равных 300-470 мкКи/м^2 (11100-17390 кБк/м^2). Этим пойменным участкам соответствуют также максимальные значения показателя заглубления ^{137}Cs, что свидетельствует об интенсивно протекающих процессах транспорта взвешенных наносов, загрязненных радионуклидами.

Максимум значения МЭД (460 мкР/ч) измерен на удалении 10 м от русла (пикет № 5), тогда как на низкой пойме (пикет № 1) МЭД равен 210 мкР/ч. На высокой пойме (пикет №№ 11, 12) МЭД снижается до 230 мкР/ч.

По данным анализа распределения ^{137}Cs на трех профилях, плотность ^{137}Cs, равная 50 мкКи/м^2 (1850 кБк/м^2), наблюдалась на высоте 120-135 см, ширина этого участка поймы примерно 20 м, граница высокой поймы маркировалась уровнем около 200 см. Здесь загрязнение ^{137}Cs снижалось до

2-5 мкКи/м^2 (34-185 кБк/м^2), что в 40-100 раз превышает уровень глобального фона.

Распределение запаса ^{137}Cs в пойменных ландшафтах р. Теча в зависимости от уклона реки (н.п. Муслюмово)

Характер загрязнения ^{137}Cs пойменных участков р. Теча определяется конкретными гидрологическими условиями на момент сброса радионуклидов, а также ландшафтно-геоморфологическим строением поймы, определяющим условия формирования аллювиальных отложений. Уклон русла служит важнейшей гидравлической характеристикой потока, определяющей потери потока как на размыв русла, так и на транспорт наносов. В местах расширения русла транспортная способность реки снижается, в суженных местах – наоборот, транспорт достигает максимальных значений (Линник, 2000б).

На основе данных полевой радиометрической съемки (~ 5000 измерений) построены крупномасштабные карты загрязнения ^{137}Cs для 16-километрового участка поймы р. Теча в районе с. Муслюмово. Общая площадь съемки составляет 2,5 км^2, оцененный запас ^{137}Cs – 177,8 Ки (6,6 ТБк) (Говорун и др., 2000; Chesnokov et al., 2000). Для анализа характера распределения ^{137}Cs и его связи с морфологическим строением поймы р. Теча по цифровой модели местности (масштаб топографических карт 1:5000) в районе д. Муслюмово был выполнен морфометрический анализ русла и поймы: определены продольный профиль (уклон) реки, ширина русла, границы поймы разного высотного уровня.

С.Б. Щербаком для данного участка поймы (рис. 5.12) была исследована зависимость распределения запаса ^{137}Cs от ширины поймы (Говорун и др., 2000). Было установлено, что наблюдается ярко выраженная корреляция между уровнем загрязнения поймы ^{137}Cs и ее шириной, распределение запаса ^{137}Cs в пойме р. Теча явно не монотонно по ее длине и носит циклический характер.

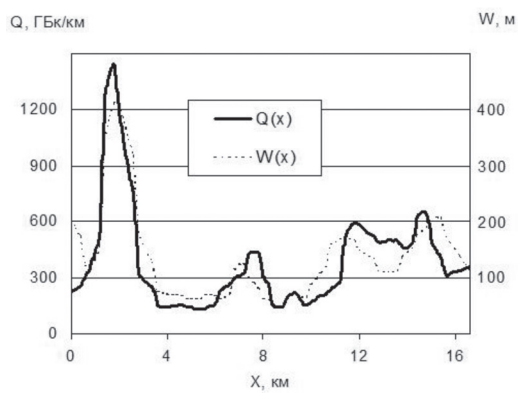


Рис. 5.12. Распределение характеристик загрязнения вдоль реки в районе с. Муслюмово. Q – полный запас ^{137}Cs, отнесенный к единице длины реки; W – эффективная ширина поймы (Говорун и др., 2000).

Нами было выполнено исследование зависимости распределения запаса ^{137}Cs, нормированного на длину реки от уклона русла (Линник, 2004б). В зависимости от уклона реки территория поймы была разделена на 11 участков. На рис. 5.13 представлено распределение загрязнения ^{137}Cs (ряд 2, Ки/км) в пойме р. Теча в зависимости от уклона русла (ряд 1, см/100 м). Минимальный уклон русла на 16-км участке Течи составляет 1,0 см/100 м (участок 10), максимальный – 15,4 см/100 м (участок 8).

На всем 16-км протяжении р. Теча четко выделяются два максимума загрязнения ^{137}Cs (участок 1 и 10-11). Участок 1 (длина русла 3,2 км) представляет заболоченную пойму р. Теча (уклон 3,1 см/100 м), максимальная ширина двусторонней поймы достигает 700 м. Ландшафтные условия данного участка аналогичны существующим в Асановских болотах. Фрагмент данного участка поймы р. Теча с распределением ^{137}Cs представлен на рис. 5.8.

В этой части поймы содержится 62 Ки (2,3 ТБк) ^{137}Cs. Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs составляет 67 мкКи/м^2 (2480 кБк/м^2), максимально измеренное значение – 756 мкКи/м^2 (27970 кБк/м^2). Граница загрязнения < 1 мкКи/м^2 (37 кБк/м^2) находится на уровне 1,8-2,0 м над меженным урезом воды. Максимум загрязнения свыше 200 мкКи/м^2 (7400 кБк/м^2) совпадает с уровнем ежегодно затапливаемой поймы (0,7-1 м). Совпадение пятен загрязнения ^{137}Cs (уровень более 400 мкКи/м^2 – 14800 кБк/м^2) с участками с максимальным заглублением позволяет выделить зоны максимального накопления радионуклидов и оценить скорость вторичного переноса.



Рис. 5.13. Нормированное на единицу длины русла распределение ^{137}Cs в пойме р. Теча в районе д. Муслюмово в зависимости от уклона русла.

Участок 3-5 представляет зону транзита радионуклидов. В этой части реки долина р. Теча резко сужается, река поворачивает на восток, не доходя станции Муслюмово, размеры поймы составляют всего 70 м при ширине русла 15-20 м. В литологическом составе пород преобладают песчано-гравийные осадки, в ряде мест выделяются локальные зоны осаждения (рис. 5.9), где в литологическом составе появляются также легкий суглинок и ил с прослоями торфа.

Территория д. Муслюмово (участок 6-9) разделяется на зону преимущественного осаждения ^{137}Cs (6-7 участок) и зону транзита (участок 8-9). Зона

преимущественного осаждения ^{137}Cs совпадает с многорукавным руслом р. Теча, когда р. Теча меняет направление с восточного на северное. Здесь наблюдаются максимальные плотности загрязнения ^{137}Cs (свыше 200 мкКи/м^2 – 7400 кБк/м^2), приуроченные к заиленной островной пойме р. Теча.

Минимальные запасы ^{137}Cs содержатся на участке 8 (длина русла 0,65 км) в пределах н.п. Муслюмово с максимальным уклоном речного русла (15,4 см/100 м) и минимальной шириной поймы (70-75 м). Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs на этом участке составляет 40 мкКи/м^2 (1480 кБк/м^2), максимально измеренное значение – 480 мкКи/м^2 (17760 кБк/м^2). Типичное распределение ^{137}Cs с высотой на этом участке представлено на рис. 5.10. Максимальные плотности загрязнения ^{137}Cs (свыше 400 мкКи/м^2 – 14800 кБк/м^2) приурочены к ежегодно затапливаемой пойме (высота над меженным урезом воды 0,4-0,6 м).

Второй максимум загрязнения (участки 10-11 общей протяженностью 6 км) содержит 77,5 Ки (2,87 ТБк) ^{137}Cs. Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs варьирует от 47 (1740 кБк/м^2) до 100 мкКи/м^2 (3700 кБк/м^2) при максимальном значении 800 мкКи/м^2 (29600 кБк/м^2). Эта зона является зоной разгрузки (осаждения) ^{137}Cs, который транзитом проносится через Муслюмово.

В отличие от участка 1 (заболоченная пойма), данная территория представляет зону свободного меандрирования шириной 200-300 м, где в верховых частях при затоплении бровок прирусловых валов происходит осаждение крупнозернистых песков. Скорость осаждения аллювиальных отложений на прирусловых валах увеличивается также за счет растущего ивняка. В этой части поймы отмечается максимальное заглубление ^{137}Cs. В низовых частях прирусловых валов осаждается мелкая фракция аллювиальных отложений, наиболее обогащенная ^{137}Cs.

Здесь наряду с максимальным отложением ^{137}Cs на выпуклых частях пойменных массивов наблюдаются также эрозионные процессы вследствие спрямления излучин. Так, в августе 1996 г. был зафиксирован прорыв в меандре с эрозионным размывом загрязненных радионуклидами аллювиальных отложений. На снимке за сентябрь 1994 г. прорыва меандра на пойме не наблюдалось.

Распределение ^{137}Cs в пойменных ландшафтах р. Теча на участке Муслюмово-Затеченское

По результатам радиационной съемки, проведенной в ареалах пяти населенных пунктов, построены карты радиоактивного загрязнения и определен запас ^{137}Cs (Говорун и др., 1998; 1999). На основании радиометрической съемки, включающей более 30 тысяч пикетов, был рассчитан запас ^{137}Cs в пойменных участках р. Теча в пределах ареалов населенных пунктов (табл. 5.1).

Полный запас, депонированный в пойме р. Теча в пределах обследованных площадей, составляет 11 ТБк (297 Ки) ^{137}Cs. По расчетам С.Б. Щербака (Говорун и др., 2000; Chesnokov et al., 2000) на участке Муслюмово-Затеченское протяженностью 180 км (рис. 5.6) в пойме р. Теча площадью 33 км^2 содержится 540±60 Ки (20±2,2 ТБк) ^{137}Cs.

Таблица 5.1
Характеристики загрязнения участков поймы р. Течи (Говорун и др., 2000)

Участок реки	Длина, км	Площадь загрязнения, км^2	Запас ^{137}Cs, ТБк (Ки)
Муслюмово (A-A′)	16,6	2,5	6,6(178)
Муслюмово-Бродокалмак (A′-B)	22	3,3*	5,7(154)*
Бродокалмак (B-B′)	15,3	2,8	2,86(77)
Бродокалмак – Русская Теча (B′-C)	13,6	2,3*	1,5(40)*
Русская Теча – Нижнепетропавловское (C-C′)	25,9	4,1	1,24(33)
Нижнепетропавловское – Затеченское (C′-D)	80	12,8*	1,8(49)*
Затеченское (D-D′)	6,2	5,6	0,3(9)
Всего (A-D′)	179,6	33,4*	20(540)*

Примечание: * – отмечены значения, полученные интерполяцией данных.

Для участка поймы р. Теча Муслюмово-Затеченское было проведено исследование зависимости запаса ^{137}Cs от уклона русла (Говорун, Линник, 2004). На рис. 5.14 показано распределение запаса ^{137}Cs по течению р. Теча в зависимости от уклона долины р. Теча на участке Муслюмово-Затеченское.

Участки 171, 167, 162 км характеризуют соответственно запад, центр и восток ареала н.п. Муслюмово. Следующий ареал (134 км и 126 км) относится к участку поймы западнее и восточнее н.п. Бродокалмак. Участок поймы 107-89 км охватывает ареалы Русской Течи и Нижнепетропавловского за исключением данных по запасам ^{137}Cs в пойме в пределах самих населенных пунктах. Участок 3 км относится к ареалу н.п. Затеченское.

На рассмотренном участке поймы р. Теча наблюдается практически десятикратное падение запаса ^{137}Cs. Отклонение от экспоненциального вида функции убывания запаса ^{137}Cs (Aarkrog et al., 2000b) вызвано особенностями в ландшафтном строении поймы р. Теча, обусловленными различным уклоном русла, шириной поймы. Четкая связь запаса ^{137}Cs с уклоном реки выявляется на участке Бродокалмак – устье р. Теча.

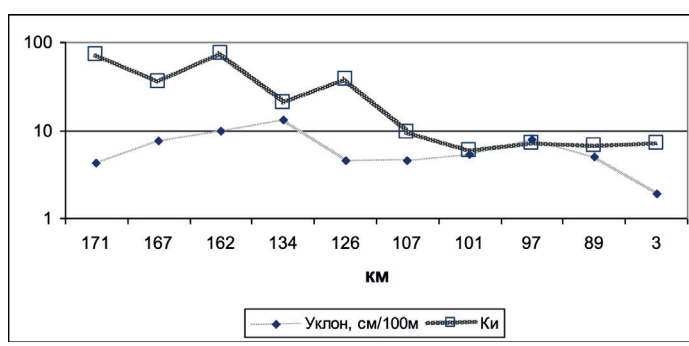


Рис. 5.14. Распределение запаса ^{137}Cs на километровых участках долины р. Теча в пойменных отложениях в зависимости от уклона долины и расстояния от ее устья до н.п. Муслюмово.

Для ареала н.п. Муслюмово отмечается более сложная зависимость. Здесь по характеру осаждения ^{137}Cs выделяются следующие участки:

1) 171 км – зона осаждения ^{137}Cs (72,9 Ки – 2,7 ТБк) в заболоченной пойме с минимальными уклонами (4,3 см/100 м) и максимальной ее шириной (500-700 м); 2) 167 км – в пределах самого населенного пункта выделяется зона преимущественно транзита (35,3 Ки – 1,3 ТБк ^{137}Cs), уклон долины увеличивается до 7,6 см/100 м при минимальной ширине поймы 70-90 м и 3) 162 км – зона разгрузки загрязненных радионуклидами речных наносов за пределами Муслюмово (73,9 Ки – 2,73 ТБк), несмотря на высокое значение уклона (9,9 см/100 м), обусловлена расширением поймы в 3-4 раза (до 300-500 м).

Минимум запаса ^{137}Cs (20,88 Ки – 0,77 ТБк) отмечается западнее Бродокалмака (134 км), максимум запаса (38,7 Ки – 1,43 ТБк) – восточнее (126 км). Это напрямую связано с уклоном реки и площадью поймы. Восточнее Бродокалмака уклон равен 4,5 см/100 м, площадь поймы – 136 га, западнее – уклон увеличивается до значения 13,4 см/100 м, площадь поймы при этом снижается до 64 га. Плотность загрязнения ^{137}Cs при этом отличается не столь существенно – 79,2 Ки/км^2 (2930 кБк/м^2) на западе и 63,5 Ки/км^2 (2350 кБк/м^2) на востоке Бродокалмака. В районе Русской Течи и Нижнепетропавловского запас ^{137}Cs снижается до уровня 6-9 Ки (0,22-0,33 ТБк), в Затеченском – 7 Ки (0,26 ТБк).

Ранее выполненными исследованиями (Trapeznikov et al., 1993; Aarkrog et al., 2000a; 2000b) было установлено, что плотность загрязнения ^{137}Cs пойменных и донных отложений на р. Теча и р. Исеть снижается по мере удаления от источника сброса (ПО «Маяк») по экспоненциальному закону (рис. 5.15).

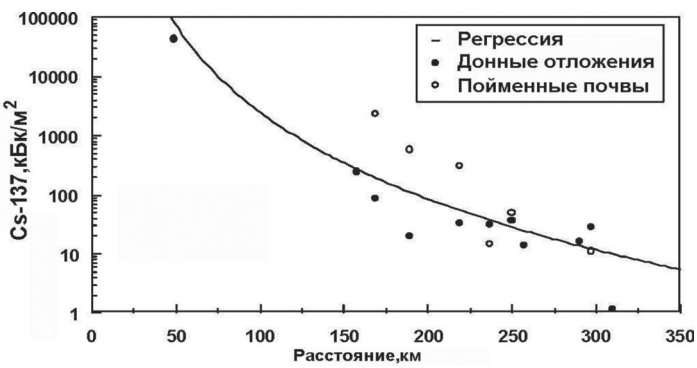


Рис. 5.15. Суммарный запас ^{137}Cs в слое почвы 0-100 см и в донных отложениях рр. Ипуть, Исеть (1996 г.) по удалению от НПО «Маяк» (Aarkrog et al., 2000a).

Используя данные радиометрической съемки поймы р. Теча в ареалах выделенных населенных пунктов (табл. 5.1), был подтвержден экспоненциальный вид зависимости плотности загрязнения ^{137}Cs по удалению от источника сбросов радионуклидов (рис. 5.16).

Полученное эмпирическое уравнение связи плотности загрязнения ^{137}Cs (**y**) от расстояния (**x**) аналогичного вида имеет вид:

$$\mathbf{y = 1{,}7448 * e^{0{,}0262x}\ R^2 = 0{,}96} \qquad \mathbf{(5.1)}$$

Вместе с тем распределение запаса, обусловленное ландшафтным строением (ширина, уклон поймы), существенно отклоняется от экспоненциальной зависимости. Таким образом, снижение запаса ^{137}Cs в пойме р. Теча и его отклонение от экспоненциального закона связано с морфометрическими параметрами пойменных ландшафтов, таких как уклон реки и площадь (ширина) поймы.

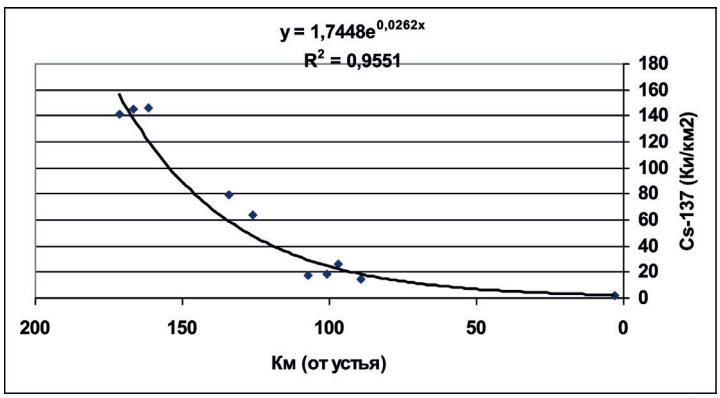


Рис. 5.16. Связь плотности загрязнения ^{137}Cs пойменных почв р. Теча с расстоянием от источника по данным радиометрической съемки (1994-1996 гг.).

5.3. Радиационное загрязнение пойменных ландшафтов р. Енисей

Енисей относится к одной из главных водных артерий Сибири, сток которой поступает в Арктику. В результате производственной деятельности Горно-химического комбината (ГХК, г. Железногорск), расположенного на удалении 40 км вниз по течению р. Енисей от г. Красноярска (рис. 5.17), с августа 1958 г. (пуск первого прямоточного реактора, второй реактор был запущен в 1961 г.) происходило поступление техногенных радионуклидов в речную систему (Радиационная обстановка ..., 1994). Это привело к загрязнению пойменных и донных отложений р. Енисей на значительных расстояниях от места сброса радиоактивных отходов изотопами ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, имеющими соответственно периоды полураспада 30,2, 5,3, 13,3 и 8,6 года.

Оба реактора были выведены из эксплуатации в 1992 г. После остановки двух прямоточных реакторов в 1992 г. сброс радионуклидов в р. Енисей снизился в десятки раз и составил по ^{137}Cs за период 1975-2000 гг. (с учетом распада) 19636 ГБк (530 Ки) (Vakulovsky et al., 2001).

Радиоэкологические исследования пойменных ландшафтов р. Енисей

Несмотря на более чем 30-летний период работы ГХК, изученность радиоэкологической обстановки р. Енисей в то время была недостаточна. Первые аэрогаммаспетрометрические исследования в долине р. Енисей были

выполнены Институтом прикладной геофизики в 1962 г., однако радионуклидное загрязнение р. Енисей выявлено не было (Квасникова и др., 2000).

Впервые информация о существенном загрязнении радионуклидами р. Енисей была получена в начале 70-х годов (Vakulovsky et al., 1995), но эти данные не стали доступными для научной общественности. Исследования, проведенные НПО «Тайфун» в 1979 г. (период максимального загрязнения р. Енисей), позволили выявить изотопный состав и удельную концентрацию загрязненных вод р. Енисей (Vakulovskii et al., 2008) на значительных расстояниях от источника сброса. Выполненными исследованиями было установлено, что в период максимальных сбросов с ГХК радиоактивное загрязнение формировалось за счет короткоживущих (^{58}Co, ^{51}Cr, ^{14}P) и среднеживущих изотопов (^{137}Cs, ^{152,54}Eu, ^{60}Co, ^{54}Mn, ^{65}Zn). Среднеживущие изотопы ^{137}Cs, ^{152,54}Eu, ^{60}Co до настоящего времени формируют загрязнение пойменных почв. Так, исследования, проведенные в 2010 г., показали наличие значимого загрязнения почвы и растительного покрова в ближней зоне комбината на удалении до 21 км (Kropatcheva et al., 2012).

В процессе выполнения исследований в 1979 г. был выбран ряд створов, на которых осуществлялись радиоэкологические наблюдения. Выбранные створы, в которых проводились измерения радиоактивного содержания в воде и донных отложениях, располагались на различном удалении от места сброса с ГХК: 1-й створ был расположен на удалении 180 км (р. Казачинское) и 2-й створ на удалении 778 км в районе впадения реки Подкаменная Тунгуска. В результате проведенных исследований были выявлены основные закономерности переноса техногенных радионуклидов водами р. Енисей.

Перенос изотопов осуществлялся в двух формах: в растворенной, а также в сорбированной на взвеси форме. По мере удаления от источника сброса доля активности в растворе и взвеси для различных изотопов несколько изменялась, за исключением ^{137}Cs, доля которого в водном транспорте в растворенном виде и в виде частиц оставалась примерно равной и составляла по 50% на всем исследуемом участке реки. Ряд изотопов переносился преимущественно в виде взвеси: между первым и вторым створом доля ^{152}Eu возрастала с 60% до 80%, тогда как доля ^{58}Co и ^{60}Co во взвеси несколько снижалась – соответственно с 85% до 60% и с 93% до 60%.

Благодаря различному механизму переноса различных изотопов (в виде взвеси или в растворенном виде) сформировались различные по протяженности зоны радионуклидного загрязнения в пойме р. Енисей. Выполненными в настоящее время исследованиями было показано, что снижение загрязнения донных отложений изотопами ^{152}Eu и ^{60}Co в 10 раз наблюдается на удалении около 670 км, тогда как десятикратное снижение удельной активности ^{137}Cs наблюдается на расстоянии 1096 км (Semizhon et al., 2010). Эти данные хорошо согласуются с результатами, полученными при радиоэкологическом обследовании р. Енисей в конце 70-х годов XX века (Вакуловский и др., 2008).

В 1989 г. были вновь как бы выявлены участки с повышенным гамма-фоном на о. Берёзовый, косе Казачья, о. Черёмухов (Радиационная обстановка ..., 1994), и только в начале 90-х годов XX века были начаты систематические радиоэкологические исследования пойменных ландшафтов р. Енисей.

Проведенные в этот период исследования позволили выявить существенное загрязнение донных отложений, гидробионтов и пойменных почв радионуклидами в ближней зоне ГХК (Носов и др., 1993; Вакуловский и др., 1994; Кузнецов и др., 1994; 1999; Носов, Мартынова, 1996; Болсуновский и др., 1998; 1999; Дегерменджи и др., 1998; Сухоруков и др., 1998а; 1998б; Линник и др., 2000а).

По данным аэрогаммасъемки 1993 г. загрязнение правого берега р. Енисей в ближней зоне ГХК (до 160 км) достигало уровня 122 кБк/м^2 (Квасникова и др., 2000), что значительно превышает уровень глобального фона загрязнения ^{137}Cs, который для территории Западной Сибири составляет 1,85 кБк/м^2 (из которых не более 5-10% – это ^{137}Cs чернобыльского происхождения) (Сухоруков и др., 2000а). Наиболее загрязненные участки поймы р. Енисей расположены в ухвостьях островов (Носов и др., 1993) и застойных зонах русла реки (Кузнецов и др., 1999), где плотность ^{137}Cs могла достигать 350 кБк/м^2 и более.

Выполненными исследованиями было установлено, что максимум концентрации ^{137}Cs в почве и в донных отложениях содержится на глубине 10-30 см (Носов и др., 1993; Сухоруков 1998а; 1998б; 2000а; 2000б; Кузнецов и др., 1999; Квасникова и др., 2000; Линник и др., 2000а), что свидетельствует о повышенных сбросах ГХК в прошлом, а также о наблюдающихся процессах захоронения радионуклидов после остановки реакторов.

Поскольку миграция радионуклидов в значительной степени происходит в прочно фиксированной форме в составе взвесей: ^{60}Co, ^{152,154}Eu – до 90% (Вакуловский 2003), ^{137}Cs – до 50% (Носов и др., 1993; Вакуловский, 2003; Вакуловский и др., 2006б; Тертышник, 2007), то загрязнение ландшафтов формируется при отложении загрязненных радионуклидами взвешенных наносов.

Проведение ландшафтно-радиометрических исследований в 1995 г. (Линник и др., 2000а) позволило выявить связь плотности загрязнения ^{137}Cs с характером ландшафтных условий поймы р. Енисей, определяющих различие гидродинамических условий осаждения аллювиальных отложений. Анализ геоморфологического строения пойменных ландшафтов выявил связь загрязнения ^{137}Cs с характером ландшафта. Отложение пойменных речных наносов обусловлено гидрологическими (длительность и глубина затопления) и гидродинамическими (скорость и направление течения) условиями. Их роль в транспорте радионуклидов может быть выявлена при изучении распределения радионуклидов в аллювиальных фациях, различающихся минералогическим и гранулометрическим составом.

Гранулометрический состав аллювиальных отложений формируется в процессе паводков и отражает их гидрологический режим, а вклад различных фракций в общую активность почвенного слоя характеризует влияние гидрологического режима на перенос радионуклидов. Изменение гидрологического режима находит отражение в чередовании литологических слоев различного фракционного состава: мелкие илистые наносы характеризуют слабые скорости течения, среднезернистые и крупнозернистые отложения приурочены к более активному периоду транспорта и осаждения речных наносов.

5.4. Физико-географическая характеристика района работ в пойме р. Енисей

Геолого-геоморфологические условия района исследования

Геоморфология долины р. Енисей. Геоморфология изученной территории характеризуется тремя типами рельефа Енисейского кряжа – низкогорным, грядовым и увалисто-холмистым (Геологическая карта ..., 1978). Геология района определяет ландшафтную структуру долины р. Енисей, в том числе развитие террас и ширину поймы – от 2 до 30 км.

На исследованном участке поймы р. Енисей (Красноярск-Стрелка, место впадения р. Ангара) отмечается закономерное чередование расширенных участков долины с суженными. Расширение поймы приурочено к выходам на поверхность вулканогенно-осадочных и осадочных пород. Здесь ширина долины достигает первых километров (рис. 5.17).

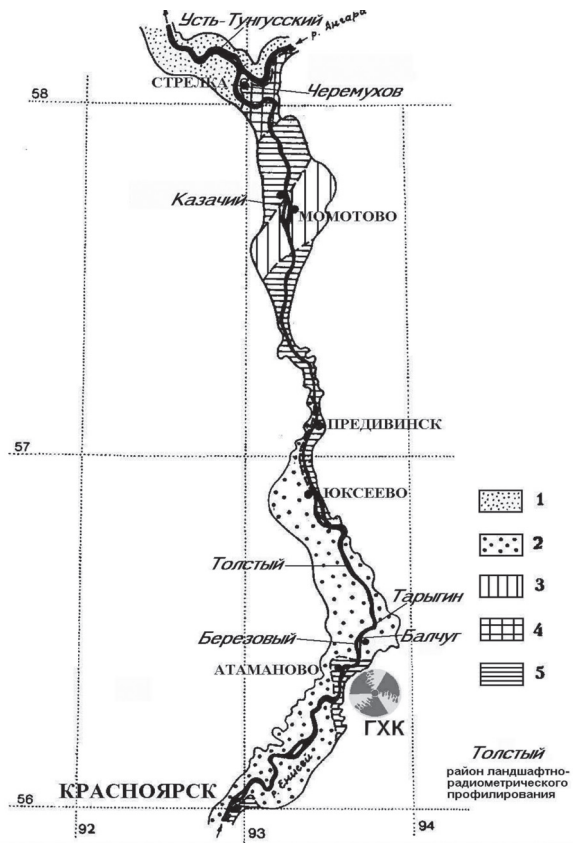


Рис. 5.17. Район ландшафтно-радиационных исследований и схематическая геологическая карта долины р. Енисей (Геологическая карта ..., 1978): 1 – осадочные породы юрского-мелового возраста; 2 – осадочные породы нижнеюрского возраста; 3 – вулканогенно-осадочный комплекс каменноугольного возраста; 4 – верхнепротерозойский осадочный комплекс; 5 – среднепротерозойские сланцы и гнейсы. ***Берёзовый, Балчуг, Толстый и др.*** **–** районы проведения работ.

Первый такой участок в пределах изученной территории протягивается от г. Красноярска до ГХК. Второе расширение долины находится между с. Большой Балчуг и н.п. Юксеево, третье – начинается ниже Предивинска и тянется почти до н.п. Стрелки.

Сужение долины происходит в районах выхода коренных пород архейского метаморфического комплекса гранулитовой и амфиболитовой фаций, в том числе и в районе ГХК. Для таких участков характерны обрывистые берега, узкая (20-30 м) галечниковая пойма, порожистое русло реки. Надпойменная терраса представлена маломощными коллювиальными отложениями.

Самый ближний к месту поступления радиоактивности в р. Енисей участок проведения работ расположен на удалении 16 км от ГХК в районе н.п. Большой Балчуг.

Балчуг-Юксеевское расширение долины р. Енисей сложено среднеюрскими коренными породами назаровской свиты, представленными в нижней части галечниками с линзами косослоистых песчаников и перекрывающими их песчаниками (Геологическая карта ..., 1978).

Расположенный на удалении 175 км от места сброса ГХК (о. Казачий) в центре следующего расширенного участка поймы район работ залегает на пачке переслаивающихся осадочных и вулканогенно-осадочных пород нижне-каменноугольного возраста. Остров Казачий и прилегающая к нему часть левого берега Енисея залегают на останце палеогеновых пород, представленных кварцевыми и кварц-полевошпатовыми песками с прослоями алевролитов и глин.

Русло реки Енисей представляет собой чередование плесов и перекатов. Перекаты сложены галечно-каменистыми и галечно-гравийными отложениями, тогда как плесы – песчаными и гравийно-песчаными отложениями. Гравий и крупный песок сосредоточены в пределах фарватера, в участках с максимальной скоростью течения, мелкий песок и крупная пыль (размер 0,25-0,05 мм) осаждаются в зоне пониженных скоростей течений (повороты реки, заливы, мелкие заросшие водной растительностью протоки).

Гидрологические условия переноса техногенных радионуклидов в р. Енисей

Радиоэкологическая обстановка р. Енисей (включая пойменные участки) сформировалась в результате совместного взаимодействия двух факторов – характера сброса радионуклидов в воду (как штатных, так и аварийных) и гидрологического режима реки (среднесуточный расход воды, скорость течений). Сброс радионуклидов определял потенциальные масштабы загрязнения, гидрология реки – возможность ее переноса на значительные расстояния.

Возведение плотины Красноярской ГЭС в существенной мере изменило гидрологический режим реки. Расход воды и взвешенных наносов в р. Енисей стал равномерным по сезонам, экстремальные паводки, при которых происходило затопление площадей пойменных участков на зна-

чительном удалении от места сброса радионуклидов, перестали наблюдаться.

ГХК – источник сброса радионуклидов – расположен в узкой части долины р. Енисей (рис. 5.17). Уклон русла реки в этом месте протяженностью 10 км равен 3,1‰, средняя скорость течения равна 6,8 км/час, максимальная – до 10 км/час. Сброшенные радионуклиды подхватываются быстрым течением и, прижимаясь к правому берегу реки, переносятся вниз по течению.

В этой связи история загрязнения р. Енисей радионуклидами может быть разделена на три периода. I – с момента пуска первого реактора (1958 г.) до начала заполнения ложа Красноярского водохранилища (1967 г). II период – с 1967 по 1969 г. – частично зарегулированный водный режим р. Енисей при строительстве плотины Красноярской ГЭС. III – с 1970 г. и по настоящее время после завершения строительства плотины – полностью зарегулированный режим р. Енисей.

До создания плотины Красноярской ГЭС среднегодовой расход воды в р. Енисей за период с 1903 по 1966 г. составлял 2920 $м^3$/сек, средний расход за этот же период в период паводка – 13000 $м^3$/сек (Ресурсы ..., 1978). В 1966 г. наблюдалось экстремальное наводнение – затопленными оказались все острова, высота которых в данном месте доходит до 7-9 м, в том числе и участок проведения радиоэкологических исследований.

Данные по мутности, взвешенным наносам для р. Енисей измеряются только на гидропосту Базаиха, расположенному на удалении 25 км от плотины Красноярской ГЭС. На гидропостах Атаманово, Павловщина, Казачинское и Стрелка измеряется только уровень воды (на Стрелке с 1972 г., используемые гидрологические параметры за период 1960-1971 гг. для этого участка поймы р. Енисей реконструированы Сурковым В.В.).

До создания плотины максимальная средняя многолетняя мутность воды в июне (максимум паводка) превышала меженную в 11 раз. Средняя мутность воды в период зимней межени составляла 5-10 г/$м^3$, в летнюю межень – 10-15 г/$м^3$. За период с 1940 г. по 1962 г. в период весеннего половодья средняя мутность енисейской воды составляла 470 г/$м^3$, минимальная – 170 г/$м^3$, максимальная – 1100 г/$м^3$ (Ресурсы ..., 1978). За период с 1940 по 1962 гг. годовой сток наносов составлял 7900 тыс. т, максимальный – 17000 тыс. т, минимальный – 3800 тыс. т (Ресурсы ..., 1978).

Построение Красноярской ГЭС коренным образом изменило характер транспорта речных наносов. Так, если до создания водохранилища средняя годовая мутность воды по данным наблюдения в Базаихе (удаление 25 км от плотины Красноярской ГЭС) составляла 72 г/$м^3$, то после возведения плотины – 6,0 г/$м^3$, ниже бьефа – всего 3 г/$м^3$. При этом среднегодовой сток наносов по данным в Базаихе упал с $6{,}9 \times 10^6$ т/год до $0{,}5 \times 10^6$ т/год (Лисицина, 1974).

Скорость течения на плесах в среднем составляет 4-5 км/час, на перекатах – до 10 км/час. В период паводков при подъеме уровня воды скорости течения резко возрастают. Так, на участке Атаманово-Юксеево при подъеме уровня воды на 3 м средняя скорость течения достигает 5,5 км/час (максимальная – 8,2 км/час), при подъеме уровня воды до отметки 6 м скорость

течения увеличивается до 8,1 км/час (максимальная – 11,5 км/час) (Государственный ..., 1985). При такой скорости резко увеличивается транспортирующая способность р. Енисей, средняя и крупная галька забрасывается потоком воды на высоту 2,5-3,5 м (отдельные экземпляры гальки на о. Берёзовый были вскрыты в шурфе на высоте 5 м над меженным урезом воды).

Анализ графиков уровня, расхода воды и взвешенных наносов позволяет наглядно представить возможность затопления поймы на различных геоморфологических уровнях и возможность отложения аллювия в конкретное половодье. Отложение загрязненного радионуклидами аллювия более вероятно при совпадении пика мутности и времени прохождения максимальных расходов и уровней. Если пойма затапливается осветленным потоком (например, зимой), то вероятность накопления наилка существенно уменьшается.

На рис. 5.18 представлены данные по типичному гидрологическому режиму (уровень воды) для н.п. Атаманово и н.п. Казачинское в 1962 г. В этот период обычный максимальный расход воды на пике половодья превышал 10000 м^3/сек при уровнях затопления 600-700 см. В ходе гидрографа четко выражен летний пик, который приходился на июнь месяц.

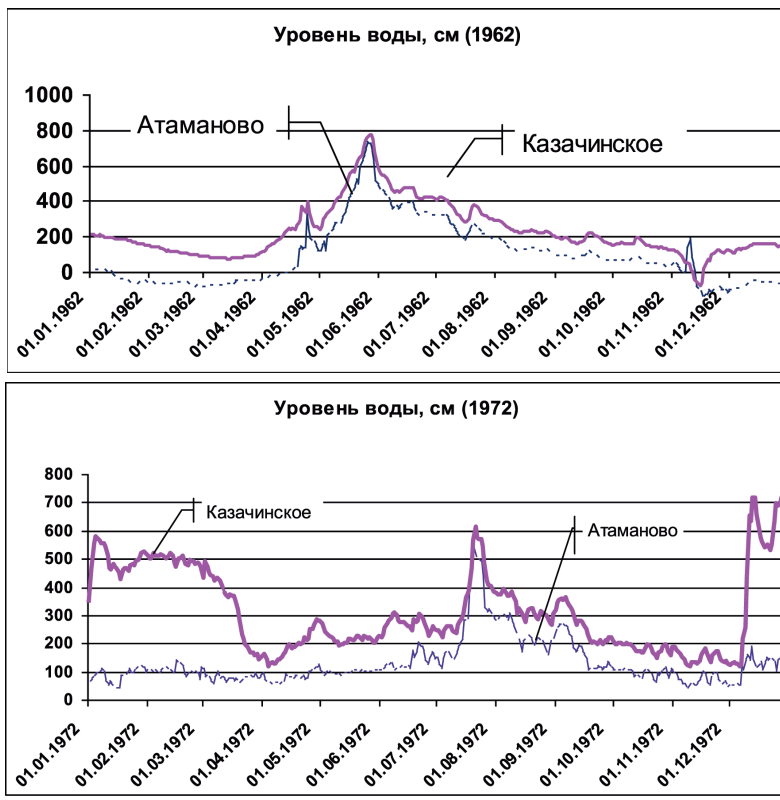


Рис. 5.18. Гидрологический режим р. Енисей до (1962 г.) и после (1972 г.) создания Красноярской ГЭС.

Преобладающая фракция во взвешенных наносах р. Енисей в 1962 г. – 0,05-0,1 мм. В самом начале половодья (09.05.62) ее доля составляла 47%, в конце половодья – 08.06.62 – 86%.

Максимальное половодье на р. Енисей наблюдалось в 1966 г. В этот период, по всей видимости, и произошло основное загрязнение участков высокой поймы, следы этого загрязнения в настоящее время фиксируются в почвенных горизонтах, захороненных на глубину до 30-40 см, на средней пойме.

Максимальная высота подъема воды до высоты 983 см в Атаманово наблюдалась 17 и 18 июня, в Казачинском – 1048 см 19 июня при расходе воды 22400 м^3/сек. Максимальный расход взвешенных наносов на р. Енисей наблюдался 11-20 июня (3900 кг/сек). Максимальная мутность воды в р. Енисей составила 190 г/м^3, на притоке р. Кан – 260 г/м^3, на р. Тель – 420 г/м^3.

Зарегулированность р. Енисей привела к срезанию летнего пика половодья и вместе с тем к постоянному затоплению уровня низкой поймы на глубину 40-100 см. В отдельные годы транспорт взвешенных наносов мог достигать 97 кг/сек при расходе 7330 м^3/сек, однако для этого периода более характерно более низкое значение взвешенных наносов – 47 кг/сек в 1972 г. С начала 70-х годов в р-не Казачинского из-за ледовых заторов стали наблюдаться зимние затопления средней поймы (рис. 5.18). Однако из-за незначительного твердого стока (порядка 10-20 кг/сек) их роль в осаждении радионуклидов, вероятнее всего, была несущественна.

В 80-е годы XX века общая картина гидрологического режима р. Енисей не претерпела существенных изменений. Особняком стоит 1988 г., когда на р. Енисей наблюдалось второе после 1966 г. по своей мощности наводнение. Причем максимальный пик подъема воды (до 6 м на о-ве Толстый) наблюдался два дня при максимальном расходе воды 2 августа 11340 м^3/сек.

5.5. Ландшафтно-радиационная характеристика поймы р. Енисей

Представленные в настоящей главе результаты, полученные при проведении комплексных ландшафтно-радиоэкологических исследований в пойме р. Енисей в 1995, 1999, 2000 гг., позволили определить ландшафтную дифференциацию в распределении техногенных радионуклидов в непосредственной близости от ГХК.

Отложение речных наносов определяется гидрологическими (длительность и глубина затопления) и гидродинамическими (скорость и направление течения) условиями. Работы проводились на 240-км участке поймы р. Енисея от о-ва Берёзовый до устья р. Ангары (рис. 5.17). Исследовалась преимущественно прирусловая пойма низкого и среднего уровней как наиболее загрязненная радионуклидами, высокая пойма после построения Красноярской ГЭС не затапливалась.

Ландшафтно-радиометрическое профилирование в пойме р. Енисей

Для оценки загрязнения радионуклидами р. Енисей в полевой сезон 2000 г. выполнялось ландшафтное профилирование поймы (табл. 5.2).

Таблица 5.2
Ландшафтно-радиационные профили на пойме р. Енисей (2000 г.)

Профиль	Км по руслу	Район	Положение профиля	Длина, м	Кол-во пикетов
БП-1	96	о. Берёзовый	Низкая прирусловая пойма на оголовке острова	105	9
БП-2	96	о. Берёзовый	Низкая средняя и высокая прирусловая пойма по правому берегу острова в 0,8 км ниже истока Балчуговской протоки	160	26
БП-4	100	с. Балчуг	Низкая и средняя прирусловая правобережная пойма в устье Балчуговской протоки	460	48
ТП-1	107	о. Тарыгин	Прирусловая низкая, средняя и высокая пойма на оголовке острова в 200 м ниже истока правобережной протоки	225	29
ТОП-1	130	о. Толстый	Оголовок острова	320	53
КП-1	261	о. Казачий	Группа небольших островов в районе ухвостья островного массива Казачий	365	62
ЧП-1а	330	о. Черёмухов	Прирусловая низкая пойма на оголовке острова	130	21
ЧП-1б	330	о. Черёмухов	Прирусловая низкая и высокая пойма на оголовке острова	145	14
УТП-1	336	о. Усть-Тунгусский	Средняя и высокая гривистая прирусловая пойма по левому берегу острова	135	21

Основная цель работ состояла в анализе ландшафтной структуры, рельефа, почвенно-растительного покрова, изучении состава аллювия, а также выявления ландшафтных особенностей распределения радионуклидов (^{137}Cs, ^{60}Co, ^{152,154}Eu) в зоне влияния ГХК. Другой задачей было изучение особенностей осадконакопления на пойме (темпов отложения аллювия, особенностей протекания потока половодья по пойме и его эрозионно-аккумулятивной деятельности) для выявления особенностей переноса радионуклидов потоком.

Работы проводились на 240-км участке поймы р. Енисея от о-ва Берёзовый до устья р. Ангары (рис. 5.17). Исследовалась преимущественно прирусловая пойма низкого и среднего уровней, наиболее загрязненная радионуклидами. Всего на участке было заложено 9 ландшафтных профилей (масштабы: горизонтальный – 1:500, вертикальный – 1:100).

Для уточнения геологического строения закладывались шурфы на глубину 0,5-1 м, что в большинстве случаев позволяло описать всю пойменную фацию аллювия. В районах профилей проводилась детальная маршрутная ландшафтная съемка массивов поймы (в масштабе 1:4000 – 1:5000), были составлены ландшафтные карты и подробные схемы рельефа (рис. 6.10).

Положение профиля выбиралось с таким расчетом, чтобы охватить наиболее характерные природные комплексы (Linnik et al., 2003b).

По линии профиля прокладывался нивелирный ход, отметки которого были привязаны к минимальному меженному урезу, наблюдавшемуся на р. Енисей после постройки Красноярской ГЭС по данным г.п. Атаманово (90 км), Павловщина (140 км), Казачинское (267 км) и Стрелка (330 км). Это позволило в дальнейшем, используя данные гидропостов, рассчитать длительность затопления по годам в различных пойменных фациях (рис. 5.19). Уровни реки во время работ практически не менялись и превышали минимальный на 90-100 см, и лишь в устье Ангары – на 1,4 м, что, по-видимому, связано с взаимным подпором в узле слияния.

Пикеты профилей устанавливались в наиболее характерных природных комплексах, фиксировали все элементы рельефа, на всех пикетах выполнялось комплексное описание природного комплекса (состав отложений, микрорельеф, почвы, растительность).

На всех пикетах выполнялась γ-спектрометрическая съемка местности с помощью портативного гамма-спектрометра с коллимированным детектором «КОРАД» (рис. 5.19) в соответствии с методикой, представленной в разделе 2.1.



Рис. 5.19. Проведение γ-спектрометрической съемки с помощью портативного гамма-спектрометра с коллимированным детектором «КОРАД» на р. Енисей.

Дифференциация распределения активности по данным ландшафтно-радиометрического профилирования

Современная структура радионуклидного загрязнения пойменных ландшафтов р. Енисей обусловлена комплексом различных факторов. На длительное и нестационарное поступление радионуклидов в пойму (неравномерность сбросов ГХК) наложились различные гидрологические режимы р. Енисей, которые при сложном морфологическом строении пойменных ландшафтов (в первую очередь немонотонность возрастания высоты по

мере удаления от русла реки) обусловили чрезвычайно сложную по времени формирования и пространственному распределению картину радионуклидного загрязнения.

Статистические параметры, характеризующие распределение радионуклидов на 9-ти профилях, представлены в табл. 5.3. Обращает внимание, что в ближней зоне влияния ГХК наблюдается высокий уровень загрязнения изотопами ^{60}Co, ^{152,154}Eu (Линник и др., 2004а), который в ряде точек вполне сопоставим с плотностью загрязнения ^{137}Cs. Вместе с тем, по мере удаления от ГХК наблюдается снижение загрязнения суммой изотопов ^{60}Co, ^{152,154}Eu: по максимальным уровням загрязнения это снижение достигает 11 раз, по средней плотности загрязнения – 10 раз. Для ^{137}Cs такого резкого снижения плотности загрязнения не отмечается – аналогичные показатели равны 7,5 и 2,4. Более того, экспоненциального снижения плотности загрязнения ^{137}Cs по мере удаления от ГХК, в отличие от р. Теча, не наблюдается.

Куда более существенную роль играет внутриландшафтная дифференциация запаса ^{137}Cs в пределах одного пойменного массива. Вариабельность запаса ^{137}Cs по данным профилирования (табл. 5.3) несколько выше, чем суммы изотопов ^{60}Co, ^{152,154}Eu, за исключением профиля КР-1 (о. Казачий), на котором наблюдается нетипичная для островных участков картина в распределении ^{137}Cs: высокие уровни загрязнения выявляются не только на низкой, но и на средней пойме.

Ландшафтно-радиометрические исследования на о. Берёзовый

Ландшафтно-радиометрические наблюдения на о. Берёзовый были проведены в 1999 и 2000 гг. Представленные ниже данные по двум профилям характеризуют условия накопления радионуклидов в оголовке о. Берёзовый, расположенном на удалении 16 км от места сброса ГХК.

Пример пространственного распределения ^{137}Cs в пойме р. Енисей может быть рассмотрен на примере ландшафтно-радиометрического профиля ВР-0, заложенного в августе 1999 г. (рис. 5.20) на оголовке острова Берёзовый. Рассмотрим структуру поймы и ее связь с характером радионуклидного загрязнения.



Рис. 5.20. Ландшафтно-радиометрический профиль ВР-0 о-ва Берёзовый (оголовок).

Таблица 5.3
Ландшафтно-радиометрические профили на участке поймы р. Енисей ГХК–Стрелка

Профиль	Км по руслу	Пикеты	H[1] (max), см	^{137}Cs (кБк/м^2)				Сумма ^{60}Co, $^{152, 154}$ Eu (кБк/м^2)			
				Mean	Min	Max	CV(%)	Mean	Min	Max	CV(%)
ВР-0	96	16	616	81,8	1,5	327,8	126,7	31,8	0,7	97,7	106,9
ВР-1	96	8	324	129,1	24	251,6	60	39,2	9,6	98	76,5
ВР-2	97	25	650	182,4	19,2	663,4	86,6	41,8	0,7	103,6	78
ВР-4	100	48	563	183	9,62	1002	96,0	56,6	1,85	188	92,8
ТР-1	107	29	675	142	8,1	440	81,7	29,23	1,85	88,1	73,6
ТОР-1	130	47	709	52,6	1,5	271,2	100	16,5	0,0	45,8	78,2
КР-1	261	54	589	119,1	1,5	286	60,1	10	0	61,8	115
СНР-1а	330	20	345	140,2	1,5	386	68,5	34	4,4	49,6	35,6
СНР-1b	330	13	834	118	0,75	391	109,3	24	0	50	69,2
UTP-1	336	20	859	76,2	0,37	382,6	133,3	5,6	0	16,7	92,9

Примечание: [1]Относительно уровня воды в период полевых исследований в августе 2000 г. (ВР-0 – август 1999 г.).

Обращает внимание четко выраженная асимметрия в рельефе острова. Асимметричное строение поймы находит отражение также в характере осаждения аллювиальных отложений, а вместе с ними и переносимых водным потоком радионуклидов.

На данном профиле может быть выделено три морфологических уровня поймы: низкая (I), средняя (II) и высокая (III). Причем довольно четко отмечается разделение на высокую (III) и низкую+среднюю (I+II) пойму. Следует подчеркнуть, что после построения Красноярской ГЭС и зарегулирования стока р. Енисей большая часть низкой поймы оказалась постоянно затопленной на высоту примерно 1 метр. Поэтому выделенная на рис. 6 низкая пойма (Ia и Ib) является, скорее всего, результатом действия русловых процессов после создания Красноярской ГЭС в 1970 г.

Низкая пойма (превышение над урезом воды 50-60 см) имеет различное строение: Ia – достаточно широкая (до 25 м), пологая, ее аналог со стороны фарватера Ib – имеет малую ширину (до 10-12 м), но более крутой переход к средней и высокой пойме. Визуально граница низкой поймы (Ia) наиболее четко маркируется по растительности со стороны Балчугской протоки – осоковая и влажнотравная ассоциации сменяются тысячелистником по границе низкого уровня средней поймы (IIa).

Литологическое строение фации низкой поймы (Ia) характеризуется наличием чистых илов или илов с песком до глубины 13-18 см, подстилаемых галькой, в фации Ib – мощность опесчаненного наилка равна 10-12 см. Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в фации низкой поймы по данным измерений полевым радиометром «КОРАД» изменяется от 7,7 (285 кБк/м^2) до 5,27 мкКи/м^2 (195 кБк/м^2).

Средняя пойма наиболее ярко выражена со стороны н.п. Большой Балчуг, здесь может быть выделено несколько фаций, принципиально различающихся характером литологического строения и формами рельефа. Фация (IIa) – это полого-наклонная, практически ровная поверхность на высотных

уровнях от 0,5-0,6 м до 1,3-1,5 м, задернованность составляет 60-90%. Отложения представлены тонкой прослойкой илов (1-2 см), в более высокой части фации – опесчаненными илами. Илы подстилаются маломощными песками (до глубины 3-5 см), за которыми следует слой гальки (повсеместно с глубины 3-5 см). Запасы ^{137}Cs значительно меньше, чем в фации низкой поймы (от 1,9 – 70 кБк/м^2) до 2,3 мкКи/м^2 – 85 кБк/м^2).

Фации средней поймы (IIb и IIc) представляют галечниковую поверхность, слабо задернованную (до 30%), сложенную до глубины 4(5) – 20 см слоистыми песками без прослоев суглинка, подстилаемых галькой. Загрязнение ^{137}Cs резко падает, в данной фации составляет 0,47 μКи/м^2 (17 кБк/м^2).

Фация IId представлена набором чередующихся грив и межгривных понижений. Гривы сложены с поверхности песчаными отложениями (вскрытие в шурфах проводилось до 50 см), с четко выраженной слоистостью (по уплотнению). Запас ^{137}Cs на гриве составляет 2,14 мкКи/м^2 (79 кБк/м^2) и 0,34 мкКи/м^2 (12,6 кБк/м^2). В точке 11 погружным детектором определялось распределение ^{137}Cs по глубине. По данным гамма-каротажа максимальное содержание ^{137}Cs зафиксировано на глубине 2,5-5 см (до 0,54 кБк/кг), на глубине 10 см содержание ^{137}Cs падает до 28 Бк/кг.

Уровень высокой поймы (IIIa – основная поверхность поймы и IIIb – склон высокой поймы) расположен на высотах 4-5 м, характеризуются мощными песками, с отдельными горизонтами, содержащими редкую гальку, и низкими значениями загрязнения ^{137}Cs (0,03-0,15 мкКи/м^2 – 1,1-5,6 кБк/м^2), приближающимися к фоновым уровням загрязнения для данного района. Низкие уровни загрязнения связаны с тем, что высокая пойма о-ва Берёзовый затапливалась последний раз в 1966 г., и за этот период уровни радиоактивного загрязнения снизились за счет распада изотопов.

Профиль БП-2 (рис. 5.21) в 400 м ниже по течению на массиве низкой поймы, примкнувшей к о-ву Берёзовый со стороны Балчуговской протоки. Кроме низкой поймы (пикеты 1-17), он также пересекает здесь и узкую (45 м) среднюю пойму, сформировавшуюся в тыловой части массива (пикеты 17-22) и выходит на уровень высокой поймы (пикеты 24-26). Перед уступом средней поймы проходит слабовыраженная в рельефе широкая (25 м) ложбина с плоским днищем (пикеты 12-16). Однако максимальные отметки массива здесь выше (2,42 м, пикет 10), чем на профиле БП-1, на более высоких отметках (1,7-1,9 м) лежит и днище ложбины. В результате здесь несколько иной состав растительности – сырые луга занимают узкую 20-метровую прибрежную полосу, а на основной поверхности с отметками более 1,5 м произрастают сухие луга с преобладанием тысячелистников, разнотравные и разнотравно-злаковые луга среднего увлажнения.

Мощность наилка колеблется от 5 до 25 см, однако он накапливается в относительно пониженных местах, на вершине побочня (пикет 10) и на различных буграх и микроповышениях (пикет 6) галечники выходят на поверхность. Там, где его мощность относительно небольшая, до 5 см, – вблизи русла (пикеты 1-3) и на вершине побочня (пикеты 9-10) – он представлен мелко- и тонкозернистыми песками.

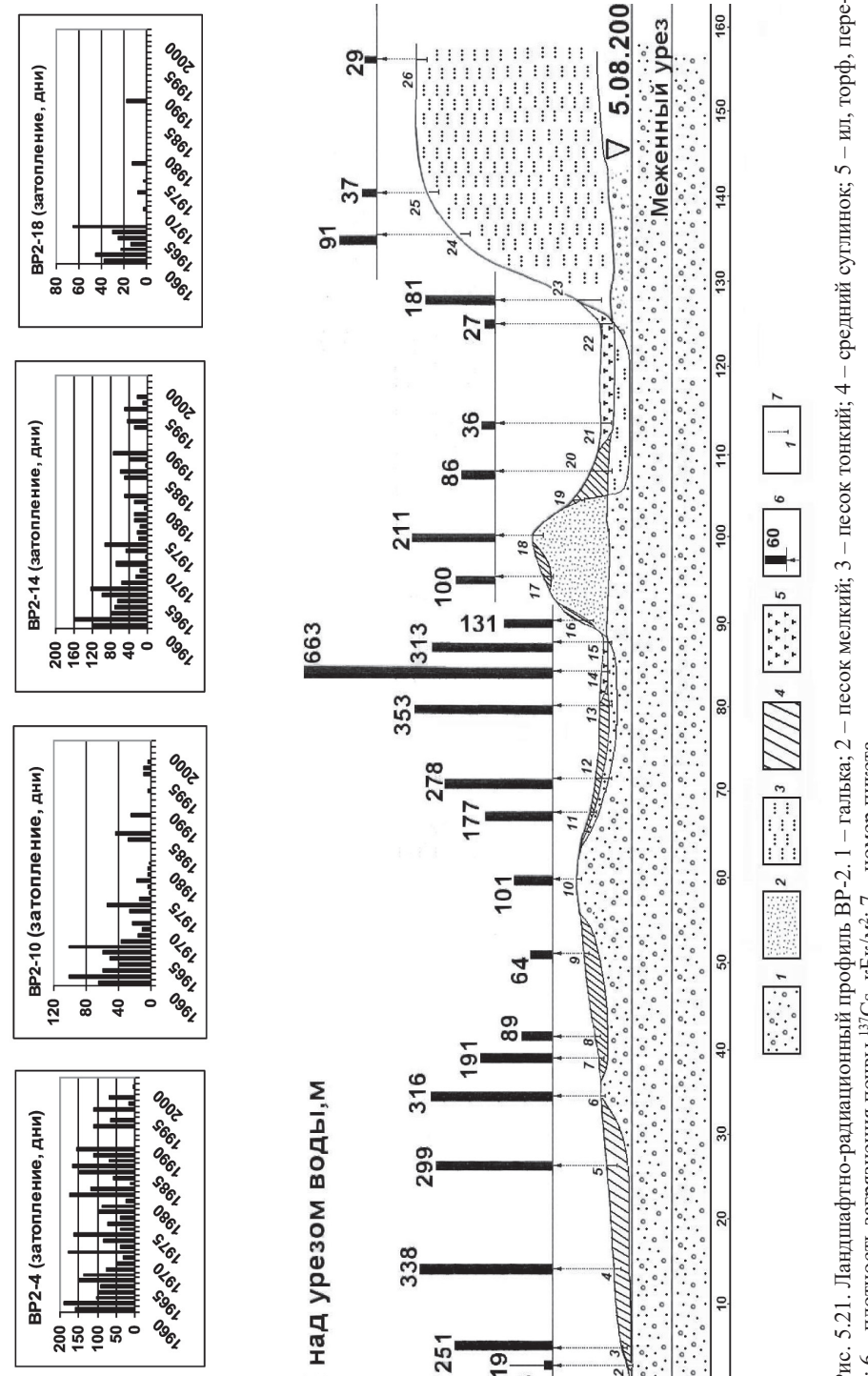


Рис. 5.21. Ландшафтно-радиационный профиль ВР-2. 1 – галька; 2 – песок мелкий; 3 – песок тонкий; 4 – средний суглинок; 5 – ил, торф, перегной; 6 – плотность загрязнения почвы ^{137}Cs, кБк/м^2; 7 – номер пикета.

Низкая пойма (пикеты 1-7) перекрыта слоем наилка мощностью от 5 до 25 см. Длительность затопления (пикет 4) в период 1960-1989 гг. в среднем составляла 100 дней, максимальная – 190 дней (1961 г.), минимальная – 10 дней (1982 г.). В относительно пониженных местах (пикеты 6-9) преобладают легкие суглинки, переслаиваемые как мелко-, так и среднезернистыми песками. Мощность песчаных прослоев не превышает 1-3 см, а их число – 3-4. Торф и перегной в отложениях почти не встречаются. Вершина побочня (пикеты 7-10) с отметками 1,8-2,4 м занята разреженными тысячелистниковыми и злаково-тысячелистниковыми лугами с участием овсяниц, канареечника, пырея и минимальной долей разнотравья (лапчаток, подорожников и др.). Проективное покрытие таких лугов не более 50%, а высота – 10-20 см. К руслу протоки их сменяют более сомкнутые (проективное покрытие 60-80%), но также низкорослые луга с преобладанием злаков (пырейно-мятликово-тимофеечные), расположенные на более низких (1,5-1,8 м) отметках, и лишь узкую полосу вблизи русла занимают сырые щучково- и полевицево-осоковые луга с большой долей клеверов и разнотравья.

Ложбина в тыловой части низкой поймы выражена более отчетливо; ее глубина достигает 0,6 м. Как и на профиле БП-1, в отложениях пойменной фации, мощность которой здесь (пикеты 12-16) составляет 0,4-0,6 м, преобладают легкие и средние суглинки. Однако в их толще отмечается большое количество прослоев мелко- и среднезернистых песков, общая мощность которых достигает 15-25% всей мощности наилка. Все это свидетельствует о более сложных условиях прохождения потока половодья, более высоких скоростях течения, чем в створе профиля БП-1, о неравномерном и часто меняющемся режиме осадконакопления. Днище ложбины занято злаково-(вейниково-овсяницево-лисохвостным) разнотравным лугом с участием высокотравья: дербенников, крапивы, зонтичных, таволги, горошков, которые увеличивают высоту травостоя до 90-100 см.

Пойма среднего уровня практически выклинивается на створе профиля, она представлена единственной гривой (пикеты 17-20) высотой до 3,5 м над урезом, сложенной преимущественно однородными мелкозернистыми песками, мощность которых превышает 2 м, и занятой разнотравными ивняками с примесью черемухи и тополя, с подлеском из свидины, смородины и других кустарников. На склонах гривы аллювий более пестрый, в верхних 50-80 см пески переслаиваются легкими и средними суглинками. С поверхности аллювий перекрыт значительной (местами до 10 см) рыхлой лесной подстилкой из опавших листьев, перегнившего мха, остатков веток, разложившейся до однородной перегнойно-торфяной массы. Подобная подстилка характерна практически для всех массивов средних и высоких пойм с лесной растительностью, что может свидетельствовать о достаточно редком и кратковременном затоплении этих массивов в последние десятилетия, причем о затоплении осветленным потоком, содержащим минимальное количество взвешенных наносов.

От центрального ядра острова гриву отделяет довольно широкое (25 м) корытообразное межгривное понижение (пикеты 20-22), отметки которого по тальвегу (1,8 м) почти такие же, как и в ложбине в тыловой части низкой

поймы. Галечники здесь вскрываются на глубине 60-80 см, отложения пойменной фации представлены: в верхних 20 см – мелкозернистыми песками, в нижней части разреза – суглинками с редкими прослоями среднезернистых песков. Растительность преимущественно луговая – высокотравные таволгово-вербейниково-вейниковые луга с участием сорнотравья, редкими кустарниками (шиповник) и порослью березы. Высота травостоя достигает 1,5 м. Высокая пойма (пикеты 24-26) с отметками 5,4-6,5 м сложена слоистыми песками. Почвы имеют слабое оглеение и признаки подзолообразования в верхних горизонтах, произрастают разреженные (парковые) вейниково-хвощевые березняки с подростом сосны и редким кустарником, высота деревьев 20-22 м.

Полученная по данным радиометрической съемки на профиле ВР-2 дифференцированная картина распределения ^{137}Cs (рис. 5.21) обусловлена сложным ландшафтным строением данного профиля: точки измерений охватывают низкую, среднюю и высокую пойму.

В период 1989-2000 гг. пойма затапливалась шесть раз, причем наиболее вероятное отложение аллювия происходило в 1992 г. (111 дней) и 1995 г. (108 дня). Запас ^{137}Cs (пикет 3-7) варьирует в интервале 191-316 кБк/м^2. Параметр заглубления (Z) изменяет значение от 37 до 46 см, мощность условно чистого слоя (L_0) варьирует от 7 до 17 см, что близко к значениям мощности наилка в этой части поймы. Таким образом, значительная часть гамма-излучателей содержится не только в поверхностном слое песчано-илистых наносов, но также захоронена и в подстилающем слое гальки, обогащенном песчаными отложениями. Возможность захоронения значительных запасов ^{137}Cs в галечнике, подстилающем песчано-илистые наносы, обсуждалась в работе (Сухоруков и др., 2000в).

Зона более высокого галечникового побочня (пикет 9, 10) характеризуется маломощными (до 5 см) песчано-илистыми наносами, на вершине их мощность не превышает 0,5-1 см. Продолжительность затопления данной части поймы существенно меньше: в период 1960-1980 гг. от 2 дней (1980 г.) до 101 дня (1961 и 1966 гг.), с 1981 г. по 2000 г. побочень затапливался примерно в половине лет на период от 3-9 до 28-44 дней. Запас ^{137}Cs минимальный для низкой поймы – 64-101 кБк/м^2 и захоронен в слое галечника с песчано-илистыми наносами.

Максимальные плотности загрязнения ^{137}Cs на профиле ВР-2 выявлены в тыловой части низкой поймы на высоте 1,75 м в ложбине – 663 кБк/м^2 (пикет 14). По результатам радиометрической съемки в этом локальном пятне на расстоянии 1 м от пикета 14 был произведен отбор пробы почвы на глубину 20 см (ниже залегает галька). По данным лабораторных измерений плотность загрязнения ^{137}Cs в данном локальном месте составила 797 кБк/м^2. По данным измерения «КОРАД» до глубины 7 см (L_0=7 см) загрязненные ^{137}Cs слои почвы перекрыты менее «грязными» (по данным отбора проб – до глубины 5 см).

Песчаная грива (пикет 18) затапливалась регулярно в среднем на 30-40 дней с 1960 по 1965 г. Максимальная длительность затопления была в 1966 г. (65 дней). С 1967 г., после начала строительства Красноярской ГЭС, гидрологический режим резко изменился: пойма затапливалась всего

5 раз, максимальная длительность затопления составила 13 дней в 1977 г. и последний раз 18 дней в 1988 г.

Загрязнения ^{137}Cs песчаной гривы, сложенной мелкозернистыми песками с прослоями суглинков, характеризуются низкими уровнями (от 86 до 211 кБк/м^2) при параметре заглубления Z=31-41 см и L_0=2-12 см. Минимальная активность отмечена в бортовой части ложбины (пикет 20) – загрязнение ^{137}Cs 86 кБк/м^2 при заглублении (Z=23 см). В днище ложбины (h=1,8 м) загрязнение ^{137}Cs 27-36 кБк/м^2 при минимальном заглублении (Z=5-6 см и L_0=0), что свидетельствует о процессе выноса активности. Небольшое повышение запаса ^{137}Cs 181 кБк/м^2 (пикет 23, h=2,47 м) связано с захоронением активности на борту протоки (Z=35 см, L_0=6 см).

На уровне высокой поймы (пикеты 25, 26) запас ^{137}Cs составляет 29-37кБк/м^2 при малом заглублении (Z=4-14 см), что указывает на отсутствие затопления данного участка поймы после построения Красноярской ГЭС.

В табл. 5.4 представлены статистические параметры, характеризующие загрязнение о-ва Берёзовый ^{137}Cs и суммой ^{60}Co, ^{152,154}Eu, полученные в результате радиометрической съемки на трех ландшафтно-радиометрических профилях в оголовке о. Берёзовый.

Таблица 5.4

Данные измерений по радиометрическим профилям в районе о-в Берёзовый, д. Балчуг

Профиль	Число измерений	L (м)	H max (см)	^{137}Cs (кБк/м^2)				^{60}Co, ^{152,154}Eu $_{Gcom}$ (кБк/м^2)			
				Среднее	Мин.	Макс.	Ст. откл.	Среднее	Мин.	Макс.	Ст. откл.
ВР-0	16	168	616	81,8	1,5	327,8	103,6	31,8	0,7	97,7	34
ВР-1	8	105	324	129,1	24	251,6	77,3	39,2	9,6	98	30
ВР-2	25	160	650	182,4	19,2	663,4	158	41,8	0,7	103,6	32,6

Максимальное загрязнение ^{137}Cs выявлено на заиленной низкой пойме на профиле ВР-2 – 663,4 кБк/м^2 (17,9 мкКи/м^2), минимальные уровни загрязнения ^{137}Cs характерны для высокой поймы – 1,5 кБк/м^2 (0,03 мкКи/м^2), что немного ниже, чем уровень глобальных выпадений для этого региона.

Ландшафтная дифференциация распределения ^{137}Cs на участке «Балчуг»

Участок «Балчуг» (рис. 5.22, 5.23) относится к ближней зоне влияния ГХК, которая расположена на удалении 20 км от места поступления техногенных радионуклидов в р. Енисей. Ландшафтные комплексы представлены ложбинно-островной поймой шириной 350-400 м, причленившейся к правому берегу Балчуговской протоки с плоской или полого-волнистой поверхностью, разделенной узкими (10-20 м) протоками, пересыхающими при уровнях менее 1 м над меженным урезом воды (рис. 5.23).

Амплитуда высот в пределах профиля БП-4 (рис. 5.21, рис.5.22) составляет более 5 м. Массив сложен преимущественно галечниками, перекрытыми тонким (от 2-3 до 25-30 см) наилком. В отдельных частях пойменного массива галечники выходят на поверхность. Наилок представлен тонко- и мелкозернистыми песками с прослоями легких суглинков мощностью

1-3 см. Лишь вблизи русла Балчуговской протоки преобладают суглинки, а в днищах проток – торф мощностью 5-10 см.

Плотность загрязнения ^{137}Cs на различных элементах рельефа участка «Балчуг» представлена на рис. 5. 23 и в таблице 5.5.

Минимальное загрязнение пикета ВР4-16 (рис. 5.23, 30 кБк/м^2), связанное с загрязнением поймы до 1966 г., в 17 раз превышает уровень глобальных выпадений. Выявленные зоны максимального загрязнения ^{137}Cs (до 1000 кБк/м^2) расположены на уровне низкой поймы, сложенной тонко- и мелкозернистыми песками с прослоями суглинков, в днищах проток с поверхности, сложенных маломощным торфом, а также в понижениях у борта средней поймы, где происходит осаждение песчано-илистых наносов.



Рис. 5.22. Ландшафтно-радиационный профиль на пойменном массиве «Балчуг» – профиль БП-4.

Плотности загрязнения ^{60}Co и ^{152,154}Eu (до 190 кБк/м^2) также максимальны на уровне низкой поймы, сложенной илами, торфами и легкими суглинками.

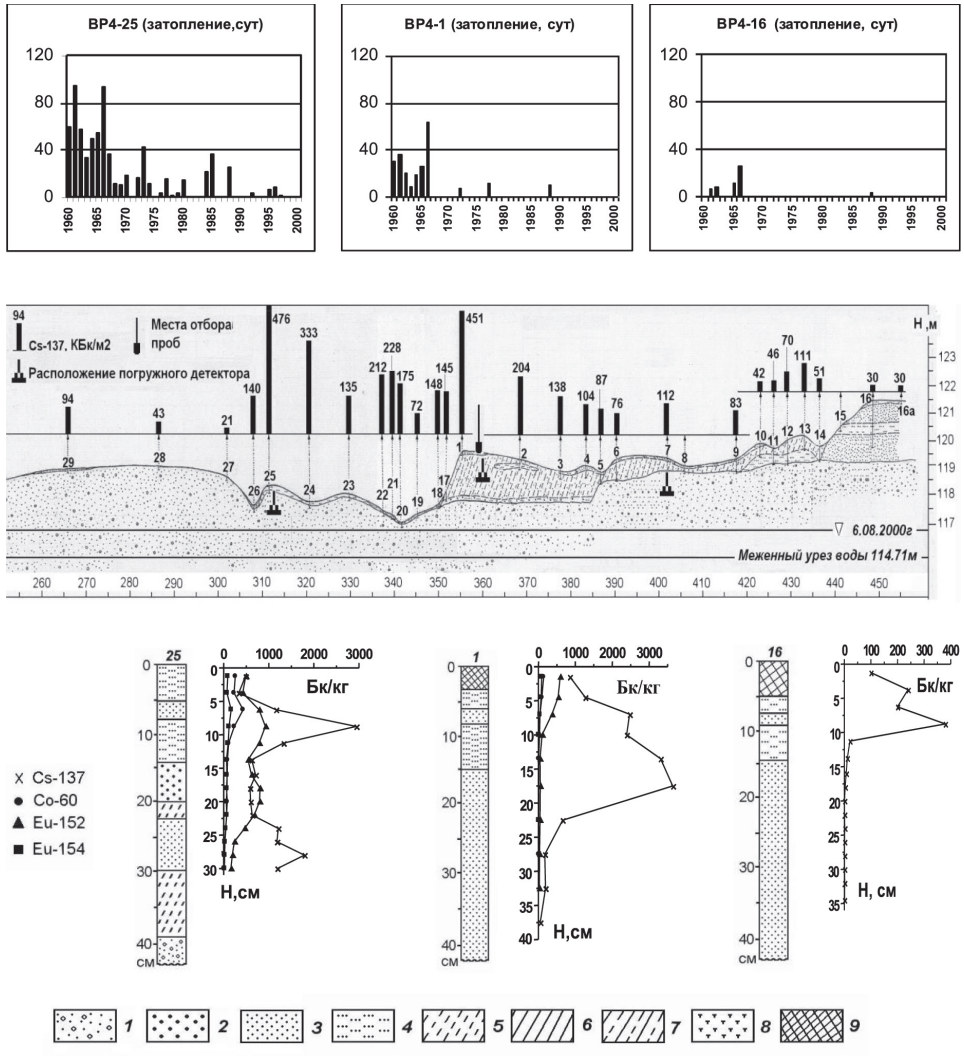


Рис. 5.23. Фрагмент ландшафтно-радиационного профиля ВР4. Длительность затопления (1960-2000 гг.), распределение ^{137}Cs, ^{60}Co, $^{152,54}Eu$ (Бк/кг) по глубине шурфа. Литологический состав пород профиля: 1 – галька, 2 – крупный песок, 3 – средний песок, 4 – мелкий песок, 5 – супесь, 6 – легкий суглинок, 7 – средний суглинок, 8 – торф, перегной, 9 – дернина.

Высокая пойма (пикеты 15-16) отделяется от средней более пологим уступом высотой 1,5 м. Отметки ее поверхности составляют 5,5 м над урезом, в строении преобладают мелкозернистые пески.

По условиям миграции радионуклидов данный участок поймы делится на «транзитную» зону (южная часть пойменного массива), где мощность рыхлых отложений невелика (менее 0,5 м), и зону аккумуляции аллювия (северная часть массива), где мощность песков на гривах достигает 1,5-2 м.

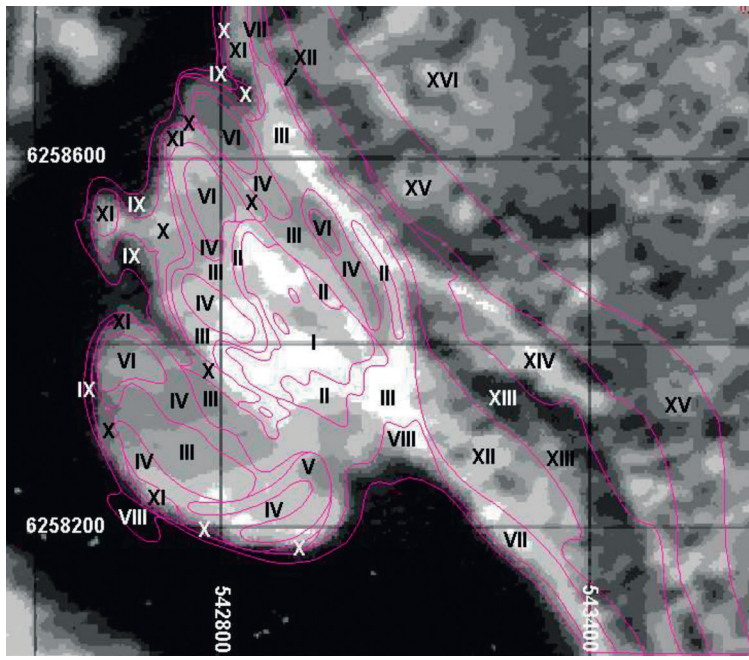


Рис. 5.24. Классификация поймы участка «Балчуг» по условиям осаждения радионуклидов. I-XVI – различные литолого-геоморфологические участки (см. объяснение в таблице 5.4).

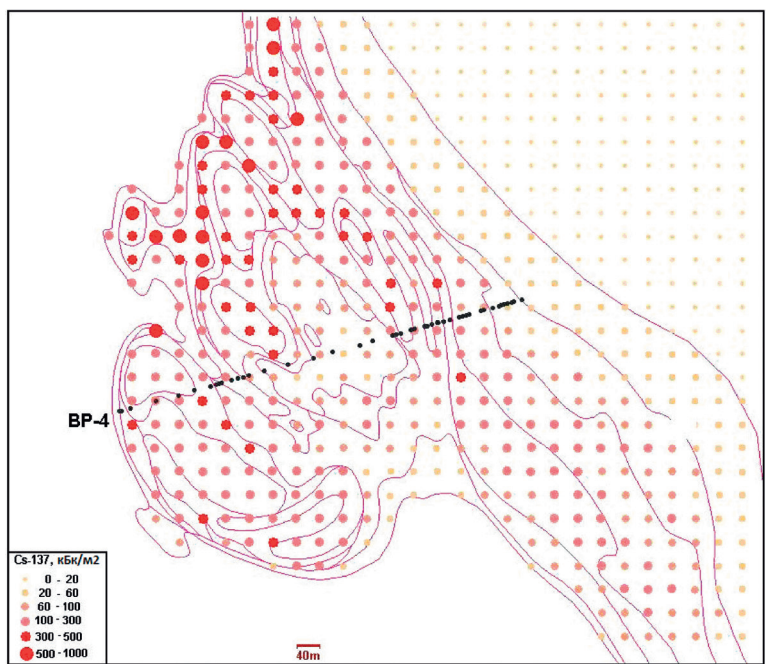


Рис. 5.25. Схема распределения запаса ^{137}Cs (по состоянию на 2000 г.) на модельном участке «Балчуг». Обозначены границы литолого-геоморфологических участков (рис. 5.22).

Таблица 5.5

Плотность загрязнения ^{137}Cs на различных элементах рельефа участка «Балчуг»

Ареал	Характеристика	Мощность рыхлых отложений, см	^{137}Cs, кБк/м^2
НИЗКАЯ ПОЙМА			
I	Гривы высотой 1,5-3 м, лишенные рыхлых отложений; днища ложбин, выполненные галечниками	0	20-100
II	Гривы низкой поймы высотой 1,5-3 м, перекрытые тонким не сплошным слоем песков, днища ложбин в «транзитной» зоне в верхней части массива	0-5	60-100
III	Гривы низкой поймы высотой менее 3 м, днища и склоны ложбин и понижений «транзитной» зоны, перекрытые слоистым песчано-суглинистым аллювием	5-20	100-300
IV	Ложбины в «транзитной» зоне, склоны высоких грив с отметками менее 3 м, с относительно мощным рыхлым аллювием	20-50	300-500
V	Вершины грив высотой 2-3 м, сложенные мощным песчано-суглинистым аллювием	50-70	100-300
VI	Высокие гривы (более 3 м), сложенные мощным рыхлым аллювием	70-200	100-500
VII	Крутой склон средней поймы, заросший кустарником с отметками 2-3 м	40-50	60-100
VIII	Низкие (0-1,5 м) галечные пляжи в «транзитной» зоне, слабозадернованные	0-5	20-60
IX	Низкие (0-1,5 м) галечные пляжи, днища ложбин в зоне аккумуляции, перекрытые маломощными суглинками	0-5	100-300
X	Галечные пляжи (1-1,5 м), днища ложбин в зоне аккумуляции, перекрытые суглинками и торфами	5-20	300-500
XI	Пляжи и днища ложбин в зоне аккумуляции, перекрытые мощными суглинками и торфами	20-40	500-1000
СРЕДНЯЯ ПОЙМА			
XII	Прирусловой вал средней поймы с отметками 3-4 м	150-200	60-450
XIII	Гривы и ложбины с отметками 3-4 м в прирусловой части	60-100	60-200
XIV	Гривы и ложбины с отметками 4-5 м в тыловой части поймы	50-80	20-100
ВЫСОКАЯ ПОЙМА			
XV	Склон и прибровочная часть с отметками более 5 м	250-500	20-60
XVI	Внутренняя часть	250-500	0-20

В работе (Linnik et al., 2005) показано, что различие в плотности пойменного массива «Балчуг» связано с историей формирования этого пойменного массива. Дешифрирование зимнего космического снимка, датированного 21 января 1966 г., до постройки Красноярской ГЭС, показало, что пойменный массив был существенно меньше в размерах. Его современная южная часть (вход в пойменный массив) представляла галечниковый массив, где не наблюдалось отложение речных наносов. Их отложение происходило на выходе из пойменного массива – это отчетливо видно на снимке, где видно наличие разреженной лесной растительности. И только после завершения строительства Красноярской ГЭС, когда существенно изменилась водность реки Енисей в половодье, речные отложения стали откладываться на входе в пойменный массив. С этого времени берет начало формирование радиоактивного загрязнения этой части поймы. На рис. 5.25 отчетливо видна существенная разница в плотности загрязнения ^{137}Cs в этих частях пойменного массива.

Плотность загрязнения ^{137}Cs в зонах аккумуляции речных наносов в 2-5 раза выше, чем в тех местоположениях, где аллювий до 1970 г. практически

не откладывается. На профиле БП-4 в зоне выхода на поверхность фации галечника плотность загрязнения ^{137}Cs варьирует в пределах 20-60 кБк/м^2 (пикеты 27, 28, 30), на гривах, где имеется тонкий (10-15 см) слой рыхлых отложений, она возрастает до 150-200 кБк/м^2, а при увеличении мощности отложений до 20 см и более – до 450-500 кБк/м^2.

Всего на участке выделяется 16 ареалов (рис. 5.24, табл. 5.5), представляющих собой элементы рельефа, однородные по составу и мощности отложений. В их пределах плотность загрязнения ^{137}Cs также можно предполагать однородной в пределах определенного диапазона (Linnik et al., 2005).

Мощность отложений – важный, но не единственный фактор, влияющий на распределение радионуклидов. На низкой пойме плотность ^{137}Cs загрязнения напрямую связана с характером отложений.

Соотношение плотности загрязнения ^{137}Cs, мощности и состава отложений для массива поймы в устье Балчуговской протоки представлено в табл. 5.5, а пространственное распределение плотности загрязнения ^{137}Cs с учетом данных по мощности песчано-илистых наносов отражено на рис. 5.25.

Ландшафтная дифференциация запаса ^{137}Cs на о. Казачий

Следующий участок поймы р. Енисей характеризует ландшафтную дифференциацию техногенных радионуклидов на удалении 181 км от сброса радионуклидов с ГХК после Казачинских порогов. Если до Казачинских порогов в р. Енисей наблюдалось радиоактивное загрязнение островной и правобережной поймы, то после порогов, благодаря перемешиванию речных вод, радиоактивное загрязнение наблюдалось также на его левом берегу (Линник и др., 2004д).

Исследуемый участок поймы р. Енисей составляют несколько небольших бывших островов (Михин, Королёв и ряд мелких безымянных), причленившихся к о-ву Казачий по его правому берегу. Длина пойменного массива 1,2 км, ширина – до 500 м. Большинство островков покрыты лесом и кустарниками, и только на самом крупном – Михине – преобладают луга (рис. 5.26).



Рис. 5.26. Пойменный луг на о. Михин (участок профиля КП-1).

Первые ландшафтно-радиационные исследования на о. Казачий были проведены в августе 1995 г. (Линник и др., 2000а). Особенности пространственного распределения радионуклидов в пойме р. Енисей могут быть рассмотрены на примере ландшафтно-радиационных профилей, заложенных в августе 1995 г. в районе н.п. Казачинское на пойменных островах. Центральный профиль на острове Малый Казачий представлен на рис. 5.27. Профиль начинается со стороны фарватера р. Енисей и заканчивается, пересекая сухую протоку, выходом на основной уровень высокой поймы о. Малый Казачий.

Ландшафтно-радиометрическое профилирование (рис. 5.27) выявило связь загрязнения ^{137}Cs с особенностями геоморфологического строения пойменных ландшафтов. Так, максимальные плотности загрязнения почвы на профиле острова Малый Казачий ^{137}Cs (22,9 μКи/м^2 – 847 кБк/м^2 и 24,6 μКи/м^2 – 910 847 кБк/м^2) отмечены в фации средней поймы в зоне прибойной полосы паводка 1988 г., расположенного на высоте 2,1-2,25 м над урезом реки. Данная фация отчетливо маркировалась хорошо сохранившимся за 7 лет после паводка 1988 г. плавником.

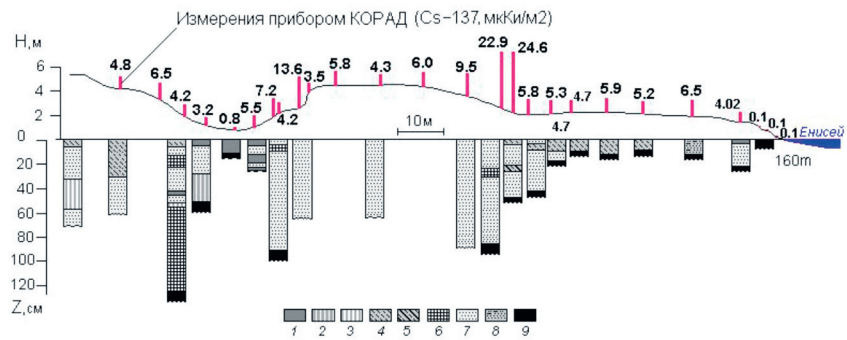


Рис. 5.27. Ландшафтно-радиационный профиль на острове Малый Казачий (измерения проведены в августе 1995 г.).

В данной фации в 10 м от заложенного профиля были отобраны пробы почвы на глубину 40 см для проведения лабораторного анализа. Почвы представлены супесями (до глубины 3 см), слой 3-14 см – светло-серый рыхлый песок, четко выделяется песчаный слой 13-21 см, на глубине 21-26 см – залегают супеси со значительным содержанием ила. С глубины 40 см залегает галька. По результатам лабораторного анализа запас ^{137}Cs в этой части поймы р. Енисей составил 32,5 μКи/м^2 (1200 кБк/м^2). В целом 86% активности ^{137}Cs содержится в слое 3-26 см, при этом максимальный запас (9,2 μКи/м^2 – 340 кБк/м^2) обнаружен на глубине 13-18 см, слой 0-3 см представлен условно чистым песком – 0,43 μКи/м^2 – 16 кБк/м^2).

Измерение запаса ^{137}Cs в этой точке поймы прибором «КОРАД» показало близкое значение – 34,0 μКи/м^2 – 1260 кБк/м^2). Оценка прибором «КОРАД» толщины слоя заглубления ^{137}Cs составляет Z=26,4 см, условно чистого слоя L_o=8,9 см, толщина слоя загрязнения L_1=17,5 см (рис. 5.28). Загрязнение ^{60}Co составляет 0,16 μКи/м^2 – 5,9 кБк/м^2), ^{152}Eu – 0,28 μКи/м^2 –

10,4 кБк/м^2), основное его количество содержится в верхних горизонтах до глубины 26 см. В слое 0-3 см содержится 50% активности ^{152}Eu, 68% активности ^{60}Co и 100% активности ^{154}Eu (0,02 μКи/м^2 – 0,74 кБк/м^2). По данным полевой радиометрии суммарный запас ^{60}Co и ^{152,154}Eu составил 0,39 μКи/м^2 – 14,4 кБк/м^2), что близко к значениям лабораторных измерений (0,44 μКи/м^2 – 16,3 кБк/м^2).

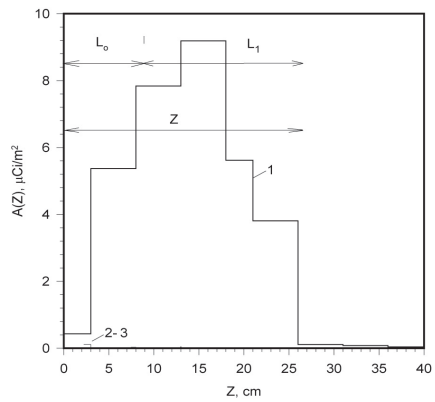


Рис. 5.28. Распределение по глубине техногенных радионуклидов во 2-й точке профиля острова Малый Казачий, полученное методом послойного отбора. Пробы: 1 – ^{137}Cs; 2 – ^{60}Co; 3 – ^{152,154}Eu. Z – оценка прибором «Корад» толщины.

Загрязнение ^{137}Cs высокой поймы по данным полевых измерений на профиле выше 4 м (рис. 5.27), сложенной песчаными отложениями, составляет 4-6 μКи/м^2(148-222 кБк/м^2), Плотность загрязнения на средней пойме (высотные отметки над урезом воды равны 1,8-2,1 м) варьирует от 3,5 μКи/м^2 (130 кБк/м^2) до 5,3 μКи/м^2 (196 кБк/м^2). Для этого микроландшафта характерны маломощные (10-20 см) супесчаные отложения, подстилаемые снизу галькой. Показатель заглубления (Z) ^{137}Cs везде больше 2,3, что свидетельствует о том, что загрязнение этим изотопом охватило также слой гальки.

Подробно эффект загрязнения галечникового слоя ^{137}Cs был исследован на примере о. Атамановский (ближняя зона сбросов ГХК) в работе (Сухоруков и др., 2000в). Отобранные пробы были проанализированы в лабораторных условиях. Анализ почти 40-см толщи галечников, перекрытой с поверхности на 30 см 5-ю чередующимися слоями суглинка и песка, показал, что в отобранном из галечника мелкоземе (фракция менее 1 мм) распределение ^{137}Cs практически постоянно по глубине, тогда как запас ^{60}Co и ^{152,154}Eu убывает с глубиной. Причем резкое снижение активности ^{60}Co и ^{152,154}Eu наблюдается на границе песчано-глинистых отложений с галькой. Это дало основание авторам исследования высказать предположение, что при отсутствии гумуса в анализируемых пробах и практически равномерном распределении изотопов по глубине изотопы этих радионуклидов, вероятнее всего, находятся в сорбционной форме.

Если характеризовать латеральное распределение запаса радионуклидов ^{60}Co и ^{152,154}Eu на острове Малый Казачий (рис. 5.27), где галечник перекрыт маломощным слоем песка или песка с прослоями суглинков, то их запас воз-

растает по мере приближения к реке от 0,76 μКи/м^2 (28 кБк/м^2) до 1,13 μКи/м^2 (42 кБк/м^2). Минимальная плотность загрязнения ^{137}Cs на низкой пойме (около 0,1 μКи/м^2 – 3,7 кБк/м^2) отмечена в зоне галечникового пляжа непосредственно у русла реки. Содержание радионуклидов ^{60}Co и ^{152,154}Eu на этом галечниковом участке изменяется в пределах от 0,18 μКи/м^2 (6,7 кБк/м^2) до 0,03 μКи/м^2 (1,1 кБк/м^2). Загрязнение ^{137}Cs протоки (на рис. 5.27 наиболее удаленный от реки участок поймы), затапливаемой только в период паводка, изменяется в значительных пределах от 0,8 μКи/м^2 (30 кБк/м^2) на днище протоки до 13,26 μКи/м^2 (491 кБк/м^2) на ее борту в зоне отложения аллювия).

Более детальные ландшафтно-радиационные исследования на о. Казачий были проведены в августе 2000 г. в составе международной радиоэкологической экспедиции (Линник и др., 2004д) на профиле КП-1 (рис. 5.29), пересекающем массив молодой ложбинно-островной поймы. Линия профиля КП-1 пересекает три небольших бывших островка. Максимальные отметки гряд достигают 5,5-6 м над меженным урезом. Поверхность пересекаемых профилем островков полого-волнистая, здесь прослеживаются как мелкие (0,5-1 м) лощины шириной 10-15 м с пологими склонами, так и более глубокие (1,5 м) межгривные понижения. Гряды – острова в пределах профиля КП-1 сложены, главным образом, среднезернистыми песками, местами замещающимися мелкозернистыми и тонкозернистыми песками. Мощность песков около 3 м. Кровля галечников ровная, залегает на отметках 2,8-3,3 м над урезом; они вскрываются в днищах сухих проток. С поверхности среднезернистые пески часто перекрываются тонким (20-80 см) чехлом тонкозернистых песков (пикеты 12-15) или легких суглинков (пикет 16). В ложбинах мощность этого чехла несколько возрастает.

На остальной части пойменного массива состав рыхлых отложений достаточно однообразен. Большая часть гряд сложена среднезернистыми песками. Мощность среднезернистых песков на высоких грядах колеблется от 2 до 5 м. Толщина слоя мелких и тонких песков на низких периферийных грядах составляет от 0,5 до 2 м. Суглинистые отложения в ложбинах и понижениях имеют мощность до 1-1,5 м.

В ряде случаев легкие суглинки перекрывают тонким (10-30 см) слоем среднезернистые пески на вершинах гряд, и только в приенисейской части о-ва Михин их мощность увеличивается до 2 м. Торф и органические отложения распространены в наиболее глубоких понижениях, но их мощность не превышает 20-40 см. Почвы на основной поверхности гряд пойменные луговые глееватые; на поверхности залегает оторфованная дернина мощностью 4-10 см. Результаты исследований радиационной обстановки на профиле КП-1 протяженностью 365 м на 54 пикетах представлены в таблице 5.3.

Прирусловой склон гряды (пикеты 1-11) сложен преимущественно галечниками, лишь местами в верхней части (пикеты 7-9) перекрытыми мелкозернистыми песками. На низкой и средней галечниковой пойме (пикет 1-9) до высоты 3 м наблюдается незначительное накопление ^{137}Cs – 1 кБк/м^2 на промытой гальке (пикет 1), максимальное загрязнение ^{137}Cs (107 кБк/м^2) и суммы ^{60}Co, $^{152, 154}$Eu (16 кБк/м^2) наблюдаются на пикете 5, здесь отмечен максимум заглубления радионуклидов (Z=44 см, L_0=9 см), т.е. основное загрязнение сосредоточено в галечниковом слое.

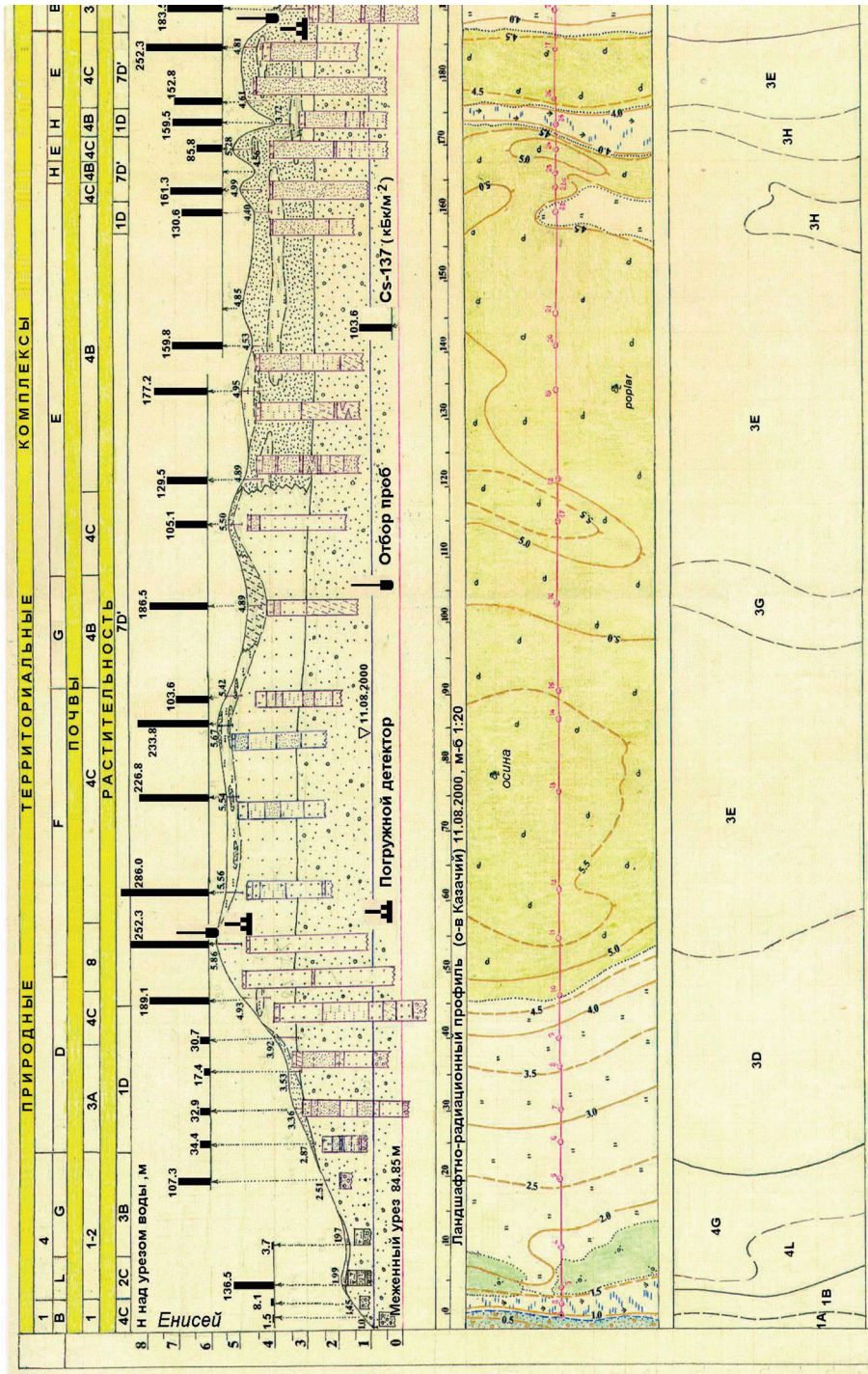


Рис. 5.29. Ландшафтно-радиометрический профиль на о. Казачий (2000 г.) (Линник, Сурков и др., 2004д).

Другой максимум запаса ^{137}Cs (136 кБк/м^2) и суммы ^{60}Co, $^{152, 154}$Eu (62 кБк/м^2) наблюдается на пикете 3 (h=1,97 м), расположенном в полосе ивняка. Здесь также наблюдается максимальное заглубление радионуклидов (Z=44 см), перекрытых более «чистым» слоем аллювия (L_0=9 см).

Достаточно необычным для исследованных групп островов является наличие повышенного загрязнения на уровне средней поймы (пикет 10-14, h=4,93-5,86 м) на прирусловом наложенном валу (зона максимального осаждения крупнозернистого аллювия). Запас ^{137}Cs изменяется от 189 кБк/м^2 до 286 кБк/м^2, Z=31-36 см, L_0=2-7 см.

На пикете 11 и 28 наряду с измерением радиометром «КОРАД» отбирались образцы проб почвы для последующих лабораторных анализов (рис. 5.28).

По данным измерения «КОРАД» запас ^{137}Cs на пикете 11 (h=5,86 м) составляет 252 кБк/м^2, Z=43 см, L_0=8 см, тогда как по данным отбора проб – 504 кБк/м^2 (причина такого расхождения связана с заглублением радионуклидов свыше трех длин свободного пробега в почве γ-квантов с энергией 662кэВ, при которой происходит резкое увеличение погрешности измерений радиометром «КОРАД», см. раздел 2.2.1). При заглублении ^{137}Cs свыше 35-40 см (трех длин свободного пробега) использование радиометра «КОРАД» дает заниженную оценку содержания радионуклидов в почве. Использование погружного детектора для измерения вертикального распределения радионуклидов в почве позволило оптимизировать отбор проб из шурфа для лабораторного определения радионуклидного состава.

По данным лабораторных измерений и измерений погружным детектором наблюдается рост концентрации ^{137}Cs до глубины 60 см (по данным отбора проб концентрация ^{137}Cs в слое 65-75 см составила 510 Бк/кг). Таким образом, загрязнение ^{137}Cs прируслового вала может наблюдаться на большую глубину, чем ту, которая была вскрыта в шурфе (рис. 5.30).

Загрязнение шурфа КП1-11 изотопами ^{60}Co, $^{152, 154}$Eu выявлено не было, это связано с тем, что эти изотопы осаждались в 60-е годы XX века и к моменту отбора проб (2000 г.) уже распались. На представленном рисунке (5.30) видно, что после 1967 г. данный участок поймы затапливался на короткий период в 1972 г. (7 дней), 1986 г. (8 дней), 1988 г. (2 дня).

Анализ распределения радионуклидов на пикете 28 (h=3,58 м) показывает резкое снижение активности ^{137}Cs с глубиной, при этом максимум концентрации этого изотопа (свыше 2,4 кБк/кг) выявлен в слое 5-7 см.

Данные лабораторных измерений показывают наличие в слое 0-5 см ^{60}Co (54 Бк/кг), ^{152}Eu (84 Бк/кг), это свидетельствует о продолжении загрязнения поймы р. Енисей на этом высотном уровне и после строительства Красноярской ГЭС, что подтверждается графиком затопления по годам.

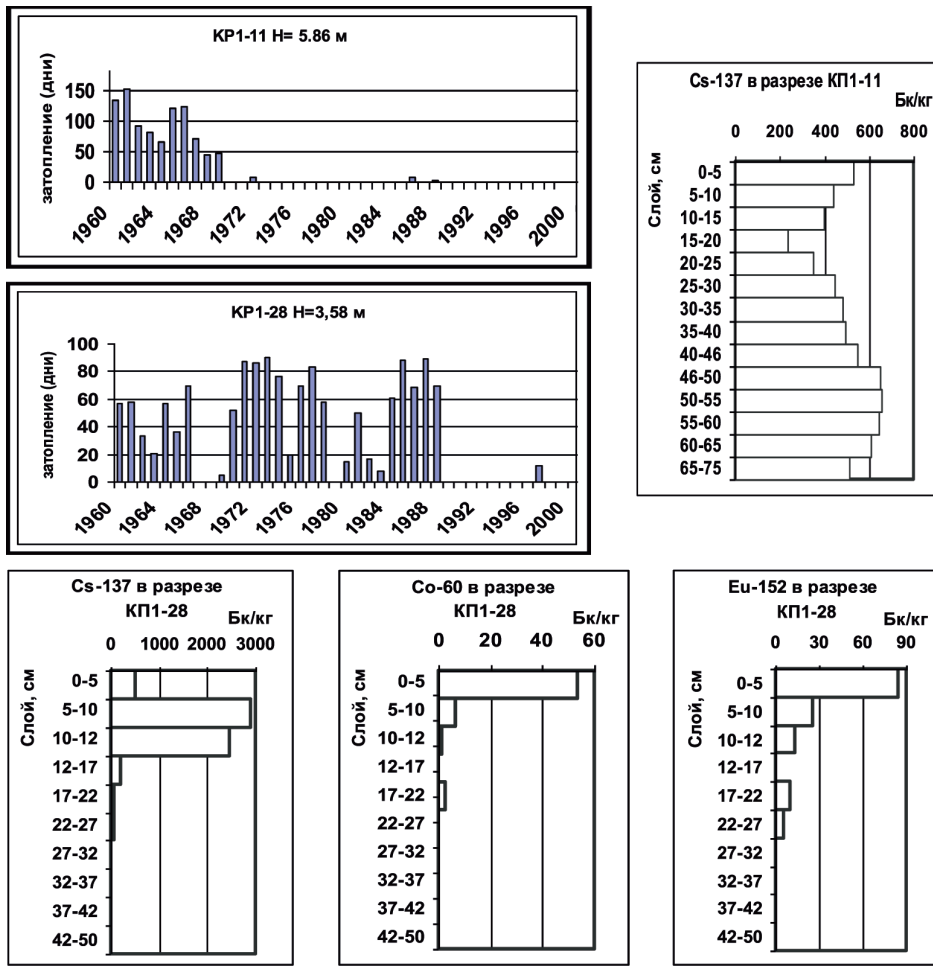


Рис. 5.30. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов и длительность затопления по годам в почвенных разрезах о. Казачий.

Ландшафтная дифференциация запаса ^{137}Cs на о. Журавлёв

Несколько другой характер распределения загрязнения ^{137}Cs поймы отмечается на острове Журавлёв. Исследования были проведены в августе 1995 г. Максимальное превышение над урезом воды на всем исследованном участке составляет 360 см над меженным урезом воды (рис. 5.31). На профиле могут быть выделены несколько зон, различающиеся как характером аллювиальных отложений, так и плотностью радионуклидного загрязнения. Первая зона расположена непосредственно у русла реки на высоте от 0 м до 1,1 м. Здесь отмечено максимальное осаждение иловатых отложений мощностью от 3 до 12 см, в ряде случаев илы чередуются с песчаными отложениями, галька залегает с глубины 8-12 см, в отдельных местах – с глубины 30 см. Растительность представлена непосредственно у р. Енисей осокой, затем влажнотравьем (полосой до 20 м).

Плотность загрязнения ^{137}Cs в данной зоне достигает 10 μКи/м^2 (370 кБк/м^2). В средней части склона (на высоте от 1,2 м до 2,0 м), где осаждается преимущественно супесь, плотность загрязнения ^{137}Cs варьирует от 0,32 μКи/м^2 (12 кБк/м^2) до 4,19 μКи/м^2 (155 кБк/м^2). Зона осаждения супеси с илами (с высоты от 2 м и выше) характеризуется также достаточно высокой плотностью загрязнения. Обращает внимание точка с плотностью загрязнения 11,39 μКи/м^2 (420 кБк/м^2), расположенная на высоте 3,1 м. Даже на уровне выше 3,4 м отмечается загрязнение более 2 μКи/м^2 (74 кБк/м^2), причем и в этой части поймы отмечаются участки с низкой концентрацией радионуклидов (0,44 μКи/м^2 – 16 кБк/м^2), обусловленной малой мощностью аллювиальных отложений.

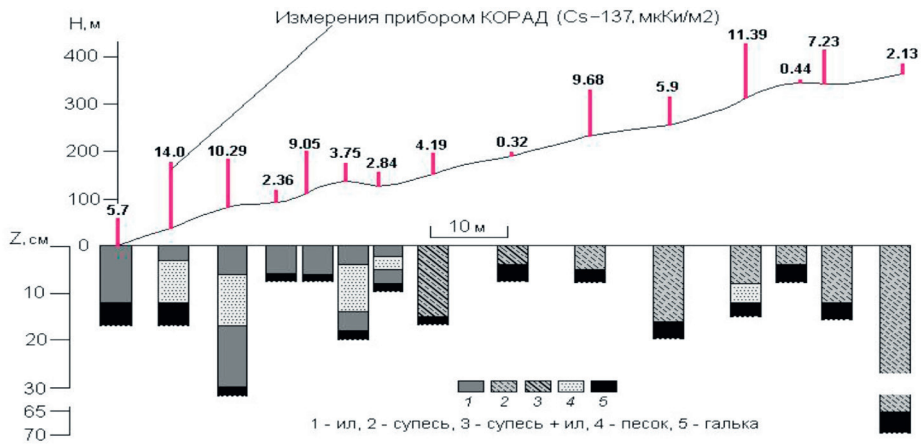


Рис. 5.31. Ландшафтно-радиационный профиль на острове Журавлёв.

Проведение ландшафтно-радиометрического профилирования в 1995 г. позволило выявить определенную связь плотности загрязнения ^{137}Cs с характером ландшафтных условий поймы р. Енисей, различающихся по гидродинамическим условиям осаждения аллювиальных отложений. Поскольку миграция ^{137}Cs в значительной степени происходит в прочно фиксированной форме в составе взвесей, это дает возможность использовать анализ ландшафтной структуры поймы для выявления зон с разной плотностью загрязнения ^{137}Cs.

Ландшафтная дифференциация запаса ^{137}Cs на о. Черёмухов

Остров Черёмухов располагается на стрелке слияния р. Ангары и р. Енисея. Он вытянут вниз по течению р. Енисей: длина достигает 1000 м при ширине 350 м. Высокое центральное ядро острова размером 300×100 м имеет высоту до 8,5 м над меженным урезом и обрывистые склоны. С оголовка к нему примыкает низкая гривистая пойма длиной 500 м с отметками до 3 м над урезом, с ухвостья – узкая галечная коса. Основное русло Енисея шири-

ной 550 м проходит слева от острова, справа располагается Черёмуховская протока шириной около 400 м. Глубина основного русла р. Енисей достигает 5 м и 6 м в Черёмуховской протоке.

Ниже ухвостья острова располагается устье р. Ангары с шириной потока 2,5 км. Правый берег Ангары и Енисея ниже о. Черёмухов скалистый, высокий (до 100 м), левый – низкий пойменный. Ангаро-Енисейская стрелка представлена песчаной террасой высотой 15-20 м.

Судя по русловым съемкам изыскательских партий Красноярского района водных путей, на месте современной низкой поймы у оголовка о. Черёмухов длительное время (до середины 60-х годов XX века) существовал лишенный растительности галечный побочень клиновидной формы размером 500×200 м. Он затапливался на 3-4 месяца в году, причем в наиболее благоприятный для растительности период – с мая по август. Такой режим препятствовал его зарастанию и превращению в пойму. В этот период первые куртины кустарников появились только на наиболее высокой гриве, проходящей вдоль Черёмуховской протоки.

После 1967 г. (начало строительства Красноярской ГЭС) условия затопления поймы о. Черёмухов изменились – оно стало отмечаться в зимнее время, а в теплый период года отмель преимущественно находилась над водой. Это способствовало появлению растительности и на остальной части острова. Поскольку трава и кустарник резко увеличивают шероховатость поверхности, это увеличило отложение мелких песчаных и илистых наносов.

На космическом снимке, датированном 1971 г., растительность покрывает уже около 3/5 поверхности массива. В настоящее время открытые галечные высыпки занимают только незначительные участки по периферии поймы, которая за последние 30 лет существенно увеличилась в размерах, а мощность перекрывающего галечники аллювия местами превышает 1 м.

Регулирование стока привело к значительному снижению максимальных уровней, повышению минимальных уровней и, как следствие, снижению годовой амплитуды колебания уровней в 1,7-2 раза (Линник и др., 2005г).

До создания Красноярской ГЭС в естественном режиме отмечался один пик затопления поймы о. Черёмухов, который приходился на май-июнь, реже был смещен на начало июля. Он совпадал с прохождением максимальных расходов воды и взвешенных наносов. После постройки ГЭС пики стали наблюдаться также в другие сезоны: зимой, в декабре-марте, при небольших расходах, второй – в мае, за счет подпора со стороны Ангары, и третий – в июле-сентябре, при сбросах воды из водохранилища Красноярской ГЭС.

После сооружения ГЭС среднегодовой расход взвешенных наносов в нижнем бьефе снизился более чем в 20 раз. Если при естественном режиме он составлял 230 кг/с, то в 1967-1989 гг. – всего 11 кг/с. Среднемесячные расходы взвешенных наносов в половодье (май-июнь) до зарегулирования стока составляли (г.п. Базаиха) 400-800 г/м^3, достигая в отдельные годы (1962, 1966) 1600-2200 г/м^3. После 1967 г. максимальные среднемесячные значения расходов колебались в пределах 10-60 г/м^3, в зимние месяцы – 1-10 г/м^3.

Подобно стоку воды, сток взвешенных наносов в условиях регулирования стал более равномерным. Если до сооружения гидроузла в весеннее половодье (апрель – июнь) проходило 82,5% взвешенных наносов, а в осенне-зимний период их сток не превышал 1,5% общего объема стока, то после 1967 г. в осенне-зимний период (октябрь – март) проходит более 35% стока наносов, т.е. примерно столько же, сколько и в весенний период.

По наблюдениям на г.п. Базаиха, проводившимся в 1950-1977 гг., гранулометрический состав взвешенных наносов, как в естественном, так и в зарегулированном режиме, очень тонкий. Преобладают илистые частицы (0,01-0,05 мм и менее), доля которых при расходах 2500-4500 $м^3/с$ достигает 80-90%. В отдельные годы до половины наносов (1977 г. – 47,7%) составляли частицы диаметром 0,005-0,01 мм. Отлагаясь на пойме, они формировали суглинистый аллювий.

Весенне-летнее затопление о. Черёмухов после создания плотины отмечалось 10 раз, причем после 1988 г. – всего в трех случаях (1992, 1995 и 1997 гг.). Максимальные половодья были всего 4 раза (1972, 1973, 1978 и 1988 гг.), когда пойма о. Черёмухов затапливалась на относительно длительный срок (15-40 суток), большую (1-5 м) глубину потоком с расходом свыше 6000 $м^3/с$ и максимальным расходом наносов. По всей видимости, эти половодья были наиболее благоприятны для переноса и отложения прослоев мелко- и тонкозернистых песков. В 1981-1997 гг. в зимний период затопления поток отличался небольшими скоростями течения и очень малой мутностью. Это основной период накопления тонких частиц и формирования поверхностного торфяно-суглинистого чехла.

Состав поверхностных отложений закономерно меняется вглубь массива: прирусловой вал и отмели по берегам сложены галечниками, в понижениях и на склонах грив по периферии массива преобладают мелко- и тонкозернистые пески. В центре массива гривы сложены средними суглинками с включениями торфа, мощность которых возрастает с удалением от русла с 10-15 см до 1 м.

На рис. 5.32 представлен ландшафтно-радиационный профиль с результатами измерений запаса ^{137}Cs и оценкой толщины слоя «чистых» наносов (L_o). В данном случае величина параметра L_o, «чистые» наносы, может быть использована для оценки скорости накопления аллювия. Практически везде на профиле (за исключением пикета 1, 8) загрязненный аллювий перекрыт сверху более «чистыми» наносами мощностью 4-12 см, на пикете 16 – до 18 см (Линник и др., 2005г).

Гривы и ложбины со стороны основного русла Енисея (пикет 2, 4, 5) выражены слабо, относительные отметки высот составляют 3,5-3,7 м. Максимальное осаждение ^{137}Cs (100-386 $кБк/м^2$) как раз связано с процессом отложения аллювия (мощность песчано-илистых наносов 38-44 см), мощность условно «чистых» наносов – 11-19 см, т.е. максимум загрязнения захоронен на глубине 11-18 см. Для пикета 16 и 18 наряду с измерением радиометром «КОРАД» распределение радионуклидов по глубине шурфа измерялось погружным детектором (рис. 5.33). По данным измерения прибором «КОРАД» максимум загрязнения на пикете 16 расположен на глубине 16 см, тогда как для пикета 18 – на глубине 4-5 см.

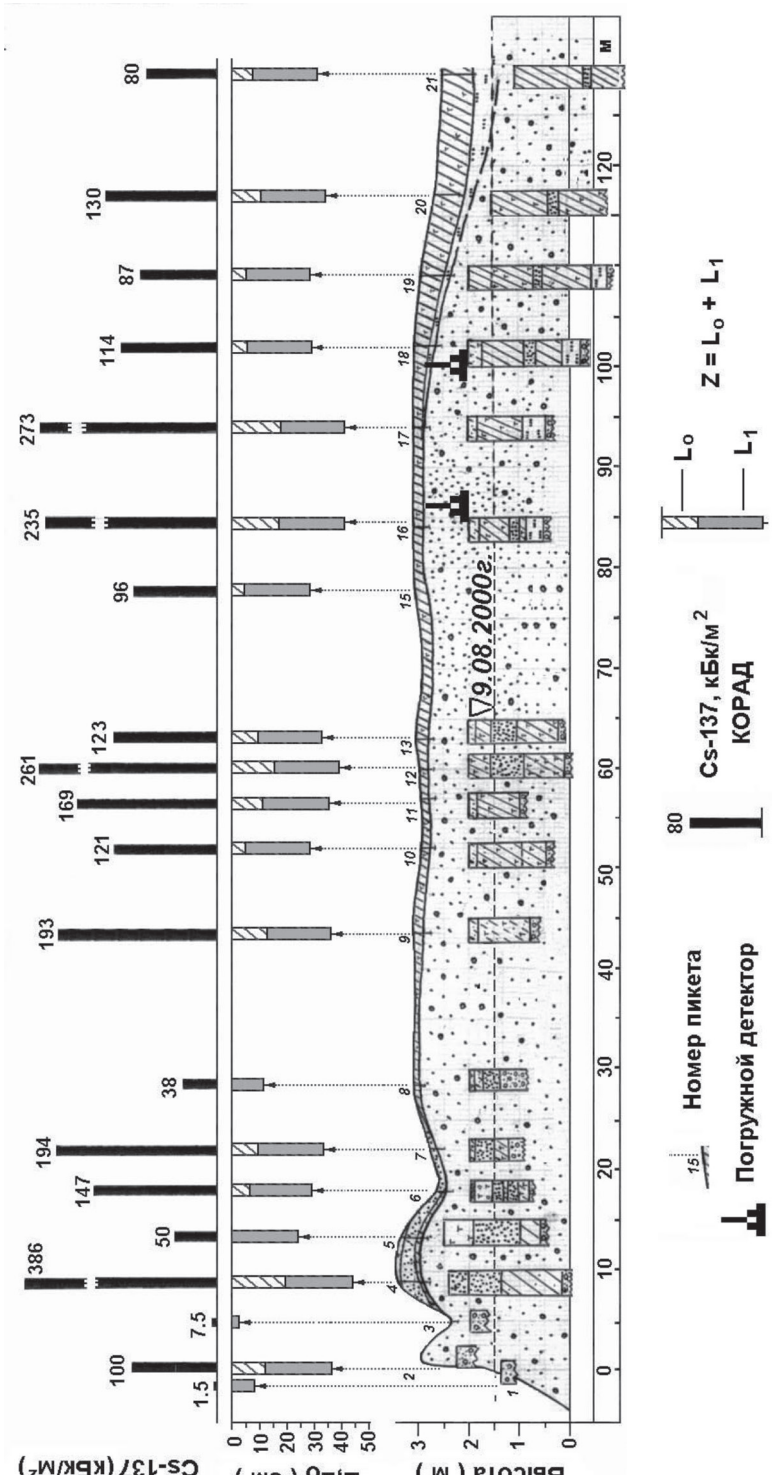
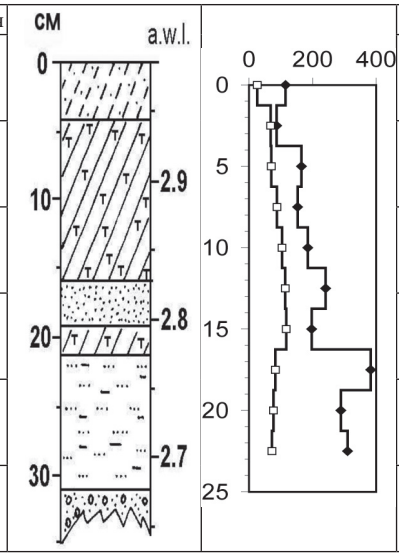


Рис. 5.32. Ландшафтно-радиометрический профиль на о.Черёмухов (2000 г.) (Линник, Сурков, Потапов, 2005). 1– галька; 2 – тонкий заиленный песок; 3 – мелкий песок; 4 – легкий опесчаненный суглинок; 5 – средний суглинок; 6 – средний оторфованный суглинок; 7 – торф; 8 – дернина.

Год образования		Пикет 16 (глубина, см)	
2000-1992		0-4	Листоватый, легкий суглинок
1991-1981		4-16(II)	Средний суглинок с включением перегноя 1:1
1980-1978		16-19(III)	Песок мелкозернистый
1977-1973		19-21(IV)	Перегной (аналог слоя II)
1972 – 1966-69		21-31 (**V**)	Тонкозернистый заиленный песок
		31-32	Галька



Год образования		Пикет 18 (глубина, см)	
2000-1992		0-6	Слоистый легкий суглинок
1991-1981		6-23(II)	Средний суглинок с включением перегноя 1:1
1978-1980		23-26(III)	Песок мелкозернистый
1977-1973		26-39(IV)	Средний суглинок, перегной (аналог слоя 6-23)
1972 – 1966-69		39-46 (**V**)	Мелкозернистые пески
		39-46	Галька

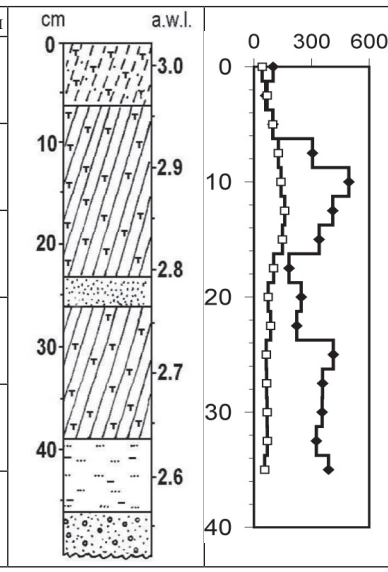


Рис. 5.33. Измерение удельной активности ^{137}Cs (⏚) и суммы ^{60}Co и ^{152,4}Eu (⏚) погружным детектором в аллювиальных отложениях о. Черёмухов.

В межгривном понижении (пикет 3), сложенном галечником, запас ^{137}Cs достигает минимального значения – 7,5 кБк/м^2. В более старом межгривном понижении (пикет 6, 7), где мощность перекрывающего галечники торфяно-суглинистого аллювия достигает 20-30 см, запас ^{137}Cs равняется 147-194 кБк/м^2.

На центральной плоской гриве высотой 2,9-3,1 м и шириной 80 м толщина тонких отложений всего 20-40 см (пикет 8-17). Далее следует еще одно межгривное понижение (пикет 18-21) шириной около 35 м, практически

полностью замытое суглинистым аллювием, слой которого здесь превышает 1 м. Днище этого понижения всего на 40 см ниже, чем вершина гривы, кровля галечников здесь залегает на 1-1,5 м ниже, чем на центральной гриве. В отложениях присутствуют органогенные горизонты (два). Их появление объясняется невысоким темпом осадконакопления при малой мутности потока, а также характером растительности. В этой части поймы преобладают разнотравные, осоково- и злаково-разнотравные луга высотой 80-150 см с запасом фитомассы до 80-100 ц/га, а также ивняки. При отмирании растительности ежегодно образуется большой объем ветоши, сопоставимый с объемом поступающих на пойму наносов. С течением времени из этого материала на поверхности поймы образуется торфяно-суглинистый чехол, на котором формируются своеобразные иловато-торфяно-глеевые маломощные почвы.

В строении пойменной толщи отмечаются две закономерности. Первая – наличие в сравнительно однородном массиве суглинков выдержанного по простиранию горизонта мелкозернистых песков мощностью от 1-3 до 10 см. В прирусловой части он лежит почти на поверхности, в центральных частях массива – на глубине от 15 до 45 см.

Вторая – образование очень тонкого, с высоким содержанием (до 50%) торфа и растительных остатков горизонта в верхних 10-15 см разрезов. В меньшем количестве органогенные включения встречаются по всей толще пойменной фации. Это необычно для оголовков островов, находящихся фактически на стрежне потока. Такой характер отложений свидетельствует о достаточно сложной системе течений, возникающих здесь в половодье. Большая часть наносов и их наиболее крупные фракции откладываются на гривах и в понижениях по периферии массива, здесь же отмечается и наибольшая мощность слоя мелкозернистых песков. Внутренняя часть массива оказывается в скоростной тени, здесь отлагаются очень мелкие (илистые) наносы, причем преимущественно в понижениях рельефа, из-за чего поверхность поймы постепенно выравнивается.

Анализ разрезов в центральном понижении (пикеты 16, 18, рис. 5.33) позволил провести реконструкцию формирования осадочного чехла. На галечниках залегают средней плотности мелкозернистые пески, мощность которых составляет 7-10 см, на пикетах 20 и 21 – до 20 см (слой V). Верхний слой этих песков, скорее всего, сформировался в 1969-1972 гг., когда массив затапливался еще в весенне-летнее половодье. Основная их масса, особенно в нижней части разреза, вероятнее всего, откладывалась в половодья 1966 г. (41 день затопления при расходах более 10000 м^3/с, в том числе 10 дней при расходе 20000 м^3/с), а также в половодье 1969 г. (длительность летнего затопления превышала 50 дней, в том числе при расходе свыше 6000 м^3 – 11 дней).

Выполненная по соотношению $^{154}Eu/^{152}Eu$ датировка абсолютного возраста нижнего слоя пойменных отложений (до галечника) на приверхе о. Черёмухов (отбор проб в сентябре 1997 г. на глубину 62 см) определяет возраст этого слоя периодом 1968-1970 гг. (Кузнецов и др., 1999), что вполне согласуется с результатами съемки тематической партии 1972 г. Активность этого слоя измерена погружным детектором на пикете 16 на глубине

22,5 см, она составляет по ^{137}Cs 310 Бк/кг (176-334 Бк/кг на глубине 47-62 см, суммы ^{60}Co и ^{152,4}Eu – 72 Бк/кг (58-89 Бк/кг на глубине 47-62 см (Кузнецов и др., 1999).

Слой средних перегнойных суглинков (слой IV) мощностью от 2 см (пикет 16) до 13 см (пикет 18) формировался, скорее всего, в период зимнего подъема воды в 1973-1977 гг. Такой вывод может быть сделан на основании того, что вышележащий тонкий (до 3 см) слой мелкозернистых желтовато-коричневых песков (слой III), вероятно, след половодий 1978 и 1980 гг. В 1979 г. затапливались только самые низкие участки острова в зимний период. Этот слой характеризуется повышенной активностью ^{137}Cs – 413 Бк/кг (пикет 18) и 383 Бк/кг (пикет 16). По данным (Кузнецов и др., 1999) на глубине 23-27 см также установлен слой с аномально высоким содержанием ^{137}Cs (1334 Бк/кг). Согласно выполненным расчетам скорости формирования аллювия он может быть датирован как 1977±2 года.

5.6. Распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям

Распределение техногенных радионуклидов по гранулометрическим фрациям аллювиальных отложений р. Енисей рассматривалось ранее в работах (Волосов и др., 2004; 2006а; 2006б). Почвы по гранулометрическому составу разделяются на 3 группы (Волосов и др., 2004): 1-я состоит из частиц размером свыше 0,25 мм (>3% от общей массы). 2-я группа – частицы размером 0,25-0,01 мм – представляет основную массу почвенных проб (от 59 до 96%). 3-я группа – пелитовых частиц, менее 0,01 мм, характеризуется содержанием от 34 до 0,5% (рис. 5.34).

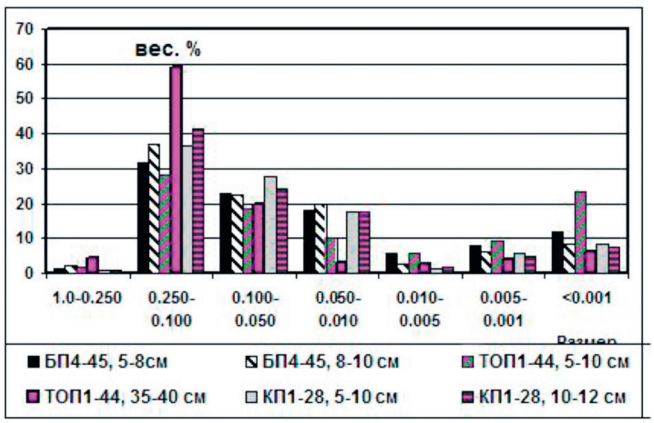


Рис. 5.34. Гранулометрический состав аллювиальных отложений (БП – участок Балчуг; ТОП – о. Толстый; КП1 – о. Казачий).

Рассмотрим характер распределения ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям (рис. 5.35). Удельные активности по фракциям гранулометрического состава почв из разрезов БП4-1 (средняя пойма массива «Балчуг») и БП4-45 (низкая пойма массива «Балчуг») существенно различаются, но везде наблюдается единая тенденция: удельная активность ^{137}Cs увеличивается

с уменьшением размера частиц-носителей в связи с увеличением площади поверхности, благоприятствующей сорбции радиоизотопа, причем при переходе к пелитовым частицам (менее 0,01 мм) сорбция ^{137}Cs увеличивается.

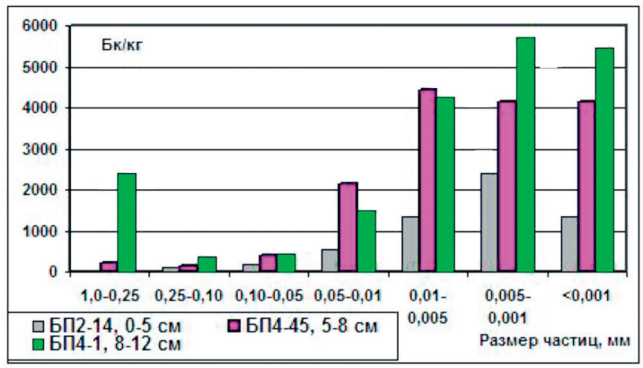


Рис. 5.35. Распределение ^{137}Cs в гранулометрических фракциях проб почв о. Берёзовый (БП2-14) и пойменного массива «Балчуг» (БП4-1, БР4-45).

Обращает внимание, что в слое 8-12 см разреза БП4-1 отмечается высокая удельная концентрация ^{137}Cs на фракции 1,0-0,25 мм за счет «налипания» более мелких частиц на более крупные (Волосов и др., 2006б). Более подробно этот механизм рассмотрен в разделе 6.6 (рис. 6.36 – 6.38).

Исследование содержания изотопов ^{152}Eu, ^{154}Eu и ^{60}Co в пелитовой фракции (размером менее 0,01 мм) показало, что существует значимая корреляция удельных активностей радиоизотопов ^{152,154}Eu и ^{60}Co с содержаниями пелитовой фракции (рис. 5.36, рис. 5.37).

Высокая корреляция ^{152}Eu, ^{154}Eu и ^{60}Co с пелитовой фракцией может свидетельствовать в пользу того, что важным фактором распределения ^{152}Eu, ^{154}Eu и ^{60}Co в пойме реки является именно форма фиксации – минералами глинистой фракции.

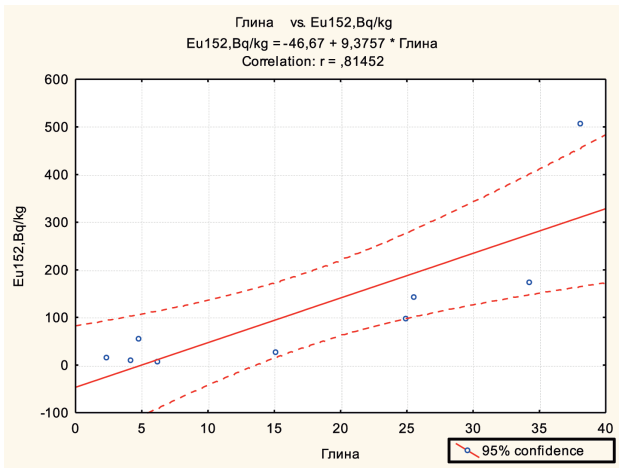


Рис. 5.36. Удельная активность ^{152}Eu в пелитовых (глинистых) частицах.

Согласно классификации аллювиальных пород по литологическому составу (Фролов, 1993) при прогнозировании распределения ^{137}Cs в пойме реки Енисей в различных по литологическому составу осадках носителем этого радиоизотопа в пойме Енисея являются, главным образом, мелко- и тонкозернистые пески, суглинки и глины (илы). Носителем ^{152}Eu, ^{154}Eu и ^{60}Co служат алевритовые суглинки и глины (илы).

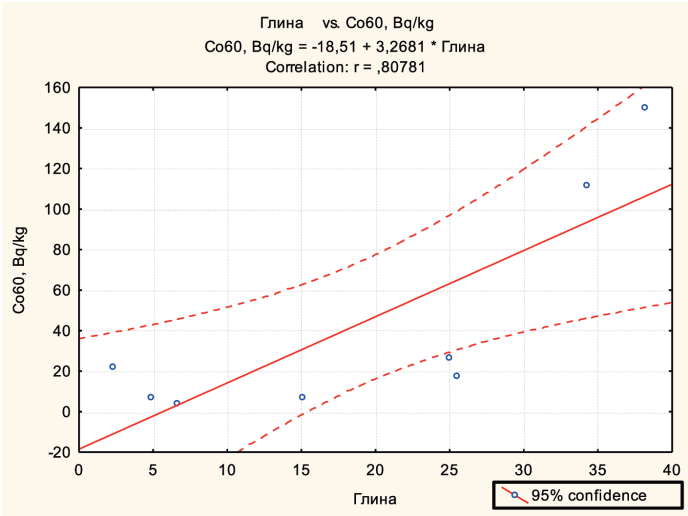


Рис. 5.37. Удельная активность ^{60}Co в пелитовых (глинистых) частицах.

Многочисленные исследования распределения техногенных радионуклидов в долине р. Енисей подтверждают тот факт, что максимальное загрязнение ^{152}Eu, ^{154}Eu и ^{60}Co наблюдалось в местах осаждения пелитовой фракции – в оголовке и ухвостье островов (Носов и др., 1993; Носов, Мартынова, 1996). Пример именно такого характера осаждения ^{60}Co на о. Атамановский приведен на рис. 6.33.

5.7. Датирование новейших аллювиальных отложений поймы р. Енисей по соотношению радиоизотопов европия

В период с 1958 по 1992 г. в результате деятельности Горно-химического комбината (ГХК, г. Железногорск) происходило загрязнение техногенными радионуклидами пойменных и донных отложений в долине р. Енисей. После остановки двух прямоточных реакторов в 1992 г. сброс радионуклидов в р. Енисей снизился в десятки раз (Vakulovsky et al., 2001). Пойменные отложения р. Енисей загрязнены в основном долгоживущими радионуклидами ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, имеющими соответственно периоды полураспада 30,2, 5,3, 13,3 и 8,6 года. Анализ распределения этих радионуклидов по глубине литологической толщи может быть использован для исследования современных процессов формирования аллювиальных отложений (Линник и др., 2005г), а также реконструкции радионуклидного загрязнения (Волосов, Линник и др., 2006в).

Полная информация по сбросам всех техногенных радионуклидов, а также по радиационной обстановке в пойме р. Енисей за этот период времени отсутствует. Поэтому для оценки радиационной обстановки в пойме р. Енисей разрабатываются методы реконструкции радионуклидного загрязнения технологическими сбросами, которые осуществлялись ГХК (Кузнецов и др., 1999). В работе (Гритченко и др., 2002) предложен метод, использующий радиоактивные изотопы европия для анализа хронологии формирования радиоактивно загрязненных пойменных и донных отложений р. Енисей.

В настоящее время радиоизотопный метод используется при исследовании эрозионно-аккумулятивных процессов (Голосов, 2000), оценки скорости осадконакопления пойменных отложений (Ely et al., 1992; Walling, He., 1997; Линник и др., 2005г). Для реконструкции палеогидрологических событий предложен комплексный метод исследования, включающий использование гидродинамических расчетов, стратиграфический и геоморфологический анализ (Baker, 1987).

Одним из условий применения метода изотопных отношений для датировки отложений является требование постоянства во времени как скорости формирования аллювиальных отложений, так и скорости поступления в них радионуклидов, а также отсутствие постседиментационной миграции радионуклидов. На практике такие условия встречаются достаточно редко, поэтому для радиохронологических целей предлагается использовать не распределение отдельных изотопов, а отношений двух изотопов одного и того же элемента, что позволяет нивелировать влияние процессов постседиментационной миграции радионуклидов (Гритченко и др., 2002).

В данной работе рассмотрена возможность датировки пойменных отложений р. Енисей по соотношению радиоизотопов европия ($^{154}Eu/^{152}Eu$). Использованы данные по распределению ^{152}Eu и ^{154}Eu в литологической толще, полученные в 1999 г. при обследовании пойменных отложений на оголовке острова Берёзовый на удалении 16 км от источника сброса радиоактивных отходов.

Нами было проведено послойное определение ^{152}Eu и ^{154}Eu с шагом 5 см в разрезе ВР0-27 до глубины 45 см. В слое 40-45 см концентрация ^{137}Cs приближается к фоновому уровню – 23 Бк/кг, тогда как изотопы европия на этой глубине не обнаружены. График распределения двух изотопов европия представлен на рис. 5.38 (**1**).

Максимальная концентрация ^{152}Eu (502 Бк/кг) и ^{154}Eu (125 Бк/кг) отмечена в слое 5-10 см. В верхнем слое 0-5 см удельная концентрация этих изотопов несколько ниже (^{152}Eu – 430 Бк/кг и ^{154}Eu – 120 Бк/кг), что свидетельствует о том, что самый верхний слой был сформирован после 1992 г. – времени остановки двух прямоточных реакторов на ГХК. В нижний слоях разреза ВР0-27 наблюдается постоянное снижение удельной концентрации изотопов европия: в слое 30-35 см концентрация ^{152}Eu снижается до 52 Бк/кг и ^{154}Eu обнаруживается в следовых количествах. Таким образом, время формирования нижнего горизонта относится к самому раннему периоду деятельности ГХК и может быть датировано как конец 50-х XX века.

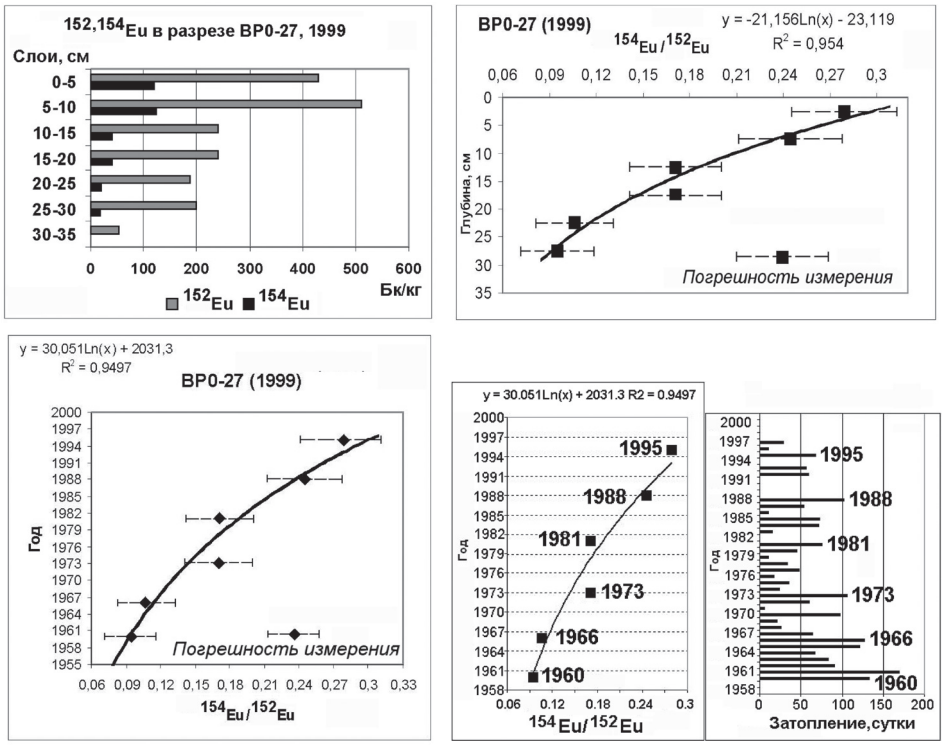


Рис. 5.38. 1 – распределение изотопов ^{152,154}Eu в разрезе ВР0-27 острова Берёзовый (р. Енисей); 2 – изменение отношения активностей ^{154}Eu/^{152}Eu с глубиной в пойменных отложениях; 3 – реконструкция формирования аллювиальных отложений в период с 1958 по 2000 г.; 4 – реконструкция формирования литологических слоев в зависимости от длительности затопления.

Поскольку характеристики источника поступления изотопов европия неизвестны и вполне возможна неравномерность их накопления, а также перемешивание либо смыв аллювиальных отложений, целесообразно перейти к анализу отношений концентраций изотопов. На рис. 5.38 (**2**) представлены данные по изменению отношений активностей ^{154}Eu/^{152}Eu в разрезе ВР0-27 с результатами погрешности определений этих отношений, которая для верхних слоев составляла 25-27%, увеличиваясь до 49% в слое 20-25 см и 25-30 см. Из анализа полученных данных следует, что отношение этих изотопов менялось от 0,28 в слое 0-5 см до 0,095 в слое 25-30 см.

Математическая обработка этих данных показала, что, несмотря на отклонения от линии регрессии, с учетом погрешности определения отношений наблюдается экспоненциальное снижение отношений активностей ^{154}Eu/^{152}Eu с глубиной, что может быть использовано для датировки пойменных отложений. На рис. 5.38 (**3**) представлены данные отношений удельной активности ^{154}Eu/^{152}Eu во временной шкале, на рис. 5.38 (**4**) – с учетом гидрологических условий.

Для построения данной зависимости принималось предположение, что данные 5-см слоя аллювиальных отложений должны в среднем соответ-

ствовать наиболее многоводным годам. С этой целью использовались гидрологические данные, которые принимали в расчет ту информацию, что осаждение радионуклидов происходило в зависимости от длительности затопления и расхода воды в р. Енисей. Подобранное уравнение регрессии строилось с учетом того факта, что нижние слои в разрезе сформировались в начале 60-х. Этой ситуации соответствует слой 25-30 см, где отношение $^{154}Eu/^{152}Eu$ равно 0,095. В нашем случае данный слой датирован как 1960 г., при этом отношение $^{154}Eu/^{152}Eu$ в момент осаждения было равно 0,27, тогда как отношение этих изотопов для верхнего слоя 0-5 см равняется 0,28.

Для исследования современных процессов формирования аллювиальных отложений нами был использован анализ распределения ^{137}Cs, $^{152,154}Eu$ по глубине литологической толщи в пределах пойменного массива о. Черёмухов (Линник и др., 2005 г). По результатам гамма-каротажа, литологического и гидрологического анализа выполнена оценка скорости осадконакопления в различных ландшафтных позициях на о. Черёмухов, которая за период 1981-1997 гг. составила 0,5-1 см/год.

Глава VI. Геоинформационные системы и математическое моделирование в ландшафтно-радиоэкологических исследованиях

6.1. Основные принципы создания радиоэкологических геоинформационных систем (РадГИС)

Эффективность принимаемых решений по реабилитации загрязненных радионуклидами территорий существенным образом зависит от наличия достоверной информации по целому комплексу факторов. Разрабатываемые рекомендации должны обладать территориальной конкретностью, поэтому системы поддержки принятия решений строятся на основе радиоэкологических геоинформационных систем (РадГИС) (Linnik, 1991;1994; Линник, 2000а; 2004а; 2004б).

Радиоэкологическая оценка территорий включает определение потенциальной радиоэкологической критичности выделенных в процессе радиоэкологического районирования пространственных объектов по степени опасности формирования дозы облучения (Пристер и др., 2016). Для ее оценки используются данные, на основании которых осуществляется прогноз потенциального загрязнения сельскохозяйственной продукции.

Согласование электронных карт радиоактивного загрязнения местности по разнородным данным (различные организации руководствуются ведомственными руководствами организации радиоэкологического мониторинга), их верификация и выявление пространственных закономерностей распределения техногенных радионуклидов требуют создания специальных программных средств. Другая особенность определяется спецификой задач, стоящих перед пользователем РадГИС. Это задачи контроля и прогноза радиационной обстановки, расчета доз облучения, планирования мероприятий, требующих для своего решения развития средств радиоэкологического моделирования (Линник, 1996; Линник и др., 1993; 1997; 2000б).

Основные принципы организации РадГИС следующие:

1. РадГИС включает картографическую информацию различных масштабов (Линник, 2005). Каждый масштабный уровень отвечает иерархии радиационно-опасных объектов, субъектов землепользования, расселения жителей, а также ареалов существующего и потенциально возможного радионуклидного загрязнения территории. Масштабу от 1:500 – 1:1000 соответствует обследование могильников в промышленной зоне, 1:2000 – 1:5000 используется при детальном радиационном картографировании населенных пунктов, промышленных зон предприятий ЯТЦ вместе с санитарно-защитной зоной. Картографический масштаб 1:10 000 – 1:50 000 рекомендуется при организации РадГИС для обследования значительно больших по площади объектов, загрязненных радионуклидами. Например, для оценки запаса и распределения ^{137}Cs в пойме р. Теча в 5-километровых ареалах населенных пунктов (Говорун и др., 2000), радиоэкологическом прогнозировании

загрязнения сельскохозяйственной продукции по отдельным хозяйствам (на уровне отдельных полей или севооборотов) (Линник и др., 2000б; Linnik et al., 2000a; 2000b). РадГИС перечисленных выше масштабных уровней относятся к локальному уровню. На их основе формируется РадГИС субрегионального уровня влияния радиационно-опасного объекта – масштаб 1:200 000. Региональному уровню РадГИС соответствует масштаб 1:1000000 – 1:4000000. Такой масштаб вполне пригоден для организации ГИС на крупные регионы, например Западную Сибирь, с целью оценки поступления радионуклидов в Арктику с водами р. Енисей и р. Обь (Линник и др., 2002в).

2. Локальные РадГИС, по возможности, строятся на точной топографической основе с привлечением материалов дистанционного зондирования земной поверхности (аэро- и космические снимки, данные аэрогаммасъемки), а также данных наземного опробования с использованием систем геопозиционирования. Как правило, первичная информация в радиоэкологии, полученная в 50-60-е годы, не имела надежной географической привязки, что создает существенные трудности при организации РадГИС с целью ретроспективного анализа радиационной обстановки. Необходимость в точных географических привязках наиболее актуальна при организации работ по радиоэкологическому мониторингу, особенно для территорий с высокими градиентами радионуклидного загрязнения, вызванными как неоднородностью первичного загрязнения природных компонентов, так и процессами вторичной миграции. Особую актуальность это приобретает для пойменных ландшафтов рек, подвергшихся радиоактивному загрязнению (Теча, Томь, Енисей, Ипуть), где радиационное загрязнение отличается высокой контрастностью на сравнительно небольших площадях.

3. РадГИС строится как система, включающая данные по факторам, определяющим миграционную способность радионуклидов и дозообразование (почвы, ландшафты, растительный покров, рельеф, землепользование), а также данным радионуклидного загрязнения. Использование одной топографической основы для построения прогнозных радиоэкологических карт без учета ландшафтной структуры и характера землепользования не может обеспечить в полной мере возможность верификации самих радиоэкологических прогнозов (Линник, 2000а). Для пойменных ландшафтов рек, загрязненных радионуклидами, важное значение имеет включение в РадГИС также цифровых моделей местности (ЦММ), что обеспечивает возможность использования гидродинамических моделей для прогноза миграции радионуклидов как в русловой, так и в пойменной части реки.

4. Организация РадГИС имеет, как правило, дело с разнородными (по масштабу и тематике) картографическими источниками информации, которые на этапе формирования базы данных должны быть приведены к единому «знаменателю». РадГИС, как и обычная геоинформационная система, строится по принципу суперпозиции (оверлей) различных информационных слоев (тематических карт). При этом используются различные схемы локализации исходных данных. Учитывается характер пространственной локализации данных (линейные, площадные, точечные), для этого используется привязка данных или по географическим координатам, линейным объектам (гидрография), или площадным (контуры населенных пунктов,

сельскохозяйственных угодий и т.д.). Наиболее универсальный метод привязки осуществляется при наличии известных географических координат. Использование точной топографической основы в качестве базовой карты при формировании остальных информационных слоев обеспечивает возможность совместного использования и анализа различных карт – источников информации для проведения радиоэкологической оценки территории.

Организация РадГИС как важный этап включает сбор, экспертизу и верификацию разнородных данных. Архивные данные по радиационной обстановке, как правило, содержат информацию на бумажных носителях и не всегда отвечают требованиям, предъявляемым к организации картографических баз данных. Методологические принципы экологического проектирования, разработанные в работах *(*Дьяконов, Дончева, 2002; Ретеюм, 2006), могут быть использованы для пространственно-временных радиоэкологических оценок и прогнозов.

Учитывая тот факт, что максимальный ущерб радиоактивное загрязнение наносит сельскому хозяйству, с целью минимизации последствий возможных радиационных аварий для сельскохозяйственных территорий разработана методология проведения превентивной радиоэкологической оценки на государственном и региональном уровнях с использованием бассейново-ландшафтного принципа районирования территории по природным экологическим характеристикам (Пристер и др., 2013б). Этой цели служит проведение геоинформационного картографирования территорий с выделением наиболее критичных зон по формированию дозы на население вследствие аварийной ситуации на АЭС. Использование методологии позволит предотвратить дозу облучения населения путем оптимизации оценки радиационной ситуации и принятия решений о проведении защитных мероприятий.

Первые исследования по геоинформационному моделированию в ИБРАЭ РАН берут начало с 1990 года. Основные задачи, решаемые с использованием картографического банка данных, – это картографическое обеспечение анализа долгосрочных последствий аварии на Чернобыльской АЭС, а также других объектов ядерной энергетики на окружающую среду (Евдокимова и др., 2002). Созданное в ИБРАЭ РАН программное обеспечение предназначено для оперативного прогнозирования радиационной обстановки при выбросах радиоактивных веществ в атмосферу в ближней и в дальней зоне влияния объектов ЯТЦ. Результаты моделирования представляются в наглядном, удобном для анализа виде на картографической основе.

Разработанный программный комплекс «Нострадамус» с использованием геоинформационных технологий был использован специалистами и экспертами Технического кризисного центра ИБРАЭ РАН для оценки и прогнозирования радиационной обстановки, сложившейся в результате аварии на японской АЭС «Фукусима Дайичи» в марте 2011 г. в начальный период аварии. Результаты выполненного прогноза показали, что атмосферные выбросы радионуклидов из аварийных энергоблоков АЭС не представляли опасности для населения и территорий Дальневосточного региона России (Арутюнян и др., 2013).

Модели атмосферного переноса как важная составляющая часть систем поддержки принятия решений на основе геоинформационных технологий

в чрезвычайных ситуациях, связанных с аварийным радиоактивным загрязнением окружающей среды, вошли в состав математического и программного обеспечения созданной в НПО «Тайфун» Росгидромета компьютерной системы RECASS (Shershakov et al., 1993), а также общеевропейской системы RODOS поддержки принятия решений при ядерных авариях, создаваемой под эгидой Европейской комиссии (Shershakov et al., 1996). В настоящее время анализ и прогноз развития радиационной обстановки при радиационных инцидентах, а также контроль трансграничного переноса радиоактивных веществ методами математического моделирования выполняется в НПО «Тайфун» в рамках единой государственной автоматизированной системы мониторинга радиационной обстановки на территории Российской Федерации.

Геоинформационное моделирование

В настоящее время развитие ГИС-технологий, первоначально ориентированное на автоматизацию картографирования и создание систем управления природными ресурсами посредством организации картографических кадастров, направлено на интегрирование с системами математического моделирования (Burrough, McDonnell, 1998). Традиционно ГИС-системы ориентировались на задачи организации баз данных пространственно-координированной информации с последующими возможностями обработки и анализа географических данных. Вопросы физико-математического моделирования в структуре ГИС изначально не рассматривались.

В последние годы, особенно в связи с проблемой миграции загрязняющих веществ в ландшафте, появились первые разработки в области интеграции систем математического моделирования с ГИС-системами. Был создан специализированный пакет PcRaster (Wesseling et al., 1996), позволивший реализовать численное решение уравнения кинематической волны для моделирования влагопереноса в ландшафте. Разработанный специализированный язык динамического моделирования позволяет проводить расчеты в растровом виде, где в качестве входных параметров модели используются отдельные тематические слои, такие как топография, водно-физические свойства почвы.

Интегрирование систем математического моделирования с ГИС-системами может быть выполнено следующими путями (Wesseling et al., 1996): 1) математические модели существуют самостоятельно, результаты моделирования при помощи процедуры «экспорт-импорт» включаются как отдельный слой в ГИС, для этого требуются определенные усилия по преобразованию форматов входных данных и 2) полная совместимость данных, полученных в результате моделирования, обмен данными в среде ГИС-оболочки выполняется в автоматическом режиме и 3) в модельные системы включены функции ГИС-оболочки или в структуре ГИС-пакета выполняется моделирование посредством реализации математической модели, как это предусмотрено в технологии PcRaster.

Разработанный динамический язык моделирования (PcRaster Workbooks, 1996) может быть использован для задач радиоэкологического моделирова-

ния. В этом языке реализованы возможности различных математических операций над отдельными картографическими слоями, которые включают как традиционные типы данных (номинальные, ранговые, скалярные и логические переменные), так и специально разработанные для ландшафтных приложений (дирекционный – определение азимута; и локальная дренажная сеть).

Близкие возможности картографического моделирования реализованы в таких ГИС-пакетах, как MapCalc, GRASS, ERDAS и в расширении ArcGIS под названием Spatial Analyst.

Геоинформационное моделирование традиционно выполняется в двух вариантах – в растровом и векторном форматах (Линник, 1990; 1993). В векторном формате результат моделирования присваивается контуру без дифференциации значений в пределах контура. Растровая технология моделирования позволяет перейти к дифференцированной оценке радиоэкологической обстановки (рис. 6.1). При этом выбором размера растра контролируется точность пространственного моделирования.

Информационное обеспечение ГИС заключается в сборе и представлении картографической информации в виде отдельных слоев, каждый из которых может рассматриваться как отдельный фактор (переменная) создаваемой модели. Между отдельными факторами задается связь, представленная в виде выбранной математической модели, наиболее адекватно описывающая моделируемый объект.

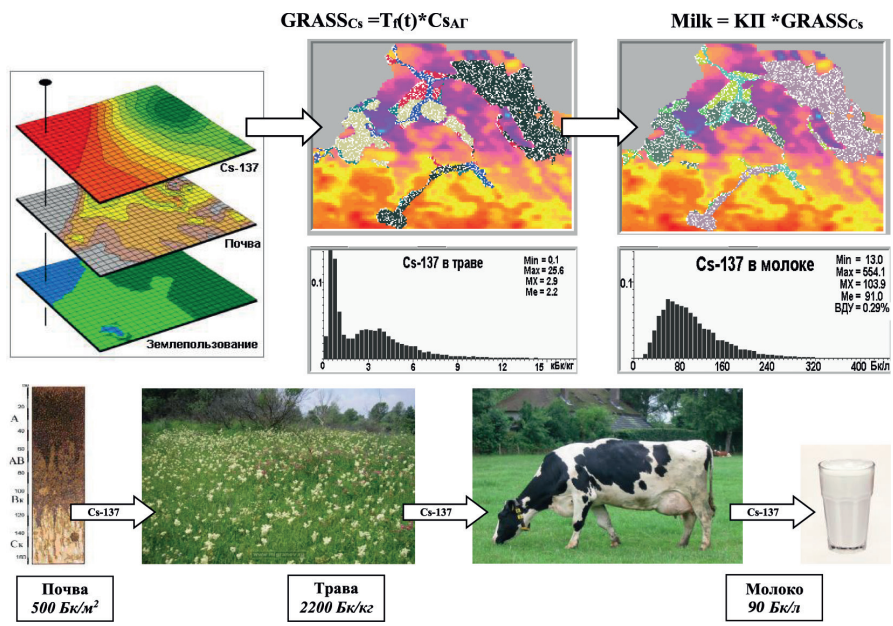


Рис. 6.1. Геоинформационная технология моделирования загрязнения молочной продукции.

Растровое моделирование выполняется в соответствии с операциями матричной алгебры. Все информационные слои представляются в виде матриц одинаковой размерности и над ними применимы все операции матрич-

ной алгебры, включая операции булевой алгебры (Berry, 1987; 1996; Tomlin, 1990; Линник, 1993).

При векторной технологии моделирования вся исходная картографическая информация организована по отдельным полигонам, которые соответствуют отдельным площадным картографическим объектам. Геоинформационное моделирование в таком случае выполняется аналогично построению картограмм: математический расчет выполняется отдельно при обращении к базам данных, которые содержат необходимую информацию о полигонах, затем модельный результат присваивается целиком каждому контуру. Таким образом, в пределах контура модельный результат принимает одинаковое значение. Подобным образом организовано моделирование в системе поддержки принятия решений ГИС ПРАНА (Яцало и др., 2001). Векторная технология картографического моделирования была использована при создании картографической системы поддержки принятия решений по колхозу «Решительный» (Линник, 1993; Линник и др., 1993; Linnik et al., 1994).

6.2. Организация радиоэкологических геоинформационных систем для принятия решений

Для решения задач по снижению загрязнения сельскохозяйственной продукции, отвечающей принятым нормативам, были разработаны различные модельные комплексы (Фесенко и др., 1993; 1996а; 1996б; Яцало и др., 1994). Для планирования контрмер и оценки их эффективности существенное значение имеет организация систем пространственного радиоэкологического прогноза, построенных на основе ГИС-технологий. Принятие решений по ликвидации последствий аварии (ЛПА) на Чернобыльской АЭС осуществлялось на различных уровнях (федеральном, областном, районном, внутрихозяйственном). Каждый уровень принятия решений базируется на различной информации, различающейся по степени детальности (агрегирования).

Расцвет геоинформационного радиоэкологического моделирования в России приходится на 90-е годы, когда выполнялись научные международные проекты по линии INCO COPERNICUS, TASIS, INTAS (Perk et al., 1998, 2000b; 2001. В это же время также активно работали отечественные группы специалистов, которые не только создавали, но и развивали программно-технические средства моделирования для пространственного радиоэкологического прогноза с созданием специализированных ГИС (Linnik, 1994; Linnik et al., 1994, 1997, 2000a; 2000b; Yatsalo et al., 1997, 1998; Яцало и др., 2001; 2006). В 90-е годы Россия была среди мировых лидеров по геоинформационному радиоэкологическому моделированию. Однако в последующие годы востребованность такого рода исследований резко снизилась, с появлением готовых коммерческих продуктов развитие геоинформационного моделирования в радиоэкологии фактически свелось к наполнению банков данных информацией и их обработке по уже готовым алгоритмам без серьезного развития математических моделей миграции в системе «почва-растение».

Результаты моделирования в РадГИС традиционно представляются в виде набора серии карт: 1) оценочных; 2) прогнозных и 3) карт для при-

нятия решений, которые в совокупности решают задачи оценки текущей радиационной обстановки, прогноза опасности радионуклидного загрязнения на основе картографического моделирования миграции радионуклидов, а также эффективности принимаемых контрмер. Важным направлением в оптимизации сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях является создание систем поддержки принятия решений с использованием методов моделирования и геоинформационных технологий.

Построение пространственных радиоэкологических моделей представляет сложную задачу, поскольку результатом моделирования должен быть пространственно-временной прогноз радиоэкологической обстановки в условиях ограниченного набора экспериментальных данных для идентификации параметров модели.

Результатом обработки и анализа информации в радиоэкологической ГИС должно быть представление результатов в картографическом виде, ориентированное на принятие решений, в задачи которого входит:

- оценка радиоэкологической обстановки по дозовым критериям, а также возможности производства нормативно чистой сельскохозяйственной продукции;
- организация радиоэкологического мониторинга исходя из анализа имеющейся информации и прогнозных оценок развития радиоэкологической обстановки;
- оценка эффективности и очередности контрмер в территориальном разрезе на ближайшее время и на перспективу.

В настоящее время проблематика загрязненных радионуклидами территорий и широкий аспект связанных с этим задач решается отдельными коллективами ученых. Наиболее удачным отечественным проектом для принятия решений для загрязненных радионуклидами территорий следует признать ГИС-СППР PRANA, которая является компьютерной системой анализа реабилитационных мероприятий в отдаленный период после ядерной аварии и охватывает все основные аспекты оценки последствий (от загрязнения сельскохозяйственной продукции, оценки доз, анализа риска) и определения эффективности контрмер на основе анализа радиологических и экономических показателей (Яцало, Козьмин, 2011; Яцало и др., 2013).

Необходимость картографического моделирования для радиоэкологического прогноза в задачах производства сельскохозяйственной продукции была осознана в самом конце 80-х годов прошлого столетия, когда стали проводиться первые работы по реабилитации загрязненных радионуклидами территорий. В первые годы после аварии на ЧАЭС в Волынской области были выявлены отдельные пастбища и сенокосы с аномально высокими значениями коэффициентов перехода радионуклидов цезия в траву – более 300 Бк/кг при плотности загрязнения ^{137}Cs равной 37 кБк/м^2 в почве. Такие пастбища были названы «максимально критическими» (Пристер и др., 2001; 2013б).

В условиях украинского Полесья при низкой плотности загрязнения ^{137}Cs коэффициенты перехода (КП) радионуклидов из почвы характеризовались аномально высокими значениями. Интенсивность биогенной миграции радионуклидов в системе «почва-растение» определяется коэффициентом перехода (КП, размерность м^2 х кг$^{-1}$), который оценивается как отношение

удельной активности радионуклида в растении (Бк/кг) к плотности загрязнения почвы данным радионуклидом (кБк/м^2). В англоязычной литературе для обозначения термина КП используется ряд терминов: translocation ratio, translocation factor, translocation coefficient (Handbook ..., 2010). В радиоэкологии также используется другой показатель – коэффициент накопления, КН (concentration ratio), который определяется как отношение удельной активности радионуклида в растении (Бк/кг) к удельной активности загрязнения почвы данным радионуклидом (Бк/кг).

«Максимально критические» пастбища в большинстве случаев были настолько увлажнены, что на них трудно было проводить мелиоративные работы. Видовой состав этих лугов был представлен осоками, для которых характерно повышенное накопление радионуклида. В результате сложилось такое положение, когда жители сельской местности, как и в случае с радиоактивным йодом, подвергались значительно большей радиационной нагрузке от ^{137}Cs за счет потребления молока и мяса, чем городское население (Лев и др., 2016).

Первые расчетные данные, характеризующие важность учета экологических (ландшафтных) факторов в загрязнении естественных трав на пастбищах, были получены для территории Дубровицкого района Ровненской области (рис. 6.2). Было показано, что при равной плотности загрязнения территории ^{137}Cs концентрация его в траве и точно так же в молоке коров может отличаться до 24 раз (Проблемы…, 2013).

Этот факт стал бесспорным доказательством того, что один только параметр плотности загрязнения радионуклидом почвы не может быть единственным критерием опасности радиационной обстановки. Значительную роль в загрязнении травы и в дальнейшем молока играла кислотность почвенного раствора. Более того, кроме экологических факторов, на загрязнение молока влиял также способ содержания скота: при стойловом содержании и переходе на «чистые» корма концентрация радиоцезия в молоке и мясе могла снижаться во много раз.

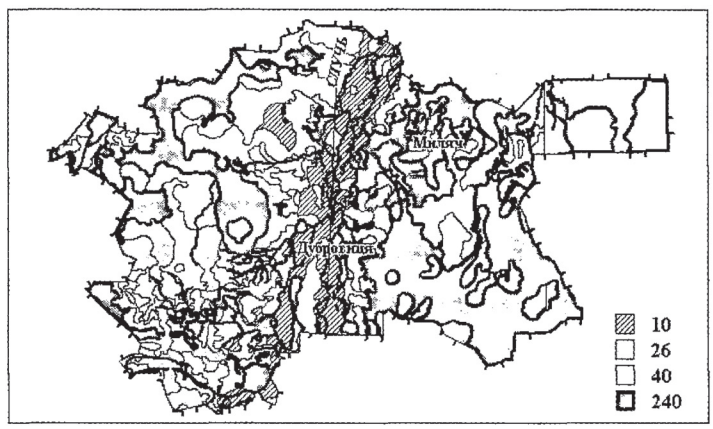


Рис. 6.2. Пространственное распределение средних для данного типа почвы значений коэффициентов перехода (КП) ^{137}Cs (м^2/кг) в сено естественных трав на территории Дубровицкого района Ровненской области в год выпадений (1986 г.) (Проблемы…, 2013, с. 106).

В результате аварии на Чернобыльской АЭС на территории России радионуклидному загрязнению подверглись значительные площади сельскохозяйственных земель в Брянской, Тульской, Калужской и Орловской областях. Максимальные уровни радионуклидного загрязнения, и, как следствие, загрязнение сельскохозяйственной продукции наблюдались в западной части Брянской области.

Важной задачей стала разработка комплекса мероприятий, направленных на получение нормативно «чистой» продукции. В загрязненных районах Брянской области было проведено радиологическое обследование сельскохозяйственных угодий, все хозяйства этой зоны были обеспечены картографической информацией об уровне загрязнения почвы ^{137}Cs и рекомендациями по улучшению радиационной обстановки (Ратников и др., 1992; Воробьёв, 1993; 1996; Маркина и др., 1997; Санжарова, 1997; Маркина, 1999; Рекомендации …, 2006).

Снижение поступления радионуклидов в продукты растениеводства может быть достигнуто различными агрохимическими мерами: применением сорбентов, внесением минеральных удобрений, известкованием и т.д. (Алексахин и др., 1997). Осуществление комплексной программы по преодолению последствий аварии на ЧАЭС позволило снизить содержание радионуклидов в сельскохозяйственной продукции в 1992 г. в 10-30 раз по сравнению с 1987 г. (Воробьёв, 1993).

Используя данные по загрязнению сельскохозяйственных угодий (информация Брянской «Агрохимрадиологии», Материалы ..., 1991) в РНЭЦ Госкочернобыль РФ уже в 1993 г. была создана подсистема картографического моделирования накопления радионуклидов в зерновых, продуктах овощеводства (картофель) и молоке для колхоза «Решительный» Новозыбковского района Брянской области (Линник, 1993; Линник и др., 1993). Для картографического моделирования использована полигональная организация данных, когда для каждого полигона (отдельное поле, сенокос или пастбище) в базе данных содержится информация по типу землепользования, плотности загрязнения ^{137}Cs, а также ряду простейших почвенно-агрохимических параметров.

Для построения прогнозной карты загрязнения молока при пастбищном содержании животных (без проведения контрмер) использована карта землепользования (рис. 6.3А), карта плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий (рис. 6.3Б), составленная по данным (Материалы ..., 1991).

Для построения карты загрязнения молока рассчитано содержание ^{137}Cs в сене естественных трав сенокосов и пастбищ и затем в молоке по коэффициентам перехода (КП) (Рекомендации ..., 1991). Прогнозные карты уровня загрязнения молока сопоставлены со значениями временно допустимых уровней (ВДУ). Прогнозная карта загрязнения молока в колхозе «Решительный» (рис. 6.3В) отображает значительные колебания ВДУ в зависимости от конкретных почвенно-агрохимических условий и уровня радиоактивного загрязнения.

В системе была заложена возможность выполнения радиоэкологических расчетов для каждого анализируемого года на период 1987-1990 гг.

Применение контрмер в сельском хозяйстве является одним из основных факторов снижения содержания радионуклидов. В меню программы был представлен также блок применяемых контрмер, снижающий параметр КП.

Использование ГИС-моделирования позволяет рассмотреть несколько вариантов выращивания всех видов продукции растениеводства без превышения допустимого уровня содержания радионуклидов и таким образом оптимизировать сельскохозяйственное производство на загрязненных радионуклидами территориях.

С помощью расчетов проводились оценки эффективности контрмер для отдельных полей. Наряду с построением карт загрязнения молока, которые выполнялись отдельно для сенокосов и пастбищ, для пахотных угодий была реализована возможность выбора культуры (картофель, зерновые и т.д.) с учетом эффективности набора контрмер по снижению загрязнения продукции агроценозов.

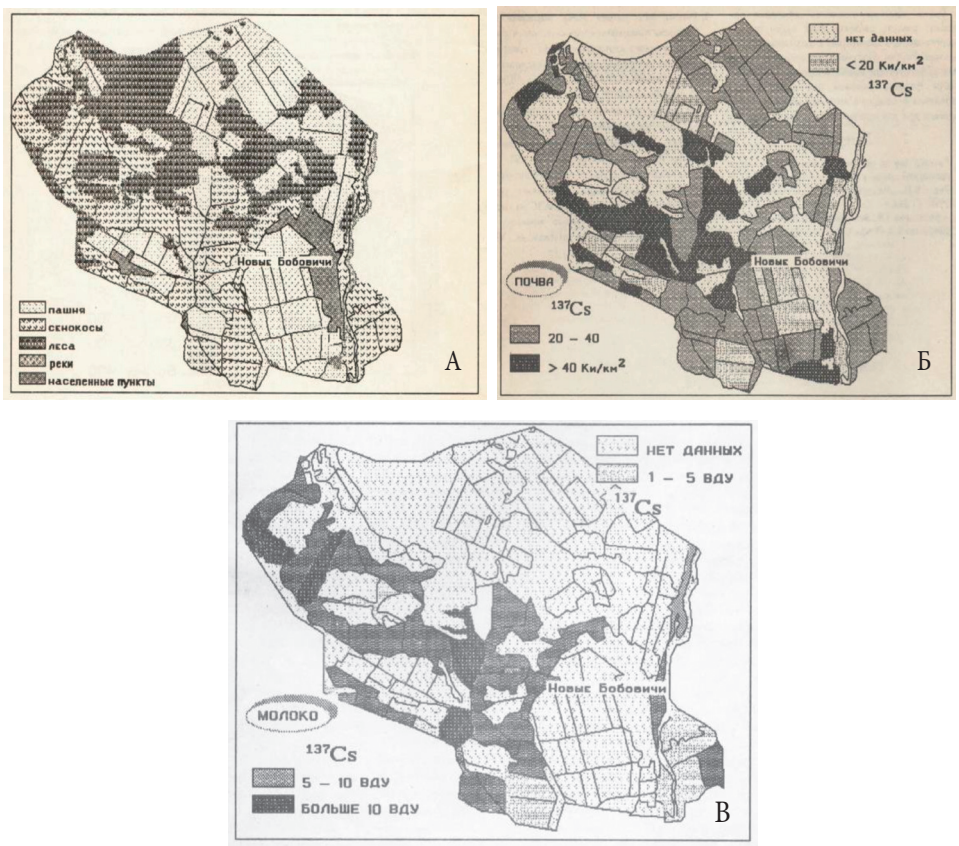


Рис. 6.3. Электронные карты колхоза «Решительный» Новозыбковского района Брянской области: **А –** землепользование**; Б** – плотность загрязнения ^{137}Cs; **В** – прогнозная карта загрязнения молока ^{137}Cs при пастбищном содержании животных.

Радиоэкологическая геоинформационная система «Брянск-Чернобыль»

В начальный послеаварийный период (1986-1988 гг.) измерения загрязнения сельскохозяйственной продукции в Брянской области носили нерегулярный характер. В ряде населенных пунктов такие измерения не проводились вовсе. Поэтому для оценки дозовых нагрузок потребовалось создание системы, которая бы по достаточно простым моделям позволяла выполнять реконструкцию загрязнения продуктов питания. Чтобы оценить загрязнение сельскохозяйственной продукции в 1987 г., когда началось корневое поступление радионуклидов, для наиболее загрязненных районов Брянской области (Красногорский район), жители которых были уже отселены к 1992 году, в РНЭЦ в 1994 году была создана принципиально новая версия РадГИС «Брянск-Чернобыль», которая применялась для пространственного радиоэкологического моделирования с целью выявления ареалов с превышением ВДУ по различным культурам. На рис. 6.4 представлен фрагмент РадГИС «Брянск-Чернобыль» с отображением результатов реконструкции загрязнения сельскохозяйственной продукции в зоне отселения (Заборье, Брянская область) на 1987 г.

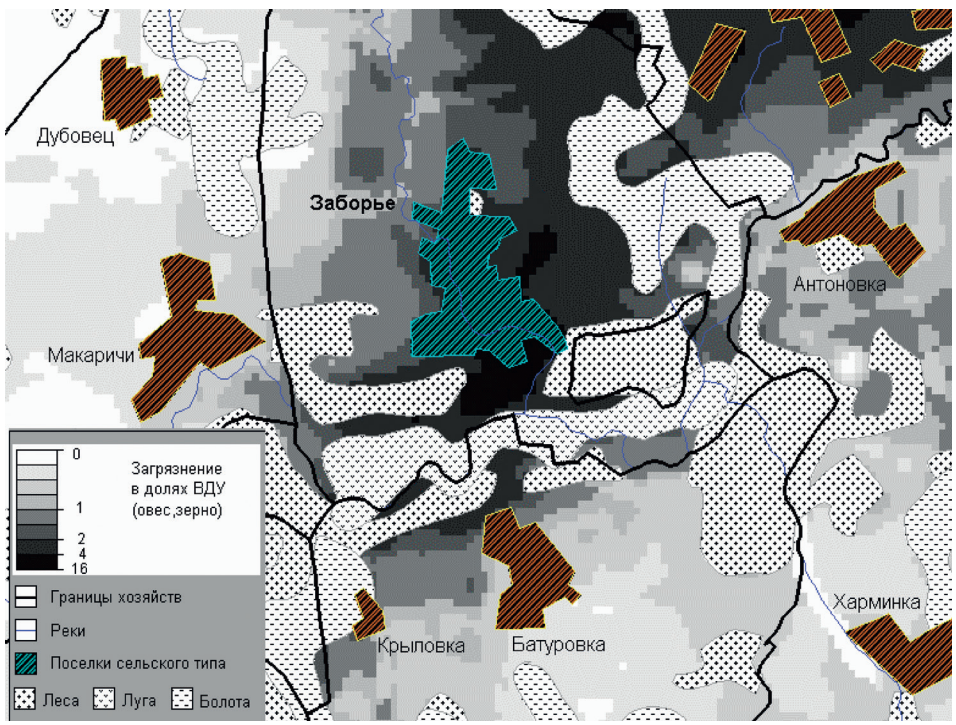


Рис. 6.4. Структура векторно-растровой РадГИС «Брянск-Чернобыль». Результаты геоинформационного моделирования загрязнения сельскохозяйственной продукции в зоне отселения (Заборье, Брянская область) на 1987 г.

Принципиальная новизна РадГИС «Брянск-Чернобыль» заключалась в одновременном использовании векторных и растровых данных. РадГИС «Брянск-Чернобыль» включала следующие информационные слои (Linnik, et al., 1994; 1997) (рис. 6.4, 6.5):

- топографическая карта на территорию западной части Брянской области масштаба 1:200000 в пределах загрязненных территорий (векторный формат);
- границы землепользователей западной части Брянской области масштаба 1:200000 (векторный формат);
- ландшафтная карта на западную часть Брянской области масштаба 1:200000 (векторный формат);
- данные аэрогаммасъемки (АГ) западной части Брянской области масштаба 1:25000 в растровом формате (шаг сканирования 100х100 м);
- данные наземного радиационного обследования населенных пунктов (база точечных данных НПО «Тайфун»).

Важным свойством РадГИС «Брянск-Чернобыль» была возможность обработки данных о радиоактивном загрязнении, которые включали как данные наземного опробования почв населенных пунктов (база точечных данных НПО «Тайфун»), так и результаты сплошной аэрогаммасъемки западной части Брянской области масштаба 1:25000 в растровом формате (шаг сканирования 100х100 м) с данными по двум параметрам: 1) плотность загрязнения ^{137}Cs (Ки/км^2) и 2) мощности экспозиционной дозы (МЭД, мкр/ч).

Для сопоставления данных по радиоактивному загрязнению, полученных в результате отбора проб по населенным пунктам и данных аэрогаммасъемки, в системе была заложена возможность получения статистических параметров по выбранному населенному пункту (раздел 3.5). В результате такого сравнения строились корректировочные графики для слоя «аэрогаммасъемка» по данным наземного опробования.

Выбранный масштаб картографического радиоэкологического моделирования был равен 1:200 000, поскольку для всей загрязненной территории Брянской области была составлена ландшафтная карта в этом масштабе (Ландшафтная …, 1996). Указанный масштаб моделирования соответствовал районному уровню принятию решений (на уровне отдельных хозяйств). Для картографического моделирования все векторные слои РадГИС переводились в растровый формат (размер сетки 100х100 м), поскольку в этом формате была карта АГ – базовая карта о радиоактивном загрязнении.

Информация о почвенном покрове снималась с ландшафтной карты, на которой ландшафтные выделы были сгруппированы в соответствии с классификацией почв (табл. 6.1), используемой для моделирования загрязнения сельскохозяйственной продукции (рис. 6.4). В первый период после аварии (конец 80-х – начало 90-х годов), когда временные ряды КП для разных почв и разных культур были слишком короткими, чтобы их можно было надежно аппроксимировать математическими функциями, использовались табличные данные параметров КП (Рекомендации ..., 1991).

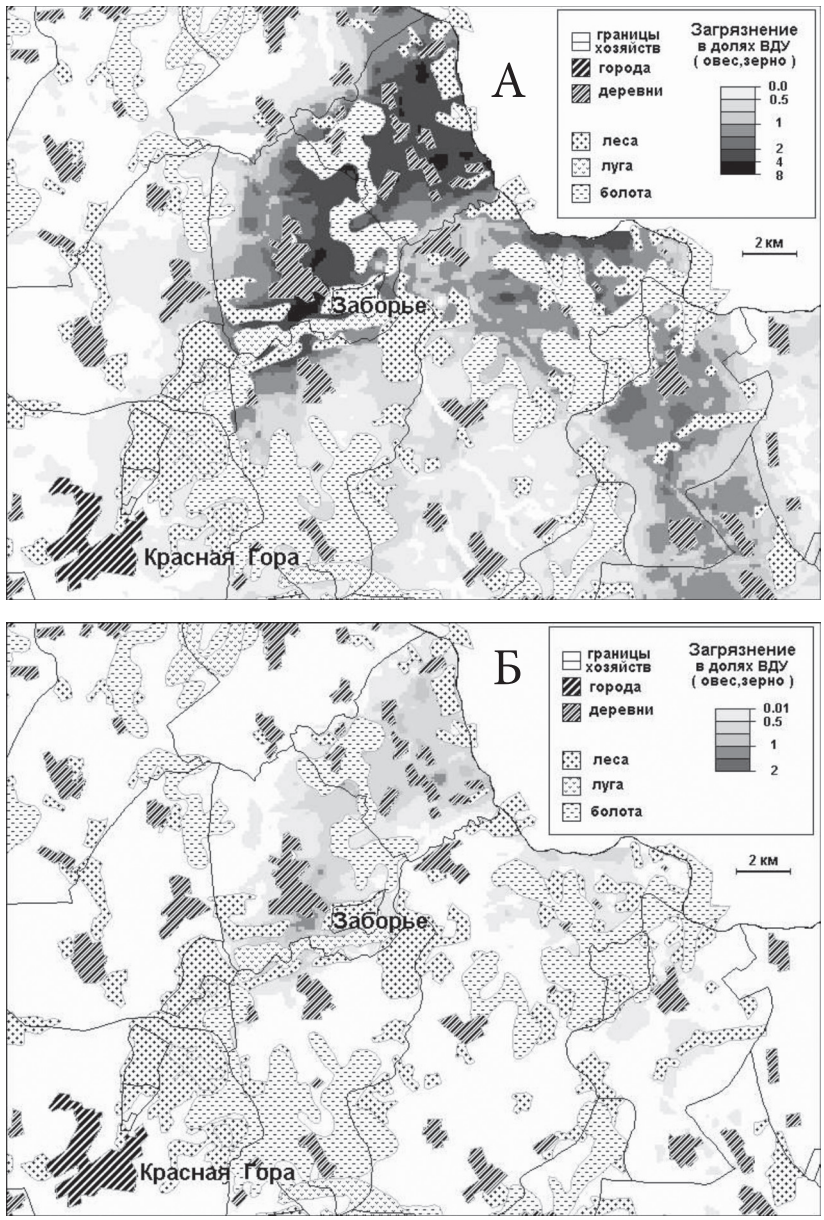


Рис. 6.4. Векторно-растровая технология реконструкции загрязнения сельскохозяйственной продукции (д. Заборье, Красногорский р-н Брянской области) в 1987 г. (А) и в 1990 г. (Б).

Векторно-растровая технология позволяла оценить производство продуктов питания с учетом эффективности контрмер. Было показано, что уже с 1990 г. загрязнение зерновых культур в зоне отчуждения не превышало ВДУ даже без проведения контрмер (рис. 6.4Б) (Linnik et al., 1997). Хотя по другим культурам, а главное, по загрязнению травы и сена (следовательно, и молока) эти районы относились к зоне повышенного радиоэкологическо-

го риска, причем эти ландшафты продолжают оставаться неблагополучными и в настоящее время.

6.3. Динамические модели загрязнения сельскохозяйственной продукции

Потребление продуктов питания, выращенных в условиях радиоактивного загрязнения, может вносить решающий вклад в структуру дозовых нагрузок. Так, для Новозыбковского района Брянской области внутреннее облучение может составлять до 90%, и только 10% – внешнее (Справочник .., 1993). После Чернобыльской аварии были приняты временные допустимые уровни (ВДУ) содержания радионуклидов в продуктах питания, исходя из установленных ограничений на годовую дозу внутреннего облучения: 50 мЗв (1986 г.), 8 мЗв (1987-1992 гг.) и 5 мЗв (1993-1997 гг.) для сельских жителей загрязненных радионуклидами территорий (Временные ..., 1997; Алексахин и др., 1999).

Для населения, проживающего на загрязненных территориях, критическое значение в формировании дозовой нагрузки (до 90%) приходится на молоко. Исходя из допустимых уровней внутреннего облучения, для молока был установлен допустимый уровень, равный 370 Бк/л по $^{134+137}$Cs. В соответствии с санитарно-эпидемиологическими правилами и нормативами СанПиН 2.3.2.1293-03 «Гигиенические требования по применению пищевых добавок», утвержденными Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 18 апреля 2003 г, допустимый уровень загрязнения молока ^{137}Cs стал равен 100 Бк/л.

Максимальная активность в выполнении радиоэкологических исследований ландшафтов Брянской области датируется 90-ми годами. Представленные ниже результаты основаны на тех подходах, которые были разработаны в конце 90-х годов для прогноза радиоэкологической обстановки. Ниже рассмотрены примеры модельной реконструкции и прогноза загрязнения молока на территории Новозыбковского района с использованием геоинформационных технологий. Прогноз загрязнения молока ^{137}Cs в 90-е годы был актуален не только для Брянской области, но также и для ряда зарубежных территорий с неблагоприятными агрохимическими условиями (Gillett et al., 2001).

Несмотря на то, что после аварии на ЧАЭС прошло уже больше 30 лет, для ряда загрязненных ландшафтов Брянской области проблема радиоактивного загрязнения населенных пунктов (Панченко и др., 2014), а также продукции сельского хозяйства продолжает оставаться актуальной и в настоящее время По результатам опробования почв агроценозов загрязненных районов Брянской области, полученных в ходе паспортизации хозяйств Центром химизации и сельскохозяйственной радиологии в период 2011-2015 гг., были выявлены критические районы, где проблема радиоактивного загрязнения может оставаться актуальной еще довольно длительное время. По оценкам изменения радиационной обстановки на пашнях и лугопастбищных угодьях хозяйств Брянской области получено, что в ближайшие 15 лет (2015-2030 гг.) уровни загрязнения ^{137}Cs всех сельскохозяйственных

угодий во всех исследованных районах снизятся примерно на 30%. Максимальное время для «очищения» лугопастбищных угодий потребуется для хозяйств Новозыбковского (до 2155 г.) и Красногорского районов (до 2180 г.) (Панов и др., 2017).

Поэтому задача прогноза загрязнения сельскохозяйственной продукции не снимается с повестки дня и в настоящее время. Использование моделей, основанных на коэффициентах перехода «почва-растение», до сих пор остается наиболее простым способом радиоэкологического моделирования. Однако существенным ограничением таких моделей для радиоэкологических прогнозов является то, что применяемые в моделях параметры перехода «почва-растение» варьируют в очень больших интервалах, что делает довольно сложным получение надежных модельных оценок. Поэтому в значительной степени эти модели носят ориентировочный характер, когда расчет ведется по максимальному значению данного параметра, что могло бы гарантированно дать результат с запасом радиоэкологической «прочности».

Динамика поступления радионуклидов из почвы в растения обусловлена целым набором различных факторов (Фесенко и др., 1997; 1998а; 1998б; Фесенко и др., 2004). К ним относятся следующие: физико-химическая форма нахождения радионуклидов, свойства почвы (содержание органики, гранулометрический и минералогический состав), гидрологический режим и др. Среди «продвинутых» моделей отметим те, которые учитывают биогеохимические факторы биогенной миграции этого радионуклида, например – эффекты конкуренции ^{137}Cs и ^{40}K (Absalom et al., 2001; Gillett et al., 2001). Однако ограниченность в настоящий момент экспериментальных данных о виде связи физико-химических свойств почв и биологической доступности радионуклидов делает задачу учета этого фактора в математических моделях очень сложной (Мамихин, 2004).

Для практических приложений оценки перехода радионуклидов из почвы в растение используется классификация почв по гранулометрическому составу, которая рекомендована МАГАТЭ (IAEA, 1994; Handbook …, 2010). Гранулометрический состав характеризует содержание физической глины, а также емкость катионного обмена, т.е. главные факторы, которые контролируют сорбцию радионуклидов.

В соответствии с этой классификацией все минеральные почвы объединены в три группы: 1) песчаные (включают песчаные и супесчаные); 2) суглинистые (представлены средними и легкими суглинками); 3) глинистые (объединяют тяжелые суглинки и глины). Четвертая группа, представленная органическими почвами (торфяного ряда), стоит особняком, поскольку для почв этой группы характерен повышенный переход радионуклидов в системе «почва-растение».

Динамика загрязнения сельскохозяйственной продукции

Поступление ^{137}Cs из почвы в растительность регулируется наличием биологически доступных форм. Обработка экспериментальных данных позволила рассчитать экологические полупериоды снижения концентрации ^{137}Cs для ряда важных сельскохозяйственных продуктов (молоко, мясо,

продукция растительного происхождения). Период полуснижения характеризует такой интервал времени, в течение которого концентрация этого радионуклида в производимых продуктах уменьшается в 2 раза. Анализ экспериментальных данных показал, что для поставарийного времени можно выделить два периода, которые резко отличаются по темпам снижения скорости миграции ^{137}Cs в системе «почва-растение» (первый период продолжался 2-5 лет сразу после аварии, снижение перехода ^{137}Cs из почвы в растения и далее в продукцию животноводства проходило в 3-5 раз быстрее, чем для второго периода) (Алексахин, 1997; Фесенко и др., 1997; 1998а).

По данным украинских радиоэкологов, в зоне чернобыльских выпадений первый период продолжался 5-6 лет, тогда как за последующие 12 лет (второй период) темпы снижения КП замедлились и составили всего лишь 1,5-2,5 раза (Пристер и др., 2001). Снижение КП зависело от типа почвы и характера растительности (рис. 6.4). В результате селективной и высокоселективной сорбции ^{137}Cs абсолютные значения КП (TF) «почва – сено естественных трав» с 1986 г. по 2002 г. снижались максимально быстро на торфяно-болотных (до 40 раз) и в несколько раз медленнее (около 15) на дерново-подзолистых почвах (Проблемы …, 2013). Для зеленой массы кукурузы и картофеля наблюдалось минимальное снижение КП (TF).

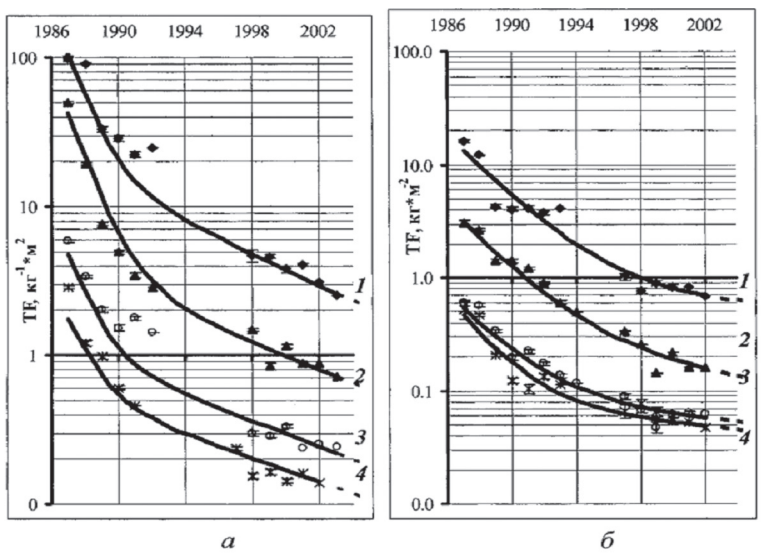


Рис. 6.4. Динамика КП (TF) ^{137}Cs из торфяно-болотной (а) и дерново-подзолистой (б) почв в сельскохозяйственные культуры: 1 – сено естественных трав; 2 – сено злаковых трав; 3 – зеленая масса кукурузы; 4 – клубни картофеля (Проблемы …, 2013, с. 107).

Близкие результаты по временной динамике загрязнения ^{137}Cs зерна, картофеля (рис. 6.5), а также мяса и молока (рис. 6.6) были получены для почв полесских ландшафтов Брянской области (Fesenko et al., 2004).

Различия в накоплении ^{137}Cs в зерне и картофеле связаны с биологическими и видовыми особенностями растений (Панов и др., 2008; 2009). Было показано, что наиболее критическими кормовыми угодьями с точки зрения

производства нормативно чистой продукции животноводства являются естественные луга и пастбища (Фесенко и др., 1997; 1998а; 1998б; 2004).

Многолетний опыт проведенных радиоэкологических исследований в агроценозах показал, что в случаях превышения нормативов загрязнения в продукции АПК целесообразно применять научно обоснованный комплекс защитных и реабилитационных мероприятий (Научные ..., 2009). Ниже представлены (рис. 6.7) данные по динамике КП «почва-сено» при различных вариантах защитных мероприятий, которые демонстрируют эффективность различных контрмер (Панов, 2009).

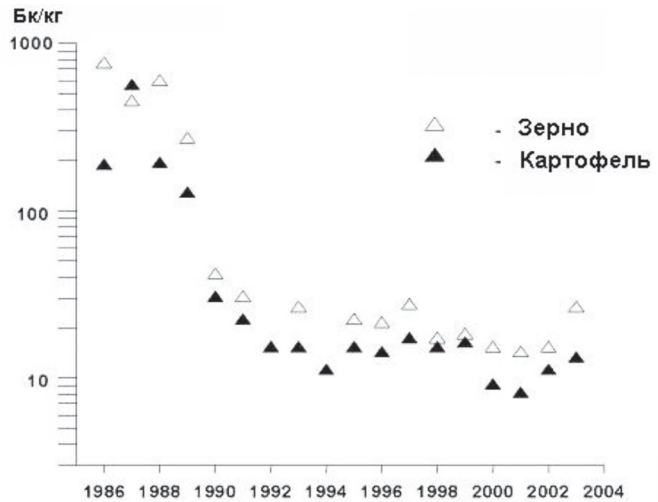


Рис. 6.5. Динамика концентрации ^{137}Cs в зерне и картофеле в западных районах Брянской области в период 1986-2004 гг. (Fesenko et al., 2004).

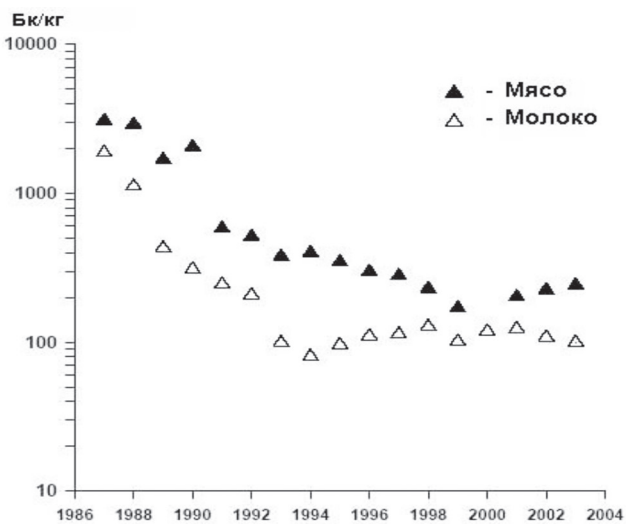


Рис. 6.6. Изменение концентрации ^{137}Cs в мясе и молоке в хозяйствах западной части Брянской области в период 1986-2004 гг. (Fesenko et al., 2004).

Многолетние эксперименты по применению различных контрмер для разных возделываемых культур в условиях радиоактивного загрязнения обеспечили возможность идентификации параметров модели для надежного математического моделирования миграции радионуклидов в агроценозах в различных ландшафтных условиях (Панов и др., 2009).

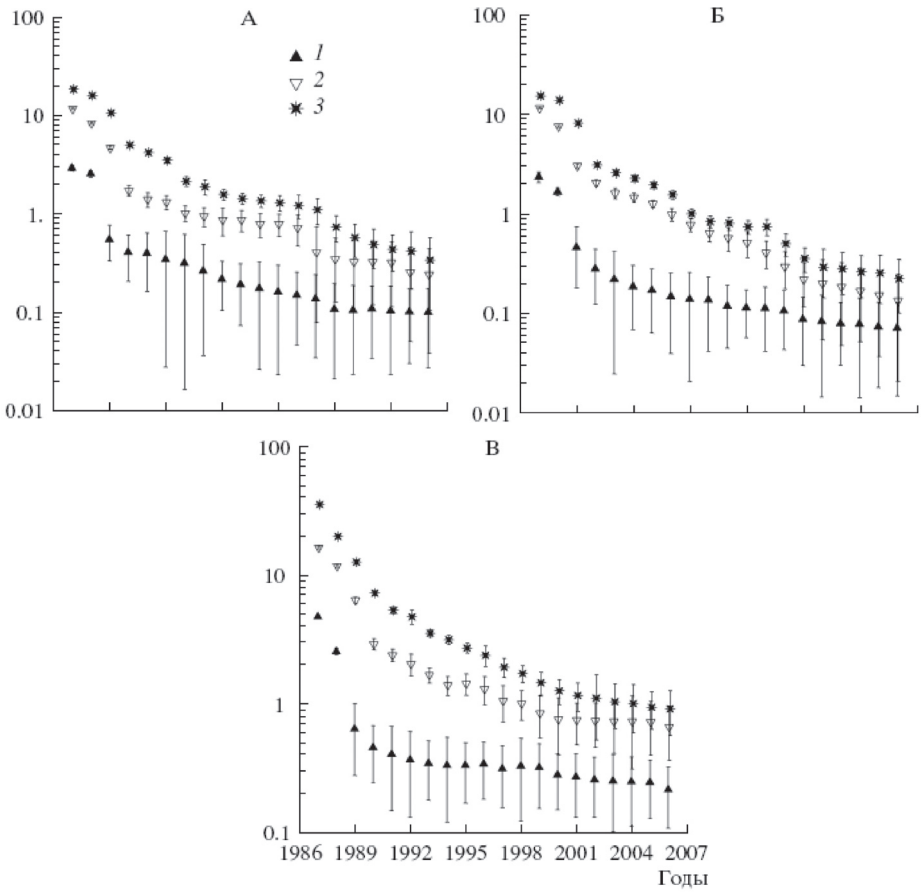


Рис. 6.7. Динамика КП ^{137}Cs из песчаной (А), суглинистой (Б) и торфяно-болотной (В) почв в сено при различных вариантах защитных мероприятий (1 – интенсивное, 2 – умеренное, 3 – без контрмер) по (Панов и др., 2009).

Изучение динамики параметров КП и КН для ^{137}Cs остается актуальным и в настоящее время. Спустя 20-30 лет после аварии на ЧАЭС КН ^{137}Cs «почва-растение» существенно различаются в зависимости от ландшафтных условий. На пойменных лугах Житомирской области под дерново-глеевыми суглинистыми почвами в течение летнего периода КН изменялся в диапазоне 0,8-1,1 (Борщенко, Славов, 2016). Согласно данным (Парамонова и др., 2017) значения КН ^{137}Cs в луговых степях лесостепной зоны, развивающихся на выщелоченных и типичных черноземах, варьируют в сравнительно небольших пределах и оцениваются величиной

0,1-0,4. Интересно отметить, что по данным (Кудрявцев, 1991) в первые годы после аварии на ЧАЭС коэффициент накопления в полесских ландшафтах Брянской области для травостоя в двух хозяйствах также изменялся в близком диапазоне значений (0,28-0,32 и 0,24-0,29), т.е. в настоящее время существенного снижения поступления ^{137}Cs в травостой не произошло.

Следует различать накопление ^{137}Cs подземной и надземной фитомассой. По данным (Парамонова и др., 2017) для лугов лесостепной зоны удельная активность ^{137}Cs в подземной части в 3-4 раз выше, чем в надземной.

Динамические модели загрязнения сельскохозяйственных культур

В начале 90-х годов на смену простым моделям загрязнения сельскохозяйственной продукции, которые были статическими (табличные данные КП) и для которых расчеты можно было выполнять на калькуляторе, пришли более сложные, которые позволили учитывать временную динамику параметра КП (Fesenko et al., 1995; 1997; Bruk et al., 1998). Для этого было введено понятие «период полувыведения» или «период полуснижения – $T_{1/2}$» по аналогии с физическим понятием «период полураспада», т.е. это тот период времени, за который интенсивность моделируемого процесса снижается в 2 раза.

В загрязнении сельскохозяйственной продукции при конденсационном типе выпадений, который характерен для загрязненных районов Брянской области, были выделены следующие периоды (Фесенко и др., 1997; 1998а; 1998б; 2004): 1) быстрого снижения загрязнения продукции за счет фиксации ^{137}Cs в почве (1987-1989 гг.); 2) замедления темпа снижения загрязнения продукции радионуклидами (1990-1993) гг.; 3) стабилизации темпа загрязнения (1994-2000). Спустя 20 лет после аварии на основе полученных новых экспериментальных данных представления о скорости снижения биологической доступности ^{137}Cs были уточнены (Панов и др., 2009): первый период полуснижения содержания ^{137}Cs датируется временным интервалом 1987-1991 гг.; второй – 1992-1997 и третий – 1998-2006.

Ниже представлены результаты радиоэкологического моделирования, в котором для оценки экологических периодов полуснижения ($T_{1/2}$) содержания радионуклидов в компонентах аграрных или природных экосистем использовались результаты С.В. Фесенко с коллегами (Фесенко и др., 1996а; 1997). Геоинформационное радиоэкологическое моделирование загрязнения ^{137}Cs естественных лугов и многолетних сеяных трав в Новозыбковском районе Брянской области осуществлялось в рамках выполнения проекта STRESS (Spatial and Temporal Radioecological Syrvey Systems) – «Радиоэкологические пространственно-временные системы» (1997-1999) (Korobova et al., 1999; Linnik et al., 2000a; 2000b).

В реализованной нами модели учитывается снижение КП со временем с использованием двухэкспоненциальной модели вида (Фесенко и др., 1996а; 1997):

$$T_f(t) = \begin{cases} Tf_1(0)*e^{-\lambda_1 t} & \text{для } t \le 3.3 \text{ лет} \\ Tf_2(0)*e^{-\lambda_2 t} & \text{для } t > 3.3 \text{лет} \end{cases} \quad (6.1)$$

где $T_f(t)$ – значение КП «почва-растение» в момент времени t, $T_f(0)$ – значение КП в начальный момент времени, λ_1, λ_2 – экологические периоды полуснижения ($T_{1/2}$), которые рассчитываются отдельно для выделенных периодов динамики КП по следующим группировкам почв: 1) торфяные; 2) песчаные (супесчаные); 3) легкосуглинистые; 4) глинистые (табл. 6.1).

Эффективный период полуснижения (с учетом радиоактивного распада) представляется в виде:

$$T_{1/2} = \ln(2)/\lambda \quad (6.2)$$

Экологический период полуснижения T_e рассчитывается на основе выражения (Фесенко и др., 1997)

$$T_e = (T_{1/2} \times T_r)/(T_r - T_{1/2}) \quad (6.3),$$

где T_r – период полураспада (для ^{137}Cs – 30,17 лет).

Экологические периоды полуснижения и параметры модели (6.1) представлены в табл. 6.1.

Входным параметром картографического моделирования загрязнения молока ^{137}Cs служил КП «трава-молоко». Точность и надежность радиоэкологического прогноза загрязнения молока зависят в значительной степени от качества имеющейся картографической информации. В традиционных радиоэкологических моделях использовались КП по отдельным звеньям пищевых цепей без учета пространственного варьирования этих коэффициентов. При картографическом прогнозе появилась возможность учета территориальной дифференциации радиоэкологических прогнозов в зависимости от характера варьирования факторов (почва, радионуклидное загрязнение), которые в итоге определяли интенсивность поступления радионуклидов в отдельные элементы агроценоза в зависимости от ландшафтного разнообразия загрязненных территорий.

Таблица 6.1

Экологические периоды полуснижения ^{137}Cs и параметры модели (Фесенко и др., 1997)

Почва	Первый период (1987-1989)			Второй период (1989-1994)		
	T_e	$Tf_1(0)$	R^2	T_e	$Tf_2(0)$	R^2
Естественные луга						
Пески, супеси	1,6	29,0	0,99	15,4	18,3	0,87
Суглинки	1,3	7,0	0,99	4,7	2,3	(0,37)*
Тяжелые суглинки, глины	1,3	3,6	0,99	4,9	1,4	0,56
Торфяник	1,8	83,4	0,84	10,9	29,6	0,72
Многолетние сеяные травы						
Пески, супеси	2,3	11,8	0,99	4,8	3,5	0,91

Почва	Первый период (1987-1989)			Второй период (1989-1994)		
	T_e	$Tf_1(0)$	R^2	T_e	$Tf_2(0)$	R^2
Суглинки	2,5	11,7	0,95	4,6	0,6	0,60
Тяжелые суглинки, глины	2,5	1,9	0,95	10,2	0,65	0,66
Торфяник	2,6	23,4	0,99	21,0	9,9	(0,21)*

Примечание: * – период полувыведения статистически не значимый.

Представленные ниже результаты моделирования характеризуют тот период радиоэкологических исследований, когда экспериментальная информация о КП была довольно скудной, поэтому методы математического моделирования оставались единственным способом получения информации о наиболее вероятных уровнях загрязнения ^{137}Cs продукции агроценозов. Более полная информация о параметрах КП для разных почв и разных культур и рекомендациях по ведению сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненной территории Беларуси, России и Украины, в основе которых лежал богатый экспериментальный материал, появилась значительно позже – в настоящее время имеющийся международный опыт обобщен в материалах МАГАТЭ (Handbook ..., 2010).

Геоинформационное радиоэкологическое моделирование на уровне административного района

Надежный прогноз загрязнения сельскохозяйственной продукции радионуклидами связан с рядом принципиальных ограничений. Это определяется в первую очередь необходимостью получения больших объемов экспериментальной информации о миграции (коэффициентах перехода) радионуклидов в пределах различных звеньев пищевых цепочек, что в условиях значительного варьирования почвенно-агрохимических характеристик и неоднородного характера радионуклидного загрязнения делает трудноосуществимым пространственную и временную экстраполяцию полученных данных, тем самым делая неопределенными результаты моделирования.

Опыт подсказывал, что радиоэкологическое моделирование не может быть строго детерминированным, поскольку КП могут сильно варьировать для одних и тех же почвенных условий, представленных показателем «гранулометрический состав», так как на переход радионуклидов из почвы в растение влияет также ряд неучтенных факторов, таких как гидроморфизм почвы, повышающий биогенную миграцию радионуклидов, и ряд других. Таким образом, использование детерминистских моделей в условиях существенной неопределенности значений параметров миграции радионуклидов не может гарантировать высокую достоверность радиоэкологических моделей (Фесенко и др., 1993).

Выход для этой ситуации был найден в том, что в случае реально существующей неопределенности результатов радиоэкологического моделирования следует использовать стохастические методы (Фесенко и др., 1993;

Яцало и др., 1994; Линник, 2008). Однако существенным ограничением использования вероятностного подхода являлась необходимость иметь в наличии весь массив экспериментальных данных по КП. Эти данные имелись у тех групп ученых, которые непосредственно занимались экспериментальным определением параметра КП, доступ к таким базам данных был ограничен. Авторами исследований публиковались не все исходные данные, а только отдельные статистические параметры: чаще всего лишь минимальные и максимальные значения КП.

Поэтому для выполненного стохастического моделирования нами был использован прием генерирования случайной выборки для предполагаемой функции распределения параметра КП. В наших расчетах мы ограничились нормальным, логнормальным и равномерным типом распределения случайной величины, моделирующей распределение параметра КП.

Рассмотрим пример организации системы поддержки принятия решений на районном и внутрихозяйственном уровне, который в ходе выполнения проекта STRESS был реализован для Новозыбковского и Клинцовского районов Брянской области (Korobova, Linnik et al., 1999).

Для ГИС-моделирования использовались следующие карты: 1 – тип почв (с указанием механического состава, рис. 6.8-2); 2 – землепользования, 3 – загрязнения почв ^{137}Cs (рис. 6.8-1) (Linnik et al., 2000a; 2000b). Карта землепользования включала следующие категории земельных угодий: 1) пашня, 2) сенокосы, 3) пастбища, 4) многолетние насаждения и 5) населенные пункты.

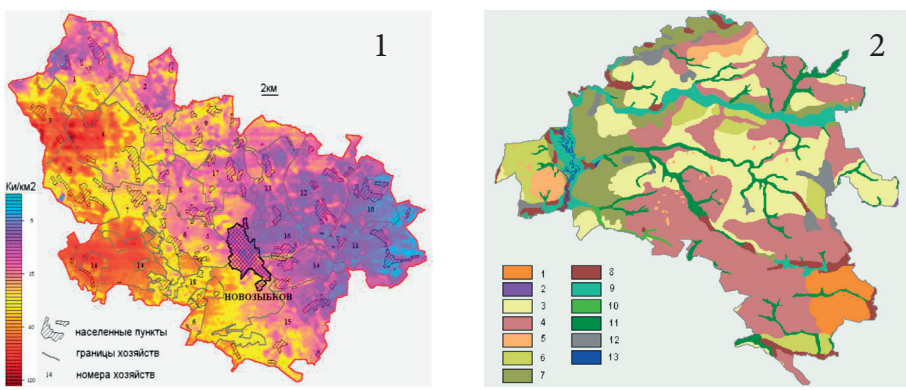


Рис. 6.8. Слои радиоэкологической ГИС: 1 – загрязнение ^{137}Cs Новозыбковского района; 2 – почвы Клинцовского района.

Почвенная информация снималась с ландшафтной карты масштаба 1:200 000, детализированной в части овражно-балочной сети и пойменных ландшафтов. Карта плотности загрязнения почвы ^{137}Cs была получена в результате проведения аэрогаммасъемки, которая в ряде случаев корректировалась по данным наземного опробования в населенных пунктах (раздел 3.5). Было установлено, что при значениях плотности загрязнения ^{137}Cs свыше 30 Ки/км^2 аэрогаммасъемка может завышать значения плотности загрязнения ^{137}Cs до 1,5 раз (см. рис. 3.28).

Имитационное моделирование загрязнения молока

Загрязнение молока имеет критическое значение для формирования дозовых нагрузок (Алексахин, 2009б). Несмотря на относительно невысокие уровни загрязнения ^{137}Cs почвы (172 кБк/м^2) в ландшафтах Ровенской области, на почвах торфяного ряда загрязнение молока составляло в среднем 600 Бк/л, на другом модельном участке при загрязнении 112 кБк/м^2 загрязнение молока достигало значений 150-500 Бк/л (Пристер, Проневич, 2016).

Поэтому для решения задач прогноза радиоэкологической обстановки на загрязненных радионуклидами территориях с первых дней важное значение приобрело исследование пространственно-временных параметров распределения радионуклидов, которые можно использовать для статистического моделирования, в том числе для оценки радиоэкологического риска. Проведенные ранее исследования (Фесенко и др., 1993; Яцало и др., 1994; Хомутинин и др., 2001) показали, что распределение ^{137}Cs в почве, растительности, а также в молоке может быть аппроксимировано логнормальным законом распределения, и полученные параметры могут использоваться для прогнозных оценок загрязнения луговой и лесной продукции.

Для картографического моделирования все векторные слои (почва, землепользование) были преобразованы в растровый формат в координатах карты плотности загрязнения ^{137}Cs (скорректированные результаты аэрогаммасъемки) по сетке 100х100м. Имитационное моделирование выполнялось по следующему алгоритму. Случайным образом (N=10000) бросалась точка в контур хозяйства, если точка принадлежала выбранному для моделирования контуру (сенокос или пастбище), то производился расчет загрязнения травы или молока на период с 1987 г. по 2010 год.

Происходило как бы «протыкание» трех информационных слоев: карта землепользования использовалась как маска для расчета (определялась принадлежность контуру – ДА, НЕТ), по карте загрязнения ^{137}Cs определялась плотность загрязнения, по ландшафтной карте определялся механический состав почвы, по которому по модели (6.4) выполнялся расчет коэффициента перехода «почва-растение». Для определения загрязнения ^{137}Cs переменной «растение» использовалась линейная модель вида:

$$\mathbf{GRASS_{Cs} = T_f(t)*Cs_{АГ}} \qquad (\mathbf{6.4})$$

где – $\mathbf{GRASS_{Cs}}$ – концентрация ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции (Бк/кг), $\mathbf{T_f(t)}$ – КП «почва-растение» в момент времени t (Бк/кг)/(кБк/м^2), $\mathbf{Cs_{АГ}}$ – плотность загрязнения ^{137}Cs почвы (кБк/м^2).

Загрязнение молока для детерминированного случая рассчитывалось по уравнению (5):

$$\mathbf{MILK_{Cs} = K_m*Cs_{АГ}} \qquad (\mathbf{6.5})$$

В случае стохастического моделирования возможны следующие сценарии получения статистических параметров загрязнения молока ($\mathbf{MILK_{Cs}}$):

1) загрязнение травы моделируется по логнормальному закону распределения, т.е. КП «почва-растение» рассматривается не как константа, а как случайная величина, коэффициент перехода «трава-молоко» принимается константой (по умолчанию из травы в молоко переходит 1% цезия, потребление травы коровой составляет 10 кг); 2) при логнормальном законе загрязнения травы КП «трава-молоко» моделируется по равномерному закону распределения в интервале от 0,4% до 1,2%.

Для демонстрации результатов моделирования выбрано загрязненное хозяйство в западной части Брянской области с средней плотностью загрязнения ^{137}Cs равной 16 Ки/км^2 (максимальная плотность загрязнения достигала 60 Ки/км^2). Почвы на пастбищах представлены гидроморфными почвами (торфяники) с максимальными значениями КП ^{137}Cs в системе «почва-растение».

Сравнение детерминированного и стохастического прогнозов загрязнения молока ^{137}Cs в этом хозяйстве представлено на рис. 6.9. В начальный послеаварийный период ВДУ для молока равнялся 370 Бк/л (Временные ..., 1997). По результатам моделирования получено, что в 1987 г. в модельном хозяйстве могло быть произведено 98% молока с уровнем загрязнения, превышающим ВДУ (детерминированный прогноз), и 84% выше ВДУ (стохастический прогноз).

При этом в случае детерминированного прогноза (рис. 6.9а) максимально возможный уровень загрязнения молока ^{137}Cs мог достигать значения 3318 Бк/л, тогда как стохастический прогноз (рис. 6.9б) давал результат 6220 Бк/л. Интересно отметить следующий факт – при детерминированном прогнозе гистограмма загрязнения молока имеет два максимума, причем второй максимум выражен менее отчетливо – это со всей очевидностью указывает на то, что в данном хозяйстве неоднородный почвенный покров и явно выделяются две группы почв, различающиеся параметром КП.

Для результата стохастического моделирования более характерен «сглаженный» вид гистограммы, имеющий логнормальное распределение. Поскольку этот картографический прогноз получен по сетке 100х100 м, то он более реалистичный, так как в процессе перемещения коров по пастбищу они съедают как «грязную», так и более «чистую» траву, тем самым усредняя уровень радиоактивного загрязнения производимого молока.

Кроме того, оценивая результаты моделирования, следует учитывать тот факт, что все молоко, которое реально производилось в хозяйствах, сливалось в одну емкость (условно молоковоз), где происходило его перемешивание до среднего уровня загрязнения. Поэтому результаты моделирования показывают тот теоретически возможный разброс значений в загрязнении молока, который мог бы наблюдаться в том случае, если бы коровы из одного стада паслись по отдельности на одном лугу. Экспериментальные данные подтверждают этот факт: в Житомирской области разница в загрязнении молока ^{137}Cs у разных коров, которые выпасались на одном лугу, могла достигать 3-5 раз. В условиях высокой стравленности луговой растительности это различие увеличивалось до 10 раз (Борщенко, Славов, 2016).

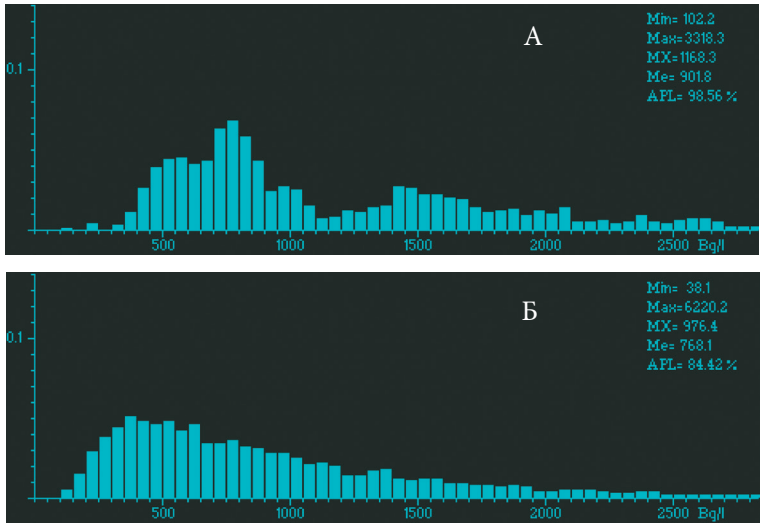


Рис. 6.9. Детерминированный (а) и стохастический (б) прогнозы распределения загрязненного ^{137}Cs молока в хозяйстве им. Ленина в 1989 г. Статистические параметры уровней загрязнения молока (Бк/л): Min – минимальный; Max – максимальный; MX – средний; Me – медианный; APL – превышение допустимого уровня (%) – above permissible level.

В имитационной системе радиоэкологического ГИС-моделирования (рис. 6.10, 6.11) реализована возможность прогнозного расчета загрязнения молока раздельно по сенокосам и пастбищам для 18-ти хозяйств Новозыбковского и 20-ти хозяйств Клинцовского района.

Режим модели позволял задавать КП отдельно для естественных и сеяных трав. Моделирование выполнялось на временном интервале 1987-2005 годы, шаг моделирования равнялся одному году. В системе было реализовано два режима работы: детерминированный и стохастический прогноз (Linnik et al., 2000a; 2000b; Линник, 2008а; 2008в). Детерминированный прогноз проводился согласно модели (6.1), входные параметры модели представлены в табл. 6.1.

Принцип работы системы ГИС-моделирования представлен на рис. 6.10. В качестве демонстрационного примера выбрано хозяйство «Россия», расположенное в Новозыбковском районе Брянской области.

В системе моделирования заложена возможность моделирования по трем различным моделям, которые применялись в 90-х годах различными организациями для прогнозных оценок моделирования загрязнения сельскохозяйственной продукции: 1) Модель Института радиационной гигиены (IRH, St.-Peterburg); 2) модель ВНИИСХРАЭ (VAHNIL-2exp); 3) модель Европейской комиссии (RESTORE EDSS).

Первая модель (IRH, St.-Peterburg) позволяла выполнять расчеты по загрязнению молока, используя КН «почва-молоко». Для этого была использована база данных Института радиационной гигиены (Ст.-Петербург), собранная в процессе выполнения проекта STRESS. Две других модели, VASHNIL-2exp и RESTORE EDSS, различались массивом данных, используемых для идентификации двухэкспоненциальной модели: в модели VASHNIL-2exp ис-

пользовались экспериментальные данные, полученные российскими радиоэкологами, тогда как идентификация параметров модели RESTORE EDSS выполнялась зарубежными учеными (Perk et al., 1998; Voigt et al., 2002).

На рис. 6.10-1 представлена гистограмма распределения ^{137}Cs в торфяных почвах лугов, которые используются для выпаса скота. Для 1992 г. выполнены расчеты загрязнения травостоя (рис. 6.10-2) и молока: детерминированный прогноз (рис. 6.10-3) и вероятностный (рис. 6.10-4). Загрязнение молока с уровнями, превышающими ВДУ для детерминированного прогноза, составляет 1,33%, для вероятностного прогноза – 1,06%.

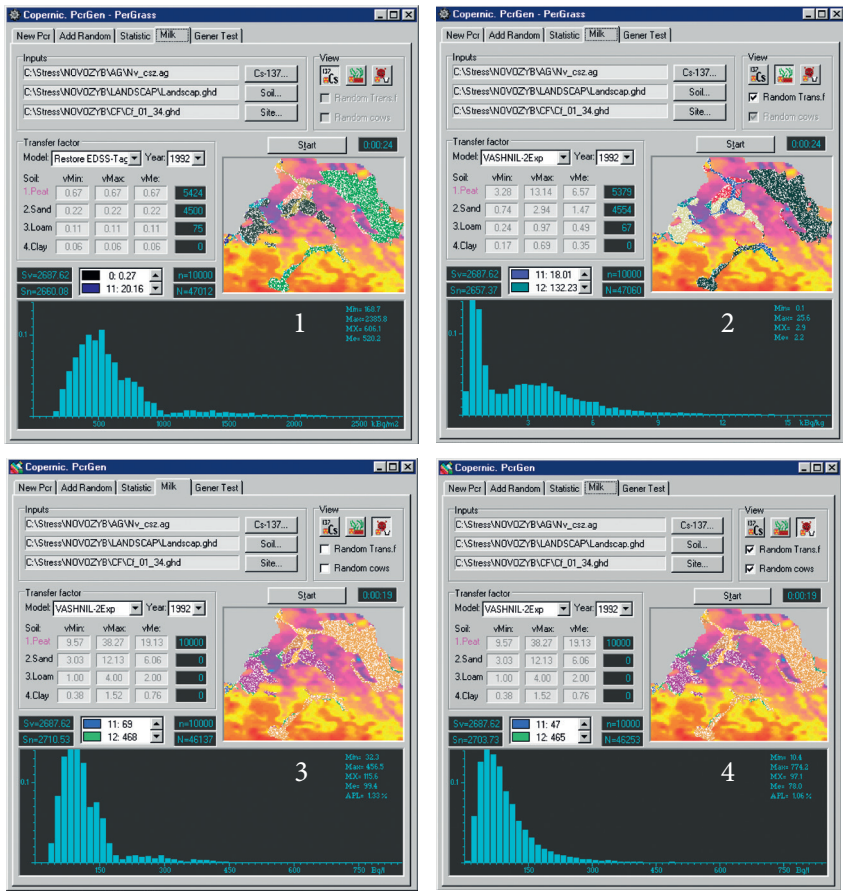


Рис. 6.10. Пример меню диалоговой системы РадГИС Новозыбковского района Брянской области. Информационные слои РадГИС Новозыбковского района Брянской области (хозяйство «Россия»): 1 – плотность загрязнения и гистограмма распределения ^{137}Cs в торфяных почвах; 2 – результаты моделирования загрязнения ^{137}Cs травостоя (стохастический прогноз); 3 – загрязнение молока в 1992 г. (детерминированный прогноз); 4 – загрязнение молока в 1992 г. (стохастический прогноз для моделирования загрязнения травы и перехода ^{137}Cs из травы в молоко).

На рис. 6.11-1 и рис. 6.11-2 для сравнения представлены результаты моделирования карт загрязнения молока на торфяниках соответственно для

наиболее загрязненного (> 40 Ки/км^2) хозяйства Новозыбковского района Брянской области и менее загрязненного (<10 Ки/км^2).

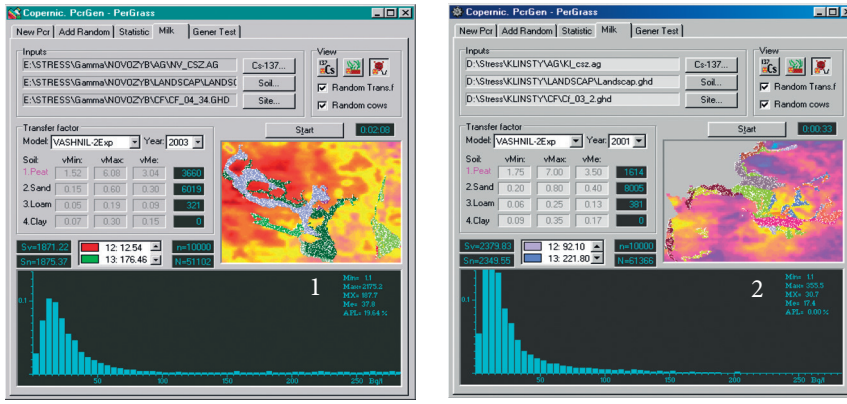


Рис. 6.11. Результаты стохастического моделирования загрязнения молочной продукции хозяйств Новозыбковского (1) и Клинцовского (4) района Брянской области (Korobova, Linnik et al, 1999).

Обращает внимание, что для загрязненных территорий Новозыбковского района (с уровнем загрязнения ^{137}Cs > 40 Ки/км^2) без проведения контрмер объем произведенного молока с уровнем загрязнения, превышающем ВДУ, в 2003 г. мог достигать 19,6%, тогда как в Клинцовском районе в 2001 г. за счет естественных процессов самоочищения почвы опасности производства загрязненного молока уже не существовало.

Верификация результатов моделирования загрязнения молока

Для получения достоверных прогнозных оценок загрязнения молока ^{137}Cs требуется верификация моделей, которая состоит в проверке и сравнении модельных данных с реальными экспериментальными данными, полученными в условиях независимого исследования. Верификация данных моделирования представляла определенные трудности, связанные с отсутствием непрерывных рядов загрязнения молочной продукции и сена по хозяйствам двух районов.

В данном случае для верификации модели (6.1) использовалась информация о загрязнении молока, собранная сотрудниками ЛИРГ в ходе выполнения проекта STRESS (Korobova, Linnik et al., 1999). Исходная база данных загрязнения молока включала следующие показатели: загрязнение пробы ^{137}Cs (Бк/л), дата отбора, название хозяйства за период 1986 – 1996 года по Новозыбковскому району и за период 1988 – 1995 года по Клинцовскому району. Более детальных географических привязок, например, название населенного пункта, не было. Не было также информации о том, где на момент анализа пробы молока на радиоактивность выпасались коровы, что могло бы «связать» молоко с конкретными почвенными условиями и плотностью загрязнения места выпаса.

Учитывая различие в загрязнении молока в пастбищный и стойловый период содержания коров, для верификации результатов картографического моделирования из базы данных ЛИРГ принималась во внимание только информация по загрязнению молока за пастбищный период (в данном случае май – середина октября).

Анализ базы данных загрязнения молока (ЛИРГ) показал, что нет ни одного хозяйства, по которому можно было бы восстановить непрерывный временной ряд, для всех хозяйств имелись значительные пропуски данных. Поэтому из двух баз данных загрязнения молока по хозяйствам было выбрано 4 хозяйства, расположенных в Новозыбковском районе: им. Ленина – cf_02, Решительный – cf_04, Красная Ипуть – cf_07, Коммунар – cf_09. Структура землепользования по данным хозяйствам представлена на рис. 6.12 (коды землепользования: 1 – пашня, 2 – многолетние насаждения, 3 – сенокос, 4 – пастбища).

Верификация результатов моделирования проводилась как для детерминированного прогноза (рис. 6.13), так и стохастического (рис. 6.14). Для выбранных четырех хозяйств измеренные значения содержания ^{137}Cs в молоке сравнивались с результатами по трем сценариям. В первом сценарии (T_Dsep) принималось, что сенокосы засеяны многолетними сеяными травами, пастбища представлены естественными лугами. По второму сценарию (T_Dmin) – все сенокосы и пастбища засеяны многолетними травами, для которых КП ^{137}Cs в растительность самый низкий (табл. 6.1). Третий сценарий (T_Dmax) моделировал ситуацию, при которой сенокосы и пастбища заняты естественным травостоем.

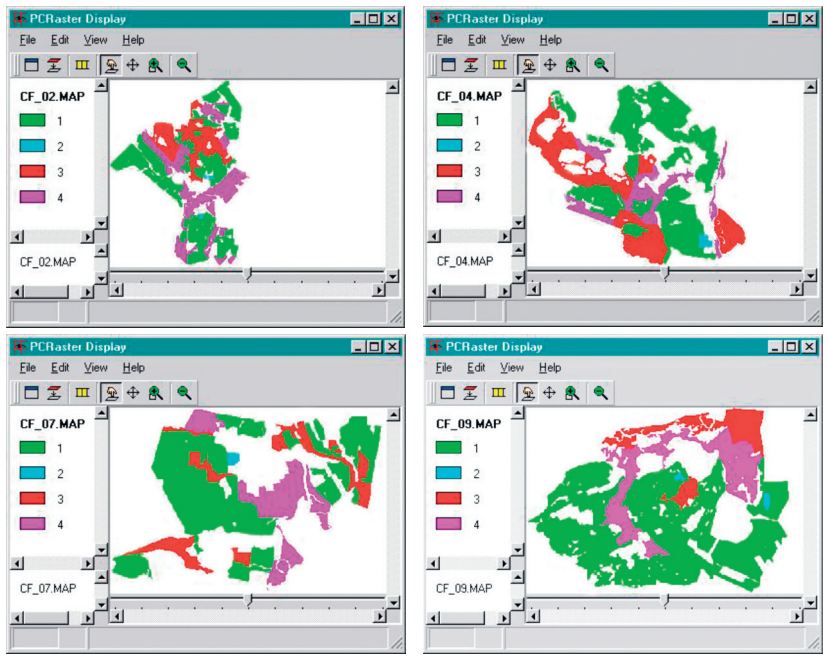


Рис. 6.12. Структура землепользования модельных хозяйств в Новозыбковском районе Брянской области.

Следует отметить, что после скашивания многолетних сеяных трав сенокосы также использовались как пастбища.

По каждому сценарию сравнивалось среднее модельное значение загрязнения молока ^{137}Cs с измеренным средним значением. По результатам верификации более реалистичные значения получены для первого сценария (T_Dsep), который соответствует распределению сеяных и естественных трав в хозяйствах, явно завышенные уровни загрязнения молока ^{137}Cs (за исключением хозяйства Коммунар) получены для ситуации, когда сенокосы и пастбища заняты естественным травостоем. Этот режим моделирования показывает, что проведение агротехнических мероприятий снижало поступление ^{137}Cs в траву и затем в молоко.

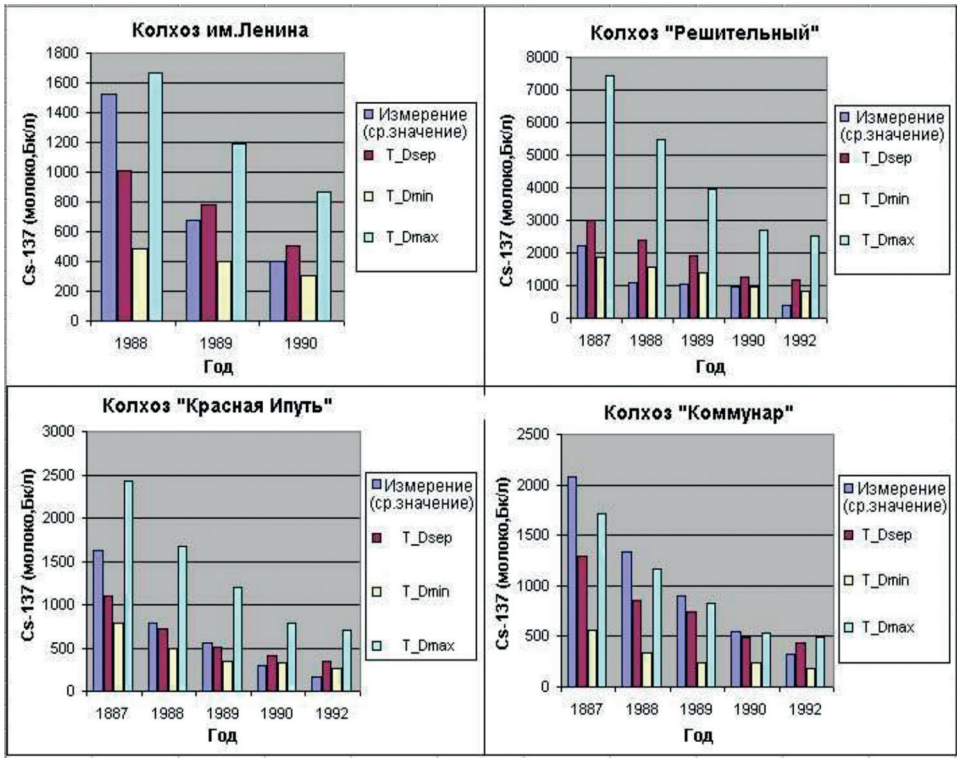


Рис. 6.13. Верификация результатов детерминированного радиоэкологического прогноза.

При стохастическом моделировании (рис. 6.14) все три сценария показывают более низкие уровни загрязнения молока ^{137}Cs, чем в случае детерминированного прогноза. Наилучшее совпадение с экспериментальными данными отмечается для хозяйства Решительный по сценарию T_Rtag+milk, когда случайной величиной представляется не только КП «почва-растение», но и перенос ^{137}Cs в цепочке «трава-молоко». Второй и третий сценарий (T_Dmin) и (T_Dmax) моделируют ситуацию, когда переход ^{137}Cs в цепочке «трава-молоко» представляется постоянной величиной.

Таким образом, предложенная методика геоинформационного моделирования загрязнения молока с использованием набора детерминированных и стохастических алгоритмов позволила оценить возможный радиоэкологический риск загрязнения молока с уровнем, превышающим ВДУ.

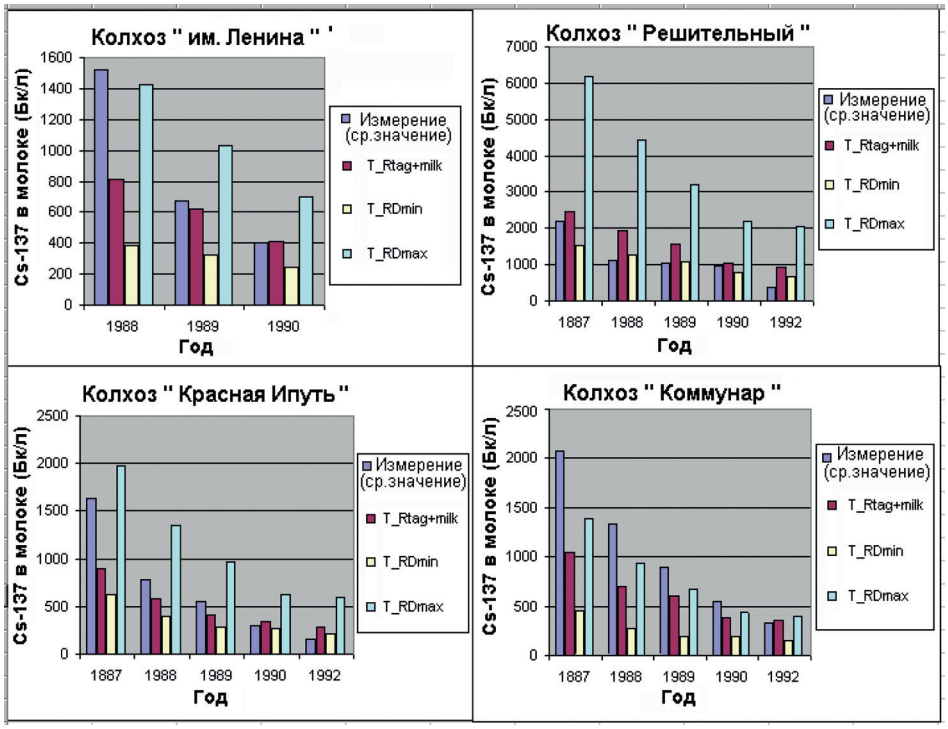


Рис. 6.14. Верификация результатов стохастического радиоэкологического прогноза.

Оценка точности векторных и растровых слоев в РадГИС

Система моделирования была реализована в растровом формате. Численные эксперименты ГИС-моделирования позволили установить оптимальный размер растра для картографического моделирования в пределах административного района (масштаб 1:25000 – 1:50000).

Для оценки точности картографических данных по слою «землепользование» исходные данные после векторизации средствами пакета КАВРИН были преобразованы в растровый формат PcRaster (PcRaster Workbooks, 1996). В векторном формате выполнялся расчет площадей отдельно по типам использования земель по 18-ти хозяйствам Новозыбковского района (табл. 6.2), которые затем сравнивались с табличными данными планов землепользования.

В РадГИС существует опция определения площади полигона, представленного в векторном формате (рис. 6.11) по указателю меню (S_v). Второй

способ вычисления площади (S_n) – это использование метода Монте-Карло с применением датчика случайных чисел для вычисления площади плоской фигуры (Метод ..., 2016). Расчет ведется для контуров, представляющих пастбища под торфяными почвами (рис. 6.11-1), все вычисления выполняются для квадрата, по которому случайным образом разбрасывается большое количество точек. Точность вычисления возрастает с увеличением числа статистических испытаний (количества точек, которые попали в анализируемый полигон). Расчеты считались завершенными, если число точек, попавших в выбранный полигон (полигоны), достигало значения n=10000. Общее количество точек N принадлежит квадрату, площадь которого известна. В данном случае равно N= 51102. Тогда отношение n/N может быть использовано для вычисления приближенного значения площади конкретного полигона. В данном случае точное значение (S_v)=1871, значение (S_n)=1875.

Максимальная картографическая точность была получена для пахотных угодий и многолетних насаждений. Как правило, относительная ошибка в статистических данных и расчетных векторных значениях площади пахотных угодий не превышала 2-3%, отдельный случай – это хозяйство им. XXII съезда (ID=5), здесь относительная ошибка в площади пашни достигает 14%.

Таким образом, картографический прогноз для различных культур, возделываемых на пахотных угодьях (для моделирования потоков радионуклидов), будет несущественно отличаться от расчета, получаемого традиционным методом на основе табличных данных по распределению пахотных угодий в хозяйстве.

Существенные расхождения в площади угодий для статистических и оцифрованных данных отмечаются для сенокосов и пастбищ. Это связано с нечеткостью отображения границ на схемах землепользования, что приводило к ошибкам в процессе оцифровки.

Планы землепользования масштаба 1:25000 отличаются низкой картографической точностью. Преобразование их в цифровой вид (получение трансформированных Bitmap изображений в географических координатах) происходило с большой ошибкой (до 30 м для линейных объектов) из-за существенных искажений бумажных копий и отсутствия реперных точек.

Одновременно исследовалось влияние размера ячейки растра на точность отображения площадных объектов (контуров). Для этого были выбраны три различных варианта растрового разрешения: 100х100 м, 50х50 м и 25х25 м. Расчет проводился для всех хозяйств Новозыбковского района отдельно для пастбищ и сенокосов.

Детализация растрового представления не выявила увеличения точности в определении площади объектов, что, вероятнее всего, связано с мелкоконтурностью объектов на карте. Следовательно, при картографическом моделировании размер растра не имеет принципиального значения с позиций повышения точности прогнозных оценок, и можно ограничиться размером сетки 100х100 м.

Таблица 6.2

Распределение многолетних насаждений и пахотных земель Новозыбковского района Брянской области (по данным земельного кадастра и картографических расчетов в векторном формате)

ID	Название	Пашня (га)		Многолетние насаждения (га)		ID	Название	Пашня (га)		Многолетние насаждения (га)	
		I	II	I	II			I	II	I	II
1	Россия	3022	3059	40	40	10	Ударник	2201	2247	30	30
2	им. Ленина	2162	2228	34	-	11	Новая жизнь	4014	3982	56	56
3	Комсомолец	1669	1711	36	38	12	Вперед	3730	3710	17	20
4	Решительный	2304	2314	39	40	13	Крутоберезка	2271	2188	118	94
5	им. XXI съезда	1599	1370	11	13	14	Новозыбковский	2665	2596	5	5
6	Волна Революции	2835	2932	65	72	15	Память Ленина	3053	3123	30	19
7	Красная Ипуть	1408	1370	13	13	16	Боевик	1607	1652	25	24
8	Родина	1555	1503	23	-	17	им. Кирова	2154	2150	12	17
9	Коммунар	2010	1907	15	22	18	ВИУА	432	423	-	-

Примечание: I – кадастр, II – векторный метод расчета площади.

Таким образом, шаг картографического моделирования, равный 100 м, вполне приемлем для анализа загрязнения сельскохозяйственной продукции, как в масштабе отдельного хозяйства, так и в границах административного района.

6.4. Оценка водной миграции ^{137}Cs на пойме р. Ипуть с помощью системы гидродинамического двумерного моделирования *BOSS SMS**

В настоящем разделе работы с целью оценки возможного выноса радионуклидов из почв поймы приведены результаты математического моделирования гидрологического режима для условий половодья 1986 г. в период аэрозольных выпадений ^{137}Cs в результате аварии на ЧАЭС, а также для экстремального половодья в апреле 1999 г. на р. Ипуть. Принципы и результаты математического моделирования перераспределения ^{137}Cs в пойме р. Ипуть подробно изложены в работе (Лутковский и др., 2001). Методические приемы геоинформационного моделирования для анализа перераспределения ^{137}Cs рассмотрены в работе (Perk et al., 2000).

В настоящее время к числу наиболее развитых и апробированных программных пакетов для решения двумерных плановых задач вычислительной гидравлики открытых потоков относятся *MIKE-21 (Danish Hydraulics Institute), TELEMAC (Laboratory of Hydraulics, EDF, France),* и *BOSS SMS (Engineering Computer Graphics Laboratory at Brigham Young University, USA)*. Перечисленные пакеты в моделях переноса загрязнителей не включают процессы нестационарной динамики обмена в системе «вода – взвесь – донные отложения». Однако детальная разработка гидродинамического блока моделей, позволяющего эффективно рассчитывать затопление и осу-

* Данный раздел подготовлен по материалам В.В. Лутковского.

шение пойменных территорий, а также надежно верифицированные модули расчета переноса взвешенных и влекомых наносов позволили успешно применять модели этого типа для расчетов миграции «чернобыльских» радионуклидов в пойме р. Припять (Лутковский, Мингалева, 1999; Войцехович, 2001).

Для моделирования смыва радионуклидов с поймы р. Ипуть использованы верифицированные модули расчета переноса взвешенных и влекомых наносов, а также параметры выщелачивания ^{137}Cs из пойменных почв, полученные в УкрНИГМИ при адаптации программного комплекса *BOSS SMS* (BOSS SMS …, 1996) для расчетов миграции чернобыльских радионуклидов на пойме р. Припять (Лутковский, Мингалева, 1999).

Среди современных моделирующих сред, интегрированных с геоинформационной системой с возможностями математического моделирования гидрофизических процессов – описания источника загрязнения и дальнейшей миграции загрязняющего вещества в водной системе, его транспорта с водным потоком, захоронения в донных отложениях, ремобилизации из донных отложений одной из самых удачных является разработка *BOSS SMS* (США). На основе ее адаптации и настройки на конкретные ландшафтные и гидрофизические особенности изучаемой территории становится возможным моделировать влияние различных сценариев затопления на формирование смыва радионуклидов с поверхности поймы.

Краткое описание моделирующей ситемы *BOSS SMS*

Ядро системы *BOSS SMS* – двумерная (плановая) гидродинамическая модель RMA-2V – разработана американским корпусом инженеров для расчета полей скоростей и уровней воды в поверхностных водных системах путем решения уравнений движения Рейнольдса:

$$\frac{\partial u}{\partial t}+u\frac{\partial u}{\partial x}+v\frac{\partial u}{\partial y}-\frac{1}{\rho}\left(\varepsilon_{xx}\frac{\partial^2 u}{\partial x^2}+\varepsilon_{xy}\frac{\partial^2 u}{\partial y^2}\right)+g\frac{\partial a}{\partial x}+g\frac{\partial h}{\partial x}+g\frac{n^2u\left(u^2+v^2\right)^{1/2}}{h^{4/3}}=0, \quad (6.1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t}+u\frac{\partial v}{\partial x}+v\frac{\partial v}{\partial y}-\frac{1}{\rho}\left(\varepsilon_{yx}\frac{\partial^2 v}{\partial x^2}+\varepsilon_{yy}\frac{\partial^2 v}{\partial y^2}\right)+g\frac{\partial a}{\partial y}+g\frac{\partial h}{\partial y}+g\frac{n^2v\left(u^2+v^2\right)^{1/2}}{h^{4/3}}=0, \quad (6.2)$$

где опущены члены, учитывающие влияние ветра и кориолисовых сил, а также уравнения неразрывности (4.3):

$$\frac{\partial h}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x}\left(hu\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(hv\right)=0. \quad (6.3)$$

Здесь u и v – декартовы составляющие вектора скорости, ρ – плотность жидкости, ε – тензор турбулентной вязкости, g – ускорение свободного падения, a – высотная отметка дна, h – глубина потока и n – коэффициент шероховатости Маннинга.

Для количественного описания транспорта и диссипации водными потоками растворенных форм нескольких невзаимодействующих загрязняющих веществ одновременно при условии задания поля усредненных по

глубине скоростей течения, вычисленных с помощью RMA-2V, и величин тензора турбулентной диффузии для каждого вещества предназначена модель RMA-4V. Основное конвективно-диффузионное уравнение, решаемое RMA-4V, имеет следующий вид:

$$h\left(\frac{\partial C}{\partial t}+u\frac{\partial C}{\partial x}+v\frac{\partial C}{\partial y}-D_x\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}D_y\frac{\partial^2 C}{\partial y^2}-\sigma+kC\right)=0, \qquad (6.4)$$

где *x, y, t, h* имеют тот же смысл, что и в (4.1)-(4.3),
C – концентрация (активность для радионуклидов) загрязнителя,
D_x и D_y Ы– продольная и поперечная компоненты коэффициента турбулентной диффузии,
σ – удельная интенсивность локального источника загрязнения,
k – скорость распада загрязнителя.

Кроме того, в пакет *BOSS SMS* входит подмодель транспорта седиментов SED2D. Плановая модель SED2D предназначена для расчета двумерного вертикально-усредненного транспорта взвешенных седиментов для глинистого или песчаного ложа реки с учетом процессов осаждения/взмучивания седиментов и взаимодействия с дном вследствие возникновения сдвиговых напряжений. Аналогично RMA-4V, модель SED2D использует рассчитанные заранее RMA-2V поля скоростей и уровней водной поверхности.

Адаптация системы *BOSS SMS* для гидрологического моделирования в пойме р. Ипуть

В районе исследования р. Ипуть характеризуется следующими морфометрическими параметрами: уклон речного русла составляет 0,00005, средняя ширина русла составляет 60-80 м, глубины в среднем составляют 2-2,5 м, в отдельных случаях – до 4-5 м. Донные отложения на перекатах сложены крупнозернистыми песками, в заводях и протоках – илистыми отложениями с примесью песка.

В целом данный участок характеризуется малыми скоростями течения: в меженный период максимальные скорости течения р. Ипуть в центральной части русла равны 0,2-0,4 м/сек.

В протоках в результате зарастания водной растительностью скорость течения снижается до 0,1 м/сек в центральной части русла. В затонах скорость течения нулевая.

В период паводка при выходе речных вод на пойму гидродинамическая обстановка резко изменяется. При выходе воды из основного русла и заполнения поймы речными водами формируется сложная гидродинамическая картина, существенным образом влияющая на транспорт и осаждение загрязненных радионуклидами взвесей. Максимальная скорость потока в центральной части русла (по данным наблюдения в 1999 г.) составляла 2,2 м/сек, на пойме есть также практически бессточные зоны.

Вычислительная сетка для поймы р. Ипуть (рис. 6.15) состоит из 18252 узлов и 9047 треугольных элементов, которые охватывают полную область площадью 78 га.



Рис. 6.15. Конечно-элементная сетка поймы р. Ипуть (9047 элементов и 18252 узлов).

Параметры гидравлической шероховатости почвы для поймы р. Ипуть были оценены на основе данных, применяемых при моделировании речного потока в пойме р. Припять (Лутковский, Мингалева, 1999).

Для работы подмодели транспорта радионуклида RMA-4V необходимо задание распределенного (двумерного) источника в каждом элементе вычислительной сетки, описывающей топографию изучаемой области. Выход из почвы в воду растворимых форм ^{137}Cs происходит по диффузионному механизму через пограничный слой (Лутковский и др., 2001).

В данной модели задан дополнительный источник поступления воды и смываемых радионуклидов в р. Ипуть из ее правого притока р. Булдынка, которая дренирует бассейн площадью 63,9 км^2 и содержит 1490 Ки ^{137}Cs. Расход р. Булдынка в третьей декаде апреля 1999 г. составлял 0,26 м^3/сек, что примерно в 400 раз меньше, чем расход р. Ипуть, суммарная активность ^{137}Cs вод р. Булдынка в начале половодья равнялась 450 Бк/м^3, в конце половодья (22.04.99 г.) – 275 Бк/м^3, тогда как суммарная активность вод р. Ипуть составляла 70-80 Бк/м^3 (Linnik et al., 2000c).

Для моделирования динамики распределения ^{137}Cs в пойме р. Ипуть были рассмотрены два сценария:

- оценка смыва ^{137}Cs в растворимой форме для экстремального паводка в апреле 1999 г. (Q=300 м^3/с, H=132,5 м) – рис. 6.16Б.
- моделирование паводка 1986 г. на момент аварии на ЧАЭС (28-30 апреля 1986 г., Q=110 м^3/с, H=131.5 м) – рис. 6.17.

Для первого сценария было рассчитано распределение поля скорости течения (рис. 4.16А), а также концентрация ^{137}Cs в воде (рис. 6.16Б).

По результатам моделирования (рис. 6.16Б) среднее содержание ^{137}Cs в воде равно 2 пКи/л (0,07 Бк/л) (таблица 4.4). Было выявлено, что максимальные уровни загрязнений ^{137}Cs > 12 Бк/л фиксируются в южной части моделируемой области в зонах минимальных скоростей течения и глубин – V < 0,1 м/с и H ~ 0,3-0,6 м. Минимальная миграция цезия из почвы в воду наблюдается в зонах с высокой скоростью течения, здесь содержание ^{137}Cs равно 0,01 Бк/л.

Результаты моделирования поля скоростей течения в момент чернобыльской аварии (28-30 апреля 1986 г.) показаны на рис. 6.16А.

В это время остров на р. Ипуть вышел из-под режима затопления. Водная миграции ^{137}Cs наблюдалась в центральной части острова, в речном русле и протоках. Минимальные скорости течения зафиксированы в протоке, расположенной в центральной части острова.

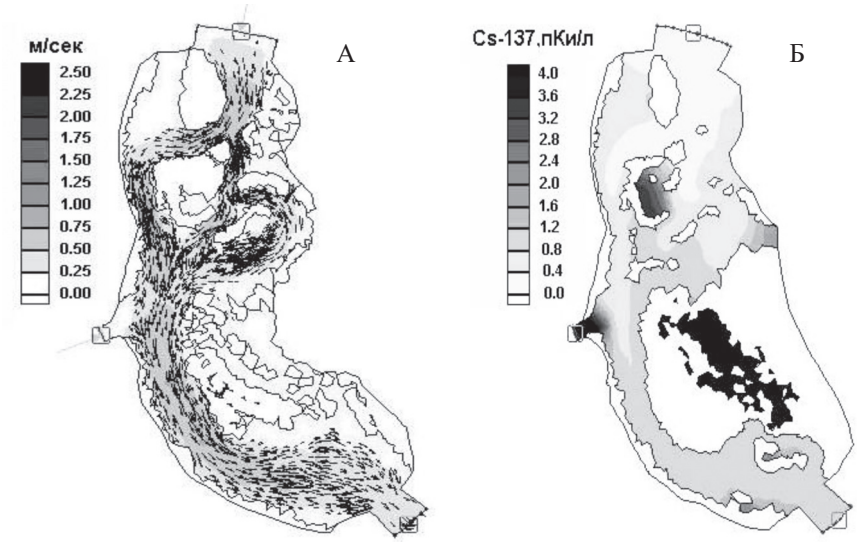


Рис. 6.16. Поле стационарного распределения скорости течения (**А**) в пойме р. Ипуть в апреле 1999 г. (Q=300 м^3/сек, H=132,5 м) и стационарного распределения растворенного ^{137}Cs (**Б**). Примечание: концентрация ^{137}Cs в воде дана в пКи/л. 1 пКи = 0,037 Бк.

Это была главная причина седиментации ^{137}Cs в этой «сухой» протоке. Максимальные плотности загрязнения в верхней части протоки по данным радиометрических измерений достигают значения 1665-2035 кБк/м^2 (на высоте 129,8-129,9 м).

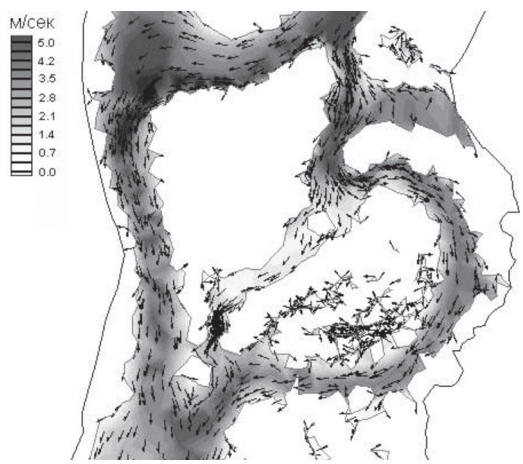


Рис. 6.17. Расчетное стационарное поле усредненных по глубине скоростей на пойме р. Ипуть (фрагмент острова при Q=110 м^3/сек, H=131,5 м, 28 апреля 1986 г.).

Данные отбора проб наряду с радиометрическими измерениями показывают также повышение плотности загрязнения ^{137}Cs до уровня 1480 кБк/м^2 на выходе из протоки, где преимущественно происходило осаждение более мелкой фракции аллювиальных отложений (Linnik et al., 2000c).

На спаде половодья 1986 г., когда на средней пойме р. Ипуть прекратились процессы эрозии и седиментации загрязненных ^{137}Cs аллювиальных отложений, продолжалось загрязнение донных отложений. Максимальные скорости течения характерны для центральной части русла, в прибрежной части, где происходит зарастание речного русла водной растительностью, наблюдается осаждение илистой фракции, наиболее загрязненной ^{137}Cs.

Проведенные летом 2000 г. измерения загрязнения донных отложений с помощью погружного водного детектора и контрольным отбором образцов подтвердили существование выделенных по гидродинамической модели областей с максимальным осаждением ^{137}Cs (Linnik et al., 2000c; Потапов и др., 2001).

6.5. Геоинформационная система долины р. Енисей

Развитие современных геоинформационных технологий открывает принципиально новые возможности для реконструкции истории радионуклидного загрязнения. Основой технологий является моделирование и представление результатов радиоэкологических исследований в виде электронных карт или пространственно-координированных баз данных (Линник и др., 2005а; 2005в).

В период 1958-1992 гг. в результате производственной деятельности Горно-химического комбината (ГХК), расположенного на удалении 40 км вниз по течению р. Енисей от г. Красноярска, происходило поступление техногенных радионуклидов в речную систему. Это привело к загрязнению русла реки и поймы на значительных расстояниях от места сброса радиоактивных отходов.

Организация радиоэкологической информационной системы «РАДЛЕГ-РАДИНФО»

Для получения интегрированной характеристики загрязнения зоны влияния Горно-химического комбината (г. Железногорск) организована комплексная радиоэкологическая информационная система «РАДЛЕГ-РАДИНФО» в рамках выполнения проекта МНТЦ № 2097 «РАДИНФО», который базировался на использовании и существенном дополнении и расширении информационной системы, созданной в предшествующий период в рамках проекта МНТЦ № 245 РАДЛЕГ для описания радиационных объектов советского ядерного комплекса на основе ГИС-технологий (Iskra et al., 2004; Линник и др., 2004б; 2005а; 2007а).

Целью проекта была разработка базы метаданных (БМД), в которой содержались бы краткие сведения из локальных БД, а также ссылки, адресующие пользователя к локальным БД за более подробной информацией.

Проект № 2097 включал подпроект «Енисей-2000», в рамках которого осуществлено создание радиоэкологической базы данных, организованной в форме ГИС, позволяющей, с использованием технологии ГИС-моделирования, проводить оценку радиационной обстановки на участке поймы реки Енисей, подверженной воздействию Горно-химического комбината. В элек-

тронном виде продукт реализован в виде программной оболочки «Система поддержки принятия решений (СППР)».

Система предназначена для оценки современной радиационной обстановки в пойме р. Енисей, оценки риска загрязнения техногенными радионуклидами и необходимости проведения реабилитационных мероприятий с учетом ландшафтной структуры поймы, а также реконструкции радиационной обстановки в начальный период работы ГХК.

Созданная СППР в рамках демонстрационного пилотного подпроекта построена как информационно-справочная система, включающая в ряде случаев (гидрологическое моделирование) не сами модели, а результаты моделирования по выбранным сценариям, полученные с использованием различных программных средств, не интегрированных в структуру СППР.

Собраны и оценены все опубликованные экспериментальные данные, полученные в ходе изучения радиационного загрязнения поймы р. Енисей. В результате в базы данных вошли результаты анализа почв, донных отложений и воды за период с 1991 по 2000 гг., полученные Радиоэкологическим Центром ГХК, Радиевым институтом РАН, ГИПЭ, Объединенным Институтом Геологии, геофизики и геохимии СО РАН, ГЕОХИ РАН, НПО «Тайфун». В базах данных содержатся результаты определения удельных активностей ^{137}Cs, ^{152,154,155}Eu, ^{60}Co за 1991, 1994, 1997, 1998, 2000 гг. Собраны данные, характеризующие периоды и интенсивность затопления поймы р. Енисей на изучаемых участках (Линник и др., 2005а).

Основу РадГИС составили данные, полученные в ходе проведения в 1999-2000 гг. комплексной экспедиции в рамках выполнения международного проекта STREAM (Linnik et al., 2002a; 2002b; 2005; 2006a). Комплексные ландшафтно-радиоэкологические исследования включали определение радиоактивности почвы, полевое дешифрирование космических снимков для составления фациальных схем аллювиальных отложений, описание геоморфологии участка.

Ландшафтно-гидрологические и почвенно-геохимические условия пойменных участков определяют характер радионуклидного загрязнения, который формирует дозовые поля излучения над поверхностью почвы. ГИС-технологии позволяют провести картографические расчеты и получить ландшафтные характеристики и геоморфологические параметры, которые затем используются при моделировании распределения радионуклидов в пойме.

База использованных данных включает следующие информационные массивы, необходимые для оценки радиационного загрязнения и реконструкции дозовых нагрузок:

- Удельная активность искусственных радионуклидов(^{137}Cs, ^{152,154,155}Eu, ^{60}Co) и естественных (^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th) в почвах пойменных разрезов.
- Продолжительность затопления пойменных участков среднего течения р. Енисей в период с 1960 по 2000 гг.
- Ландшафтные схемы ключевых участков.

Тематические слои информационной системы «РАДЛЕГ-РАДИНФО» включают следующие информационные слои (рис. 6.18а) – космические снимки с высотными уровнями рельефа по 15-ти участкам. Следующий ин-

формационный слой (рис. 6.18б) представлен литологией долины р. Енисей и распределением затапливаемых участков левосторонней, островной и правосторонней поймы. Ландшафтно-геоморфологическая схематическая карта поймы р. Енисей (рис. 6.18в) построена с целью создания картографической основы для оценки радиационного загрязнения в результате выбросов ГХК и уточнения распределения радионуклидов в долине среднего Енисея.

Геоинформационное моделирование, из-за сложности информационного обеспечения и верификации, целесообразно проводить по отдельным фрагментам (9 участков, рис. 6.18б), акцентируя внимание на территориях, прилегающих к населенным пунктам. С этой целью весь участок разбивается на «кадры», соответствующие участкам поймы, отличающимся характером ландшафта и уровнем загрязнения. На каждый «кадр» составляется паспорт, отражающий информацию, содержащуюся в РадГИС.

Карта масштаба 1:200000 включает отрезок долины реки от пос. Атаманово до устья р. Ангары протяженностью 245 км (90 – 335 км по руслу Енисея, считая от г. Красноярска). Здесь выделены основные геоморфологические структуры: террасы, высокая, средняя и низкая пойма, долины боковых притоков, бечевники, побочни и осерёдки.

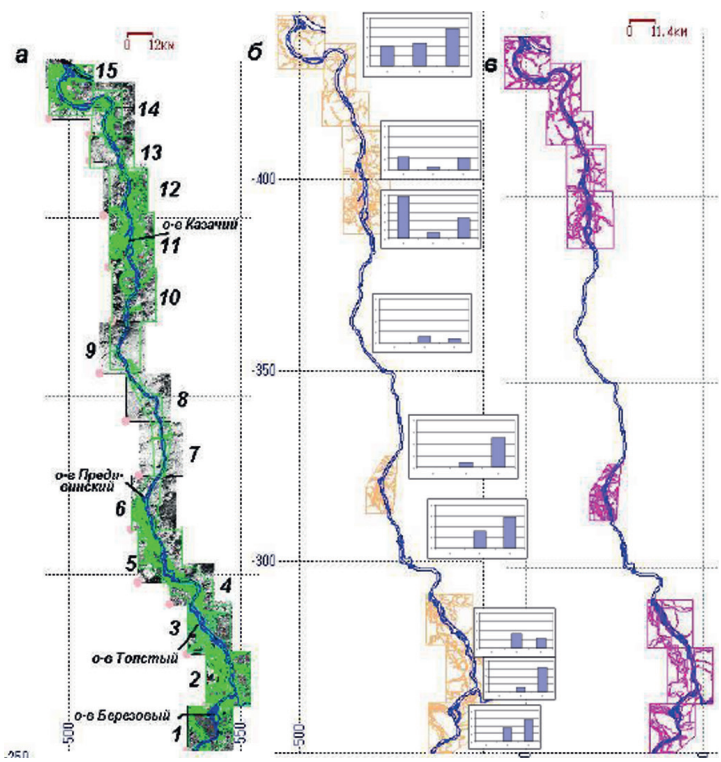


Рис. 6.18. Тематические слои информационной системы «РАДЛЕГ-РАДИНФО»: **(а)** – космические снимки с высотными уровнями; **(б)** – литология долины р. Енисей и распределение затапливаемых участков поймы р. Енисей для левосторонней, островной и правосторонней поймы; (в) – ландшафтно-геоморфологическая схема поймы.

Рельеф (рис. 6.19) показан изолиниями, в метрах от меженного уреза. Основные изолинии (0, 1,5, 3,5, 6, 8, 11 и 15 м) соответствуют высотным границам основных ступеней поймы. Это сечение рельефа позволяет показать не только ступени поймы, но и основные старичные понижения, валы и гривы, а также рассчитать продолжительность и вероятность затопления каждого уровня и построить схему затопления поймы. В качестве меженного уреза выбран уровень 95% обеспеченности, установившийся после сооружения Красноярской ГЭС. До сооружения ГЭС минимальные уровни были на 1-1,5 м ниже.

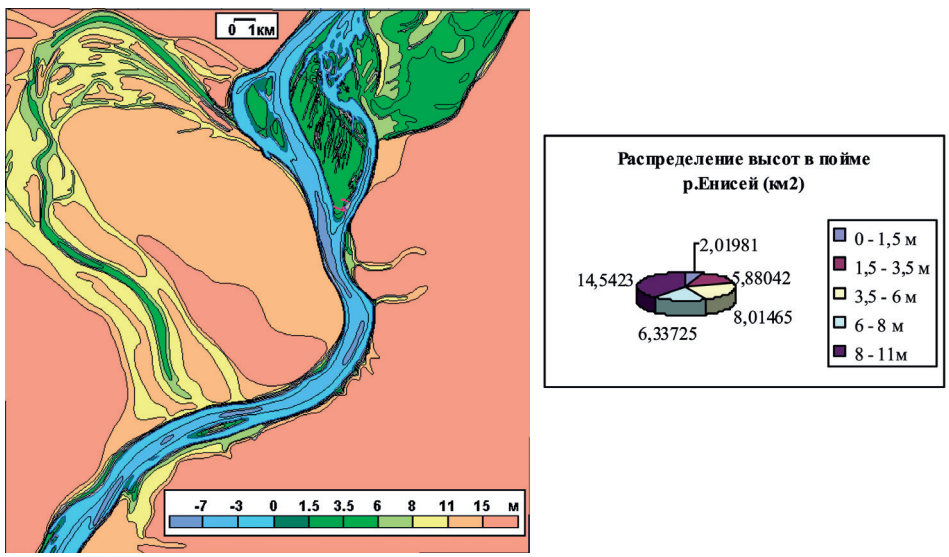


Рис. 6.19. Информационный слой в ГИС «РАДГИС-ЕНИСЕЙ»: Рельеф. Справа – результаты картографических расчетов: распределение высотных участков в рельефе долины в ближней зоне ГХК.

В период с 1960 по 1970 гг. (до постройки Красноярской ГЭС) осаждение загрязненного аллювия происходило до высоты <6 м на площади 99,2 км^2, в 1970-2000 гг. – на пойменных участках до высоты <3,5 м на площади 38,2 км^2. На рис. 6.18б представлено распределение затапливаемых участков поймы р. Енисей для левосторонней, островной и правосторонней поймы. Обращает внимание (рис. 6.18в), что потенциальное осаждение радионуклидов до н.п. Казачинский происходит на островной и правосторонней пойме, после Казачинских порогов наблюдается перемешивание загрязненных радионуклидами вод по всему руслу реки, и загрязнению подвергается вся пойма р. Енисей.

При создании литологической карты (рис. 6.20) в легенде использованы следующие градации грунтов: скальные породы, валунники и галечники, крупно- и среднезернистые пески, мелко- и тонкозернистые пески, суглинки, глины, илы, торф.

РадГИС организуется по отдельным островным системам. Это связано с удобством хранения цифровой картографической информации по отдель-

ным участкам, а также с ограничениями радиоэкологического моделирования для реконструкции уровня загрязнения в начальный период работы ГХК.

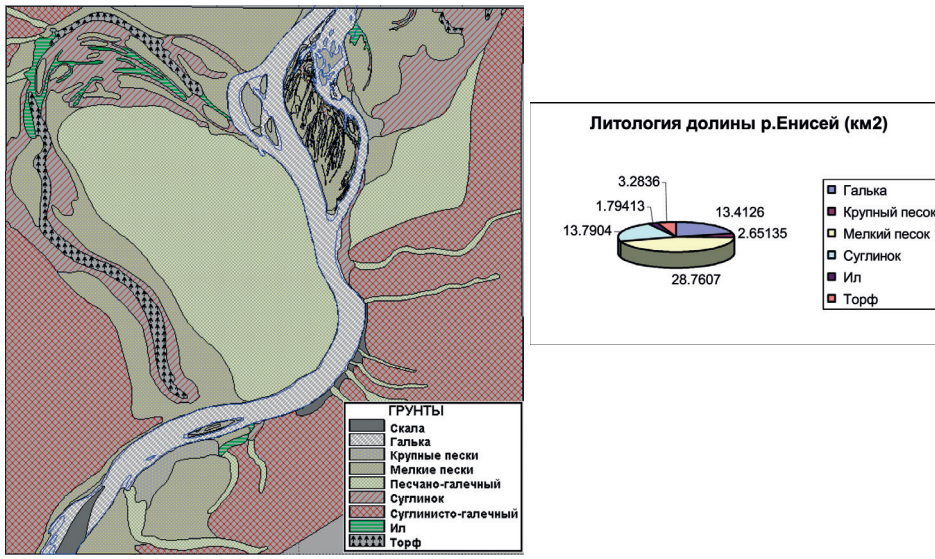


Рис. 6.20. Информационный слой в ГИС «РАДГИС-ЕНИСЕЙ»: литология. Справа – результаты картографических расчетов: площади различных типов грунтов долины р. Енисей в ближней зоне ГХК.

Распределение ^{137}Cs на о. Берёзовый

На выбранных ключевых участках в 2000 г. были проведены детальные ландшафтно-радиационные исследования (см. раздел 5.5), которые позволили оценить пространственное распределение техногенных радионуклидов в зависимости от ландшафтного строения поймы (Linnik et al., 2006a). В качестве факторов дифференциации радионуклидов рассматривались высотное положение и литологический состав отложений, а также их мощность. Каждый фактор дифференциации в РадГИС представлен отдельным информационным слоем (рис. 6.21).

Литологическое строение о-ва Берёзовый, полученное по результатам дешифрирования космических снимков и полевых маршрутных наблюдений, представлено на рис. 6.21. На космический снимок, трансформированный в географическую систему координат, нанесены типы аллювиальных отложений и их мощности. Набор цифровых слоев на данный участок поймы р. Енисей включает также цифровую модель местности, что позволяет оценивать длительность затопления в период интенсивного поступления сбросов ГХК.

Максимальные площади (53%) занимают территории с тонкими песками (высокая пойма), на долю торфянистых и илистых отложений (низкая пойма), максимально сорбирующих радионуклиды, приходится всего 2,31% общей площади острова (рис. 6.22).

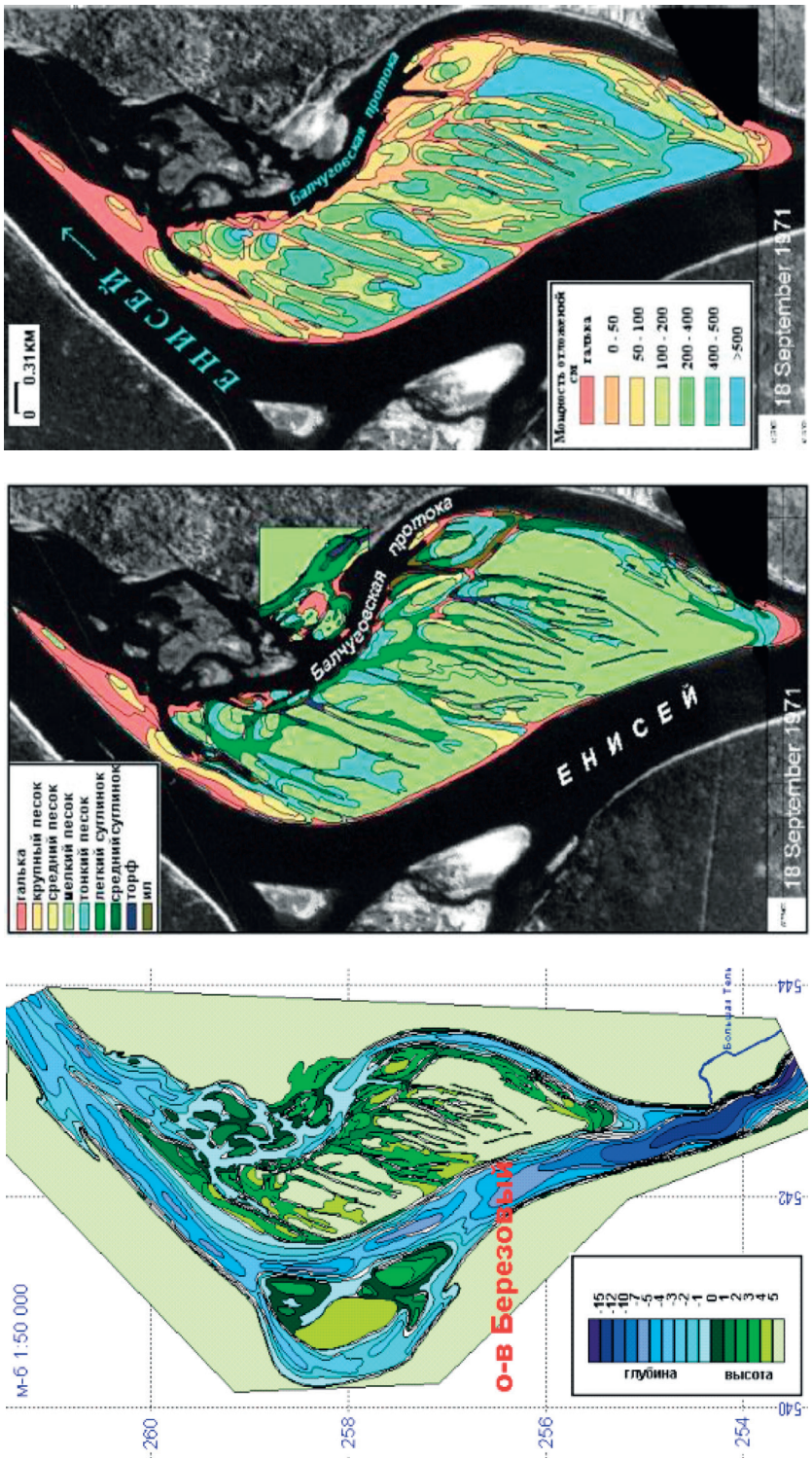


Рис. 6.21. Информационные слои крупномасштабной РадГИС для расчета запаса техногенных радионуклидов.

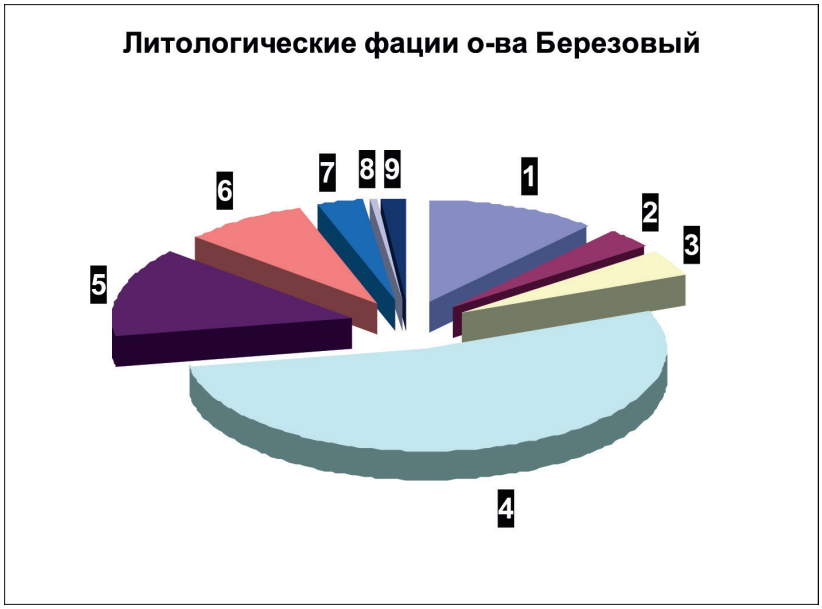


Рис. 6.22. Распределение литологических фаций по площадям на о. Берёзовый (1 – галька; 2 – крупный песок; 3 – средний песок; 4 – мелкий песок; 5 – тонкий песок; 6 – легкий суглинок; 7 – средний суглинок; 8 – торф; 9 – ил).

Картометрические расчеты дают возможность оценить потенциальные места осаждения техногенных радионуклидов. Максимальные площади на о. Берёзовый занимают территории, сложенные мелким песком (53%), на долю торфа и ила, максимально концентрирующих радионуклиды, приходится всего 2,31% общей площади острова (Linnik et al., 2002a; 2006a).

Накопление радионуклидов происходит также и в той части о. Берёзовый, который по данной классификации относится к гальке, так как в настоящее время галечниковые участки острова перекрываются маломощными (до 2-4 см) песчано-илистыми наносами. Площадь таких участков составляет 11,2% территории.

Осаждение радионуклидов может также быть связано и со средними суглинками – 2,85% территории острова. Таким образом, основное радионуклидное загрязнение острова по литологическим параметрам может происходить на 16,31% территории о. Берёзовый.

Участки низкой поймы сложены маломощными (до 0,5 м) песчано-илистыми наносами, тогда как высокая пойма имеет мощный чехол аллювиальных отложений (до 5 м и более). Максимальное накопление радионуклидов наблюдается в наиболее часто затапливаемой части поймы, сложенной маломощными (до 0,5 м) аллювиальными отложениями.

По результатам радиометрических исследований (раздел 5.5) была определена плотность загрязнения радионуклидами (рис. 6.23), в реперных точках – выполнен гамма-каротаж скважин с определением удельной активности грунтов и последующим послойным отбором проб грунта для лабораторных измерений.

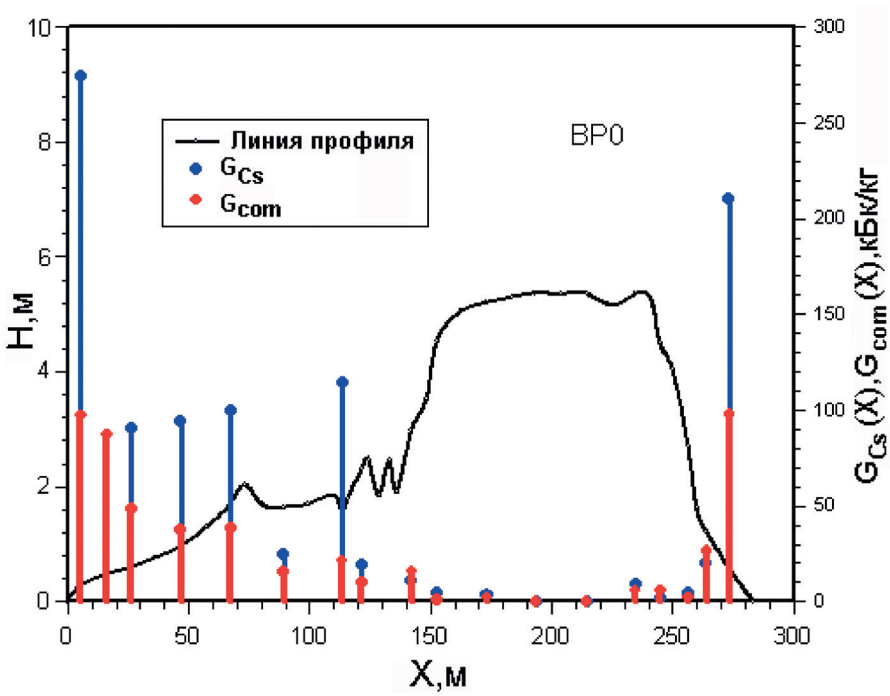
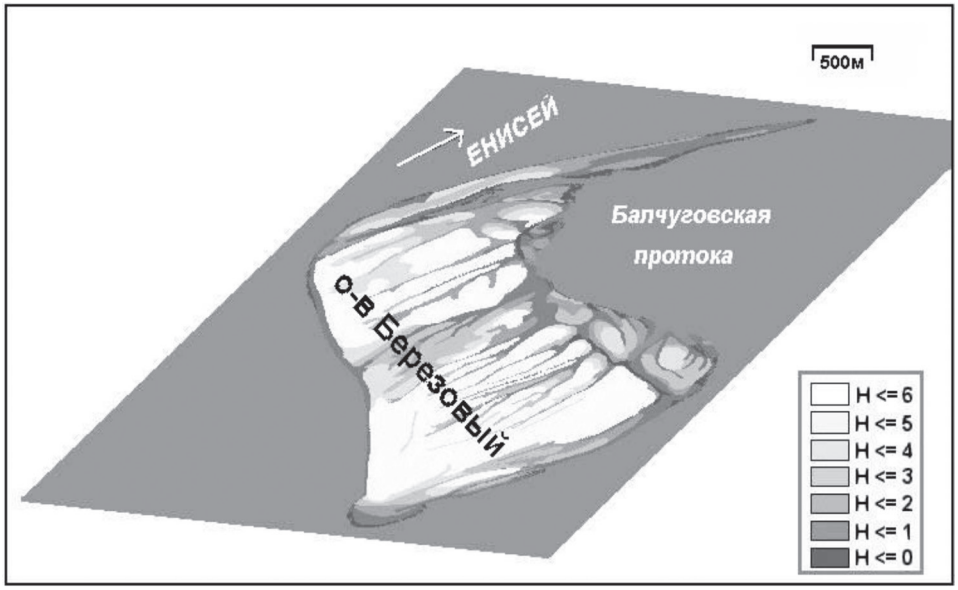


Рис. 6.23. Запас ^{137}Cs (G_{Cs})и ^{60}Co, $^{152, 154}$ Eu (Gcom) на профиле ВР-0 (август 1999 г.).

Высокая пойма расположена на высоте свыше 5 м, сложена мощными песками, с отдельными горизонтами, содержащими редкую гальку, и характеризуется низкими значениями загрязнения ^{137}Cs (1,1-5,55 кБк/м^2), приближающимися к фоновым уровням загрязнения для данного района. Низкие уровни загрязнения связаны с тем, что высокая пойма о. Берёзовый затапливалась последний раз в 1966 г., и за этот период уровни радиоактивного загрязнения снизились за счет распада изотопов (рис. 6.23).

Результаты ландшафтно-радиометрических измерений, выполненные на ряде дополнительных профилей (ВР-1, ВР-2), а также данные по радиационному загрязнению о. Берёзовый в центральной части и его ухвостье (Носов и др., 1993; Linnik et al., 2002a; 2002b) легли в основу оценки распределения радионуклидов на о. Берёзовый. Максимальное загрязнение ^{137}Cs выявлено на заиленной низкой пойме на профиле ВР-2 – 663,4 кБк/м^2 (17,9 мкКи/м^2), минимальные уровни загрязнения ^{137}Cs характерны для высокой поймы – 1,5 кБк/м^2 (0,03 мкКи/м^2).

Для оценки запаса ^{137}Cs на о. Берёзовый по созданной цифровой модели (рис. 6.24) выполнены картометрические расчеты. Согласно выполненным расчетам (по среднему значению плотности загрязнения для данного высотного уровня), низкая пойма (ниже 1 м), где в настоящее время происходит максимальное осаждение радионуклидов, занимает 5,3%, а общая площадь поймы с высотными уровнями 1-2 м составляет 15,2% общей площади острова.



Высота (м)	Площадь (га)	^{137}Cs плотность		Запас, ГБк (Ки)	Запас ^{137}Cs (%)
		Интервал	Среднее		
0-1	20,4	40-60	50	10,5 (0,28)	7,2
1-2	58,4	100-200	150	87 (2,35)	59,7
2-3	48,4	60-80	70	33,6 (0,91)	23,1
3-4	57,3	10-15	13	7,4 (0,2)	5,1
4-5	40,8	5-7	6	2,4 (0,06)	1,6
5-6	159,2	1-5	3	4,8 (0,13)	3,3
Всего	384,5			145,7 (3,94)	100

Рис. 6.24. Распределение ^{137}Cs на о. Берёзовый по высотным уровням (на 2000 г.).

Максимум загрязнения ^{137}Cs содержится на высотных уровнях 1-2 м (низкая пойма) – 87 ГБк (2,37 Ки), что составляет более половины загрязнения всего острова. Высокая пойма (более 5 м высотой), занимающая свыше половины всей площади острова, содержит 4,8 ГБк (0,13 Ки), что составляет 3,2% от общего запаса ^{137}Cs. Суммарный запас ^{137}Cs на острове равен 145,7 ГБк (3,94 Ки).

Ландшафтно-радиационный кадастр ключевых участков поймы р. Енисей

По результатам картометрических расчетов были получены данные по запасу ^{137}Cs на 7-ми участках пойменных массивов (Linnik et al., 2006a), расположенных на удалении от 16 до 256 км от ГХК (табл. 6.3). Радиационный кадастр был создан для следующих пойменных участков р. Енисей: 1) о. Берёзовый (384,5 га); 2) Балчуг (24 га); 3) о. Тарыгин (18,4 га); 4) о. Толстый (174,54 га); 5) о. Казачий (153,6 га); 6) о. Черёмухов (12,8 га); 7) о. Усть-Тунгусский (192 га).

Таблица 6.3

Распределение ^{137}Cs в пойменных комплексах р. Енисей в ближней зоне влияния ГХК (на 2000 г.)

Участок	Удаление от ГХК, км	Профиль	Площадь (га)	^{137}Cs, ГБк (Ки)	Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs (Ки/км^2)
о. Берёзовый	16	ВР-0, ВР-1, ВР-2	384,5	145,7 (3,94)	1,02
Балчуг	20	ВР-4	24	33,7 (0,91)	2,7
о.Тарыгин	27	ТР-1	18,4	24,73 (0,67)	3,64
о.Толстый	50	ТОР-1	174,54	93,35 (2,52)	1,44
о. Казачий	180	КР-1	153,6	147,5 (3,99)	2,6
о. Черёмухов	250	СНР-1а, СНР-1b	12,8	16,23 (0,44)	3,44
Усть-Тунгусский	256	УТР-1	191,88	118,62 (3,2)	1,67

Для расчета запаса ^{137}Cs использовались данные по распределению высотных уровней и в ряде случаев данные по фациальному строению территории. Обращает внимание, что на удалении 250 км от ГХК (о. Черёмухов) плотность загрязнения ^{137}Cs практически не снижается по сравнению с ближней зоной ГХК (о. Тарыгин), тогда как на р. Теча наблюдалось экспоненциальное убывание плотности загрязнения.

На основе данных по суммарным сбросам ^{137}Cs за период 1976-2000 гг., а также по данным оценки запаса ^{137}Cs на 7-ми ключевых участках поймы р. Енисей (по данным экспедиционных исследований в 2000 г.) можно составить баланс техногенных радионуклидов (оценка запаса от суммарных сбросов в пределах выделенных участков в 250-км зоне ГХК) по отдельным участкам. Это позволяет оценить долю активности, осажденной в ближней (250 км) зоне, а также получить оценку выноса радиоактивности, поступившей с ГХК, в Арктику.

По данным (Vakulovsky et al., 2001) суммарный сброс ^{137}Cs за период 1976-2000 гг. равен 19635 ГБк (530 Ки). Согласно выполненным расчетам на семи участках поймы р. Енисей площадью 9,6 км^2 запас ^{137}Cs составляет 15,67 Ки (3,0% от сброса). В пересчете на всю площадь поймы высотой <6 м запас ^{137}Cs равен 5990 ГБк (161,9 Ки), что составляет 30,5% от суммарного сброса (Линник, 2008).

Геоинформационное моделирование распределения техногенных радионуклидов в пойменных ландшафтах

Более надежная оценка распределения техногенных радионуклидов в пойме р. Енисей может быть получена на основе ГИС-моделирования связи радионуклидного загрязнения с параметрами ландшафтной структуры поймы р. Енисей (рис. 6.25).

Исходные векторные карты были преобразованы в растровые, шаг моделирования растрового моделирования составлял 50х50 м. Выбор размера данного шага обусловлен рядом факторов. Более крупный шаг мог бы привести к потере ряда комплексов (например, узкой галечниковой поймы), этот шаг вполне приемлем для расчета МЭД (Иванов и др., 1995), а также обусловлен детальностью выполненных ландшафтно-радиометрических измерений на профиле КР-1.

Исходное моделирование выполнялось с использованием возможностей пакета динамического моделирования PcRaster (PcRaster Workbooks, 1996). Информационную основу ГИС, как правило, составляют топографические карты, тогда как в технологии PcRaster реализована идеология ландшафтно-экологического моделирования, которая заключается в выделении однотипных по условиям миграции радионуклидов территориальных единиц (микроландшафтов).

В данном пакете реализованы возможности интеграции баз данных географической информации, представленной в виде растровых слоев тематической информации, с различными динамическими моделями, записанными в виде набора алгебраических уравнений или решений дифференциальных уравнений.

В нашем случае моделировалась зависимость распределения ^{137}Cs и суммы ^{60}Co, ^{152,154}Eu от таких факторов, как высотное положение, которое корректировалось (на втором этапе моделирования) за счет использования двух растровых слоев – литологии и ландшафта.

На основе ГИС-моделирования связи радионуклидного загрязнения с параметрами ландшафтной структуры поймы р. Енисей были построены карты плотности загрязнения техногенными радионуклидами на о. Казачий (рис. 6.25). По данным растрового моделирования по сетке 50х50 м на участке «Казачинское» общая площадь загрязнения равна 15,56 км^2, запас ^{137}Cs – 1075 ГБк (29 Ки). Если сравнить эту величину с данными суммарного сброса ^{137}Cs (Vakulovsky et al., 2001) за период 1976-2000 гг. (19635 ГБк или 530 Ки), то на данном участке было осаждено 5,5% от суммарного сброса ^{137}Cs за период 1976-2000 гг. (Линник, 2008).

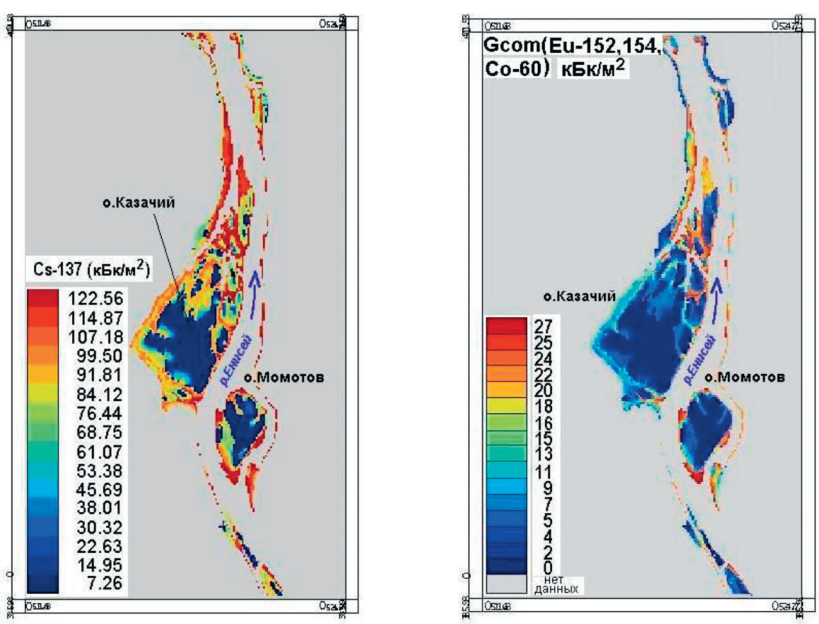


Рис. 6.25. Распределение техногенных радионуклидов на участке «Казачинский» по результатам ГИС-моделирования.

Верификация выполненного геоинформационного моделирования может быть выполнена на основании сравнения полученных данных с данными пешеходной дозиметрической съемки 1993 г., когда был существенным вклад в дозу среднеживущих ^{60}Co, ^{152,154}Eu. Для этого расчетные данные по плотности загрязнения ^{60}Co, ^{152,154}Eu и ^{137}Cs были использованы для расчета дозовых нагрузок на 1993 год. Сравнение измеренной дозы (рис. 6.26, слева) и поглощенной расчетной дозы (рис. 6.26, справа) показывает удовлетворительное качественное совпадение модельных и экспериментальных данных: наиболее радиационно опасные участки загрязненной поймы расположены в оголовке и ухвостье островов.

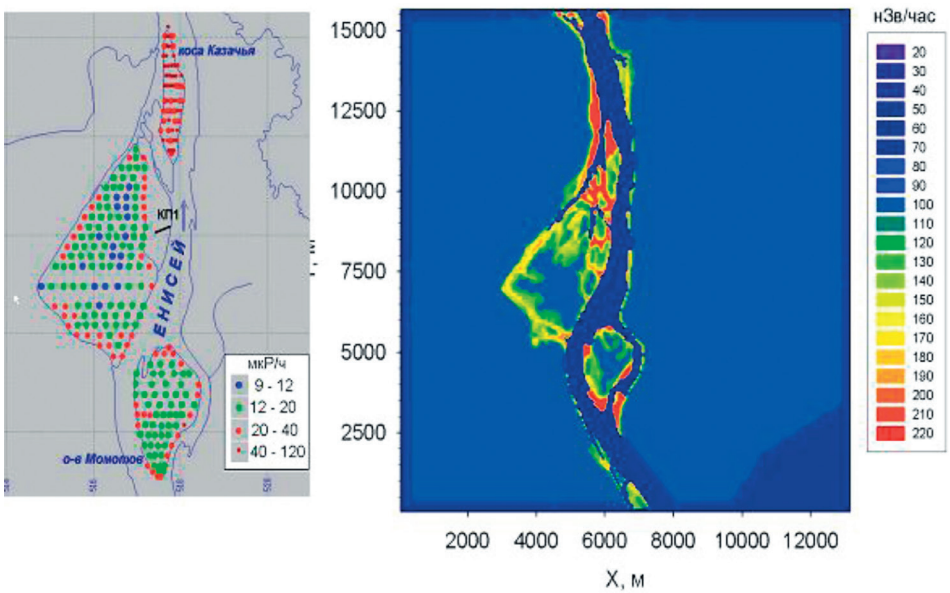


Рис. 6.26. Дозиметрическая съемка 1993 г. (Северо-Енисейская геофизическая экспедиция, слева, отмечен профиль КП1) и расчетная поглощенная доза (справа) (Потапов и др., 2005).

6.6. Система поддержки принятия решений (СППР) по радиационному мониторингу ближней зоны ГХК

Радиоэкологическая геоинформационная система «РАДЛЕГ-РАДИНФО» в качестве отдельного модуля включает систему поддержки принятия решений (СППР «ЕНИСЕЙ ГХК-Стрелка»), предназначенную для автоматизированной обработки и визуализации информации, необходимой при подготовке принятия решений в области экологической политики в зоне влияния Горно-химического комбината (ГХК). Методология моделирования распределения техногенных радионуклидов представлена на рис. 6.27.



Рис. 6.27. Методология моделирования распределения техногенных радионуклидов в пойме р. Енисей.

Загрязнение пойменных отложений в значительной степени контролируется также водной миграцией взвешенных и влекомых частиц различного размера, осаждение которых в русле реки или в ее пойменной части в большей степени зависит от гидравлической крупности, контролирующей условия осаждения переносимых в составе взвешенных наносов техногенных радионуклидов или тяжелых металлов.

Гранулометрический состав аллювиальных отложений формируется в процессе паводка и определяется скоростью течения воды. В свою очередь, гранулометрический состав аллювия определяет сорбционную способность частиц образовавшихся осадков и, в конечном итоге, содержание в них радионуклидов.

Для реконструкции гидродинамической обстановки в начальный период (60-е годы прошлого века) поступления техногенных радионуклидов с ГХК (г. Железногорск) были проведены расчеты с помощью системы гидродинамического двумерного моделирования BOSS SMS (раздел 6.4).

Результаты гидродинамического моделирования (осаждение загрязненных радионуклидами взвешенных наносов) служат входным параметром для анализа формирования поля загрязнения. Экспериментальные данные по радионуклидному загрязнению используются для построения простран-

ственного распределения радионуклидов. ГИС-моделирование применяется для построения карт загрязнения техногенными радионуклидами как с помощью стандартных методов интерполяции, включая кригинг, так и обобщенные линейные и аддитивные модели, связывающие характеристики радионуклидного загрязнения с ландшафтными параметрами (высота над урезом воды, тип отложений и т.д.). Данная методика построения карт радиационного загрязнения используется для реконструкции дозовых нагрузок, что позволяет оценить интенсивность процессов самореабилитации в различных пойменных ландшафтах р. Енисей.

Для получения наглядной картины (как статической, так и динамической) радиационного состояния поймы р. Енисей организуется система поддержки принятия решений (СППР).

СППР включает несколько блоков: 1) визуализации баз данных о распределении техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды (почва, донные отложения, вода); 2) ГИС-моделирования современной и реконструированной радиационной обстановки в пойме р. Енисей.

Структура СППР «ЕНИСЕЙ ГХК-Стрелка»

СППР использует возможности ГИС-технологии, что обеспечивает быстрый доступ, выборку и визуализацию информации непосредственно при обращении к базам данных, а также с использованием картографической локализации точек отбора проб. Вся информация в СППР организована по четырем разделам, каждый из которых включает определенные возможности информационного обеспечения процедур принятия решений при анализе радиационной обстановки в пойме р. Енисей (рис. 6.28):

- блок баз данных, который содержит собранные экспериментальные данные и является основой для моделирования радиоэкологических ситуаций;
- блок «ГИС», представляющий собой картографическую основу радиоэкологического моделирования;
- блок моделей, отражающий радиоэкологические и связанные с ними ситуации;
- блок картографической информации, представляющий собой систему карт, таблиц и диаграмм как визуализированную основу для принятия решений;
- блок «Меню», содержащий всю дополнительную информацию.

Для ближней зоны основной массив данных в СППР был заимствован из подробной сводки по изучению радиоэкологической обстановки на р. Енисей (Закономерности …, 2004). В СППР «ЕНИСЕЙ ГХК-Стрелка» (рис. 6.28) вся информация представлена по 9-ти участкам. В этом разделе СППР поддерживает доступ к тематическим слоям карт с возможностью картографической визуализации точек отбора проб на карте и выборки данных из базы. Также можно использовать карту как указатель для выборки данных как по названию участка, так и по координатам лоции, где используется расстояние от плотины Красноярской ГЭС.

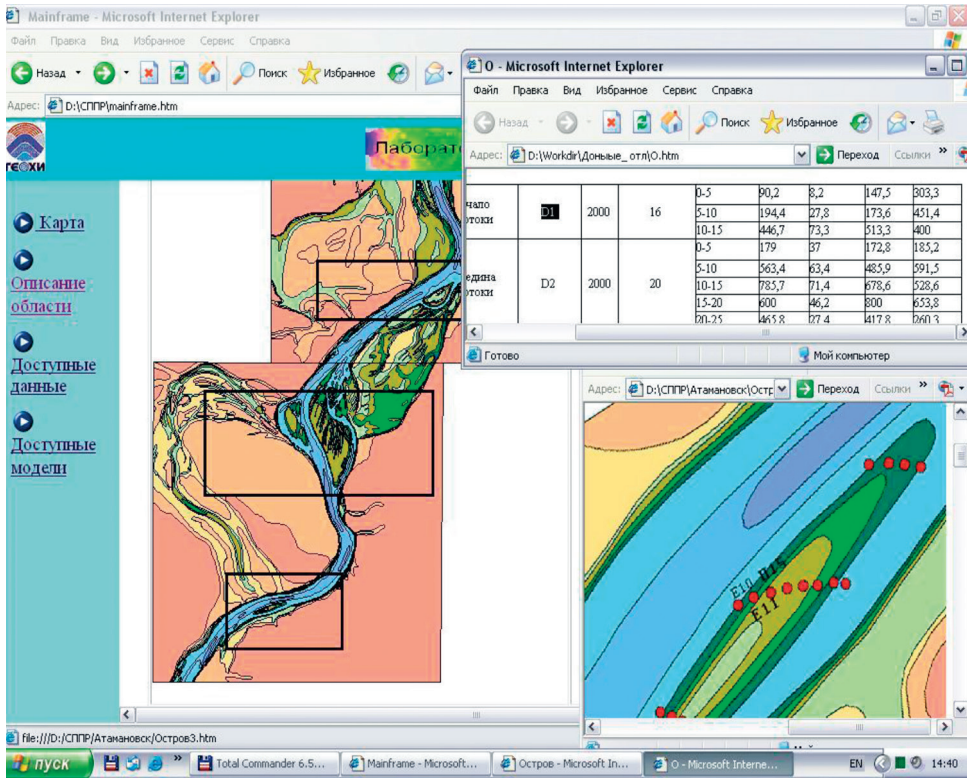


Рис. 6.28. Рабочее окно СППР «ЕНИСЕЙ ГХК-Стрелка».

База данных в формате EXCEL содержит информацию о следующих параметрах:

1. Удельная активность искусственных радионуклидов (^{137}Cs, ^{152,154,155}Eu, ^{60}Co) и естественных (^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th) в почвах пойменных разрезов.
2. Удельная активность искусственных радионуклидов (^{137}Cs, ^{152,154,155}Eu, ^{60}Co) в воде и донных отложениях р. Енисей.
3. Удельная активность искусственных радионуклидов (^{137}Cs, ^{152,154,155}Eu, ^{60}Co) в гранулометрических фракциях почв пойменных разрезов.
4. Гранулометрический состав проб пойменных и донных отложений.
5. Минералогический состав пойменных почв.
6. Состав глинистых минералов тонких фракций.
7. Удельная активность ^{137}Cs в глинистых фракциях пойменных отложений.
8. Продолжительность затопления пойменных участков среднего течения р. Енисей в период с 1960 по 2000 гг.

Включение в базу данных СППР информации по суммарным сбросам ^{137}Cs, а также выполненная оценка по запасу ^{137}Cs и площади на 6-ти тестовых участках поймы р. Енисей на основе проведенных полевых исследований в 2000 г. позволяет перейти к составлению баланса техногенных радионуклидов (оценка запаса от суммарных сбросов в пределах выде-

ленных участков в 200-км зоне ГХК). Более надежная оценка распределения техногенных радионуклидов в пойме р. Енисей может быть получена на основе ГИС-моделирования связи радионуклидного загрязнения с параметрами ландшафтной структуры поймы р. Енисей.

Для оценки современной радиационной обстановки в пойме р. Енисей в зоне влияния ГХК и ее реконструкции проведено моделирование с использованием ГИС-технологии (табл. 6.5). Картометрические операции с отдельными слоями позволяют провести оценку риска загрязнения техногенными радионуклидами и необходимости проведения реабилитационных мероприятий. Так, максимальное осаждение радионуклидов может наблюдаться в местах отложения илистой или песчано-илистой фракции (зоны вмешательства), тогда как галечники представляют зоны транзита радионуклидов и не требуют вмешательства (реабилитации).

С целью обеспечения возможности работы с СППР пользователя, не владеющего современными ГИС-оболочками, основные части системы были реализованы на базе «интернет»-языков HTML, DHTML и JavaScript, поддерживаемых популярными интернет-браузерами (старше чем Internet Explorer 5.0). Для работы основного ядра системы не требуется установки специализированного программного обеспечения и специального обучения работы с ним. Предлагаемый пользователю интерфейс работы с пакетом PcRaster реализован в стандартном диалоге интернет-браузера, что опять же упрощает использование этой части системы специалистом, представляющим себе основную логику системы СППР.

Гидродинамическое моделирование

В блок гидрологического моделирования СППР «ЕНИСЕЙ-2006» были включены результаты моделирования, полученные с использованием программного комплекса *BOSS SMS* (Лутковский, Мингалева, 1999; Лутковский и др., 2001), выполненные для расчетов гидродинамических параметров р. Енисей в ходе выполнения работ по созданию радиоэкологической информационной системы «РАДЛЕГ-РАДИНФО» (Линник и др., 2005а; 2007а; Iskra et al., 2004; International …, 2005).

Данный комплекс обладает возможностями математического моделирования гидрофизических процессов – описания источника загрязнения и дальнейшей миграции загрязняющего вещества в водной системе, захоронения в донных отложениях и ремобилизации из донных отложений. Система легко интегрируется с геоинформационной системой, что позволяет провести ее настройку на конкретные топографические, гидрофизические особенности реки, а также учитывать характер поверхностного радионуклидного загрязнения. Данная система при построении ЦМР долины реки Енисей позволяет исследовать характер затопления пойменных участков и реконструировать поле скоростей в периоды интенсивного поступления техногенных радионуклидов в р. Енисей.

Для моделирования гидродинамических процессов на участке ГХК – о. Берёзовый построена двумерная конечно-элементная сетка, описываю-

щая топографию поймы и русловой части р. Енисей, и выполнена ее оптимизация с помощью специальных средств обработки из пакета BOSS (модуль GFGEN).

Пространственная модель исследуемого участка Енисея представляет собой линейную нерегулярную сеть неравносторонних треугольников, соответствующую триангуляции Делоне, для ее построения используются данные цифровой модели рельефа. Конечно-элементная сетка исследуемой области (рис. 6.29) содержит 18463 треугольных элементов и 37270 узлов.

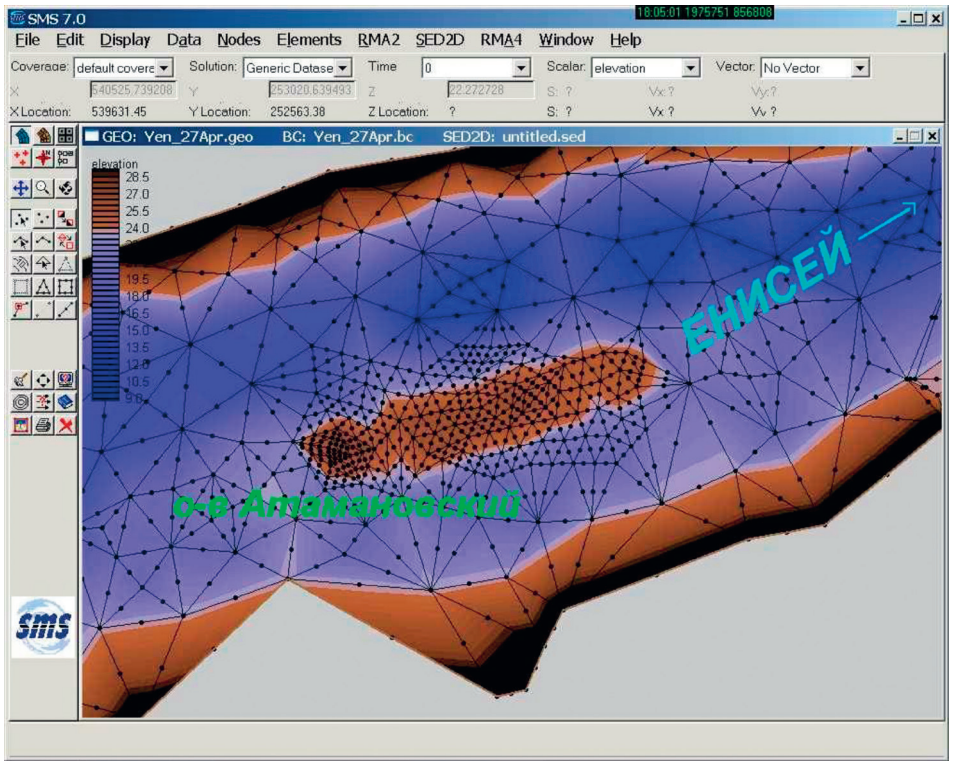


Рис. 6.29. Цифровая модель долинной части р. Енисей в районе о. Атамановский.

Площадь области моделирования – 5551,42 га. Все элементы по гидродинамическим свойствам подразделяются на два типа: русловые, они отличаются вытянутостью вдоль русла, и пойменно-островные. Характерные размеры русловых элементов составляют 150-300 м, островных и пойменных – 10-100 м.

Ретроспективное моделирование затопления расчетной области выполнено для исторического половодья 1966 г. для трех характерных дат, соответствующих началу половодья – 12 мая (рис. 6.22а), пику половодья – 19 июня (рис. 6.22б) и его спаду – 8 июля (рис. 6.22в).

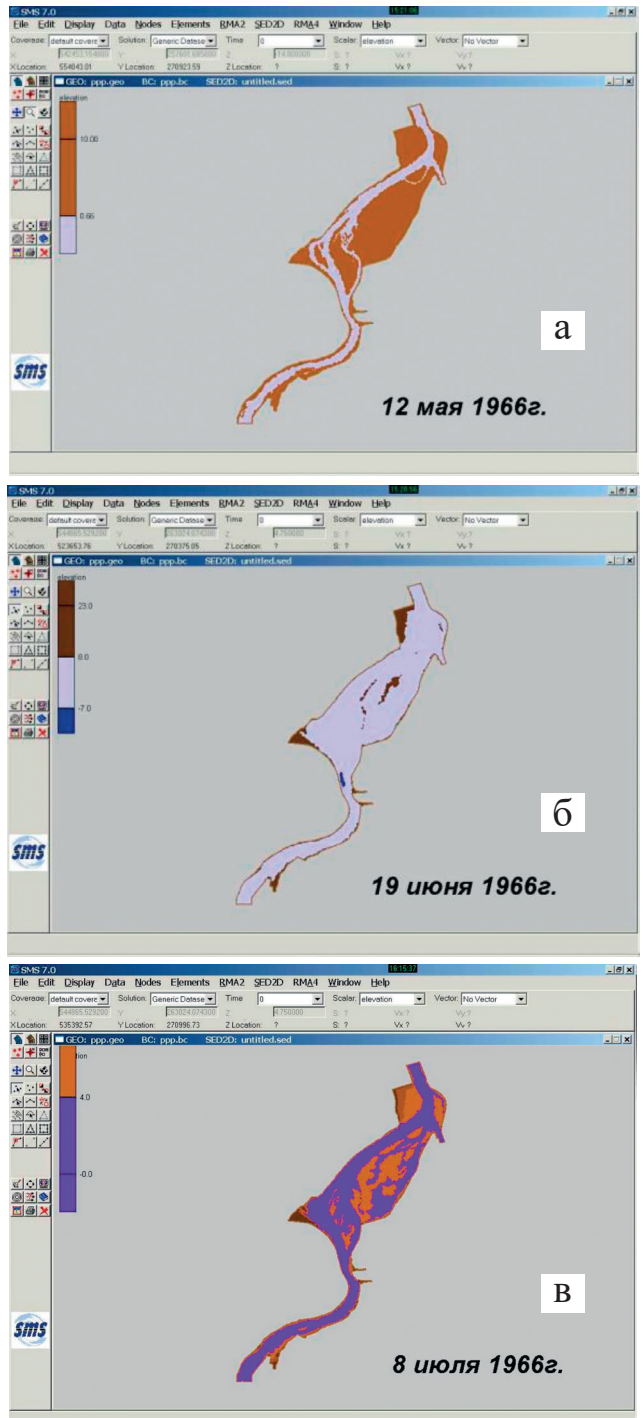


Рис. 6.29. Последовательные стадии затопления поймы р. Енисей в ближней зоне ГХК во время исторического половодья 1966 г.: (а) – 12 мая; (б) – 19 июня; (в) – 8 июля.

Начальная фаза затопления поймы р. Енисей в 1966 г. датируется 12 мая. В стадии максимального подъема воды (19 июня) вся пойменная часть (включая все острова и прибрежную высокую пойму) полностью затоплена. В этот период осаждения речных наносов, загрязненных радионуклидами, не происходит. Их осаждение начинается на спаде половодья (8 июля), когда из-под режима затопления выходят участки высокой поймы о. Берёзовый и о. Атамановский. В этот период наблюдается осаждение загрязненных взвешенных наносов.

Осаждение тонкой фракции, наиболее загрязненной радионуклидами, в условиях р. Енисей начинается при скорости течения менее 0,2 м/с. Поэтому, используя возможности системы *BOSS SMS*, моделировалась скорость течения в затопленной части поймы р. Енисей для различных гидрологических режимов.

На рис. 6.30 представлены результаты моделирования экстремального паводка в 1966 г.: максимум половодья (17 июня), а также спад половодья (5 августа), когда происходило осаждение загрязненных радионуклидами взвешенных наносов. При небольших скоростях течения в пойме р. Енисей осаждается тонкая фракция взвешенных наносов. Моделируя поле скоростей течения, можно выделить зоны с малыми скоростями (менее 0,2 м), где вероятнее всего происходило осаждение радионуклидов, сорбированных на тонкой фракции.

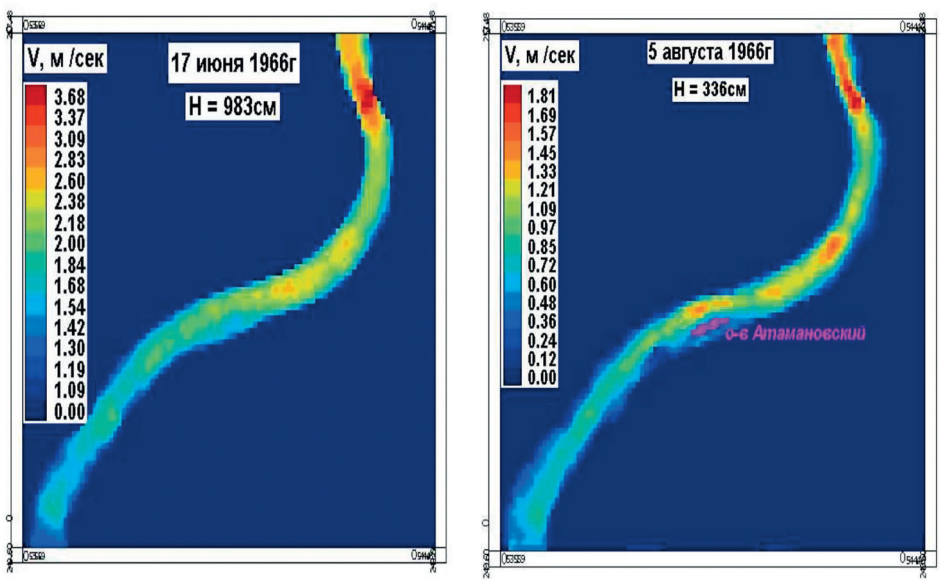


Рис. 6.30. Распределение скорости течения в р. Енисей в 1966 г.: 17 июня (h=983 см, Q=22400 м^3), 5 августа (h=336 см, Q=6330 м^3).

В период максимального половодья (17 июня 1966 г.) модельный участок о. Атамановский (расположен на удалении 6 км от места сброса ГХК) был полностью затоплен, скорости течения воды в русле реки по результатам моделирования находились в диапазоне 1,5-1,8 м, при такой скорости тече-

ния вся тонкая фракция загрязненных радионуклидами взвешенных наносов не осаждалась, а проносилась дальше вниз по течению. В период 5 августа, на спаде половодья, когда уровень в р. Енисей упал примерно на 6,5 м по сравнению с максимальным значением, о. Атамановский практически вышел из затопления, затопленными оставались приверх и ухвостье острова (рис. 6.31). На этих участках скорость водного потока могла составлять 0,25 м/с и менее, при которой тонкие наносы могли осаждаться на поверхность поймы.

На рис. 6.31 выделен участок моделирования на о. Атамановский. Высокая пойма вышла из режима затопления, в оголовке и ухвостье острова образуются застойные зоны, где скорость течения менее 0,2 м, при которой происходит осаждение тонких фракций взвешенных наносов.

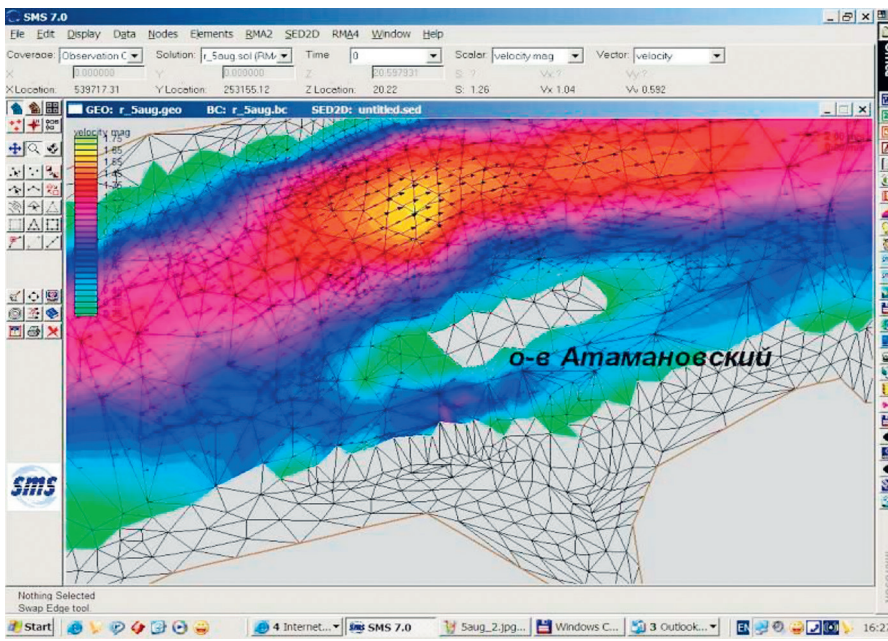


Рис. 6.31. Распределение скорости течения в р. Енисей 5 августа 1966 г. (h=336 см, Q=6330 м^3) в районе о. Атамановский.

Согласно выполненному ландшафтному анализу для о. Атамановский, на момент исследования в 2000 г. ухвостье и приверх были сложены галькой, перекрытой аллювиальными суглинками, концентрирующими радионуклиды. Участок низкой поймы со стороны протоки также сложен суглинками, концентрирующими радионуклиды.

Используя данные по распределению радионуклидов на о. Атамановский (Закономерности ..., 2004), были построены карты загрязнения различными изотопами: ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{152,54}Eu (Линник и др., 2007а), а также карты мощности экспозиционной дозы, формируемые набором указанных изотопов. Для этой цели была разработана методика оценки доз для пойменных ландшафтов (Потапов и др., 2005).

Подмодель расчета доз

Ландшафтно-гидрологические и почвенно-геохимические условия пойменных участков определяют характер радионуклидного загрязнения, который формирует дозовые поля излучения над поверхностью почвы. Радиационная нагрузка для проживающего населения может быть получена путем прямых измерений или с помощью модельных расчетов (Иванов и др., 1995). Необходимым условием для проведения таких расчетов является наличие информации о распределении активности радионуклидов в почве.

В настоящее время после остановки в 1992 г. прямоточных реакторов ГХК и резкого снижения поступления радионуклидов в р. Енисей верхние горизонты почвы перекрыты более «чистыми» наносами, тогда как максимальное загрязнение техногенными радионуклидами наблюдается на глубине 15-20 см.

Как правило, такую информацию получают с помощью радиометрической съемки загрязненной территории или методом пробоотбора. В частности, радиометрическая съемка позволяет определять поверхностную активность радионуклидов в верхнем слое почвы толщиной до 3-х длин свободного пробега, оценивать толщину чистого слоя и определять мощность слоя, в котором содержится от 80 до 100% всей активности радионуклидов.

Предложен и реализован упрощенный алгоритм расчета распределения дозового поля излучения над поверхностью почвы (Потапов и др., 2005). Исходной информацией для проведения таких расчетов являются данные о поверхностной активности радионуклидов в почве. Поскольку основным дозообразующим слоем почвы является слой толщиной в 30-40 см (это примерно слой толщиной в три длины свободного пробега (дсп) гамма-квантов с энергией 662кэВ (^{137}Cs)), то в качестве исходной информации необходимы данные о распределении радионуклидов вдоль поверхности и по глубине. Как показали результаты анализа, для расчета МЭД достаточно упрощенного представления о характере распределения радионуклидов в почве. В частности, для расчета МЭД в почве можно выделить два слоя толщиной L и Z, первый из которых считается чистым (в нем отсутствуют радионуклиды), а второй содержит радионуклиды с равномерным распределением.

Поверхность почвы разбивается на квадратные зоны заданного размера. Каждой зоне приписываются средние значения поверхностной активности радионуклидов, а характер распределения по глубине определяется заданием толщины слоев L и Z. МЭД над поверхностью почвы определяется, как правило, на высоте h=1 м, т.к. она является характерным размером для оценки радиационной нагрузки на человека.

В силу аддитивного характера дозы излучения ее мощность D_{kl} на высоте h над поверхностью зоны с индексом (k,l) будет определяться выражением:

$$D_{kl} = D(z)\sum_{ij} A_{ij}K(L)\Delta F(R_{ij},z)\Delta S_{ij} + D_{ERN}, \qquad (\mathbf{6.5})$$

где $D(z)\Delta F(R_{ij},z)\Delta S_{ij}$ – вклад в МЭД от элемента зоны с индексом (i,j) с единичной поверхностной активностью радионуклида, равномерно за-

глубленного в слое толщины z , $\Delta S_{ij} = \pi r^2 / \pi \left[(R_{ij} + r)^2 - (R_{ij} - r)^2 \right]$ и $r = \sqrt{a^2 / \pi}$. A_{ij} – поверхностная активность (i,j)-й зоны, D_{ERN} – фоновое значение МЭД естественных радионуклидов и космического излучения.

Величина $\Delta F(R_{ij}, z) = F(R_{ij} + r, z) - F(R_{ij} - r, z)$ определяется через функции, полученные предварительными расчетами методом Монте-Карло радиального распределения МЭД – $D(h, \rho, z)$ в горизонтальной плоскости на высоте *h* от цилиндрического источника единичной активности и площади поперечного сечения, расположенного в почве.

Функция $D(z)$ имеет простой физический смысл – она определяет значение МЭД на 1 м над бесконечно протяженным поверхностным источником единичной активности. Вид функции $D(z)$ определяется состоянием поверхности почвы: первое, когда поверхность идеально ровная (плоская), и второе, когда микрорельеф имеет впадины и западины. Учет неровностей поверхности существенно влияет на величину этой функции для случаев небольшого заглубления (<0,5 дсп) радионуклидов.

Влияние чистого слоя почвы толщины *L* в этой модели расчета учитывается множителем *K(L)*, который имеет экспоненциальный вид:

$$K(L) = \exp(-\alpha L), \qquad (\mathbf{6.6})$$

где α – параметр, характеризующий ослабление чистым слоем почвы. Для каждого радионуклида значение этого параметра определяется по результатам предварительных вычислений методом Монте-Карло.

Вместо формулы (6.5) для приближенной оценки МЭД можно использовать ее приближенное выражение. Если $i \neq k$ и $j \neq l$, то всегда $R_{ij} \geq a$. При $R > 10$ м функции $F(R, z) \to 1$, поэтому при больших значениях параметра α

$$\Delta F(R_{ij}, z) \approx \begin{cases} 1, & \text{если } i = l \text{ и } j = k \\ 0, & \text{если } i \neq l \text{ и ли } j \neq k \end{cases},$$

что приводит к упрощенной формуле расчета МЭД

$$D_{kl} = D(z) \times A_{kl} \times K(L) + D_{ERN}. \qquad (\mathbf{6.7})$$

Сценарии работы СППР «ЕНИСЕЙ ГХК-Стрелка»

Для реконструкции радиационной обстановки, которая существовала в период работы ГХК (1960-1992 гг.), необходимо иметь информацию о распределении дозового поля излучения над поверхностью почвы. Такую информацию можно получить на основании данных о распределении активности в почве путем расчета мощности эквивалентной (экспозиционной) дозы (МЭД).

В СППР использован способ расчета МЭД в ситуации, вызванной загрязнением пойменных участков рек в результате сбросов радионуклидов в гидросистему в определенный год (табл. 6.5).

Предложенная модель (6.7) может быть использована для обоснования проведения реабилитационных мер в различных пойменных ландшафтах, заключающихся в оценке снижения дозовых нагрузок в зависимости от скорости захоронения загрязненного слоя при осаждении аллювия.

В СППР реализованы возможности реконструкции радионуклидного загрязнения на примере о. Атамановский по данным полевой съемки, включающей послойный отбор проб из шурфов (Закономерности ..., 2004). Радиационная обстановка на момент обследования о. Атамановский представлена на рис. 6.32. Значение МЭД определяется через функции, полученные предварительными расчетами методом Монте-Карло радиального распределения МЭД горизонтальной плоскости на высоте *h* от цилиндрического источника единичной активности и площади поперечного сечения, расположенного в почве (Потапов и др., 2005).

Для реконструкции загрязнения аллювиальных отложений в 1966 г. была выполнена их датировка (по слоям) по соотношению $^{154}Eu/^{152}Eu$ (раздел 5.7), что позволило «срезать» слои, сформировавшиеся после 1966 г. Учитывалась также гидрологическая ситуация (длительность затопления о. Атамановский) до постройки Красноярской ГЭС и после ее создания. Это позволило реконструировать радионуклидное загрязнение о. Атамановский изотопами ^{137}Cs, ^{60}Co, $^{152,54}Eu$ на 1966 г. (максимальный паводок).

Таблица 6.5
Меню СППР (Блок модели)

Наименование модели	Район	Изотоп	Год (расчет)
Гидрология р. Енисей (V м/с)	Атаманово		SELECT
Растровые карты района	Казачинское		SELECT
Плотность загрязнения	Казачинское	Cs-137, Eu-152, Eu-154, Co-60	SELECT
Реконструкция плотности загрязнения и дозы	Казачинское	Cs-137	SELECT
Плотность загрязнения	о. Атамановский	Cs-137	SELECT
		Co-60	SELECT
		Eu-152	SELECT
		Eu-154	SELECT
		Сумма изотопов	SELECT
Расчет МЭД	о. Атамановский	Cs-137	SELECT
		Co-60	SELECT
		Eu-152	SELECT
		Eu-154	SELECT

При ГИС-моделировании для реконструкции дозовых нагрузок от изотопов ^{137}Cs, ^{60}Co, $^{152,154}Eu$ использовалась формула (6.7) как предваритель-

ная оценка МЭД над неравномерно загрязненной территорией. Физический смысл этого приближения заключается в том, что МЭД над центром зоны (*k,l*) в основном определяется значением поверхностной активности радионуклидов этой зоны A_{kl} и параметрами их заглубления *z* и *L*. Результаты реконструкции дозовых нагрузок в 1966 г. на о. Атамановский, создаваемые ^{137}Cs и ^{60}Co, представлены на рис. 6.33. Максимальная МЭД наблюдалась в ухвостье и оголовке острова (МЭД, создаваемая ^{137}Cs, достигала 600 мкР/ч, вклад ^{60}Co в МЭД – 280 мкР/ч).

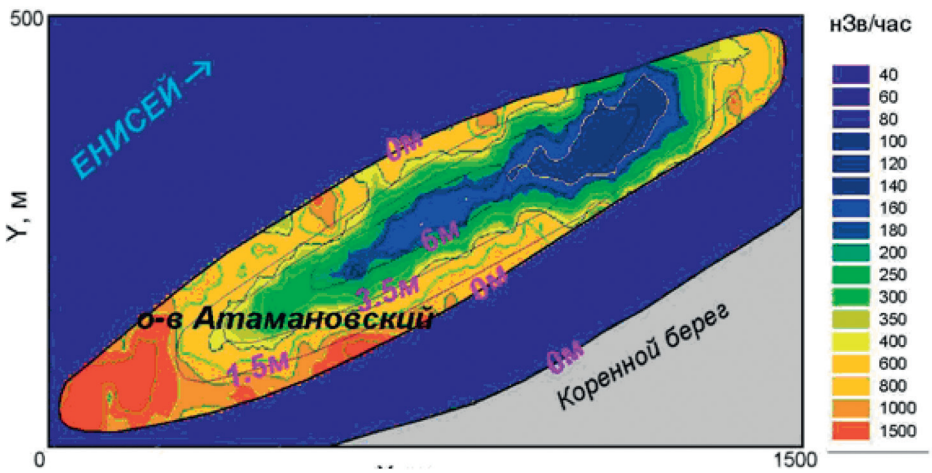


Рис. 6.32. Расчет МЭД на о. Атамановский (1998 г.).

Картометрические операции с отдельными слоями позволяют провести оценку риска загрязнения техногенными радионуклидами и необходимости проведения реабилитационных мероприятий. Так, максимальное осаждение радионуклидов может наблюдаться в местах отложения илистой или песчано-илистой фракции (зоны вмешательства), тогда как галечники представляют зоны транзита радионуклидов и не требуют вмешательства (реабилитации).

Определенную опасность в 2000-х гг. в ближней зоне ГХК могли представлять аномальные сбросы воды с Красноярской ГЭС, которые наблюдались летом 2006 года. Поэтому были выполнены расчеты для оценки радиационной обстановки в случае размыва верхней части аллювиальных отложений с выходом на поверхность загрязненных захороненных слоев (Линник, Потапов, 2009). На рис. 5.25 представлено распределение техногенных радионуклидов в пределах пойменного массива «Балчуг». На пикете 25, расположенном на низкой пойме, максимум удельной активности ^{137}Cs (до 3 кБк/кг) захоронен на глубине примерно 10 см. В случае резкого подъема воды в р. Енисей вполне мог бы происходить размыв аллювиальных отложений на низкой пойме, что привело бы к выходу загрязненного слоя почвы на поверхность. На рис. 6.34 представлены результаты расчета формирования возможной поглощенной дозы (нЗв/ч) при отсутствии размыва, а также в случае возможного размыва аллювиальных отложений.

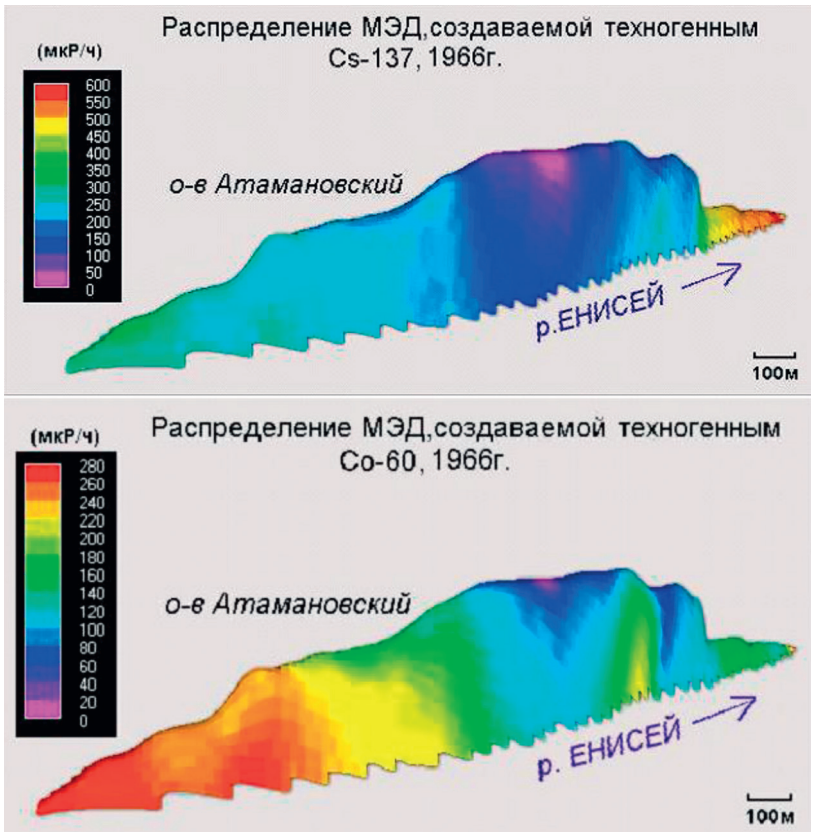


Рис. 6.33. Реконструкция МЭД на о. Атамановский в 1966 г.

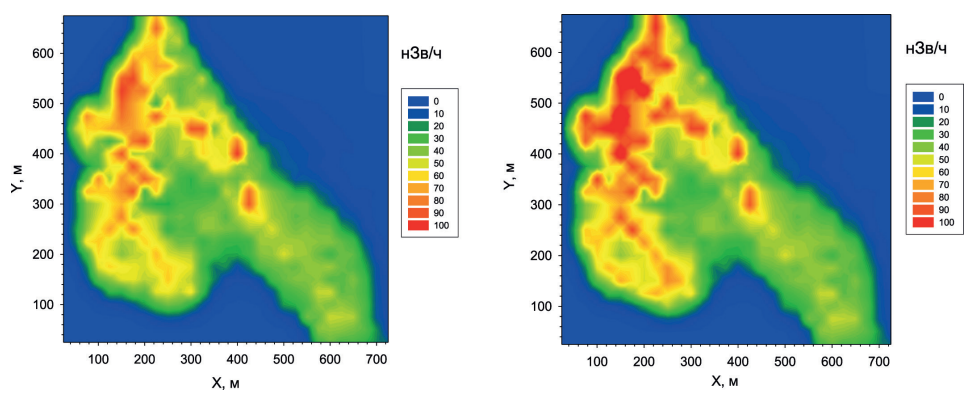


Рис. 6.34. Поглощенная доза в пойме р. Енисей (Балчуг) в 2006 г., формируемая ^{137}Cs (слева – при отсутствии паводка; справа – после интенсивного паводка с размывом верхних слоев почвы).

По результатам моделирования видно, что на локальных возвышенных участках низкой поймы, подстилаемых галечником, вполне возможно было бы повышение дозовых нагрузок до значений, равных 100 нЗв/ч.

Рекомендации по реабилитации пойменных ландшафтов р. Енисей в ближней зоне ГХК

Для выбора технологии реабилитации загрязненных пойменных отложений нужна информация о минеральных и техногенных частицах, носителях радионуклидов. Подробные исследования распределения техногенных радионуклидов в различных гранулометрических фракциях аллювиальных отложений пойменных почв р. Енисей представлены в работах (Волосов и др., 2004; 2006а; 2006б; 2006в).

В таблице 6.6 представлен минеральный состав глинистых фракций двух контрастных почв – суглинистой почвы Балчугского участка поймы (разрез БП2-14 и БП4-45) и песчаной почвы о. Казачий (разрез КП1-11), расположенного в 150 км от первого участка.

Таблица 6.6
Минеральный состав глинистых фракций (% от общей массы глинистых фракций)

Разрез	Слой, см	Фракция, мм	Смектит	Иллит	Каолинит	Хлорит
БП2-14	0-5	0,01-0,005	11,0	48,2	10,4	30,4
		0,005-0,001	7,6	38,4	21,1	32,9
		<0,001	9,1	48,3	12,8	29,8
БП4-45	5-8	0,01-0,005	17,9	38,4	16,3	27,5
		0,005-0,001	2,5	47,5	15,3	34,8
		<0,001	4,4	45,4	18,2	32,0
КП1-11	0-5	0,01-0,005	6,9	52,1	16,7	24,2
		0,005-0,001	8,7	56,4	11,9	21,0
		<0,001	13,4	64,0	9,1	13,5

Наибольшей поглотительной способностью по отношению к микроколичествам радионуклидов обладают минералы монтмориллонитовой группы и группы гидрослюд. Минералы каолинитовой группы и группы слюд характеризуются меньшей сорбционной способностью по отношению к макро- и микроколичествам катионов, находящихся в почве.

Из таблицы 6.6 следует, что минеральный состав глинистых минералов – главных концентраторов радионуклидов – на всем протяжении изученного участка р. Енисей (Балчуг – Казачинское) постоянен. Таким образом, при выборе технологии реабилитации минеральный состав аллювиальных осадков можно не учитывать.

Гранулометрический состав аллювиальных отложений может существенно меняться на разных участках и почвенных горизонтах поймы (рис. 6.35), что отражает вариации гидрологического режима паводков из года в год на разных участках поймы. Так, на рис. 6.35 (слева) наблюдается два максимума (по весу) гранулометрических фракций – один соответствует размерам меньше 0,001 мм (до 20%), тогда как второй максимум приходится на размер фракций 0,05 – 0,01 мм (до 40%). Такой тип распределения гранулометрических фракций по весу характерен для ближней зоны влияния ГХК (участок Балчуг и участок Толстый).

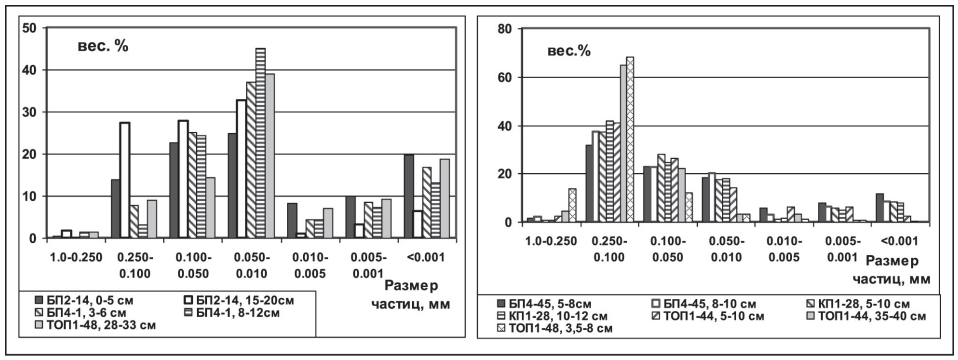


Рис. 6.35. Два типа распределения частиц различного размера в гранулометрических фракциях почв различных участков поймы.

Для дальней зоны влияния ГХК (участок Казачинское, пробы с индексами КП1-28), который характеризует рис. 6.35 (правый), абсолютный максимум фракции по весу приходится на фракцию размера 0,25-0,1 мм. Осаждение этой фракции в составе взвешенных наносов происходило при более высоких скоростях течения воды в р. Енисей по сравнению с тонкой фракцией (размером менее 0,01 мм).

Распределение удельной активности ^{137}Cs по фракциям аллювиальной почвы о. Казачий, расположенной на низкой пойме (h=3,58 м), отображено на рис. 6.36 (разрез КП1-28, слой 5-10 см). Плотность загрязнения ^{137}Cs равнялась 180 кБк/м^2. Обращает внимание, что удельная активность ^{137}Cs для пелитовой фракции (размером менее 0,010 мм) достигает максимальных значений и принимает значения в интервале от 8750 Бк/кг (фракция 0,005-0,001 мм) до 8990 Бк/кг (фракция <0,001 мм). Более крупные фракции характеризуются низкими значениями удельной активности – 890 Бк/кг (фракция 0,25-0,1 мм). Обращает внимание некоторое увеличение удельной активности ^{137}Cs (2525 Бк/кг) для фракции 1,0-0,25 мм.

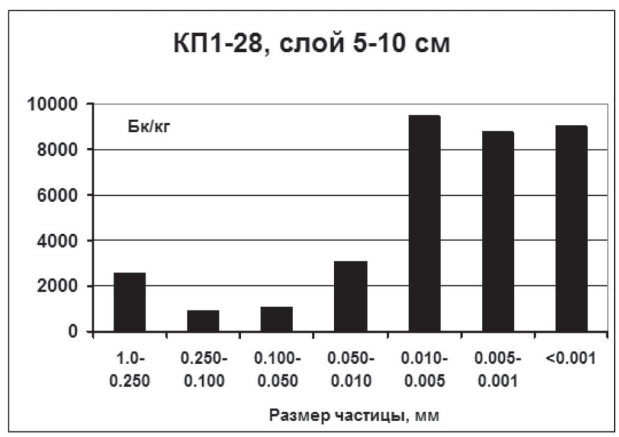


Рис. 6.36. Распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям на о. Казачий в разрезе КП1-28 в слое 5-10 см.

Эффект повышенной удельной концентрации техногенных радионуклидов (не только ^{137}Cs) в более крупной фракции по сравнению с тонкой наблюдался также в ряде других случаев в пойменных почвах р. Енисей. Поэтому вклад в радионуклидное загрязнение аллювиальных почв определяется двумя факторами: удельной активностью радионуклидов в частицах данного размера, которая зависит от сорбционной способности частицы, и массы фракции, определяемой гидрологическими условиями осаждения взвеси определенной крупности из речной воды.

В этом плане уникален разрез КП1-11 (рис. 6.37), где основная масса частиц сосредоточена в крупной фракции 0,25-0,10 мм (79-90% по весу). Причем плотность загрязнения ^{137}Cs в этой части поймы была достаточно высокой (250 кБк/м^2). Данный разрез расположен на средней пойме на о. Казачий (h=5,86 м), где формирование аллювиальных отложений могло происходить только в момент затопления поймы водой. Такая гидрологическая обстановка складывалась при высоких уровнях воды. Скорость течения воды в этот период была вполне достаточной, чтобы тонкая фракция, загрязненная радионуклидами, сносилась вниз по течению, осаждалась только крупная фракция.

Но в чем причина аномального загрязнения крупной фракции?

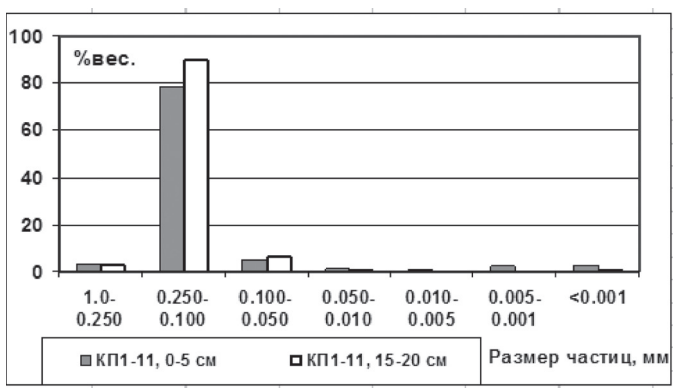


Рис. 6.37. Распределение гранулометрических фракций в слоях 0-5 см и 15-20 см разреза КП1-11 на о. Казачинский.

Чтобы получить ответ на этот вопрос, был проделан следующий эксперимент: выбранные фракции размером 0,125-0,063 мм были подвергнуты 10-минутной обработке ультразвуком. Затем результаты эксперимента вновь подвергались фракционированию для выделения фракций. В выделенных после обработки ультразвуком фракциях была измерена активность радионуклидов (рис. 6.38). Полученные результаты показали, что распределение радионуклидов полностью согласуется с теоретическим – когда максимальная удельная активность радионуклидов связана с пелитовой фракцией.

Аналогичным образом ультразвуком была обработана фракция размером 0,25-0,1 мм разреза КП1-1, слой 15-20 см. В результате такой обработки данная фракция также разделилась на более мелкие. Таким образом, было установлено, что высокие уровни удельной концентрации радионуклидов

на крупной фракции связаны с налипанием мелких, но сильно загрязненных частиц.

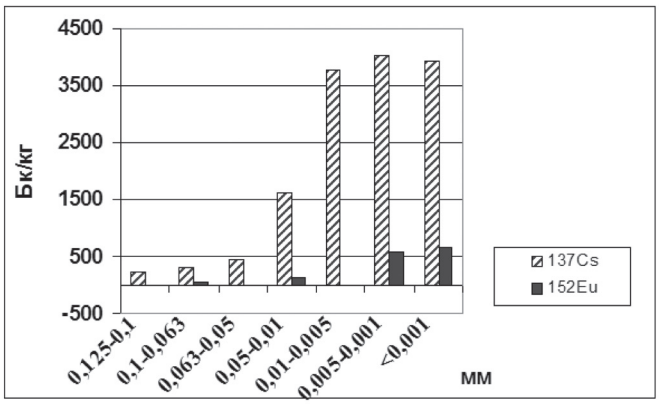


Рис.6. 38. Распределение ^{137}Cs и ^{152}Eu после обработки ультразвуком фракции размером 0,125-0,063 мм почвенного разреза БП4-45, слой 5-8 см (Korobova et al., 2014).

Таким образом, на основании выполненных ландшафтно-радиоэкологических и геохимических исследований пойменных ландшафтов р. Енисей могут быть сформулированы следующие рекомендации по реабилитации загрязненных техногенными радионуклидами почв в ближней зоне влияния ГХК:

1. По результатам картометрических вычислений по всем 9-ти участкам района ГХК-Стрелка представлены базы данных распределения площади различных ландшафтов (14 типов), грунтов (9 градаций) и высотным уровням как русловой части р. Енисей, так и ее пойменной части, что впервые позволило рассчитать площади поймы, загрязненные техногенными радионуклидами, исходя из длительности затопления. Основное загрязнение поймы было сформировано в 60-е годы, после построения Красноярской ГЭС участки поймы выше 6 м не затапливались. Участки поймы р. Енисей с высотой более 6 м не представляют в настоящее время потенциальную радиационную опасность. Пойменные участки в интервале высот 0-1,5 м подвергаются практически ежегодному затоплению и в настоящее время представляют зону осаждения (размыва) радионуклидов, что требует особого внимания при проведении реабилитационных мероприятий.

2. Для оценки современной радиационной обстановки в пойме р. Енисей в зоне влияния ГХК и ее реконструкции проведено ГИС-моделирование с использованием ландшафтных и литологических карт. Это позволяет провести оценку риска загрязнения техногенными радионуклидами и необходимости проведения реабилитационных мероприятий с учетом ландшафтной структуры поймы. Расчет площади затопления поймы р. Енисей, включающей зоны транзита и осаждения, на основе схемы высотных уровней, дал следующие значения на участке ГХК-Стрелка: <6 м – 99,2 км^2; <3,5 м – 58,9 км^2· Максимальное осаждение радионуклидов может наблюдаться в местах отложения илистой или песчано-илистой фракции (зоны

вмешательства), тогда как галечники представляют зоны транзита радионуклидов и не требуют вмешательства (реабилитации).

3. Моделирование скорости течения в реке Енисей на данный момент служит одним из способов реконструкции условий загрязнения радионуклидами в 60-80-е годы XX века. Осаждение радионуклидов на взвеси зависит от размера фракции. Тонкая фракция в условиях р. Енисей осаждается при скорости течения менее 0,2 м/с. Поэтому гидродинамическое моделирование позволяет рассчитать поле скоростей и выделить зоны с малыми скоростями, где и происходит накопление радионуклидов. Такие расчеты выполнены для 1966 г., когда и происходило наиболее интенсивное осаждение радионуклидов в пойме р. Енисей. Получено, что на спаде половодья скорости течения в приверхе и ухвостье острова Атамановский резко снижались (менее 0,2 м/сек), что приводило к осаждению загрязненных радионуклидами взвешенных наносов. Рекомендации по гидрологическому режиму р. Енисей заключаются в недопущении сбросов Красноярской ГЭС, создающих критические скорости размыва аллювиальных отложений и выхода на поверхность максимально загрязненных слоев почвы. Наоборот, допустимые расходы р. Енисей должны обеспечивать естественное захоронение загрязненных горизонтов, что существенно снижает дозовую нагрузку и не приводит к водной миграции техногенных радионуклидов.

4. На основе данных по суммарным сбросам ^{137}Cs за период 1976-2000 гг., а также по данным оценки запаса ^{137}Cs на 6-ти ключевых участках поймы р. Енисей (по данным экспедиционных исследований в 2000 г.) составлен баланс техногенных радионуклидов (оценка запаса от суммарных сбросов в пределах выделенных участков в 200-км зоне ГХК) по отдельным участкам. Это позволяет оценить долю активности, осажденной в ближней (200 км) зоне, а также получить оценку выноса радиоактивности, поступившей с ГХК, в Арктику. По результатам расчета для участка ГХК-Стрелка получена оценка депонирования ^{137}Cs (30,5%) в пойменных отложениях р. Енисей от сброса за период 1976 -2000 гг.

Заключение

География имеет длительную историю развития. Начиная с античных времен человек стремился к пониманию окружающего его мира, поскольку от этого зависела его жизнь. Начиная со средних веков естествознание стремилось к точному описанию окружающего мира. Лидерами стали точные науки, которые научились с помощью математических моделей не только описывать, но также и предсказывать природные явления и процессы. Однако роль описательных наук далеко не исчерпана. Вооружившись точными методами понимания окружающего нас мира, мы можем связывать, казалось бы, далекие друг от друга явления. Например, радиоактивное загрязнение в речных системах может быть описано теорией русловых процессов, а также гидродинамическим моделированием. Чтобы понять механизм формирования аномальных участков поймы, загрязненных радионуклидами, нужно еще хорошо понимать геохимические процессы сорбции, которые определяются конкретной геохимической обстановкой.

В результате радиационных аварий и несовершенства используемых технологий на предприятиях ядерно-топливного цикла были загрязнены пойменные ландшафты рек Теча, Томь, Енисей. Авария на ЧАЭС 26 апреля 1986 г. по масштабам радиоактивного загрязнения превзошла все предыдущие радиационные инциденты. Для ликвидации ее последствий потребовалось привлечение современных достижений науки и техники. Впервые исследование ландшафтных закономерностей распределения техногенных радионуклидов в 30-км зоне ЧАЭС выполнялось методами геоинформационного моделирования.

Ландшафтный подход оказался плодотворным для последующих исследований по анализу и оценке радиационного загрязнения территории России. Ландшафтно-радиоэкологические исследования являются основой для прогноза миграции радионуклидов, оценки эффективности контрмер, оптимизации сельскохозяйственного и лесохозяйственного использования загрязненных радионуклидами территорий.

Применение ГИС-технологий и методов моделирования позволило перейти к пространственно распределенным оценкам, прогнозу и реконструкции радиационной обстановки с учетом ландшафтной структуры территории. Реализованные ландшафтные приемы геоинформационного моделирования могут найти применение при географическом обосновании экологических экспертиз.

Предложенные методы полевых исследований, апробированные для исследования распределения техногенных радионуклидов на стационарных полигонах и профилях, могут быть использованы для обоснования проведения реабилитационных мер в различных ландшафтах, загрязненных не только техногенными радионуклидами, но также и другими видами техногенных загрязнителей.

Предложенные в работе принципы организации стационарных исследований на экспериментальных площадках не ограничиваются исследованием поведения радионуклидов или других техногенных элементов в ландшафте

традиционными ландшафтно-геохимическими методами исследований. Их назначение намного шире. В первую очередь исследования распределения радионуклидов на микроландшафтном уровне впервые позволили количественно описать внутреннюю структуру фаций (элементарных ландшафтов), которая характеризуется достаточно сложным строением.

Пространственная однородность в пределах элементарного ландшафта – это скорее удобный методический прием, используемый при картографировании, где основное внимание уделяется проблемам классификации природных комплексов. Детерминистические принципы описания ландшафтных факторов в автоморфных ландшафтах не всегда подтверждаются экспериментальными данными, где в качестве маркера использовано пространственное распределение цезия. Здесь более всего подходит стохастическое описание внутренней структуры элементарного ландшафта методами вариограммного анализа. Исследование пространственных корреляций распределения цезия на внутрифациальном уровне методами вариограммного анализа показало, что может существовать несколько типичных ситуаций микроландшафтной организации. Причем все они контролируются рельефом, а на локальном уровне – микрорельефом. Таким образом, идея Н.А. Солнцева о «ведущей роли литогенной основы» находит экспериментальное подтверждение.

Так, в полугидроморфных условиях на площадке В1 было выявлено два иерархических уровня внутрифациальной организации: 1) первый связан с характерными размерами элемента рельефа (нижняя часть пологого склона до нескольких десятков метров) и контролируется общим трендом уклона рельефа вниз по склону; и 2) размером до 2-3 м – это микрозападины, которые контролируются микрорельефом.

Казалось бы, а что здесь принципиально нового? Ведь это прекрасно известно благодаря традиционным ландшафтным стационарным методам исследования. Здесь есть смысл отметить: а что же это за методы? Согласно существующим методическим руководствам проведения ландшафтных исследований, для одной фации (элементарного ландшафта) достаточно одной точки комплексного описания (рекомендуется взять еще дополнительную вторую точку). На основной точке проводится весь комплекс ландшафтных описаний, включая описание почвенного разреза с параллельным отбором проб для геохимических анализов. Если мониторинг проводится неоднократно, то спустя определенное время вся площадка станет непригодной для повторного отбора проб.

Поэтому для ландшафтных исследований крайне важно применение методов неразрушающего контроля. В наших исследованиях массовый статистический материал (порядка сотни точек на 1 га) был получен методом неразрушающего контроля (измерение цезия с помощью прибора «КОРАД»).

Принципиальная роль в исследованиях микроландшафтного строения отводится роли рельефа. Автор с большой благодарностью вспоминает научного руководителя РНЭЦ Госкомчернобыль РФ Армена Александровича Тер-Саакова, который в 1992 г. поддержал мою идею создания цифровой модели рельефа (ЦМР) с высоким разрешением (сечение горизонталей 20 см) на мониторинговые ландшафтно-радиоэкологические площадки

и отстоял ее на совещаниях НТС Госкомчернобыль РФ, где формировалась программа проведения радиоэкологических исследований в России. В то время в практике международных радиоэкологических исследований ландшафтные методы моделирования не практиковались.

Ландшафтно-радиоэкологические исследования развивались параллельно с геоинформационным моделированием. Большой удачей было то, что к решению радиоэкологических проблем в середине 90-х был привлечен Питер Барроу (Burrough P.), признанный мировой лидер в геоинформационном моделировании, выдающийся ученый географ, роль которого в мировой географической науке сопоставима с ролью Ю. Одума в развитии экологии. Автору посчастливилось короткий период работать в совместном международном проекте, развиваемые и отраженные идеи в настоящей книге во многом навеяны обсуждениями роли математического моделирования в географии и той полезной роли, которую может сыграть ландшафтная радиоэкология для развития теории ландшафтоведения.

Литература

1. *Алексахин Р.М.* Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоатомиздат, 1982. – 215 с.

2. *Алексахин Р.М.* Сельскохозяйственная радиоэкология: результаты, актуальные задачи, перспективы (к итогам 10-летних исследований в регионе аварии на Чернобыльской АЭС) // «Радиация и риск». – 1997. – Вып. 9. – С. 44-47.

3. *Алексахин Р.М.* У истоков отечественной радиоэкологии // Вестник Российской Академии наук. – 2001. – Том 71. – № 1. – С. 63-70.

4. *Алексахин Р.М.* Итоги преодоления последствий Чернобыльской катастрофы в агросфере // Агрохимический вестник. – 2006. – № 2. – С. 2-5.

5. *Алексахин Р.М.* Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации // Почвоведение. – 2009а. – № 12. – С. 1487-1498.

6. *Алексахин Р.М.* Дозы облучения человека и биоты в современном мире: состояние и некоторые актуальные проблемы // Медицинская и радиационная безопасность. – 2009б. – Том 54. – № 4. – С. 25-31.

7. *Алексахин Р.М.* Радиоэкология XXI века // Вестник Российской академии наук, 2010. – Том 80. – № 4. – С. 321-328.

8. *Алексахин Р.М.* С.И. Ауэрбах – выдающийся ученый и организатор радиоэкологических исследований (к 10-й годовщине со дня смерти) // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2015. – Том 55. – № 3. – С. 314-318.

9. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. – М.: Наука, 1977. – 144 с.

10. *Алексахин Р.М., Ратников А.Н., Жигарева Т.Л. и др.* Рекомендации по ведению растениеводства на радиоактивно загрязненных территориях России. – М., 1997. – 115 с.

11. *Алексахин Р.М., Спирин Е.В., Савкин М.Н.* Радиационная безопасность населения и агропромышленное производство (к вопросу о нормировании содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции) // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – Том 39. – № 4. – С. 444-450.

12. *Алексахин Р.М., Фесенко С.В.* Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Том 44. – № 1. – С. 93-103.

13. *Алексахин Р.М., Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Спирин Е.В., Спиридонов С.С., Панов А.В.* Чернобыль, сельское хозяйство, окружающая среда. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2006. – 35 с.

14. *Алексахин Р.М., Пристер Б.С.* Колыбель отечественной радиоэкологии (к 50-летию Кыштымской радиационной аварии) // Радиационная биология, радиоэкология, 2008а. – Том 48. – № 2. – С. 234-250.

15. *Алексахин Р.М., Пристер Б.С.* Радиоэкология как отрасль естествознания: некоторые размышления об интересном прошлом, сложном и важном настоящем и перспективах на будущее // Радиационная биология, радиоэкология. – 2008б. – Том 48. – № 6. – С. 645-653.

16. *Алоян А.Е.* Динамика и кинетика газовых примесей и аэрозолей в атмосфере / Курс лекций. – М.: ИВМ РАН, 2002. – 201 с.

17. *Андреева И.А., Лапина Н.Н.* Методика гранулометрического анализа донных осадков Мирового океана и геологическая интерпретация результатов лабораторного изучения вещественного состава осадков. Науч. ред. В.Л. Иванов; Всерос. НИИ геологии и минер. ресурсов Мир. океана – СПб, 1998. – 45 с.

18. *Анохин В.Л.* Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. – М.: Атомиздат, 1974. – 143 с.

19. *Арбузов С.И., Рихванов Л.П.* Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие // Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2010. – 300 с.

20. *Арманд А.Д.* Самоорганизация и саморегулирование географических систем. – М.: Наука, 1988. – 259 с.

21. *Артемова Е.М., Балясный Н.Д., Коган Р.М. и др.* Наземная гамма-спектрометрия радиоактивного загрязнения местности // Атомная энергия. – 1971. – Том 31. – Вып. 1. – С. 35-40.

22. *Арутюнян Р.В., Павловский О.А., Панченко С.В., Красноперов С.Н., Серебряков Е.Л.* Авария на АЭС «Фукусима-1»: оперативный прогноз и оценка радиационных и радиологических последствий // Труды ИБРАЭ РАН. Вып. 13: Авария на АЭС «Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки / науч. ред. Р. В. Арутюнян. – 2013. – С. 15-66.

23. *Архипов Н.П.* Роль природных и антропогенных факторов в миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове различных зон. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук в форме научного доклада. – Обнинск, 1994. – 54 с.

24. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины / Разработан в Институте глобального климата и экологии Росгидромета и РАН под научным руководством академика Ю.А. Израэля. – М.: Федеральная служба геодезии и картографии России, 1998а. – 143 с.

25. Атлас радиоактивного загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии / Научный руководитель Ю.А. Израэль, авторы: Де Корт М., Дюбуа Г., Фридман Ш.Д., Герменчук М.Г., Израэль Ю.А., Янссенс А., Джонес А.Р., Келли Г.Н., Квасникова Е.В., Матвеенко И.И., Назаров И.М., Покумейко Ю.М., Ситак В.А., Стукин Е.Д., Табачный Л.Я., Цатуров Ю.С., Авдюшин С.И. 1998б. – Люксембург: Офис официальных публикаций Европейской Комиссии. – 108 с.

26. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Ю.А. Израэля. – М.: ИГКЭ Роскомгидромета и РАН, Фонд «Инфосфера» – НИА «Природа», 2013. – 140 с.

27. *Бакуров А.С.* Творческое наследие ОНИС в рефератах научных работ / Под ред. С.И. Ровного. Ч. I. Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2008. – 404 с. Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Том 49. – № 2. – С. 251-252.

28. *Барышников Н.Б.* Морфология, гидрология и гидравлика пойм. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 280 с.

29. *Барышников Н.Б., Попов И.В.* Динамика русловых потоков и русловые процессы. Учебное пособие. – Л.: Гидрометеоиздат, 1988. – 455 с.

30. *Башкин В.Н., Касимов Н.С.* Биогеохимия. М.: Научный мир, 2004. – 648 с.

31. *Белоус Н.М., Моисеенко Ф.В., Шаповалов В.Ф., Харкевич Л.П.* Влияние макро- и микрорельефа сельскохозяйственных угодий на миграцию ^{137}Cs по профилю почвы // В кн.: Повышение плодородия, продуктивности дерново-подзолистых песчаных почв и реабилитация радиационно загрязненных сельскохозяйственных угодий. – М.: Агроконсалт, 2002. – С. 155-158.

32. *Березина И.Г., Чечеткин В.А., Хотулева М.В. и др.* Радиоактивное загрязнение биологических объектов и природных сред в районе пос. Муслюмово (Челябинская обл.) // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1993. – Том 33. – Вып. 2(5). – С. 748-759.

33. *Берлянт А.М.* Геоинформационное картографирование. – М.: Астрея, 1997. – 64 с.

34. *Беручашвили Н.Л.* Геофизика ландшафта. – М.: Высшая школа, 1990. – 287 с.

35. *Беручашвили Н.Л., Жучкова В.К.* Методы комплексных физико-географических исследований. – М.: Изд-во МГУ, 1997. – 320 с.

36. *Бобовникова Ц.И., Махонько К.П., Сиверина А.А., Работнова Ф.А., Гутарева В.П., Волокитин А.А.* Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почве // Атомная энергия. – 1991. – Том 71. – Вып. 5. – С. 449-454.

37. *Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О., Мясоедов Б.Ф.* Горячие частицы в Красноярском крае // Радиохимия. – 1998. – Том 40. – № 3. – С. 271-274.

38. *Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Бургер и др.* Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения Горно-химического комбината // Радиохимия. – 1999. – Том 41. – № 6. – С. 563-568.

39. *Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Назаров Ю.А. и др.* Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и доза внешнего облучения на территории СССР // Атомная энергия. – 1977. – Том 42. – С. 355-360.

40. *Бондаренко Г.Н.* Динамика самоочищения наземных экосистем после Чернобыльской аварии // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006. – Том 3. – С. 59-64.

41. *Боровой А.А., Гагаринский А.Ю.* Выброс радионуклидов из разрушенного блока Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. – 2001. – Том 90. – Вып. 2. – С. 137-145.

42. *Борщенко В.В., Славов В.П.* Загрязнение молока коров ^{137}Cs в зависимости от качества и предложения пастбищного корма // Агроэкологический журнал. – 2016. – № 1. – С. 26-31.

43. *Бродский С.М., Глебов М.В., Гордеев С.К., Ермаков А.И., Карпов М.В., Киров С.М., Линник В.Г., Тер-Сааков А.А., Хилов А.А.* Комплексные радиационно-экологические и радиационно-гигиенические исследования на Новозыбковском полигоне // Всероссийская конференция «Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения». Тезисы докладов. 21-25 мая 1995 г. НМЦ Голицыно. – М.: Тверьуниверсалбанк, 1995. – С. 139.

44. *Вакуловский С.М.* Радиоактивное загрязнение водных объектов на территории СССР и России в 1967-2000 гг. Диссертация в виде научного доклада на соискание ученой степени доктора технических наук. – Специальность 25.00.36 – геоэкология. – Москва, 2003. – 66 с.

45. *Вакуловский С.М., Крышев И.И., Никитин А.И., Савицкий Ю.В., Малышев С.В., Тертышник Э.Г.* Оценка влияния Красноярского горно-химического комбината на радиоэкологическое состояние р. Енисей // Известия вузов. Ядерная энергетика. – 1994. – № 2-3. – С. 124-130.

46. *Вакуловский С.М., Газиев Я.И., Назаров Л.Е., Тертышник Э.Г., Уваров А.Д., Мартыненко В.П., Петренко Г.И.* Радиоэкологический мониторинг окружающей среды в Брянской области в 1998-1999 гг. // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. Том 1. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000. – С. 19-24.

47. *Вакуловский С.М., Газиев Я.И., Колесникова Л.В., Мартыненко В.П., Петренко Г.И., Тертышник Э.Г., Уваров А.Д.* Особенности радиоактивного загрязнения поверхностных водных объектов Брянской области в 1987-2005 годах // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006а. – Том 2. – С. 48-53.

48. *Вакуловский С.М., Тертышник Э.Г., Бородина Т.С., Искра А.А.* Техногенные радионуклиды в реке Енисей // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006б. – Том 2. – С. 294-299.

49. *Вакуловский С.М., Тертышник Э.Г., Кабанов А.И.* Перенос радионуклидов в р. Енисей // Атомная энергия. – 2008. – Том 105. – № 5. – С. 285-291.

50. *Величкин В.И., Кузьменкова Н.В., Кошелева Н.Е., Мирошников А.Ю., Асадулин Э.Э., Воробьёва Т.А.* Оценка эколого-геохимического состояния почв на северо-западе Кольского полуострова // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2012. – № 1. – С. 41-50.

51. *Вернадский В.И.* Химическое строение биосферы Земли и ее окружения / АН СССР. Ин-т геохимии и аналит. химии. – М.: Наука, 1965. – 374 с.

52. *Ветров В.А., Леина С.Е., Шушарина Н.М., Тищенко О.П.* Оценка и прогноз радиоэкологической ситуации в Уральском регионе // В сб.: Радиация, экология, здоровье. Средний Урал. Ч. I. Изучение эколого-радиационной обстановки региона. – Екатеринбург: УРО РАН, 1994. – С. 134-144.

53. *Викторов А.С.* Основные проблемы математической морфологии ландшафта / РосАН Ин-т геоэкологии. – М.: Наука, 2006. – 251 с.

54. *Войцехович О.В.* Управление качеством поверхностных вод в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. – Киев: Віпол, 2001. – 136 с.

55. *Волкова Н.И.* Структурно-генетический ряд ландшафтов полесий и ополий // В сб.: Современные проблемы физической географии. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. – С. 122-134.

56. *Волкова Н.И., Жучкова В.К., Линник В.Г.* Ландшафтно-радиологические исследования в Брянской области для целей экологического мониторинга // Проблемы экологического мониторинга. Материалы Российской радиобиологической научно-практической конференции. Ч. II. Брянск, 26-28 февраля 1991. – С. 56-58.

57. *Волосов А.Г., Линник В.Г., Коробова Е.М., Борисов А.П., Крупская В.В., Алексеева Т.А., Малышев Б.И.* Распределение радионуклидов в гранулометрических фракциях пойменных почв р. Енисей // В сб.: Биогеохимическая индикация аномалий: Материалы V Биогеохимических чтений, посвященных памяти В.В. Ковальского (8 июня 2004 г.). Отв. ред. В.В. Ермаков. – М.: Наука, 2004. – С. 16-25.

58. *Волосов А.Г., Линник В.Г., Коробова Е.М., Алексеева Т.Н., Борисов А.П., Крупская В.В., Малышев Б.И.* Распределение искусственных радионуклидов в гранулометрических и минералогических фракциях аллювиальных осадков среднего течения р. Енисей // В сб.: Сергеевские чтения. Выпуск 8. Инженерно-экологические изыскания в строительстве: теоретические основы, методика, методы и практика / Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии (23 марта 2006). – М.: ГЕОС, 2006а. – С. 157-160.

59. *Волосов А.Г., Линник В.Г., Коробова Е.М., Алексеева Т.Н., Борисов А.П.* Распределение техногенных радионуклидов в гранулометрических фракциях аллювиальных отложений // Геохимия биосферы (к 90-летию А.И. Перельмана). Сборник докладов Международной научной конференции. Москва, 15-18 ноября 2006 г. – Смоленск: Ойкумена, 2006б. – С. 84-86.

60. *Волосов А.Г., Линник В.Г., Соколов А.В.* Датирование новейших аллювиальных отложений поймы р. Енисей по соотношению радиоизотопов европия // Изотопное датирование процессов рудообразования, магматизма, осадконакопления и метаморфизма. Материалы III Российской конференции по изотопной геохронологии. 6-8 июня 2006 г., Москва, ИГЕМ РАН. Том 1. – М.: ГЕОС, 2006в. – С. 160-164.

61. *Воробьёв Г.Т.* Почвы Брянской области. – Брянск.: Грани, 1993. – 160 с.

62. *Воробьёв Г.Т.* Работа агрохимической службы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в Брянской области // Химия в сельском хозяйстве. – 1996. – № 1. – С. 16-18.

63. *Воробьёва Т.А., Евсеев А.В., Кузьменкова Н.В.* Радиогеохимические исследования состояния ландшафтов Кольского полуострова // Арктика: экология и экономика. – 2017. – № 2 (26). – С. 17-26.

64. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-134, -137 и стронция-90 в пищевых продуктах // «Радиация и риск». – 1997. – Вып. 9. – С. 24-25.

65. Геологическая карта СССР, масштаб 1:1000000. Объяснительная записка. – Л., 1978. – 166 с.

66. Геохимия техногенных радионуклидов / Под ред. Э.В. Соботовича и Г.Н. Бондаренко. – Киев: Наукова думка, 2002. – 332 с.

67. *Глазовская М.А.* Методические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. Метод. пос. – М.: Изд-во МГУ, 1997. – 102 с.

68. *Глазовская М.А.* Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов. – Смоленск: Ойкумена, 2002. – 288 с.

69. *Глазовская М.А.* Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М.: Географический факультет МГУ, 2007. – 350 с.

70. *Глебов М.В., Ермаков А.И., Коробова Е.М., Линник В.Г., Хилов А.А., Тер-Сааков А.А.* Радиоэкологический мониторинг индивидуальных хозяйств Новозыбковского района Брянской области // Всероссийская конференция «Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения». Тезисы докладов. 21-25 мая 1995 г. НМЦ «Голицыно». – М.: Тверьуниверсалбанк, 1995. – С. 27.

71. *Говорун А.П., Ликсонов В.И., Ромашко В.П., Федин В.И., Чибисов С.А.* Спектрально-чувствительный переносной коллимированный гамма-радиометр «Корад» // Приборы и техника эксперимента. – 1994. – Том 5. – С. 207-208.

72. *Говорун А.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н. и др.* Метод определения плотности загрязнений и оценка глубины проникновения в почве ^{137}Cs // Атомная энергия. – 1995. – Том 78. – Вып. 3. – С. 199-204.

73. *Говорун А.П., Линник В.Г.* Использование полевой радиометрии для изучения миграции радионуклидов в различных ландшафтах Брянской области // Всероссийская конференция «Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Реабилитация территорий и населения». Тезисы докладов. 21-25 мая 1995 г. НМЦ Голицыно. – М.: Тверьуниверсалбанк, 1995. – С. 29.

74. *Говорун А.П., Чесноков А.В., Щербак С.Б.* Распределение запаса ^{137}Cs в пойме р. Течи в районе с. Муслюмово // Атомная энергия. – 1998. – Том 84. – Вып. 6. – С. 545-550.

75. *Говорун А.П., Чесноков А.В., Щербак С.Б.* Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойме р. Течи в районе пос. Бродокалмака // Атомная энергия. – 1999. – Том 86. – Вып. 1. – С. 63-68.

76. *Говорун А.П., Щербак С.Б., Уруцкоев Л.И., Чесноков А.В., Линник В.Г., Иваницкая М.В., Пантелеев В.Н.* Применение полевой радиометрии для картографирования загрязнения цезием-137 поймы р. Теча // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000. – Том 1. – С. 438-443.

77. *Говорун А.П., Линник В.Г.* Влияние ландшафтной структуры на распределения цезия-137 в пойме р. Теча // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы 2-й Международной конференции. – Томск, 2004. – С. 150-153.

78. *Говорун А.П., Линник В.Г., Мартыненко В.П., Моисеенко Ф.В.* Структура загрязнения Cs-137 почвенного покрова в Брянской области на микроландшафтном уровне // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006а. – Том 3. – С. 473-478.

79. *Говорун А.П., Линник В.Г., Савельев А.А., Иваницкий О.М., Соколов А.В.* Методы анализа микроструктуры радионуклидного загрязнения в ландшафтах Брянской области // Ландшафтоведение: теория, методы, региональные исследования, практика. Материалы XI Международной ландшафтной конференции. – М.: Географический факультет МГУ, 2006б. – С. 488-490.

80. *Голосов В.Н.* Использование радиоизотопов при исследовании эрозионно-аккумулятивных процессов // Геоморфология. – 2000. – № 2. – С. 26-33.

81. *Голосов В.Н.* Эрозионно-аккумулятивные процессы в речных бассейнах освоенных равнин. – М.: ГЕОС, 2006. – 296 с.

82. *Голосов В.Н., Квасникова Е.В.* Эрозионно-аккумулятивные процессы и миграция радионуклидов искусственного происхождения в ландшафте // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г. Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000. – Том 1. – С. 733-741.

83. *Голосов В.Н., Иванова Н.Н., Гусаров А.В., Шарифуллин А.Г.* Оценка тренда деградации пахотных почв на основе изучения темпов формирования стратоземов с использованием ^{137}Cs в качестве хрономаркера // Почвоведение. – 2017. – № 10. – С. 1238-1252.

84. Государственный водный кадастр. Основные гидрологические характеристики (за 1971-1975 гг.). Том 5. Белоруссия и Верхнее Поднепровье. – Л.: Гидрометеоиздат, 1978.

85. Государственный водный кадастр. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Том 1. РСФСР. Вып. 12. Бассейн Енисея (без бассейна Ангары и Пясины). – Л.: Гидрометеоиздат, 1985. – 464 с.

86. *Гритченко З.Г., Кузнецов Ю.В., Легин В.К., Струков В.Н.* Хронология формирования радиоактивно-загрязненных пойменных и донных отложений реки Енисей с помощью радиоактивных изотопов европия // Радиохимия. – 2002. – Том 44. – № 2. – С. 185-190.

87. *Давыдчук В.С., Линник В.Г.* Ландшафтный подход к организации геоинформационных систем // Теоретические и прикладные проблемы ландшафтоведения. Тезисы докладов VIII Всесоюзного совещания по ландшафтоведению. Львов, сентябрь 1988а. – С. 53-54.

88. *Давыдчук В.С., Линник В.Г.* Обоснование реперной сети радиоэкологического мониторинга 60-км зоны Чернобыльской АЭС // Тезисы I-го научно-технического семинара по основным результатам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Чернобыль, 1988б. – 0,1 п.л.

89. *Давыдчук В.С., Линник В.Г., Чепурной Н.Д.* Организация геоинформационных систем для моделирования антропогенных нарушений природной среды крупных регионов // Глобальные проблемы современности: региональные аспекты. – М.: ВНИИСИ, 1988. – Вып. 5. – С. 163-167.

90. *Давыдчук В.С., Линник В.Г.* Ландшафтный блок геоинформационной системы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 1989. – № 5. – С. 25-32.

91. *Давыдчук В.С., Линник В.Г., Чепурной Н.Д.* Моделирование миграции радионуклидов в 30-км зоне ЧАЭС на основе ландшафтного подхода // Чернобыль-88. Доклады I Всес. н.-техн. совещания по итогам ЛПА на ЧАЭС. Кн. 5. Миграция и состояние радионуклидов в природе. – Ч. 1. – Чернобыль, 1989. – С. 188-202.

92. *Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В. и др.* Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. – Киев: Наукова думка, 1994. – 112 с.

93. *Дегерменджи А.Г., Косолапова Л.Г., Болсуновский А.Я., Шайдуров В.В., Белолипецкий В.М., Сухоруков Ф.В., Яшихин Г.Н.* Моделирование биологических и гидрофизических механизмов переноса и распределения радионуклидов в речной

системе (на примере р. Енисей) // В сб.: Интеграционные программы фундаментальных исследований. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1998. – С. 121-134.

94. *Дианов В.И.* Создание современных вычислительных систем для проведения сложных экологических исследований// Управляющие системы и машины. – 1988. – № 3. – С. 83-85.

95. *Долин В.В.* Лимитирующие стадии миграции водорастворимых форм радионуклидов в почвах // Геохимия. – 2001. – № 9. – С. 961-971.

96. *Дьяконов К.Н.* Геофизика ландшафта. Метод балансов: Учеб.-метод. пособие. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1988. – 95 с.

97. *Дьяконов К.Н.* Геофизика ландшафта. Биоэнергетика, модели, проблемы: Учеб.-метод. пособие. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. – 96 с.

98. *Дьяконов К.Н.* Базовые концепции ландшафтоведения и их развитие // Вестник Моск. ун-та. Сер. геогр. – 2005. – № 5. – С. 5-12.

99. *Дьяконов К.Н., Солнцев В.Н.* Пространственно-временной анализ геосистемной организации: основные итоги и перспективы // Вестник Моск. ун-та. Сер. геогр. – 1998. – № 4. – С. 21-28.

100. *Дьяконов К.Н., Дончева А.В.* Экологическое проектирование и экспертиза: Учебник для вузов. – М.: Аспект Пресс, 2002. – 384 с.

101. *Евдокимова З.А., Жилина Н.И., Киселев В.П., Печенова О.И., Семин Н.Н., Токарчук Д.Н., Токарчук А.Д., Юрченко А.С. (ИБРАЭ РАН); Дынник А.Ю., Рогачев А.В. (ГОСГИСЦЕНТР)*. Организация банка электронных карт ИБРАЭ РАН. Препринт № ИБРАЭ-2002-04. Москва: Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2002. – 60 с.

102. *Жидкин А.П., Геннадиев А.Н., Кошовский Т.С., Чендев Ю.Г.* Пространственно-временные параметры латеральной миграции твердофазного вещества почв (Белгородская область) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 2016. – № 3. – С. 9-17.

103. *Жукова О.М., Матвеенко И.И., Мышкина Н.К., Шароваров Г.А., Ширяева Н.М.* Формирование и динамика распространения радиоактивного загрязнения в реках Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС // Инженерно-физический журнал. – 1990. – Том 70. – № 1. – С. 73-80.

104. *Жукова О.М., Ширяева Н.М., Мышкина Н.К., Шагалова Э.Д., Денисова В.В., Скурат В.В.* Особенности формирования и распространения радиоактивного загрязнения в реке Ипуть после аварии на Чернобыльской АЭС // Инженерно-физический журнал. – 2001. – Том 74. – № 5. – С. 182-186.

105. *Жукова О.М., Ширяева Н.М., Мышкина Н.К., Денисова В.В., Скурат В.В.* Прогнозирование миграции радионуклидов в бассейне реки Ипуть // Инженерно-физический журнал. – 2002. – Том 75. – № 1. – С. 191-199.

106. *Жукова О.М., Бакарикова Ж.В., Кореняк А.П.* Результаты трансграничного мониторинга радиоактивного загрязнения поверхностных вод в Республике Беларусь // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006. – Том 2. – С. 43-47.

107. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Белолипецкий и др.; науч. редакторы: акад. В.Ф. Шабанов, чл.-кор. РАН А.Г. Дегерменджи. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286 с.

108. *Зубец М.В., Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Богдевич И.М., Кашпаров В.А.* Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС // Агроекологічний журнал. – 2011. – № 1. – С. 5-20.

109. *Иваницкая М.В., Исаева Л.Н., Ячменев В.А., Говорун А.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н., Чесноков А.В., Щербак С.Б.* Распределение уровней загрязнения

^{137}Cs поймы реки Теча в поселке Бродокалмак // Проблемы экологии Южного Урала. – 1996. – № 1. – С. 7-18.

110. *Иванов О.П., Потапов В.Н., Щербак С.Б.* Расчет мощности экспозиционной дозы гамма-излучения над плоской поверхностью с неравномерно распределенной активностью радионуклидов // Атомная энергия. – 1995. – Том 79. – Вып. 2. – С. 130-134.

111. *Иванов М.М., Голосов В.Н., Беляев В.Р.* Анализ строения рельефа для оценки коэффициента доставки наносов бассейна реки Плавы (Тульская область) // Вестник Московского университета. Сер. 5. География. – 2017. – № 3. – С. 14-23.

112. *Иванова Н.Н., Шамшурина Е.Н., Голосов В.Н., Беляев В.Р., Маркелов М.В., Парамонова Т.А., Эврар О.* Оценка перераспределения ^{137}Cs экзогенными процессами в днище долины р. Плава (Тульская область) после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник Московского университета. Сер. 5: География. – 2014. – № 1. – С. 24-34.

113. *Иванова Н.Н., Голосов В.Н., Беляев В.Р., Иванов М.М., Шамшурина Е.Н.* Экологические последствия перераспределения чернобыльского загрязнения в различных звеньях эрозионно-русловых систем (на примере бассейна р. Плавы, Тульская область). В сборнике: Экологические аспекты эрозионных и русловых процессов. Межвузовский сборник (под редакцией Р.С. Чалова и М.В. Кумани). – М.: 2016. – С. 43-52.

114. *Израэль Ю.А.* Изотопный состав радиоактивных выпадений. Л.: Гидрометеоиздат, 1973. – 108 с.

115. *Израэль Ю.А.* Мирные ядерные взрывы и окружающая среда. – Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 156 с.

116. *Израэль Ю.А.* Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. – СПб: Прогресс-Погода, 1996. – 356 с.

117. *Израэль Ю.А.* Радиоактивное загрязнение после ядерных взрывов и аварий – интегральный подход // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000. – Том 1. – С. 26-47.

118. *Израэль Ю.А.* Радиоактивное загрязнение природных сред в результате аварии на Чернобыльской атомной станции – М.: Изд-во «Комтехпринт», 2006. – 28 с.

119. *Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А., Петров В.Н., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д.* Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. – Л.: Гидрометеоиздат, 1990. – 296 с.

120. *Израэль Ю.А., Назаров И.М., Фридман Ш.Д., Авдюшин С.И., Квасникова Е.В., Контарович Р.С., Имшенник Е.В., Шушарина Н.М.* Радиационная обстановка на территории Европейской части СНГ и Урала // Метеорология и гидрология. – 1992. –№11. – С. 5-14.

121. *Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Назаров И.М., Фридман Ш.Д.* Глобальное и региональное радиоактивное загрязнение цезием-137 европейской территории бывшего СССР. – Метеорология и гидрология, 1994. – № 5. – С. 5-9.

122. *Израэль Ю.А., Имшенник Е.В., Квасникова Е.М., Назаров И.М., Стукин Е.Д., Судакова Е.А., Маркова Т.А., Рябинина Н.И.* Радиоактивное загрязнение территории России глобальными выпадениями от ядерных взрывов и чернобыльскими выпадениями. Карта по состоянию на 90-е годы XX века // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000. – Том 1. – С. 138-145.

123. *Израэль Ю.А., Квасникова Е.В.* Коллекция географических изображений полей радиоактивного загрязнения // Известия РАН. Сер. географическая. – 2007. – № 5. – С. 7-17.

124. *Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Линник В.Г.* Радиоактивное загрязнение территории России. В кн.: Изменение природной среды в XX веке. М.: МОЛНИЕТ, 2012. – С. 202-220.

125. *Имшенник Е.В.* Картографическое прогнозирование загрязнения ^{137}Cs наиболее пострадавших в результате аварии на ЧАЭС регионов России: Автореф. канд. геогр. наук. – М., 2011. – 30 с.

126. *Имшенник Е.В., Квасникова Е.В.* Прогнозное картографирование полей радиоактивного загрязнения, сложившихся в прошлом. – Метеорология и гидрология. – 2010. – № 12. – С. 42-49.

127. *Исаченко А.Г.* Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. – М.: Высшая школа. – 1991. – 366 с.

128. *Исаченко А.Г.* Теория и методология географической науки. – М.: Академия, 2004. – 396 с.

129. *Калмыков С.Н.* Миграция радионуклидов через геохимические барьеры. Диссертация на соискание ученой степени кандидата химических наук. – Москва, 2000 г.

130. *Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Позолотина В.Н.* Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах р. Течи и Исети // Атомная энергия. – 1997. – Том 83. – Вып. 6. – С. 462-465.

131. *Касимов Н.С.* Базовые концепции и принципы геохимии ландшафтов // Геохимия биосферы (к 90-летию А.И. Перельмана). Сборник докладов Международной научной конференции. Москва, 15-18 ноября 2006 г. – Смоленск: Ойкумена, 2006. – С. 21-25.

132. *Квасникова Е.В.* Теория и практика картографирования радиоактивного загрязнения // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000. – Том 1. – С. 153-159.

133. *Квасникова Е.В.* Трансформация поля загрязнения почвы искусственными радионуклидами. Сб. трудов ИГКЭ «Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем». М., СПб: Гидрометеоиздат, 2002. – С. 37-58.

134. *Квасникова Е.В., Стукин Е.Д., Фридман Ш.Д., Шушарина Н.М.* Первичное радиоэкологическое районирование территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Геохимия. – № 7. – 1993. – С. 1030-1043.

135. *Квасникова Е.В., Стукин Е.Д., Голосов В.Н.* Неравномерность загрязнения цезием-137 территорий, расположенных на большом расстоянии от Чернобыльской АЭС // Метеорол. и гидрол. – 1999. – № 2. – С. 5-11.

136. *Квасникова Е.В., Керцман В.М., Назаров И.М., Стукин Е.Д., Фридман Ш.Д., Телеснина В.М.* Исследование долины и водосбора р. Енисей аэрогаммаспектральным методом // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000а. – Том 1. – С. 549-554.

137. *Квасникова Е.В., Пегоев А.Н., Стукин Е.Д.* Современный радионуклидный состав чернобыльских выпадений на разном удалении от места аварии. – Труды международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб, Гидрометеоиздат, 2000б. – Том 1. – С. 172-177.

138. *Квасникова Е.В., Стукин Е.Д., Титкин Г.И., Жукова О.М., Самонов А.Е., Борисенко Е.Н., Шагалова Э.Д., Жукова О.Митр.* Трансформация радиоактивного загрязнения почв Брянско-Белорусского полесья // Метеорология и гидрология. – 2002. – №1. – С. 46-57.

139. *Квасникова Е.В., Жукова О.М., Стукин Е.Д., Борисенко Е.Н., Самонов А.Е.* Роль ландшафтных факторов в изменении поля радиоактивного загрязнения ^{137}Cs в Брянском Полесье. – Метеорология и гидрология, 2005. – № 6. – С. 83-91.

140. *Квасникова Е.В., Жукова О.М., Борисенко Е.Н., Симонов А.Е., Травникова И.Г., Кравцова О.С.* Самоочищение почв от ^{137}Cs в Брянском Полесье под действием ландшафтных факторов. – Известия Российской академии наук. Серия географическая, 2006. – № 4. – С. 99-107.

141. *Квасникова Е.В., Родикова В.А.* Радиоэкология ландшафта – новое направление в физической географии // В сб.: Современные проблемы ландшафтоведения и геоэкологии. – Минск: изд. Центр БГУ, 2008. – С. 41-43.

142. *Квасникова Е.В., Жукова О.М., Гордеев С.К., Константинов С.В., Киров С.С., Лысак А.В., Манзон Д.А.* Цезий-137 в почвах ландшафтов через 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС// – Известия Российской академии наук. Серия географическая, 2009. – № 5. – С. 66-83.

143. *Клечковский В.М.* О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае // под ред. проф. В.*М. Клечковского*; Акад. наук СССР. – *М.*: *АН СССР*, *1956*. – 174 с., 2 л. ил.

144. *Коган Р.М., Назаров И.М., Фридман Ш.Д.* Основы гамма-спектрометрии природных сред. 3-е изд., перераб. и доп. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 232 с.

145. *Коноплев А.В., Хилтон Дж., Комас Р., Бобовникова Ц.И., Булгаков и др.* Миграция и трансформация химических форм цезия-137 чернобыльского происхождения в системе почва-вода на различных удалениях от источника // Радиоэкологические проблемы в ядерной энергетике и при конверсии производства. Тезисы докладов XV Менделеевского съезда по общей и прикладной химии. – Обнинск, 1993. – Том 1. – С. 58.

146. *Коробова Е.М.* Генезис и закономерности пространственной организации современных биогеохимических провинций. Диссертация на соискание степени доктора геолого-минералогических наук. / М.: ГЕОХИ РАН, 2016. – 329 с.

147. *Коробова Е.М., Линник В.Г., Новикова С.К.* Комплексное картографирование загрязненных территорий // Природа. – 1991. – № 5. – С. 69-70.

148. *Коробова Е.М., Линник В.Г., Хитров Л.М.* Ландшафтно-геохимическое и радиоэкологическое картирование загрязненной радионуклидами территории // Геохимия. – 1993. – № 7. – С. 1020-1029.

149. *Коробова Е.М., Ермаков А.И., Линник В.Г., Кувылин А.И., Киров С.С., Гордеев С.К., Глебов М.В.* Распределение и миграция радионуклидов в природных и агроландшафтах Брянской области (на примере Новозыбковского полигона) // Научные аспекты экологических проблем России. Труды Всероссийской конференции. Москва, 13-16 июня 2001 г. – М.: Наука, 2002. – Том 2. – С. 434-439.

150. *Коробова Е.М., Линник В.Г., Ермаков А.И.* Опыт экологического мониторинга и оценка загрязнения почв и пищевых продуктов местного производства на уровне отдельного населенного пункта на примере радионуклидов цезия и стронция // В сб.: Экология антропогена и современности: природа и человек. Материалы конференции. Волгоград–Астрахань, 24-27 сентября 2004 г. – СПб: Гуманистика, 2004. – С. 663-668.

151. *Коробова Е.М., Чижикова Н.П., Линник В.Г.* Распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям и в профиле аллювиальных почв поймы р. Ипуть и ее притока р. Булдынка (Брянская область) // Почвоведение. – 2007. – № 4. – С. 1-14.

152. *Корогодин В.И.* Из писем Н.В. Тимофеева-Ресовского В.Н. Сукачеву // Природа. – 1990. – № 9. – С. 95-104.

153. *Кошелева Н.Е.* Математическое моделирование миграционных процессов в ландшафтно-геохимических системах. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. – Москва, 2003. – 40 с.

154. *Кошкарев А.В., Тикунов В.С.* Геоинформатика / Под ред. Д.В. Лисицкого. – М.: Картгеоцентр, Геодезиздат, 1993. – 213 с.

155. *Крауклис А.А.* Проблемы экспериментального ландшафтоведения. – Новосибирск: Наука, 1979. – 233 с.

156. *Криволуцкий Д.А.* Радиоэкология сообществ наземных животных. – М.: Энергоатоиздат, 1983. – 187 с.

157. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. Р.М. Алексахин, Л.А. Булдаков, В.А. Губанов и др. Под общей редакцией Л.А. Ильина и В.А. Губанова. – М.: ИздАТ, 2001. – 752 с.

158. *Кудельский А.В., Смит Дж.Т., Жукова О.М., Матвеенко И.И., Пинчук Т.М.* Естественная ^{137}Cs-деконтаминация загрязненных территорий Беларуси и речной сток // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000. – Том 2. – С. 372-377.

159. *Кудрявцев В.Н.* Миграция ^{137}Cs в трофической цепи крупного рогатого скота и нормирование поступления радионуклида в ее звенья. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Обнинск, 1991 г.

160. *Кузнецов В.К., Санжарова Н.И.* Методологические основы организации защитных мероприятий ландшафтно-экологической направленности на радиоактивно загрязненных территориях // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2016. – Том 56. – № 1. – С. 90-101.

161. *Кузнецов В.К., Калашников К.Г., Грунская В.П., Санжарова Н.И.* Горизонтальная и вертикальная миграция ^{137}Cs в склоновых ландшафтах // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009а. – Том 49. – № 3. – С. 282-290.

162. *Кузнецов В.К., Грунская В.П., Калашников К.Г., Санжарова Н.И.* Особенности распределения ^{137}Cs в агроландшафтах склонов северной части лесостепной зоны // Агрохимия. – 2009б. – № 2. – С.75-86.

163. *Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А., Легин В.К., Раков Н.А., Жидков В.В., Савицкий Ю.В., Тишков В.П., Поспелов Ю.Н., Егоров Ю.М.* К оценке вклада реки Енисей в общую радиоактивную загрязненность Карского моря // Радиохимия. – 1994. – Том 36. – № 6. – С. 546-559.

164. *Кузнецов Ю.В., Легин В.К., Шишлов А.Е., Степанов А.В., Савицкий Ю.В., Струков В.Н.* Изучение поведения ^{239,240}Pu и ^{137}Cs в системе река Енисей – Карское море // Радиохимия. – 1999. – Том 41. – № 2. – С. 181-186.

165. *Кузьменкова Н.В.* Миграция и аккумуляция ^{137}Cs в ландшафтах северо-западной части Кольского полуострова. Автореферат диссертации на соискании ученой степени кандидата географических наук. Специальность 25.00.36 – геоэкология. Москва, 2010. – 25 с.

166. *Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Кольтовер В.К.* Основы радиоэкологии. – Киев: Вища школа, 2003. – 319 с.

167. *Кутлахмедов Ю.А.* Дорога к теоретической радиоэкологии. – Киев: Фитосоциоцентр, 2015. – 360 с.

168. Кыштымская авария крупным планом // Природа. – 1990. – № 5. – С. 47-75.

169. *Лаверов Н.П., Величкин В.И., Мирошников А.Ю., Асадулин Эн.Э., Семенков И.Н.* Оценка плотности глобальных выпадений цезия-137 по данным его содержания в закрытых геохимических аренах юга западной Сибири // Доклады Академии наук, 2016. – Том 468. – № 3. – С. 328-331.

170. *Лев Т.Д., Пристер Б.С., Виноградская В.Д.* Превентивная интегральная оценка радиоэкологической критичности сельскохозяйственных территорий для целей эффективного управления процессами ликвидации последствий радиационных аварий // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2016. – Вип. 26. – С. 113-121.

171. *Линник В.Г.* Моделирование региональных геохимических полей // Моделирование процессов экологического развития. – М.: ВНИИСИ, 1989. – Вып. 7. – С. 43-50.

172. *Линник В.Г.* Построение геоинформационных систем в физической географии: Учебное пособие. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. – 80 с.

173. *Линник В.Г.* Геоинформационные системы для управления ресурсами окружающей среды // Экоинформатика (теория, практика, методы и системы) / Под ред. В.Е. Соколова. – СПб: Гидрометеоиздат, 1992. – С. 374-428.

174. *Линник В.Г.* Методы моделирования и оптимизации геосистем: Учебное пособие. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. – 99 с.

175. *Линник В.Г.* Ландшафтно-радиоэкологические исследования в связи с аварией на Чернобыльской АЭС // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 1996. – № 1. – С. 38-44.

176. *Линник В.Г.* Использование геоинформационных технологий для радиоэкологического анализа территорий, подвергшихся радиационному воздействию // В сб.: Взаимодействие картографии и геоинформатики (к 60-летию профессора С.Н. Сербенюка). – М.: Научный мир, 2000а. – С. 147-159.

177. *Линник В.Г.* Закономерности распределения ^{137}Cs в пойме р. Теча (на примере участка у п. Муслюмово) // XV пленарное межвузовское координационное совещание по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов. Волгоград, 3-5 октября 2000 г. Доклады и краткие сообщения. МГУ, ВГПУ. – Волгоград–Москва: Перемена, 2000б. – С. 122-124.

178. *Линник В.Г.* Ландшафтно-гидрологические условия распределения ^{137}Cs в пойме р. Ипуть (Брянская область) // Эрозия почв и русловые процессы. Вып. 13. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. – С. 120-132.

179. *Линник В.Г.* Методы ландшафтно-радиационного мониторинга пойменных комплексов // Научные аспекты экологических проблем России. Труды Всероссийской конференции. Москва, 13-16 июня 2001 г. – М.: Наука, 2002. – Том 1. – С. 364-369.

180. *Линник В.Г.* ГИС-технологии в решении радиоэкологических проблем России // В сб.: Экология антропогена и современности: природа и человек. Материалы конференции. Волгоград–Астрахань, 24-27 сентября 2004 г. – СПб: Гуманистика, 2004а. – С. 229-233.

181. *Линник В.Г.* ГИС-технологии при радиоэкологических исследованиях пойменных ландшафтов // В сб.: Прикладная геохимия. Вып. 5. Компьютерные технологи. – Москва: ИМГРЭ, 2004б. – С. 329-345.

182. *Линник В.Г.* Иерархия геоинформационных моделей распределения техногенных радионуклидов в ландшафтах // Экспериментальная информация в почвоведении: теория и пути стандартизации. Труды Всероссийской конференции 20-22 декабря 2005 г. – Москва: Изд-во МГУ, 2005. – С. 122-123.

183. *Линник В.Г.* Ландшафтные методы в исследовании загрязнения техногенными радионуклидами пойменных комплексов // Геохимия биосферы (к 90-летию А.И. Перельмана). Сборник докладов Международной научной конференции. Москва, 15-18 ноября 2006 г. – Смоленск: Ойкумена, 2006. – С. 197-199.

184. *Линник В.Г.* Биосферные последствия чернобыльской катастрофы. В кн.: Россия в окружающем мире. 2006 г. (Аналитический ежегодник) / Отв. ред. Н.Н. Марфенин. – М.: МНЭПУ, Авант, 2007. – С. 33-52.

185. *Линник В.Г.* Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели**.** Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. М.: 2008а. – 40 с.

186. *Линник В.Г.* Пространственно-временные масштабы ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов // Ученые записки Таврического наци-

онального университета им. В.И. Вернадского. Серия «География». – Том 21(60). – 2008б. – № 2. – С. 63-73.

187. *Линник В.Г.* Геоинформационная система поддержки принятия решений для прогноза производства молока на радиационно загрязненных территориях Брянской области // ИнтерКарто – ИнтерГИС14. Устойчивое развитие территорий. Теория ГИС и практический опыт. Материалы международной конференции. Саратов (24-26 июня 2008 г.) – Урумчи (Лхаса) (29 июня – 1 июля 2008 г.). – 2008в. – С. 99-105.

188. *Линник В.Г.* Принципы и методы организации ландшафтно-радиоэкологического мониторинга // Современные проблемы загрязнения почв. III Международная научная конференция. Сборник материалов. Москва, 24-28 мая 2010 г. – М.: МГУ, 2010а – С. 373-376.

189. *Линник В.Г.* Ландшафтные методы исследований и радиоэкология // Инновации в геоэкологии: теория, практика, образование. Материалы Всероссийской научной конференции. Москва, 16-17 сентября 2010 г. – Москва, Географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова. – 2010б. – С. 200-204.

190. *Линник В.Г.* Техногенные радионуклиды в поймах р.Теча и среднего течения р. Енисей // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 2011. – № 4. – С. 24-30.

191. *Линник В.Г.* Радиоактивное загрязнение пойменных ландшафтов р. Теча // В сб.: Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах. Материалы школы-семинара для молодых исследователей. Тюмень, 13-16 мая 2014 г. Тюмень: Изд-во ТГУ, 2014. – С. 82-93.

192. *Линник В.Г., Сает Ю.Е., Смирнова Р.С.* Оперативное картографирование региональных геохимических полей для мониторинга // Моделирование процессов экологического развития. – М.: ВНИИСИ, 1986. – Вып. 13. – С. 71-77.

193. *Линник В.Г., Линник Н.И., Ляшенко Г.Б.* Программные средства отображения и анализа полей загрязнения радионуклидами для района аварии ЧАЭС // Системный анализ и методы математического моделирования в экологии. – Киев: ИК АН УССР, 1990. – С. 20-28.

194. *Линник В.Г., Хитров Л.М., Коробова Е.М.* Принципы ландшафтно-геохимического и радиоэкологического картографирования территорий, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС (проект РАДЛАН). – М.: ГЕОХИ АН СССР, 1991. – 50 с.

195. *Линник В.Г., Кувылин А.И., Кузьмичев В.Н., Коробова Е.М.* Организация данных радиоэкологической информации на территории экспериментального полигона в Брянской области // Радиация и риск. – 1993. – Вып. 3. – С. 121-128.

196. *Линник В.Г., Кувылин А.И., Кузьмичев В.Н., Коробова Е.М.* Организация баз данных радиоэкологической информации на территории экспериментального полигона в Брянской области // В кн.: Беручашвили Н.Л., Жучкова В.К. Методы комплексных физико-географических исследований. Учебник. – М.: Изд-во МГУ, 1997. – Приложение 1. – С. 279-284.

197. *Линник В.Г., Говорун А.П., Потапов В.Н., Садырев Д.Н., Шишлов А.Е., Дегерменджи А.Г.* Ландшафтные особенности распределения радионуклидов в пойме р. Енисей в ближней зоне влияния Горно-химического комбината // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000а. – Том 1. – С. 543-548.

198. *Линник В.Г., Кувылин А.И., Коробова Е.М.* Геоинформационный анализ загрязненных территорий для целей радиационного мониторинга // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000б. – Том 1. – С. 257-262.

199. *Линник В.Г., Говорун А.П., Моисеенко Ф.В.* Исследование характера и динамики загрязнения Cs-137 пойменных ландшафтов р. Ипуть с помощью коллимиро-

ванного радиометра РКГ-09Н («КОРАД») // В сб.: Сергеевские чтения. Выпуск 4. / Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии (21-22 марта 2002 г.). – М.: ГЕОС, 2002а. – С. 318-322.

200. *Линник В.Г., Говорун А.П., Моисеенко Ф.В., Белоус Н.М.* Исследование характера загрязнения Cs-137 пойменных лугов р. Ипуть (по результатам радиометрических исследований 2001 г.) // В кн.: Повышение плодородия, продуктивности дерново-подзолистых песчаных почв и реабилитация радиационно загрязненных сельскохозяйственных угодий. – М.: Агроконсалт, 2002б. – С. 125-145.

201. *Линник В.Г., Кувылин А.И., Соколов А.В., Волосов А.Г., Иваницкий О.И., Болсуновский А.Я., Носов А.В.* Геинформационные технологии в радиоэкологических исследованиях р. Енисей и р. Томь // ИнтерКарто 8: ГИС для устойчивого развития. Материалы международной конференции. Хельсинки–Санкт-Петербург, 28 мая – 1 июня, 2002в. – С. 372-377.

202. *Линник В.Г., Волосов А.Г., Коробова Е.М., Борисов А.П., Потапов В.Н., Сурков В.В., Боргуис А., Браун Дж., Алексеева Т.А.* Распределение техногенных радионуклидов в аллювиальных отложениях и фракциях почв в ближней зоне Красноярского ГХК // Радиохимия. – 2004а. – Том 46. – № 5. – С. 471-476.

203. *Линник В.Г., Волосов А.Г., Потапов В.Н., Соколов А.В., Сурков В.В., Андрюшина С.Б.* Разработка радиоэкологического кадастра для оценки радиационного загрязнения и реконструкции дозовых нагрузок в зоне влияния ГХК // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы 2-й Международной конференции. Томск. – Томск: Тандем-Арт, 2004б. – С. 322-325.

204. *Линник В.Г., Говорун А.П., Волосов А.Г.* Радионуклидное загрязнение пойменных почв реки Плава // Сборник тезисов Международной научной конференции «Современные проблемы загрязнения почв». Москва, 24-28 мая 2004 года. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2004в. – С. 63-65.

205. *Линник В.Г., Говорун А.П., Соколов А.В., Анваер Е.Е., Шаров Д.В.* Анализ статистических параметров при выявлении неоднородности загрязнения почвы Cs-137 на мониторинговых площадках Брянской области // В сб.: Сергеевские чтения. Выпуск 6. Инженерная геология и охрана геологической среды. Современное состояние и перспективы развития / Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии (23-24 марта 2004). – М.: ГЕОС, 2004 г. – С. 275-279.

206. *Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н., Волосов А.Г., Коробова Е.М., Боргуис А., Браун Дж.* Литолого-геоморфологические особенности распределения радионуклидов в пойменных ландшафтах р. Енисей // Геология и геофизика. – 2004д. – № 10. – С. 1220-1234.

207. *Линник В.Г., Волосов А.Г., Лутковский В.В., Потапов В.Н., Соколов А.В., Соколов П.В., Сурков В.В.* Разработка геоинформационных систем по анализу радиоэкологической обстановки в долине р. Енисей как основы системы принятия решений по реабилитации // Сборник тезисов докладов Международной конференции «Моделирование процессов переноса радионуклидов в окружающей среде и вопросы разработки баз метаданных по радиационным объектам советского ядерного комплекса. РАДЛЕГ-РАДИНФО-2005». Москва, 31 октября – 2 ноября, 2005а. – С. 34.

208. *Линник В.Г., Говорун А.П., Мартыненко А.П., Моисеенко Ф.В.* Микроструктура пространственного распределения ^{137}Cs в почвах Брянской области // Экспериментальная информация в почвоведении: теория и пути стандартизации. Труды Всероссийской конференции 20-22 декабря 2005 г. – Москва: Изд-во МГУ, 2005б. – С. 35-37.

209. *Линник В.Г., Соколов А.В., Сурков В.В.* Геоинформационное моделирование радиоэкологической обстановки пойменных ландшафтов р. Енисей // Материалы Всероссийской научной конференции «Современные аспекты экологии и экологического образования». 19-23 сентября 2005, г. Казань. – Казань, 2005в. – С. 355-356.

210. *Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н.* Оценка современной динамики осадконакопления в пойме р. Енисей на основе ландшафтно-гидрологического, литологического и радиометрического анализа (на примере острова Черёмухов) // Геоморфология. – 2005г. – № 3. – С. 42-51.

211. *Линник В.Г., Савельев А.А.* Геоинформационный анализ и математическое моделирование в решении ландшафтно-радиоэкологических проблем // Ландшафтоведение: теория, методы, региональные исследования, практика. Материалы XI Международной ландшафтной конференции. – М.: Географический факультет МГУ, 2006. – С. 137-139.

212. *Линник В.Г., Говорун А.П., Моисеенко Ф.В.* Ландшафтно-гидрологические особенности формирования радионуклидного загрязнения в поймах рек Брянской области // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006а. – Том 2. – С. 54-59.

213. *Линник В.Г., Говорун А.П., Моисеенко Ф.В.* Латеральная миграция ^{137}Cs в агроценозах долины р. Ипуть в Брянской области // Геохимия биосферы (к 90-летию А.И. Перельмана). Сборник докладов Международной научной конференции. Москва, 15-18 ноября 2006 г. – Смоленск: Ойкумена, 2006б. – С. 199-201.

214. *Линник В.Г., Говорун А.П., Соколов А.В., Волкова Н.И., Жучкова В.К.* Распределение ^{137}Cs в ландшафтах Брянской области // Ландшафтоведение: теория, методы, региональные исследования, практика. Материалы XI Международной ландшафтной конференции. – М.: Географический факультет МГУ, 2006в. – С. 322-324.

215. *Линник В.Г., Говорун А.П., Соколов А.В., Иваницкий О.М.* Анализ микроструктуры распределения Cs-137 в почвенном покрове Брянской области // В сб.: Сергеевские чтения. Выпуск 8. Инженерно-экологические изыскания в строительстве: теоретические основы, методика, методы и практика / Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии (23 марта 2006). – М.: ГЕОС, 2006г. – С. 180-184.

216. *Линник В.Г., Савельев А.А., Говорун А.П.., Иваницкий О.М., Соколов А.В.* Анализ поля загрязнения ^{137}Cs на микроландшафтном уровне на целинных лугах западной части Брянской области // Геохимия биосферы (к 90-летию А.И. Перельмана). Сборник докладов Международной научной конференции. Москва, 15-18 ноября 2006 д. – Смоленск: Ойкумена, 2006д. – С. 201-203.

217. *Линник В.Г., Волосов А.Г., Потапов В.Н., Савельев А.А., Соколов А.В., Соколов П.В., Сурков В.В.* Ландшафтные принципы реабилитации радиационно загрязненных территорий. Создание системы поддержки принятия решений по организации реабилитационных мероприятий // Тезисы докладов Международного семинара «Проблемы очистки и реабилитации территорий, загрязненных радиоактивными материалами». Москва, 04-06 июня 2007 г. – М.: ООО «Геоцентр Гроуп», 2007а. – С. 72-77.

218. *Линник В.Г., Говорун А.П., Савельев А.А.* Влияние микрорельефа на пространственное распределение ^{137}Cs в гидроморфных почвах Брянской области // Современные проблемы загрязнения почв. II Международная научная конференция. Москва, 28 мая – 1 июня 2007 г. Сборник материалов. – М.: МГУ, 2007б. – Том 1. – С. 140-145.

219. *Линник В.Г., Потапов В.Н.* Оценка радиационной безопасности в пойменных ландшафтах реки Енисей в районе промышленных сбросов Красноярского Горно-химического комбината// В сб.: Проблемы снижения природных опасностей

и рисков. Материалы Международной научно-практической конференции «ГЕОРИСК-2009». 21 мая 2009 г. Том 2. М.: РУДН, 2009. – С. 135-139.

220. *Линник В.Г., Соколов А.В.* Организация радиоэкологической геоинформационной системы для исследования структуры радионуклидного загрязнения (на примере Брянской области) // Материалы VIII Международной биогеохимической школы. Биогеохимия и биохимия микроэлементов в условиях техногенеза биосферы. 11-14 сентября 2013 г. Гродно–Москва. – 2013. – С. 441-444.

221. *Линник В.Г., Соколов А.В., Соколов П.В.* Многомасштабность уровней загрязнения Cs-137 ландшафтов Брянской области (по данным аэрогаммасъемки) // В сборнике «Труды научно-практической конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления». 19-21 апреля 2016 г., место издания ФГБПУ «НПО Тайфун». 2016а. Изд-во Нижний Новгород. – С. 267-297.

222. *Линник В.Г., Соколов А.В., Мироненко И.В*. Паттерны ^{137}Cs и их трансформация в ландшафтах ополья Брянской области // Современные тенденции развития биогеохимии (Тр. Биогеохим. лаб.; Т. 25). – 2016б. – С. 423-434.

223. *Линник В.Г., Мироненко И.В., Волкова Н.И., Соколов А.В.* Ландшафтно-биогеохимические факторы трансформации поля загрязнения Cs-137 в Брянской области // Геохимия. – 2017. – № 10. – С. 891-906.

224. *Липатов Д.Н., Щеглов А.И.* Пространственное варьирование коэффициентов квазидиффузии ^{137}Cs в серых лесных почвах в дальней зоне загрязнения от Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Том 54. – № 5. – С. 537-546.

225. *Лисицина К.Н.* Сток взвешенных наносов рек Сибири // Труды ГГИ. – 1974. – Вып. 210. – С. 48-72.

226. *Лурье И.К.* Геоинформационное картографирование. Методы геоинформатики и цифровой обработки космических снимков: Учебник. – М.: КДУ, 2008. – 422 с.

227. *Лутковский В.В., Мингалева Е.С.* Применение современной моделирующей системы с распределенными параметрами BOSS SMS для расчетов смыва и транспорта радионуклидов на пойме р. Припять // Труды УкрНИГМИ. – 1999. – Вып. 247. – С. 171-183.

228. *Лутковский В.В., Линник В.Г., Войцехович О.В.* Оценка процессов пойменной миграции Cs-137 водным потоком р. Ипуть с помощью системы гидродинамического двумерного моделирования BOSS SMS // Труды УкрНИГМИ. – 2001. – Вып. 249. – С. 211-220.

229. *Мамай И.И.* Динамика и функционирование ландшафтов: Учебное пособие. – М.: Изд-во МГУ, 2005. – 138 с.

230. *Мамихин С.В.* Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирования и применение информационных технологий). – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. – 172 с.

231. *Мамихин С.В.* Биологическая доступность радионуклидов почв и воспроизведение ее динамики в имитационных моделях наземных экосистем // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. – Изд-во Моск. ун-та, 2004. – № 2. – С. 16-2.

232. *Мамихин С.В., Голосов В.Н., Парамонова Т.А., Шамшурина Е.Н., Иванов М.М.* Вертикальное распределение ^{137}Cs в аллювиальных почвах р. Локна (Тульская область) в отдаленный период после аварии на ЧАЭС и его моделирование // Почвоведение, 2016. – № 12. – С.1521-1533.

233. *Манзон Д.А.* Динамика миграции цезия-137 после Чернобыльской аварии на территории Русской равнины. Автореферат диссертации на соискание ученой

степени кандидата географических наук / Институт глобального климата и экологии Российской академии наук и Федеральной службы РФ по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Москва, 2010. – 26 с.

234. *Маркелов М.В., Голосов В.Н., Беляев В.Р.* Изменение скорости аккумуляции наносов на поймах малых рек в центре Русской равнины // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2012. – № 5. – С. 70-76.

235. *Маркина З.Н.* Радиоэкологическое состояние агроландшафтов юго-запада России и их реабилитация: 06.01.15, 03.00.27: Автореф. дис. докт. с.-х. наук / З.Н. Маркина; Брян. гос. с.-х. акад. – Брянск, 1999. – 42 с.

236. *Маркина З.Н., Курганов А.А., Воробьёв Г.Т.* Радиоактивное загрязнение продукции растениеводства Брянской области. – Брянский центр «Агрохимрадиология». – Брянск, 1997. – 241 с.

237. *Маркина З.Н., Вечеров В.В.* Полезащитные лесные насаждения: состояние и влияние на перераспределение ^{137}Cs в агролесоландшафтах юго-запада Нечерноземья / Брянск. гос. инженер.-технол. у-т. – Брянск, 2018. – 181 с.

238. *Мартыненко В.П., Линник В.Г., Говорун А.П., Потапов В.Н.* Сопоставление результатов полевой радиометрии и отбора проб при исследовании распределения ^{137}Cs в почвах Брянской области // Атомная энергия. – 2003. – Том 95. – № 4. – С. 312-319.

239. *Мартюшов В.В., Спирин Д.А., Базылев В.В., Полякова В.И., Медведев В.П., Мартюшова Л.Н., Панова Л.А., Тепляков И.Г.* Радиологические аспекты поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения реки Течи // Экология. – 1997. – № 5. – С. 361-368.

240. Материалы радиоэкологического картографирования почв сельскохозяйственных угодий Брянской области на Чернобыльском следе. Брянский центр «Агрохимрадиология». Брянск, 1991. – 66 с.

241. *Махонина Г.И., Молчанова И.В., Субботина Е.Н., Тимофеев-Ресовский Н.В., Титлянова А.А., Тюрюканов А.Н.* Опыт экспериментального исследования распределения радиоизотопов в естественных биогеоценозах // Доклады АН СССР. – 1960. – Том 133. – № 2. – С. 484-488.

242. Метод Монте-Карло на графических процессорах: учебное пособие / К.А. Некрасов, С.И. Поташников, А.С. Боярченков, А.Я. Купряжкин. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2016. – 60 с.

243. *Мокров Ю.Г.* Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения р. Теча. Часть I. Роль взвешенных частиц в процессе формирования радиоактивного загрязнения р. Теча в 1949-1951 гг. // Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности». – Озерск, 2002. – № 1. – 176 с.

244. *Мокров Ю.Г.* Закономерности формирования дозы внешнего облучения населения за счет пребывания на загрязненной пойме р.Теча в 1949-1954 гг. // Вопросы радиационной безопасности. – 2005а . – № 3. – С. 17-31.

245. *Мокров Ю.Г.* Реконструкция радиоактивного стока основных радионуклидов с водами р. Теча в период 1949-1954 гг. // Бюллетень Сибирской медицины. – 2005б. – № 2. – С. 110-116.

246. *Мокров Ю.Г., Шагин Д.М.* Изучение закономерностей переноса загрязненных радионуклидами взвешенных частиц с водным потоком р. Теча в период 1949-1951 гг. // Вопросы радиационной безопасности. – 2001. – № 1. – С. 18-31.

247. *Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Позолотина В.Н. и др.* Закономерности поведения радионуклидов в пойменных ландшафтах реки Течи на Урале // Экология. – 1994. – № 3. – С. 43-49.

248. *Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. – Екатеринбург, 2001. – 160 с.

249. *Моисеев Н.Н., Александров В.В., Тарко А.М.* Человек и биосфера. Опыт системного анализа и эксперименты с моделями. – М.: Наука. Главная редакция физико-математической литературы, 1985. – 272 с.

250. *Мясоедов Б.Ф., Новиков А.П., Павлоцкая Ф.И.* Комплексные геохимические исследования поведения радионуклидов в водных и наземных экосистемах ближней зоны воздействия «Маяк». Методология, объекты и методы исследования // Радиохимия. – 1998. – Том 40. – № 5. – С. 447-452.

251. Научные основы реабилитации сельскохозяйственных территорий, загрязненных радиоактивными веществами в результате крупных радиационных аварий: Руководство /под ред. Н.И. Санжаровой. – Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2009. – 150 с.

252. *Николаев В.А.* Проблемы регионального ландшафтоведения. М.: Изд-во МГУ, 1979. – 160 с.

253. *Николаев В.А.* Ландшафтоведение. Семинарские и практические занятия. Изд. 2-е, перераб. и доп. – М.: Географический факультет МГУ, 2006. – 208 с.

254. *Новаковский Б.А., Прасолова А.И., Прасолов С.В.* Цифровая картография: цифровые модели и электронные карты. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2000. – 116 с.

255. *Новицкий М.А.* Подготовка долгосрочных прогнозов радиоактивного загрязнения поверхностных вод юго-западных районов Брянской области, наиболее загрязненных после Чернобыльской аварии // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006. – Том 2. – С. 65-70.

256. *Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М.* Радиоактивное загрязнение р. Енисей, обусловленное сбросами Красноярского Горно-химического комбината // Атомная энергия. – 1993. – Том 74. – Вып. 2. – С. 144-150.

257. *Носов А.В., Мартынова А.М.* Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК // Атомная энергия. – 1996. – Том 81. – Вып. 3. – С. 226-232.

258. *Огородников Б.И., Пазухин Э.М., Ключников А.А.* Радиоактивные аэрозоли объекта «Укрытие»: 1986-2006 гг.: монография. НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС. – Чернобыль (Киев, обл.) : Ин-т проблем безопасности АЭС, 2008. – 456 с.

259. *Павлоцкая Ф.И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.

260. *Павлоцкая Ф.И., Барсукова К.В., Горяченкова Т.А., Емельянов В.В., Казинская И.Е., Коровайков П.А., Кузовкина Е.В., Лавринович Е.А.* Радиоактивное загрязнение почв бассейна реки Теча Курганской области / Радиохимия. – 1998. – Том 40. – Вып. 3. – С. 275-278.

261. *Панов А.В., Музалевская А.А., Алексахин Р.М., Прудников П.В., Власенко Е.В.* К вопросу о производстве нормативно чистой продукции растениеводства и кормопроизводства в условиях загрязнения почв ^{137}Cs // Радиационная гигиена. – 2008. –Том 1. – № 2. – С. 4-13.

262. *Панов А.В., Алексахин Р.М., Прудников П.В., Новиков А.А., Музалевская А.А.* Влияние защитных мероприятий на поглощение ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями из почвы после аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. – 2009. – № 4. – С. 487-497.

263. *Панов А.В., Санжарова Н.И., Шубина О.А., Гордиенко Е.В., Титов И.Е.* Современное состояние и прогноз загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей, подвергшихся воздействию аварии на Чернобыльской АЭС // Радиация и риск. – 2017. – Том 26. – № 3. – С. 66-74.

264. *Панченко С.В., Аракелян А.А., Гаврилина Е.А.* Динамика параметров радиационной обстановки в сельском населенном пункте, загрязненном в результате аварии на ЧАЭС в апреле 1986 г. Препринт ИБРАЭ № IBRAE-2014-06. – Москва: ИБРАЭ РАН, 2014. – 35 с.

265. *Парамонова Т.А., Шамшурина Е.Н., Беляев В.Р., Комиссарова О.Л.* Сравнительный анализ поступления ^{137}Cs в луговую растительность районов Черноземной зоны, в различной степени загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2017. – Том 57. – № 4. – С. 429-439.

266. *Пегов С.А., Хомяков П.М.* Моделирование развития экологических систем. – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – 217 с.

267. *Перельман А.И.* Геохимия. Изд. 2-е. М.: Высшая Школа, 1989 г. – 528 стр.

268. *Перельман А.И., Борисенко Е.Н., Самонов А.Е. и др.* Геохимия ландшафтов России и радиоэкология // Геоэкология. – 1996. – № 3. – С. 3-15.

269. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафтов. – М.: Атрея-2000. – 1999. – 764 с.

270. *Поляков Ю.А.* Радиоэкология и дезактивация почв. – М.: Атомиздат, 1970. – 304 с.

271. *Потапов В.Н.* Разработка радиометрических систем и методов полевых и дистанционных измерений радиоактивного загрязнения. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора физико-математических наук. – Москва. – 2010. – 48 с.

272. *Потапов В.Н., Игнатов С.М., Чиркин В.М., Линник В.Г.* Радиометрический способ измерения активности радионуклидов ^{137}Cs в донных отложениях с использованием водного погружного детектора // Атомная энергия. – 2001. – Вып. 3. – Том 9. – С. 216-222.

273. *Потапов В.Н., Соколов А.В., Линник В.Г., Сурков В.В.* Оценка радиационного загрязнения и реконструкция дозовых нагрузок в зоне влияния ГХК с использованием ГИС-технологий // Сборник тезисов докладов Международной конференции «Моделирование процессов переноса радионуклидов в окружающей среде и вопросы разработки баз метаданных по радиационным объектам Советского ядерного комплекса. РАДЛЕГ-РАДИНФО-2005». Москва, 31 октября – 2 ноября 2005. – С. 16.

274. *Преображенский В.С., Александрова Т.Д., Куприянова Т.П.* Основы ландшафтного анализа. – М.: Наука, 1988. – 192 с.

275. *Пристер Б.С.* Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины. Исследования ЦПЭП, № 20. – Киев, июнь. – 104 с.

276. *Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В., Кашпаров В.А., Лазарев Н.М.* Реабилитация сельскохозяйственных территорий, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС // Вісн. аграр. науки. – Квітень. – Спец. випуск. – 2001. – С. 69-77.

277. *Пристер Б.С., Барбашев С.В., Виноградская В.Д., Тищенко О.Г.* Комплексное радиоэкологическое районирование территории в целях усовершенствования систем контроля, мониторинга и аварийного реагирования в зонах влияния АЭС // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2013а. – Вип. 21. – С. 74- 82.

278. *Пристер Б.С., Гаргер Е.К., Талерко Н.Н., Виноградская В.Д., Барбашев С.В., Лев Т.Д., Тищенко О.Г.* Превентивная подготовка информационного обеспечения – основное концептуальное положение аварийного радиационного мониторинга территории влияния АЭС // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2013б. – Вип. 21. – С. 91-98.

279. *Пристер Б.С., Гаргер Е.К., Талерко Н.Н., Виноградская В.Д., Лев Т.Д.* Радиоэкологическое районирование и модель территории для целей мониторинга агро-

сферы после тяжелой аварии на АЭС // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2015. – Вип. 25. – С. 54-65.

280. *Пристер Б.С., Лев Т.Д., Виноградская В.Д., Тищенко О.Г., Пискун В.Н.* Превентивная радиоэкологическая оценка территории для ведения сельскохозяйственного производства в случае радиационных аварий // Агроэкологический журнал. – 2016. – № 1. – С. 14-20.

281. *Пристер Б.С., Проневич В.А.* Влияние эколого-почвенных условий на формирование радиационной ситуации на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС // Агроэкологический журнал. – 2016. – № 1. – С. 112-120.

282. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля: монография / Б.С. Пристер, А.А. Ключников, В.М. Шестопалов, В.П. Кухарь; под ред. Б.С. Пристера; НАН Украины, Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины. – Чернобыль (Киев обл.): Ин-т проблем безопасности АЭС, 2013. – 200 с.

283. *Прохоров В.М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. – М.: Энергоиздат, 1981. – 98 с.

284. Публикация 103-й Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ. /Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К. Шандалы. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. – 343 с.

285. *Пузаченко Ю.Г.* Математические методы в экологических и географических исследованиях. – М.: Академия, 2004. – 407 с.

286. *Пузаченко Ю.Г., Онуфреня И.Л., Алещенко Г.М.* Спектральный анализ иерархической организации рельефа // Известия РАН. – Сер. геогр. – 2002а. – № 4. – С. 29-38.

287. *Пузаченко Ю.Г., Дьяконов К.Н., Алещенко Г.М.* Разнообразие ландшафта и методы его измерения – М.: Изд-во НУМЦ, 2002б. – 160 с.

288. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля: Пер. с англ. / Под ред. Ф. Уорнена и Р. Харрисона. – М.: Изд-во Мир, 1999. – 512 с.

289. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1993 г. Ежегодник. Обнинск – НПО «Тайфун», 1994. – 398 с.

290. Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС / под ред. Э.В. Соботовича. – Киев: Наукова думка, 1992. – 145 с.

291. *Раевский М.* Вавиловский журнал генетики и селекции. Письма. Николай Владимирович Тимофеев-Ресовский (1900-1981) // Вавиловский журнал генетики и селекции. – 2016. – С. 1-16.

292. *Ратников А.Н., Алексахин Р.М., Жигарева Т.Л., Санжарова Н.И., Попова Г.И.* Эффективность комплекса агромелиоративных мероприятий в снижении накопления Cs-137 в продукции растениеводства в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (на территории России) // Агрохимия. – 1992. – № 9. – С. 112-116.

293. Рекомендации по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на Чернобыльской АЭС на период 1991-1995 гг. Гос. Ком. Совета Министров СССР по продовольствию и закупкам. 1991. Москва. – 58 с.

294. Рекомендации по организации земледелия на техногенно загрязненных сельскохозяйственных угодьях (загрязнение радионуклидами и тяжелыми металлами). – Обнинск. – ВНИИСХРАЭ. – 2006. – 66 с.

295. Ресурсы поверхностных вод СССР. Том 16. Ангаро-Енисейский район. Выпуск 1. Енисей. – Л.: Гидрометеоиздат, 1978. – 723 с.

296. *Ретеюм А.Ю.* Земные миры. – М.: Мысль, 1988. – 270 с.

297. *Ретеюм А.Ю.* Исследовательские установки ландшафтоведения // Ландшафтоведение: теория, методы, региональные исследования, практика. Материалы

XI Международной ландшафтной конференции. – М.: Географический факультет МГУ, 2006. – С. 46-49.

298. *Романов Г.Н.* Ликвидация последствий радиационных аварий. – М.: ИздАТ, 1993. – 333 с.

299. *Романов С.Л.* Закономерности структурной организации разномасштабных полей загрязнения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Тезисы докладов V конференции «Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере». Пущино, декабрь 1991. – С. 16.

300. *Санжарова Н.И.* Радиоэкологический мониторинг агроэкосистем и ведение сельского хозяйства в зоне воздействия атомных электростанций: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук / Всерос. НИИ с.-х. радиологии и агроэкологии. – Обнинск, 1997. – 52 с.

301. *Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Шубина О.А., Исамов Н.Н. (мл.), Санжаров А.И.* Пересмотр параметров миграции радионуклидов в агроэкосистемах // Радиационная биология, радиоэкология. – 2009. – Том 49. – № 3. – С. 268-276.

302. *Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н.* Радиоактивность окружающей среды. – М.: Бином, 2006. – 286 с.

303. *Семенков И.Н., Мирошников А.Ю.* Количественная оценка выноса радиоцезия глобальных выпадений из ландшафтов водосборного бассейна Оби // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2014. – № 3. – С. 215-223.

304. *Сербенюк С.Н.* Картография и геоинформатика – их взаимодействие. – М.: МГУ, 1990. – 160 с.

305. *Сивинцев Ю.В., Хрулев А.А.* Динамика выброса радионуклидов из аварийного энергоблока Чернобыльской АЭС в 1986 г. // Атомная энергия. – 1995. – Том 83. – Вып. 2. – С. 213-245.

306. *Симонов Ю.Г.* География и математика. Методические аспекты проблемы // История и методология естественных наук. География. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. – С. 114-124.

307. *Симонов Ю.Г., Симонова Т.Ю.* Речной бассейн и бассейновая организация географической оболочки // Эрозия почв и русловые процессы. Вып.14. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2004. – С. 7-32.

308. Системный анализ и методы математического моделирования в экологии/ отв. ред. А. А. Морозов. – Киев: ИК АН УССР, 1990. – 88 с.

309. *Снытко В.А.* Геохимические исследования метаболизма в геосистемах / Отв. ред. В.Б. Сочава. – Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1978. – 149 с.

310. *Соботович Э.М., Бондаренко Г.Н., Ольховик Ю.А. и др.* Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС. – Киев: Наукова думка, 1992. – 146 с.

311. *Соботович Э.М., Долин В.В.* Биогеохимическая концепция самоочищения радиоактивно загрязненных территорий // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006. – Том 3. – С. 49-58.

312. *Содолько И.В.* Миграция радионуклидов в элементарных ландшафтах Киевского полесья / В кн.: Геохимия техногенных радионуклидов / Под ред. Э.В. Соботовича и Г.Н. Бондаренко. – Киев. – Наукова думка, 2002. – С. 166-200.

313. *Солнцев Н.А.* Учение о ландшафте (избранные труды). – М.: Изд-во МГУ, 2001. – 384 с.

314. *Сочава В.Б.* Теоретическая и прикладная география. Избранные труды. – Новосибирск: Наука, 2005. – 288 с.

315. *Спиридонов С.И., Алексахин Р.М., Фесенко С.В., Санжарова Н.И.* Чернобыль и окружающая среда // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. – Том 47. – № 2, С. 196-203.

316. Справочник по радиационной обстановке и дозам облучения в 1991 г. населения районов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. М.И. Балонова. СПб: Ариадна-Аркадия, 1993. – 147 с.

317. *Стыро Б.И.* Самоочищение атмосферы от радиоактивных загрязнений. – Л., Гидрометеоиздат, 1968. – 293 с.

318. *Стукин Е.Д.* Формирование радиоактивного загрязнения окружающей среды и особенности его радионуклидного состава после ядерных взрывов и аварии на Чернобыльской АЭС. Автореферат кандидатской диссертации. – М., 2001. – 29 с.

319. *Сысуев В.В.* Моделирование процессов в ландшафтно-геохимических системах. – М.: Наука, 1986. – 301 с.

320. *Сысуев В.В.* Структурообразующие геосистемные процессы: характерные масштабы и моделирование // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 2002. – № 1. – С. 22-28.

321. *Сысуев В.В.* Физико-математические основы ландшафтоведения. – М.: Географический факультет МГУ, 2003. – 175 с.

322. *Сысуев В.В., Алещенко Г.М.* К проблеме разработки обобщенной модели ландшафта // Научные чтения, посвященные 100-летию со дня рождения академика В.Б. Сочавы. Мат. международной конференции. – Иркутск: ИГ СО РАН, 2005. – С. 54-58

323. *Сысуев В.В., Солнцев В.Н.* Ландшафты краевой зоны Валдайского оледенения: классический и морфометрический анализ // Ландшафтоведение: Теория, методы, региональные исследования, практика. Материалы XI Международной ландшафтной конференции. – М.: Географический факультет МГУ, 2006. – С. 249-252.

324. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И., Болсуновский А.Я.* Техногеные радионуклиды в аллювиальных почвах реки Енисей (остров Атамановский). Актуальные вопросы геологии и географии Сибири. – Томск, 1998а. – Том 3. – С. 285-287.

325. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И., Болсуновский А.Я.* Техногенные радионуклиды в аллювиальных почвах реки Енисей (остров Атамановский). Актуальные вопросы геологии и географии Сибири / Мат. науч. конф., посвященной 120-летию основания ТГУ. – Томск: ИПФ ТПУ, 1998б. – С. 285-287.

326. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И.* Основные черты распределения техногенных радионуклидов в почвах и донных осадках реки Енисей // Сибирский экологический журнал. – 2000а. – Том VII. – № 1. – С. 39-50.

327. *Сухоруков Ф.В., Ковалев С.И., Мельгунов М.С.* Радиоактивное загрязнение окружающей среды в зоне влияния Красноярского ГХК // Сборник аннотаций Междунар. конф. «Радиационное наследие XX века и восстановление окружающей среды» (Радлег-2000), ноябрь 2000 г. Москва. – М.:, 2000б. – С. 51-52.

328. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И.* Особенности распределения техногенных радионуклидов в аллювиальных почвах и донных осадках реки Енисей в ближней зоне Красноярского ГХК // Труды Международной конференции «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». 24-26 апреля 2000 г., Москва. – СПб: Гидрометеоиздат, 2000в. – С. 537-542.

329. *Стыро Б.И.* Самоочищение атмосферы от радиоактивных загрязнений. – Л., Гидрометеоиздат, 1968. – 293 с.

330. *Тепляков И.Г., Романов Г.Н., Спирин ДА.* Возвращение земель ВУРСа в сельскохозяйственное использование // Вопросы радиационной безопасности. – 1997. № 3. – С. 33-41.

331. *Тер-Сааков А.А., Глебов М.В., Гордеев С.К., Ермаков А.И., Коробова Е.М., Линник В.Г., Хилов А.А.* Основные типы чернобыльских радиоактивных выпадений

и их поведение в различных почвенно-ландшафтных условиях // Материалы Всероссийской научно-практической конференции «Чернобыль: 10 лет спустя. Итоги и перспективы». Часть 1. Брянск, 15-17 мая 1996 г. – Брянский ЦНТИ. – С. 8-9.

332. *Тертышник Э.Г.* Загрязнение радионуклидами р. Енисей в 1972-2001 гг. Автореферат диссертации на соискании ученой степени кандидата географических наук. Специальность 25.00.36 – геоэкология. Обнинск, 2007. – 23 с.

333. *Тимофеев-Ресовский Н.В.* Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии // Труды Ин-та биологии УФ АН СССР. – Свердловск, 1962. – 53 с.

334. *Тимофеев-Ресовский Н.В.* Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии // Проблемы кибернетики. – М., 1964. – Вып. 12. – С. 201-232.

335. *Тимофеев-Ресовский Н.В., Тюрюканов А.Н.* Об элементарных биохорологических подразделениях биосферы // Бюл. МОИП. Отд. биол. – 1966. – Том 71. – Вып. 1. – С. 123-132.

336. *Тихомиров Ф.А.* Действие ионизирующих излучений на экологические системы. – М., Атомиздат, 1972. – 176 с.

337. *Тихомиров Ф.А.* Радиоизотопы в почвоведении. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 92 с.

338. *Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б, Кляшторин А.Л.* Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 41-50.

339. *Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б.* Радиационно-защитные мероприятия в лесах зоны радиоактивного отчуждения ЧАЭС и оценка их эффективности // Лесное хозяйство. – 1993. – № 4. – С. 30-32.

340. *Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Чеботина М.Я., Чуканов В.Н., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В., Нильсен С.П., Ааркрог А.* Радиационное загрязнение реки Течи на Урале // Экология. – 1993. – № 5. – С. 72-77.

341. *Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Молчанова И.В. и др.* Радиоэкологическая характеристика речной системы Теча-Исеть // Экология. – 2000. – № 4. – С. 248-256.

342. *Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н.* Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 2007а. – Том 1. – 480 с.

343. *Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н.* Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 2007б. – Том 2. – 400 с.

344. *Тюрюканова Э.Б.* Радиогеохимия почв полесий Русской равнины. – М.: Наука, 1974. – 155 с.

345. *Тюрюканова Э.Б.* Экология стронция-90 в почвах (ландшафтно-геохимические аспекты). – М.: Атомиздат, 1976. – 128 с.

346. *Федоров В.Д., Гильманов Т.Г.* Экология. – Изд-во МГУ, 1980. – 464 с.

347. *Фесенко С.В., Черняева Л.Г., Санжарова Н.Н., Алексахин Р.М.* Вероятностный подход к прогнозированию радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции // Атомная энергия. – 1993. – Том 74. – Вып. 6. – С. 507-513.

348. *Фесенко С.В., Спиридонов С.И., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* Моделирование биологической доступности ^{137}Cs в почвах, подвергшихся загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996а. – Том 36. – № 4. – С. 479-487.

349. *Фесенко С.В., Яцало Б.И., Спиридонов С.И.* Применение математических моделей в радиоэкологии // Вестник РАСХН. – 1996б. – № 4. – С. 29-31.

350. *Фесенко С.В., Спиридонов С.И., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* Оценка периодов полуснижения содержания ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почв луговых экосистем // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1997. – Том 37. – № 2. – С. 267-280.

351. *Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Лисянский К.Б., Алексахин Р.М.* Динамика снижения коэффициентов перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998а. – Том 38. – Вып. 2. – С. 256-266.

351. *Фесенко С.В., Алексахин Р.М., Лисянский К.Б., Санжарова Н.И.* Анализ факторов, определяющих эффективность защитных мероприятий в сельском хозяйстве при радиоактивном загрязнении // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998б. – Том 38. – Вып. 3. – С. 337-353.

352. *Фесенко С.В., Пахомов А.Ю., Пастернак А.Д., Горяинов В.А., Фесенко Г.А., Панов А.В.* Закономерности изменения содержания ^{137}Cs в молоке в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Том 44. – № 3. – С. 336-345.

353. *Фокин А.Д.* Радиоиндикаторные исследования переноса железа и фосфора в подзолистой тяжелосуглинистой почве // Почвоведение. – 1976. – № 6. – С. 66-76.

354. *Фролов В.Г.* Литология. – М.: Изд-во МГУ, 1993. – 430 с.

355. *Хильми Г.Ф.* Основы физики биосферы. – Л.: Гидрометиздат, 1968. – 300 с.

356. *Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И.* Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге. – Киев: ВІПОЛ, 2001. – 160 с.

357. *Хорошев А.В., Пузаченко Ю.Г., Дьяконов К.Н.* Современное состояние ландшафтной экологии // Известия РАН. Серия географическая. – 2006. – № 5. – С. 12-21.

358. *Цветнова О.Б., Щеглов А.И.* Роль растительного покрова в регулировании потоков техногенных радионуклидов на различных этапах после радиоактивных выпадений // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Том 49. – № 2. – С. 158-165.

359. *Чалов Р.С.* Общее и географическое русловедение. – М.: Изд-во МГУ, 1997. – 112 с.

360. *Черкашин А.К.* Полисистемный анализ и синтез. – Новосибирск: Наука, 1997. – 501 с.

361. *Черкашин А.К.* Полисистемное моделирование / А.К.Черкашин. РАН. Сиб. отд-ние, Ин-т географии. – Новосибирск: Наука, 2005. – 279 с.

362. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров и др; под ред. Ю.А. Израэля. – Л.: Гидрометеоиздат, 1990. – 295 с.

363. *Чистяков К.В.* Географический детерминизм и ландшафтный прогноз // Ландшафтоведение: теория, методы, региональные исследования, практика. Материалы XI Международной ландшафтной конференции. – М.: Географический факультет МГУ, 2006. – С. 25-29.

364. *Чуканов В.Н., Трапезников А.В., Екидин А.А., Лисовских В.Г., Трапезникова В.Н., Ярмошенко И.В.* Комплексное исследование рек Теча, Исеть и Миасс // В сб.: Радиация, экология, здоровье. Средний Урал. Ч. I. Изучение эколого-радиационной обстановки региона. – Екатеринбург: УРО РАН, 1994. – С. 91-112.

365. *Шамшурина Е.Н.* Радиоэкологические аспекты современного загрязнения почв малых водосборов Курской области // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. – 2009. – № 1. – С. 27-33.

366. *Шамшурина Е.Н., Парамонова Т.А., Голосов В.Н.* Влияние эрозионно-аккумулятивных процессов на радиационную обстановку агроландшафтов Курской области // География и природные ресурсы. – 2011. – № 4. – С. 40-45.

367. *Шамшурина Е.Н., Голосов В.Н., Иванов М.М.* Пространственно-временная реконструкция поля выпадения чернобыльского ^{137}Cs на почвенный покров в вер-

ховьях бассейна реки Локны // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2016. – Том 56. – № 4. – С. 414-425.

368. *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.

369. *Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Касацкий А.А.* Динамика загрязнения ^{137}Cs различных компонентов лесных экосистем Брянского Полесья // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. – 2014. – № 3. – С. 17-22.

370. *Яцало Б., Мирзеабасов О., Охрименко И., Пичугина И.* Использование вероятностных методов в радиологических исследованиях // Атомная энергия. – 1994. – Том 77. – Вып. 1. – С. 72-78.

371. *Яцало Б.И., Мирзеабасов О.А., Пичугина И.А., Охрименко И.В., Гончарик Н.В., Курганов А.А., Воробьёв Г.Т., Новиков А.А.* Геоинформационная система радиоактивно загрязненной территории Брянской области // Вестник Рос. акад. сельхоз. наук. – 2001. – Том 2. – С. 46-47.

372. *Яцало Б.И., Мирзеабасов О.А., Охрименко И.В., Пичугина И.А., Диденко В.И., Охрименко Д.В.* Поддержка принятия решений по реабилитации радиационно загрязненных территорий с использованием геоинформационных технологий // Труды Международной конференции, Москва, 5-6 декабря 2005 г. Под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеоиздат, 2006. – Том 3. – С. 357-362.

373. *Яцало Б.И., Козьмин Г.В.* Реабилитация техногенно загрязненных территорий и управление рисками с применением геоинформационных систем поддержки принятия решений // Вестник РАЕН. – 2011. – № 4. – С. 50-57.

374. *Яцало Б.И., Диденко В.И., Грицюк С.В., Мирзеабасов О.А., Пичугина И.А., Козьмин Г.В.* Управление землепользованием с применением многокритериальной системы поддержки принятия решений DECERNS // Вестник РАЕН. – 2013. – № 2. – С. 66-74.

375. *Aarkrog A.* Up-To-Date Studies of Radionuclides Transfer in the River System Techa-Iset-Tobol-Irtysh-Ob to Kara Sea by a Joint International Group/In: F.F. Luykx, M.J. Frissel Radioecology and the Restoration of Radioactive-Contaminated Sites. – Kluwer Academic Publishers: Printed in the Netherlands, 1996. – P. 187-201.

376. *Aarkrog A., Simmonds J., Strand P., Christensen G., Salbu B.* Radiological Assessment of Past, Present and Potential Sources to Environmental Contamination in the Southern Urals and Strategies for Remedial Measures (SUCON) Risø-R-1243(EN) Risø National Laboratory, Roskilde, December 2000a. – 72 p.

377. *Aarkrog A., Trapeznikov A.V., Molchanova I.V., Yushkov P.I., Pozolotina V.N., Polikarpov G.G., Dahalgaard H., Nielsen S.P.* Environmental modelling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Techa and Iset rivers // J. Environmental Radioactivity. – 2000b. – Vol. 49. – P. 243-257.

378. *Absalom J.P., Young S.D., Crout N.M.J., Sanchez A., Wright S.M., Smolders E., Nisbet A.F., Gillett A.G.* Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. J. Environ. Radioact. 2001. 52, 31-43.

379. *Anttila P., Kulmala M., & Raunemaa T.* (1987). Dry and wet deposition of chernobyl aerosols in Southern Finland. Journal of Aerosol Science, 18(6), 939-942.

380. *Auerbach S.I., Olson J.S., Waller H.D.* Landscape investigation using caesium-137 // Nature 201(4921), 1964). P. 761-764.

381. *Auerbach S.I., Burgess R.L., and O'Neill R.V.* 1977. The biome programs: evaluating an experiment // Science 195:902-903.

382. *Auerbach S.I., Reichle D.E.* History of the Atomic Projects, The 50s Years: Sociopolitical, Environmental, and Engineering Lessons Learned // Oak Ridge National Laboratory. 1999-10-01. 26 p.

383. *Baker V.R.* Paleoflood Hydrology and Extraordinary Flood Events // Journal of Hydrology. – 1987. – Vol. 96. – P. 79-99.

384. *Beamish D.,* 2013. Gamma ray attenuation in the soils of Northern Ireland, with special reference to peat. Journal of Environmental Radioactivity, 115, 13-27.

385. *Belyaev V.R., Golosov V.N., Kuznetsova J.S., Markelov M.V.* Quantitative assessment of effectiveness of soil conservation measures using a combination of ^{137}Cs radioactive tracer and conventional techniques // Catena. – Vol. 79. – Issue 315. – 2009. – P. 214-222.

386. *Belyaev V.R., Golosov V.N., Markelov M.V., Ivanova N.N., Shamshurina E.N., Evrard O., Paramonova T.A.* Using Chernobyl-derived ^{137}Cs to document recent sediment deposition rates on the River Plava floodplain (Central European Russia) // Hydrological Processes. – 2013. – Vol. 27. – № 6. – P. 807-821.

387. *Beresford N.A., Fesenko S., Konoplev A., Skuterud L., Smith J.T., Voigt G.* Thirty years after the Chernobyl accident – 30 key papers published in the Journal of Envi-ronmental Radioactivity // Journal of Envi-ronmental Radioactivity 157 (2016a) 38-40.

388. *Beresford N.A., Fesenko S., Konoplev A., Skuterud L., Smith J.T., Voigt G.* Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? // Journal of Environmental Radioactivity 157 (2016b) 77-89.

389. *Berry J.K.* Fundamental operations in computer-assisted map analysis // International Journal of Geographic Information Systems. – 1987. – Vol. 2. – P. 119-136.

390. *Berry J.K.* 1996 Beyond mapping: Concepts, algorithms, and issues in GIS – John Wiley & Sons, New York. – 242 p.

391. *Borzilov V.A., Klepikova N.V.* Effect of meteorological conditions and release composition on radionuclide deposition after the Chernobyl accident // The Chernobyl Papers (Merwin, S.E., Balonov, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 47-68.

392. BOSS SMS Computer program user's manual version 4.3. USA. Engineering Computer Laboratory, Brigham Young University. 1996.

393. *Böhner J., McCloy K., and Strobl J.*, (eds) 2002, SAGA – Analysis and Modelling Applications, vol. 115 of Göttinger Geographische Abhandlungen, Verlag Erich Goltze GmbH, Göttingen.

394. *Böhner J., Blaschke T., and Montanarella L.,* (eds) 2008, SAGA – Seconds Out, Vol. 19, Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie, Hamburg.

395. *Brisbin I.L., Beyers R.J., Dapson R.W., Geiger R.A., Gentry J.B., Gibbons J.W., Smith M.H., Woods S.R.* Patterns of radiocesium in the sediments of stream channel contaminated by production reactor-effluents // Health Physics. – 1974. – Vol. 27(July). – P. 19-27.

396. *Bruk G.Ya., Shutov V.N., Balonov M.I., Basalaeva L.N., Kislov M.V.* Dynamics of ^{137}Cs content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl accident // Radiation Protection Dosimetry. – 1998. – Vol. 76. – P. 169-178.

397. *Bunzl K., Schimmak W., Zelles L., Albers B.P.* Spatial variability of the vertical migration of fallout ^{137}Cs in the soil of a pasture, and consequences for long-term predictions // Radiat. Environ. Biophys. – 2000. – Vol. 39. – P. 197-205.

398. *Burrough P.A., McDonnel R.* Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press UK; 2 edition. 1998. – 356 p.

399. *Chesnokov A.V., Fedin V.I., Govorun A.P., Ivanov O.P., Liksonov V.I., Potapov V.N., Smirnov S.V., Scherbak S.B., and Urutskoev L.I.* Collimated Detector Technique for Measuring a ^{137}Cs Deposit in Soil Under a Clean Protected Layer // Applied Radiation Isotopes. – 1997. – Vol. 48. – P. 1265-1272.

400. *Chesnokov A.V., Govorun A.P., Fedin V.I., Ivanov O.P., Liksonov V.I., Potapov V.N., Scherbak S.B., Smirnov S.V. and Urutskoev L.I.* Method and Device to Measure ^{137}Cs Soil Contamination In-Situ // Nuclear Instruments and Methods. – 1999. – A 420. – P. 336-344.

401. *Chesnokov A.V., Govorun A.P., Linnik V.G., Shcherbak S.B.* ^{137}Cs contamination of the Techa river flood plain near the village of Muslumovo // Journal of Environmental Radioactivity. – 2000. – Vol. 50. – № 3. – P. 181-193.

402. *Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A.,* 1988. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. Nature 335, 247-249.

403. *Comans R.N.J., Hockley D.E.,* 1992. Kinetics of caesium sorption on illite. Geochim. Cosmochim. Acta 56, 1157-1164.

404. *Degteva M.O., Kozheurov V.P., Vorobyova M.I.* General Approach to Dose Reconstruction in the Population Exposed as a Result of the Release of Radiocative Wastes into the Techa River // The Science of the Total Environment. – 1994. – Vol. 142. – P. 49-61.

405. *Drovnikov V.V., Egorov N.Y., Kovalenko V.V., Serboulov Y.A., Zadorozhny Y.A.*, 1997. Some results of the airborne high energy resolution gamma-spectrometry application for the research of the USSR European territory radioactive contamination in 1986 caused by the Chernobyl accident. – J. Environ. Radioact. 37, 223-234.

406. *Ely L.L., Webb R.H. and Enzel Y.* Accuracy of post-bomb ^{137}Cs and 14C in dating fluvial deposits // Quaternary Research. – 1992. – Vol. 38. – P. 196-204.

407. *Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Spiridonov S.I., Sanzharova N.I.* Dynamics of ^{137}Cs concentration in agricultural products in areas of Russia contaminated as a result of the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant // Radiation Protection Dosimetry. – 1995. – Vol. 60. – № 2. – P. 155-166.

408. *Fesenko S.V., Spiridonov S.I., Sanzharova N.I. and Alexakhin R.M.* Dynamics of ^{137}Cs bioavailability in a soil-plant system in areas of the Chernobyl Nuclear Power Plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout // Journal of Environmental Radioactivity. – 1997. – Vol. 34(3). – P. 287-313.

409. *Fesenko S.V., Spiridonov S.I., Sanzharova N.I., Gontarenko I.A., Voight G., Belli M., Sansone U.* Analysis of the contribution of forest pathways to the radiation exposure of different population groups in the Bryansk region of Russia // Radiation and Environmental Biophysics. – 2000. – Vol. 39. – № 4. – P. 291-300.

410. *Fesenko S.V., Pakhomov A. Yu., Pasternak A.D., Goryaenov V.A., Fesenko G.A., Panov A.V.* Regularities of changing in ^{137}Cs activity concentrations in the long term after the accident at the Chernobyl NPP // Radiation biology. Radioecology. – 2004. – Vol. 44. – № 1. – P. 35-49.

411. *Fesenko S.V., Balonov M.I., Voight G., Alexakhin R.M., Sanzharova N.I., Panov A.V., Bogdevitch I.M., Howard B.J., Kashparov V.A., Zhuchenka Y.M.* Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned // Journal of Radiological Protection. – 2006. – Vol. 26. – № 4. – P. 351-359.

412. *Fesenko S.V., Balonov M.I., Voight G., Alexakhin R.M., Sanzharova N.I., Panov A.V., Bogdevitch I.M., Howard B.J., Kashparov V.A., Zhuchenka Y.M.* An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agricultural after the Chernobyl accident // The Science of the Total Environment. – 2007. – Vol. 383. – № 1-3. – P. 1-24.

413. *Florinsky I.V., Kuryakova G.A.* Determination of grid size for digital terrain modelling in landscape investigations – Exemplified by soil moisture distribution at a micro-scale // International Journal of Geographical Information Science. – 2000. – Vol. 14. – P. 815-832.

414. *Florinsky I.V.* An illustrated introduction to general geomorphometry // Progress in Physical Geography. – 2017. – Vol. 41. – № 6. – P. 723-752.

415. *Fogh C.L., Andersson K.G., Roed J.* In situ performance of the CORAD device measuring contamination levels and penetration ratio of ^{137}Cs // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B. – 2000. – Vol. 160. – P. 408-414.

416. *Gillett A.G., Crout N.M.J., Absalom J.P., Wright S.M., Young S.D, Howard B.J, Barnett C.L, McGrath S.P, Beresford N.A, Voigt G.* Temporal and spatial prediction of radiocaesium transfer to food products // Radiation & Environmental Biophysics. – 2001. – Vol. 40. – P. 227-235.

417. *Golosov V.N.* Application of Chernobyl-derived ^{137}Cs for the assessment of soil redistribution within a cultivated field // Soil and Tillage Research. – 2003. – Vol. 69 – № (1-2). – P. 85-98.

418. *Golosov V.N., Walling D.E., Panin A.V., Stukin E.D., Kvasnikova E.V., Ivanova N.N.* The spatial variability of Chernobyl-derived ^{137}Cs inventories in a small agricultural drainage basin in central Russia // Applied Radiation and Isotopes 51 (1999) 341-352.

419. *Golosov V.N., Walling D.E., Kvasnikova E.V., Stukin E.D., Nikolaev A.N. and Panin A.V.* Application of a field-portable scintillation detector for studying the distribution of Cs-137 inventories in a small basin in Central Russia // Journal of Environmental Radioactivity. – 2000. – Vol. 48. – № 1. – P. 79-94.

420. *Golosov V.N., Markelov M.V., Belyaev V.R. and Zhukova O.M.* Problems in Determining Spatial Inhomogeneity of ^{137}Cs Fallout for Estimating Rates of Erosion-Accumulative Processes // Russian Meteorology and Hydrology. – 2008. – Vol. 33. – № 4. – P. 217-227.

421. *Golosov V.N., Belyaev V.R., Markelov M.V.* Application of Chernobyl-derived ^{137}Cs fallout for sediment redistribution studies: lessons from European Russia // Hydrol. Process. 27, 781-794 (2013)

422. *Govorun A.P., Linnik V.G., Potapov V.N.* Results of landscape radiometric research of flood plain and bottom sediments of the Iput and Besed River (Bryansk Region) and the Plava River (Tula Region) // International Conference «20 years after Chernobyl: strategy for recovery and sustainable development if the affected regionas» Abstracts proceeding 19–21 April 2006. – Minsk–Gomel, 2006. – P.152.

423. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. – 208 p.

424. *Haushild W. L., Stewens H. H., Nelson J. L., Dempster G.R.* Radionuclides in Transport in the Columbia River From Pasco to Vancouver, Washington // Geological Survey Professional Paper 433-N. United States Government Printing Office, Washington, 1973. – 49 p.

425. *Heinemann H., Hille R.* Determination of soil contamination by the CORAD system in comparison with other methods // Kerntechik. – 1997. – Vol. 62. – № 2-3. – P. 113-117.

426. *Hilton J., Cambray R.S., Green N.,* 1992. Fractionation of radioactive caesium in airborne particles containing bomb fallout, Chernobyl fallout and atmospheric material from the Sella fi eld site // J. Environ. Radioact. 15, 103-108.

427. *Hinton Th. G.* (2016) On the Evolution of Radioecology and Why We Lost Ecology Along the Way // http: // www.iur-uir.org/upload/CONFERENCES/aerc-iur2016_hinton-web.pdf

428. *Hinton Th.G.* et al., 2013. An invitation to contribute to a strategic research agenda in radioecology // Journal of Environmental Radioactivity 115 (2013) 73-82.

429. *Hobbie, E. A., Chen, J., Hanson, P. J., Iversen, C. M., McFarlane, K. J., Thorp, N.R.*, *and Hofmockel, K. S.*: Long-term carbon and nitrogen dynamics at SPRUCE revealed through stable isotopes in peat profiles, Biogeosciences, 14, 2481-2494, doi:10.5194/bg-14-2481-2017, 2017.

430. IAEA Handbook of parameter values for the prediction of radionuclides transfer in temperate environments // Technical Report Series №364. Int. Atomic Energy Agency, Vienna, 1994. 74 p.

431. *Iskra A.A., Kvasnikova E.V., Linnik V.G., Popov V.K., Savkin M.N.* Radioecological meta-database on the Yenisei river Catchment and Valley // Compendium: Conference ECORAD 2004 – the scientific basis for environment protection against radioactivity. Abstracts. 259, Conference ECORAD 2004 – the scientific basis for environment protection against radioactivity, Aix-en-Provence (France), 6-10 Sep 2004.

432. *Jenny, H.* (1941) Factors of Soil Formation: A System of Quantitative Pedology. Dover Publications, New York, 281 p.

433. *Jessee J.E.* Radiation ecologies: Bombs, Bodies, and Environment during the Atmosoheric Nuclear Weapons Testion Period, 1942-1965. A dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in History. Montana State University Bozeman, Montana January 2013. 468 p.

434. *Jussi P., Hämeri K., Jantunen M., Hari P., Persson Ch., Kulmala M., Mattsson R., Hansson H-Ch. and Taisto Raunemaa* Chernobyl Observations in Finland and Sweden / In: Ch12. Aerosol Science and Technology: History and Reviews Edited by David S. Ensor. RTI Press 2011. P. 339-366.

435. *Konoplev A.V., Bobovnikova Ts.I.* 1990. Comparative analysis of chemical forms of long-lived radionuclides and their migration and transformation in the environment following the Kyshtym and Chernobyl accidents. In: Proceedings of Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxembourg, 1-5 October 1990. Proceedings Report EUR 13574, vol. 1. CEC, Luxembourg, pp. 371-396.

436. *Konoplev A.V., Bulgakov A.A., Popov V.E., Bobovnikova Ts.I.* (1992) Behaviour of Long-Lived Chernobyl Radionuclides in a Soil-Water System // Analyst, 117, pp.1041-1047.

437. *Konoplev A., Lyashenko G., Rascob W., Shaine W., Zheleznyak M.* Modelling of radionuclide washout from the Chernobyl plots, – validation study in the frame of BIOMOVSII program // J. Environmental Radioactivity. – 1998. – Vol. 41. – № 2. – P. 127-139.

438. *Korobova E.M., Linnik V.G.* Geochemical landscape strategy in monitoring the areas contaminated by the Chernobyl radionuclides // Landscape and Urban Planning. – 1993. – Vol. 27. – № 1. – P. 91-96.

439. *Korobova E., Linnik V., Gordeev S., Ter-Saakov A., Yermakov A., Khilov A., Kuvylin A., Brodsky S., Glebov M.* Radioecological Monitoring in Bryansk Region Contaminated after the Chernobyl Accident // Um-weltradioaktivitat Radiookologie Strahlenwirkungen. Band I. 25.Jahrestagung Binz auf Rugen, 25-30. September 1993. – P. 248-251.

440. *Korobova E., Ermakov A., Linnik V.* ^{137}Cs and ^{90}Sr mobility in soils and transfer in soil-plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl accident // Applied Geochemistry. – 1998. – Vol. 13. – № 7. – P. 803-814.

441. *Korobova E., Linnik V., Chizhikova N.* The history of the Chernobyl ^{137}Cs contamination of the flood plain soils and its relation to physical and chemical properties of the soil horizons (a case study) // Journal of Geochemical Exploration. – 2008. – Vol. 96. – P. 236-255.

442. *Korobova E.M., Linnik V.G., Chizhikova N.P., Alekseeva T.N., Shkinev V.M., Brown J., Dinu M.I.* Granulometric and mineralogic investigation for explanation of radionuclide accumulation in different size fractions of the Yenisey floodplain soils // Journal of Geochemical Exploration. – Vol. 142. – July 2014. – P. 49-59.

443. *Kropatcheva M., Chuguevsky A., Melgunov M.* Distribution of ^{152}Eu and ^{154}Eu in the 'alluvial soil-rhizosphere-plant roots' system // Journal of Environmental Radioactivity 106 (2012) 58-64.

444. *Kryshev I.I., Romanov G.N., Chumichev V.B., Sazykina T.G., Isaeva L.N., Ivanitskaya M.V.* Radioecological consequences of кadioactive вischarges into the Techa river on the Southern Urals // J. Environ. Radioactivity. – 1998. – Vol. 38. – № 2. – P. 195-209.

445. *Kuzmenkova N.V., VorobyovaT.A.* Landscape-geochemical mapping of the North-West of Kola Peninsula // Journal of Geochemical Exploration. – Vol. 154. – July 2015. – P. 194-199.

446. *Kwa C.* (1993). Radiation ecology, systems ecology and the management of the environment. In M. Shortland (Ed.), Science and nature: essays in the history of the environmental sciences (pp. 213-249). (BSHS monographs; No. 8). [Chalfont St. Giles]: British Society for the History of Science.

447. Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process /Turner M.G., Gardner R.H., O'Neil R.V. – USA: Springer, 2001. – 401 p.

448. *Linnik V.G., Chepurnoi N.D.* The creation of a system of appraisal and forecast of radionuclide migration to the area of the Chernobyl atomic power plant accident//The Eurochernobyl Project. Report 1 based on the first Eurochernobyl International Seminar. Kiev, April 1989. Moscow, USSR. – 1989. – P. 101-112.

449. *Linnik V.G.* GIS strategy in the landscape-geochemical and radio-ecological mapping of radionuclides contaminated territory // Published for the International simposium of Environmental Change and GIS. IWSEG'91, August 25-28, 1991, Asahikawa, Japan. – Vol. 1. – P. 111-114.

450. *Linnik V.G.* Assessment and Prediction of a Radioecological Situation Using GIS-Technology: a Case of Restoration of Radionuclide Contaminated Territory of Bryansk Region // Nuclear and Hazardous Waste Management International Topical Meeting. August 14-18, 1994. Atlanta, Georgia, USA. Proceedings SPECTRUM'94. – Vol. 3. – P. 2069-2072.

451. *Linnik V.G., Korobova E.M., Kogan D.L., Kuvylin A.I.* GIS technology in education for agro-landscape optimal organization in conditions of radionuclide contamination // Managing change in the FOOD-CHAIN and ENVIRONMENT: the role of higher agricultural education. Proceedings of Second European Scientific Conference of Higher Education in Agriculture. 31.Aug. – 03.Sept.1994. – Gődollo University of Agricultural Sciences Hungary. – P. 151-155.

452. *Linnik V.G., Korobova E.M., Kuvylin A.I.* Radioecological Mapping as a Tool for Monitoring Natural Landscapes and Agricultural Lands in Bryansk Region // Proceedings 18th ICA/ACI International Cartographic Conference. ICC 97. Stockholm Sweden 23-27 June 1997. – Vol. 3. – P. 1760-1767.

453. *Linnik V., Korobova E., Kuvylin A.*, *van der Perk M., Burrough P.* GIS modelling for training in decision making on safe agricultural production in contaminated areas (Novozybkov case study). 5th Europrean conference on Higher Education. Conference proceedings. From production Agriculture to Rural Development. Challenges for Higher education in the New Millenium. September 10-13, 2000a. Seale-Hayne Faculty. University of Plymouth. United Kingdom. Ed. by Eirene Williams. – P. 202.

454. *Linnik V., Korobova E., Kuvylin A., Van der Perk M., Burrough P.* Regional Geoinformation System for the Spatial Assessment of Environmental Transfer of ^{137}Cs to Cow's Milk in the Novozybkov District, Russia. Fifth International Symposium and Exibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, Prague 12-14 September. Prague 2000b. Abstracts. – P. 166.

455. *Linnik V.G., Potapov V.N., Sokolov A.V., Surkov V.V., Borghuis A., Brown J., Nossov A.V.* Landscape-Radioecological Simulation on the Beriozovy Island //

Proceedings from the 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. St. Petersburg, Russia, 16-20 June 2002a. – P. 83-85.

456. *Linnik V.G., Potapov V.N., Surkov V.V., Korobova E.M., Volosov A.G., Borghuis A., Brown J., Sokolov A.V., Martynova A.M., Savitsky Yu.V.* Landscape-Radiometric Cross-Section Studies on Enisei River Islands // Proceedings from the 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. St. Petersburg, Russia, 16-20 June 2002b. – P. 264-267.

457. *Linnik V.G., Brown J.E., Dowdall M., Potapov V.N., Surkov V.V., Korobova E.M., Volosov A.G., Vakulovsky S.M., Tertyshnik E.G.* Radioactive Contamination of the Balchug (Upper Enisey) Floodplain, Russia in Relation to Sedimentation Processes and Geomorphology // The Science of the Total Environment. – March 2005. – Vol. 339. – Issue 1-3. – P. 233-251.

458. *Linnik V.G., Brown J.E., Dowdall M., Potapov V.N., Nosov A.V., Surkov V.V., Sokolov A.V., Wright S.M., and Borghuis S.* Patterns and inventories of radioactive contamination of island sites of the Yenisey River, Russia // Journal of Environmental Radioactivity. – 2006a. – Vol. 87. – Issue 2. – P. 88-208.

459. *Linnik V.G., Govorun A.P., Nosov A.V., Volosov A.G.* The effects of landscape differentiation on ^{137}Cs wash-off in the Iput and Besed Rivers catchments (Bryansk Region) and the Plava River flood plain (Tula Region) // International Conference «20 years after Chernobyl: strategy for recovery and sustainable development if the affected regionas» Abstracts proceeding 19-21 April 2006b, Minsk–Gomel. – P. 157.

460. *Linnik V.G., Saveliev A.A., Govorun A.P., Ivanitsky O.M., Sokolov A.V.* Spatial Variability and Topographic Factors of ^{137}Cs Soil Contamination at a Field Scale // International Journal of Ecology & Development. – 2007a. – Vol. 8. – № 7. – P. 8-25.

461. *Linnik V.G., Saveliev A.A., Govorun A.P., Sokolov A.V.* Spatial analysis and modeling of Cs-137 distribution at the microlandscape level (the Bryansk region). In.: Landscape Analysis for Sustainable Development. Theory and Applications of Landscape Science in Russia. Ed. K.N. Dyakonov, N.S. Kasimov, A.V. Khoroshev, A.V. Kushlin. – Moscow, 2007b. – P. 190-199.

462. *Linnik Vitaly and Alexander Sokolov.* Multiscale structure of Cs-137 soil contamination on the Bryansk Region (Russia) due to the accident at the Chernobyl NPP // EGU General Assembly 2013, held 7-12 April, 2013 in Vienna, Austria, – 2013. – EGU2013-6820.

463. *Linnik Vitaly, Nenko Kristina, Sokolov Alexander, Saveliev Anatoly.* Estimation of Cs-137 hillslope patterns of Polesje landscapes using geo-information modeling techniques (on example of the Bryansk region)// Geophysical Research Abstracts. Vol. 17, EGU2015-4954, 2015. EGU General Assembly 2015.

464. *Mamikhin S.V.* Mathematical model of ^{137}Cs vertical migration in a forest soil // Journal of Environmental Radioactivity. – 1995. – Vol. 28. – № 2. – P. 161-170.

465. *Martynenko V., Vakulovsky S. and Linnik V.* The effect of Cs-137 short-range spatial variability on soil after the Chernobyl disaster // EGU General Assembly 2014. Geophysical Research Abstracts. Vol. 16, EGU2014-5398.

466. *Mitasova H, Hofierka J* 1993 Interpolation by regularised spline with tension: II. Application to terrain modeling and surface geometry analysis. Mathematical Geology 25: 657-69.

467. *Mokrov Yu.G.* Radioactive contamination of bottom sediment in the upper reaches of the Techa river analysis of the data obtained in 1950 and 1951 // Radiat. Eviron. Biophys. – 2003. – № 42. – P. 155-168.

468. *Mokrov Yu.G.* Radioactive contamination in the upper part of the Techa river: stirring-up of bottom sediments and precipitation of suspended particles. Analysis of the data obtained in 1949–1951 // Radiat. Environ. Biophys. – 2004. – № 42. – P. 285–293.

469. *Molchanova I.M., Karavaeva E.N.* Radioecology in the Urals: investigations of hydromorphous soils/In: F.F. Luykx, M.J. Frissel Radioecology and the Restoration of Radioactive-Contaminated Sites. – Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands, 1996. – P. 103-114.

470. *Nicholas A.P., Walling D.E.* Investigating spatial patterns of medium-term overband sedimentation on floodplains: a combined numerical modelling and radiocaesium-based approach // Geomorphology. – 1997. – Vol. 19. – P. 133-150.

471. Oak Ridge National Laboratory. Review. Managed by Ut-Ballelle for the Department of Energy. Vol. 36. – 2003. – № 1. – 36 p.

472. *Odum E.P.* Fundamentals of Ecology. Saunders, Philadelphia, 1953. – 384 pp.

473. *Odum E.P.* Ecology and the Atomic Age // The ASB Bulletin 4, no. 2 (1957): 27-29.

474. *Odum E.P.* The emergence of ecology as a new integrative discipline // Science, 1977, 195, Issue 4284, pp. 1289-1293.

475. *Olson J.S.* Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems // Ecology, (1963a) 44, pp. 322-331.

476. *Olson J.S.* 1963b. Analog computer models for movement of nuclides through ecosystems, pp.121-125. In Proceedings of the First International Symposium on Radioecology. V. Schultz and A. W. Klement (eds). New York: United Nations.

477. *Olson J.S., Watts J.A. Allison L.J.* 1985. Major world ecosystem complexes ranked by carbon in live vegetation: A Database. NDP-017, Carbon Dioxide Information Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. doi: 10.3334/CDIAC/lue. ndp017 (Revised 2001).

478. *O'Neill Robert V.* Chapter 10. Landscape Ecology at Oak Ridge National Laboratory. In.: History of Landscape Ecology in the United States. Gary W. Barrett, Terry L. Barrett, Jianguo Wu Editors Springer Science+Business Media New York 2015. p. 163-175.

479. *Panin A.V., Walling D.E. and Golosov V.N.* The role of soil erosion and fluvial processes in the post-fallout redistribution of Chernobyl-derived caesium-137: a case study of the Lapki catchment, Central Russia // Geomorphology. – 2001. – Vol. 40. – P. 185-204.

480. *Papadakos G.N., Karangelos D.J., Petropoulos N.P., Anagnostakis M.J., Hinis E.P., Simopoulos S.E.* Uncertainty assessment method for the Cs-137 fallout inventory and penetration depth // Journal of Environmental Radioactivity 171 (2017) 234-245.

481. PcRaster Workbooks. An Inroduction to Cartographic Modelling. PcRaster, 1996. Facultu of Geographical Sciences Utrecht University, The Netherlands. – 116 p.

482. *Perk M. Van der, Burrough P.A. and Voigt G.* GIS-based modelling to identify regions of Ukraine, Belarus and Russia affected by residues of the Chernobyl nuclear power plant accident // Journal of Hazardous Materials. – 1998. – Vol. 61. – P. 85-90.

483. *Perk, M. van der, Jetten V.G., Karssenberg D., He Q., Walling D.E., Laptev G.V., Voitsekhovitch O.V., Svetlichnyi A.A., Slavik O., Linnik V.G., Korobova E.M., Kivva S. and M. Zheleznyak* Assessment of spatial redistribution of Chernobyl-derived radiocaesium within catchments using GIS-embedded models. In: The Role of Erosion and Sediment Transport in Nutrient and Contaminant Transfer (ed. by M. Stone) (Proc. Waterloo Symp., July 2000) // IAHS Publ. – 2000a. – № 263. – P. 277-284.

484. *Perk, M. Van der, Lev T., Gillett A., Absalom J.P., Burrough P.A., Crout N.M.J., Garger E.K., Semiochkina N., Stephanishin Y.V., Voigt G.* Spatial modelling of transfer of long-lived radionuclides from soil to agricultural products in the Chernigov region, Ukraine // Ecological Modelling. – 2000b. – Vol. 128. – P. 35-50.

485. *Perk, M. Van der, Burema J.R., Burrough P.A., Gillett A.G. and M.B. van der Meer. A* GIS-based environmental decision support system to assess the transfer of long-lived

radiocaesium through food chains in areas contaminated by the Chernobyl accident // International Journal of Geographical Information Science. – 2001. – Vol. 15. – P. 43-64.

486. *Petlin W.* General principles of the environmental monitoring organization// In: Landscape and man in space and time. Cultural Landscape Commission of Polish Geographical Society No.20. Sosnowiec 2013. – P. 17-25.

487. *Perkins R.W., Nelson J.L., Haushild W.L.* Behavior and Transport of radionuclides in the Columbia River between Hanford and Vancouver, Washington // Limnology and Oceanography, Vol. 11, Issue 2, 2003, pp. 235-248.

488. *Petropoulos N.P., Hinis E.P. and Simopoulos S.E*. Cs-137 Chernobyl fallout in Greece and its associated radiological impact // NRE VI, International Symposium, June 5-9, 1995, Montreal, Environmental International, Vol. 22, Suppl. 1, pp. S369-S373, 1996.

489. *Potapov V.N., Ivanov O.P., Chirkin V.M., Ignatov S.M.* A dip detector for in situ measuring of Cs-137 specific soil activity profiles // IEEE Transactions on Nuclear Science. – 2001. – Vol. 48 (4). – P. 1194-1197.

490. *Potapov V.N., Brown J., Linnik V.G., Nossov A.V., Bobrovitskaya N.N., Wulf V.V.* Measuring od Radionuclide Contamination of Enisei River Bottom Sediments with Diving Detector // Proceedings from the 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. St. Petersburg, Russia, 16-20 June 2002. – P. 291-293.

491. *Prister B.S., Baryakhtar V.G., Vynogradskaja V.D.* etc. Experimental Substantiation and Parameterization of the Model Describing ^{137}Cs and ^{90}Sr Behavior in a Soil-Plant System // Env. Science and Pollution Research. – 2003. – Special Issue № 1. – P. 126-136.

492. Radionuclide Releases to the Clinch River from White Oak Creek on the Oak Ridge Reservation – an Assessment of Historical Quantities Released, Off-Site Radiation Doses, and Health Risks // Reports of the Oak Ridge Dose Reconsruction, Vol.4. The Report of Project Task 4. July 1999.

493. *Ritchie J.C., McHenry J.R. Gill A.C.* Dating recent reservoir sediments // Limnology and Oceanography. – 1973. – Vol. 18. – P. 255-264.

494. *Ritchie J.C., McHenry J.R.* Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review // Journal of Environmental Quality. – 1990. – Vol. 19. – P. 215-233.

495. *Roed J.* Deposition and removal of radioactive substances in an urban area, In: Tveten U. (Ed.). Final Report of the NKA Project AKTU-245, October 1990.

496. *Roed J., Lange C., Anderson K.G.* et al. Decontamination in a Russian settlement. Riso National Laboratory, Roskilde, Denmark, March 1996, Riso-R-870 (EN). – P. 16-20.

497. *Saveliev A.A., Romanov A.V., Mukharamova S.S.* Automated mapping using multilevel B-Splines // Applied GIS. – 2005. – Vol. 1. – № 2. – P. 17-01 – 17-19.

498. *Scheib C., Beamish D.* (2010) High spatial resolution observations of ^{137}Cs in northern Britain and Ireland from airborne geophysical survey. Journal of Environmental Radioactivity 101:9, 670-680.

499. *Semizhon T., Röllin S., Spasova Ya., Klemt E.* Transport and distribution of artificial gamma-emitting radionuclides in the River Yenisei and its sediment // Journal of Environmental Radioactivity 101 (2010) 385-402.

500. *Simopoulos S.E.* Soil sampling and Cs-137 analysis of the Chernobyl fallout in Greece // Appl. Radiat. Isot. Vol. 40, № 7, pp. 607-613, 1989.

501. *Shary P.F., Sharaya L.S., Mitusov A.V.* Fundamental quantitative methods of land surface analysis // Geoderma. – 2002. Vol.107. №1-2. P.1-32.

502. *Shershakov V.M., Kosykh V.S. Borodin R.V.* Radioecological Analysis Support System (RECASS) // Radiation Protection Dosimetry. – 1993. – Vol. 50. – № 2-4 : 181-184.

503. *Shershakov V.M., Trakhtengerts E.A.* Development of the RODOS/RECASS system as a distributed, decision making support system in an emergency // Radiation Protecting Dosimetry. – 1996. – Vol. 64. – № 1, 2. – P. 143-147.

504. *Smith, J.T., Clarke, R.T. and Saxén, R.* (2000) Time-Dependent Behaviour of Radiocaesium A New Method to Compare the Mobility of Weapons Test and Chernobyl Derived Fallout. Journal of Environmental Radioactivity, 49, 65-83.

505. Sources Contributing to Radioactive Contamination of the Techa River and Areas Surrounding the "Mayak" production association, Urals, Russia. Programme of investigations of possible impacts of the "Mayak" PA activities on radioactive contamination of the Barents and Kara Seas. Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. – Østerås, 1997. – 134 p.

506. *Strand P., Brown J.E., Drozhko E., Mokrov Y., Salbu B., Oughton D., Christensen G.C., Amundsen I.* Biogeochemical behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the artificial reservoirs of Mayak PA, Russia // The Science of the Total Environment. – 1999. – Vol. 241. – P. 107-116.

507. *Suter G.W.* Developing Conceptual Models for Complex Ecological Risk Assessments // Human and Ecological Risk Assessment. – Vol. 5. – № 2. – P. 375-396 (1999).

508. *Sutherland R.A*. Caesium-137 soil sampling and inventory variability in reference locations: A literature survey // Hydrol. Process., 10, 43-53, 1996.

509. *Tomlin C. Dana.* 1990. Geographic Information Systems and Cartographic Modelling. – Prentice Hall: Englewoods Cliff. – 249 p.

510. *Trapeznikov A.V., Pozolotina V.N., Chebotina M.Ya., Chukanov V.N., Trapeznikova V.N., Kulikov N.V., Nielsen S.P., Aarkrog A.* A Radioactive contamination of the Techa River, the Urals // Health Phys. – 1993. – Vol. 65. – P. 481-488.

511. *Trapeznikov A., Aarkrog A., Pozolotina V., Nielsen S.P., Polikarpov G., Molchanova I., Karavaeva E., Yushkov P., Trapeznikova V., Kulikov N.* Radioactive Pollution of the Ob River Sysytem from Urals Nuclear Enterprise "MAJAK" // J. Environ. Radioactivity. – 1994. – Vol. 25. – P. 85-98.

512. *Turner M.G., Gardner R.H., Dale V.H., O'Neill R.V.* Predicting the Spread of Disturbance across Heterogeneous Landscapes // Oikos. – Vol. 55. – № 1. (May, 1989). – P. 121-129.

513. *Vakulovsky S.M., Kryshev I.I., Nikitin A.I., Savitsky Yu.V., Malyshev S.V., Tertyshnik E.G.* Radioactive Contamination of the Yenisei River // J. Environ. Radioactivity. – 1995. – Vol. 29. – № 3. – P. 225-236.

514. *Vakulovsky S.M., Tertyshnik E.G., Borodina T.S.* Migration of Radioactive Contaminants Discharged into the Yenisei River by the Krasnoyarsk Mining and Chemical Complex // Proceedings of the Ecorad 2001 conference. – Aix-en-Provence, France, 2001. – Vol. 2. – P. 673-676.

515. *Venables W.N., Ripley B. D.* Modern applied statistics with S-Plus. 2nd ed. – New York: Springer, 1997 – 548 p.

516. *Voigt G., P. Schüller P., Semiochkina N.* The application of the RESTORE-EDSS to Chile//Radioprotecüon – Collogues. – 2002. – Vol. 37. – P. 121-126.

517. *Voitsekhovitch O.V., Zheleznyak M.J., Onishi Y.* Chernobyl nuclear accident hydrological analyses and emergency evaluation of radionuclide distribution in the Dnieper River, Ukraine during the 1993 summer flood. – Pacific Northwest Laboratories, Battelle, PNL-9980, Richland, Washington, June 1994. – 96 p.

518. *Walling D.E.* 2003. Using environmental radionuclides as tracers in sediment budget investigations // International Association of Hydrological Sciences Publication № 283. – P. 57-78.

519. *Walling D.E., Quine T.A.* Using Chernobyl-derived fallout radionuclides to investigate the role of downstream conveyance losses in the suspended sediment budget of the River Severn, UK. Physical Geography. – 1993. – Vol. 14. – P. 239-253.

520. *Walling D.E. , He Q.* Use of fallout ^{137}Cs in investigations of overbank sediment deposition on river floodplains // Catena. – 1997. – Vol. 29. – P. 263-282.

521. *Walling D.E., He Q.* The spatial variability of overbank sedimentation in river floodplains // Geomorphology. – 1998. – Vol. 24. – P. 209-223.

522. *Wesseling C.G., Karssenberg D., Van Deursen W.P.A., Burrough P.A.* Integrating dynamic environmental models in GIS: the development of a Dynamic Modelling language // Transactions in GIS. – 1996. – Vol. 1. – P. 40-48.

523. *Wood S.N.* Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall/CRC. Crc Press Llc; 2006. – 391 p.

524. *Yatsalo B., Mirzeabassov O., Okhrimenko I., Pichugina I.*, *Kulagin B.* PRANA – Decision Support System for Assessment of Countermeasure Strategy in the Long-term Period of Liquidation of the Consequences of a Nuclear Accident (Agrosphere) // Radiat. Prot. Dosim. – 1997. – Vol. 73. – № 1-4. – P. 291-294.

525. *Yatsalo B., Mirzeabassov O., Okhrimenko I., Pichugina I., Kulagin B. and B. Lisyansky* PRANA: geoinformation decision support system for protection and rehabilitation of agrosphere after nuclear accident // J. of Hazardous Materials. – 1998. – Vol. 61. – № (1-3). – P. 381-384.

526. *Zheleznyak M., Demchenko R., Khursin S., Kuzmenko Yu., Tkalich P., Vitjuk N.* Mathematical modeling of radionuclide dispersion in the Pripyat-Dnieper aquatic system after the Chernobyl accident // The Science of the Total Environment. – 1992. – Vol. 112. – P. 89-114.

Фондовые материалы

527. Выбор экспериментальных полигонов. Разработка и реализация комплексных методов радиационно-экологических исследований на их базе. (Итоговый отчет по договору 05.01.92). – М.: РНЭЦ Госкомчернобыль России, 1992. – 291 с.

528. Инструкция по отбору проб почвы при радиационном обследовании загрязнения местности. – М.: Межведомственная комиссия, 1987. – 10 с.

529. Ландшафтная карта Брянской области. Пояснительная записка легенды ландшафтной карты Брянской области масштаба 1:200000 В.К. Жучковой, Н.И. Волковой, Н.П. Альбовой. – Москва: МГУ, 1996. – 14 с.

530. Районирование территорий РФ, загрязненных радионуклидами, по комплексу радиоэкологических, социально-экономических и медико-демографических показателей. (Заключительный отчет о НИР по теме 3.3.1-93). – М.: РНЭЦ Госкомчернобыль России, 1993. – 278 с.

531. International Science and Technology Center. RADINFO. Development of a sophisticated information system including a meta-database and regional radioecological cadastres for assessment of the radiation impact on the environment and pollution. Evaluation Study of the North-West of Russia and Krasnoyarsk Region. Moscow, 2005. January 2005. Report number: International Science and Technology Center Project # 2097.

532. *Korobova E.M., Linnik V.G., Kuvylin A.I., Teplyakov A.S., Sokolov R.P.* Implementation of EDSS. In: STRESS. Spatial and Temporal Survey Systems. Ec Contract No IC15-CT96-0215. Final Report. – Ed. By M. van der Perk. – Utrecht University, October 1999. – P. 103-126.

533. *Linnik V.G., Korobova E.M., Nossov A.V., Kuvylin A.I., Govorun A.P., Ermakov A.I., Moisseenko F.V.* SPARTACUS: Spatial redistribution of radionuclides within catchments: Development of GIS-based models for decision support systems. EC

Contract No: IC15-CT98-0215. Midterm Repor. Ed. By M. Van der Perk. Utrecht University, February 1999. – P. 21-31.

534. *Linnik V.G., Govorun A.P., Korobova E.M., Kuvylin A.I., Lutkovskiy V.V., Martynenko V.P., Moisseenko F.V. Nossov A.V., Potapov V.N.* SPARTACUS: Spatial redistribution of radionuclides within catchments: Development of GIS-based models for decision support systems. EC Contract No: IC15-CT98-0215. Final Report. Ed. By M. Van der Perk, A.A. Svetlichnyi, J.W. den Besten, A. Wielinga. Utrecht University, November 2000c – P. 127-149.

Содержание

Предисловие 3
Глава I. Ландшафтная парадигма в радиоэкологии: история становления и развития 6
1.1. Развитие отечественной радиоэкологии в 1950-1970 гг. XX века 7
1.2. Радиоэкологические последствия ядерных взрывов в атмосфере .. 15
1.3. Американская радиоэкология в 50-70-е годы XX века 19
1.4. Системная парадигма в радиационной экологии 25
1.5. Радиоэкология и авария на Чернобыльской АЭС в 1986 г. 27
1.6. Радиоэкология и критерии нормирования радиационного воздействия 30
1.7. Факторы пространственно-временной дифференциации техногенных радионуклидов 35
1.8. Ландшафтные методы пространственно-временного анализа распределения техногенных радионуклидов 42
1.9. Предпосылки и формирование ландшафтной радиоэкологии 54
1.10. Ландшафтные принципы геоинформационного обеспечения в радиоэкологии 59
Глава II. Принципы и методы организации ландшафтно-радиоэкологических исследований 65
2.1. Радиометрические методы измерения активности в окружающей среде 66
2.2. Верификация данных измерения радиометра «КОРАД» в полесских ландшафтах Брянской области 73
2.3. Методика выполнения лабораторных спектрометрических измерений, анализов гранулометрического и минералогического состава 79
2.4. Принципы ландшафтно-радиационного мониторинга пойменных комплексов 80
2.5. Организации сети ландшафтно-радиационного мониторинга в Брянской области 82
Глава III. Распределение ^{137}Cs в полесских и предполесских ландшафтах Брянской области на разных масштабных уровнях 92
3.1. Многомасштабность уровней загрязнения ^{137}Cs ландшафтов Брянской области (по данным аэрогаммасъемки) 92
3.2. Ландшафтные принципы организации радиоэкологического мониторинга 108
3.3. Ландшафтно-радиационная характеристика экспериментальных площадок РНЭЦ Госкомчернобыль РФ 110
3.4. Вариабельность запаса и заглубления ^{137}Cs на мониторинговых площадках НПО «Тайфун» в Брянской области 115
3.5. Масштабные уровни измерения ^{137}Cs в ландшафтах 120

3.6. Пространственный анализ и моделирование распределения ^{137}Cs на локальном уровне 130
Глава IV. Латеральная и радиальная дифференциация техногенных радионуклидов в таежных ландшафтах 147
4.1. Формирование радионуклидного загрязнения пойменных ландшафтов в результате аварии на ЧАЭС 147
4.2. Оценка запаса и сток ^{137}Cs в бассейнах рек Ипуть и Беседь..... 150
4.3. Ландшафтно-гидрологические особенности дифференциации ^{137}Cs в зоне слияния р. Булдынка и р. Ипуть 154
4.4. Ландшафтная дифференциация ^{137}Cs в пойменных массивах р. Ипуть, р. Унеча, р. Беседь 173
4.5. Барьерный эффект накопления ^{137}Cs в пойме на мониторинговой площадке М2 181
4.6. Оценка латеральной миграции ^{137}Cs в полесских ландшафтах Брянской области 189
Глава V. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов в пойменных ландшафтах при сбросах предприятий ядерно-топливного цикла..... 205
5.1. Радионуклидное загрязнение пойменных ландшафтов р. Теча 205
5.2. Ландшафтная дифференциация ^{137}Cs в пойме р. Теча (на участке Муслюмово-Затеченское)..... 211
5.3. Радиационное загрязнение пойменных ландшафтов р. Енисей.... 224
5.4. Физико-географическая характеристика района работ в пойме р. Енисей 227
5.5. Ландшафтно-радиационная характеристика поймы р. Енисей..... 231
5.6. Распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям 258
5.7. Датирование новейших аллювиальных отложений поймы р. Енисей по соотношению радиоизотопов европия..... 260
Глава VI. Геоинформационные системы и математическое моделирование в ландшафтно-радиоэкологических исследованиях..... 264
6.1. Основные принципы создания радиоэкологических геоинформационных систем (РадГИС) 264
6.2. Организация радиоэкологических геоинформационных систем для принятия решений 269
6.3. Динамические модели загрязнения сельскохозяйственной продукции..... 277
6.4. Оценка водной миграции ^{137}Cs на пойме р. Ипуть с помощью системы гидродинамического двумерного моделирования BOSS SMS.. 295
6.5 Геоиформационная система долины р.Енисей..... 300
6.6. Система поддержки принятия решений (СППР) по радиационному мониторингу ближней зоны ГХК..... 311
Заключение..... 330
Литература..... 333

ЛАНДШАФТНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

Подписано в печать 28.05.2018. Формат 70x100 1/16.
Гарнитура Times. Печ. л. 23,25.
Тираж 300 экз. Заказ № 1679.

Издатель – Российская академия наук

Оригинал-макет подготовлен
ООО «Красногорский полиграфический комбинат»

Публикуется в авторской редакции

Отпечатано в типографии ООО «Красногорский полиграфический комбинат»
107140, г. Москва, 1-й Красносельский пер., д. 3

Издается по решению Научно-издательского совета Российской академии наук
(НИСО РАН) и распространяется бесплатно